



Bases científico-técnicas para la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA Y PESCA,
ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Bases científico-técnicas
para la Estrategia estatal de infraestructura verde
y de la conectividad y restauración ecológicas



Madrid, 2017



Aviso Legal: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización

El presente documento fue elaborado en el año 2016 en el marco del proyecto *Elaboración de la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas*, promovido y financiado por el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente

Dirección técnica del proyecto

Rafael Hidalgo¹

Coordinadores

Fernando Valladares Ros²

Paula M. Gil Hernández²

Alicia Forner Sales²

Asistencia técnica editorial

Sara Sardón Gutiérrez³

Íñigo Vázquez-Dodero Estevan³

¹ Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural

² Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC

³ TRAGSATEC, Grupo TRAGSA

A efectos bibliográficos la obra debe citarse como sigue:

Valladares, F., Gil, P. y Forner, A. (coord.). 2017. *Bases científico-técnicas para la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 357 pp.

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no necesariamente del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.



MINISTERIO DE AGRICULTURA Y PESCA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente

Secretaría General Técnica

Centro de Publicaciones

Diseño y maquetación:

TRAGSATEC. Grupo TRAGSA

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

NIPO: 013-17-187-X

Coordinadores, autores y revisores de las Bases científico-técnicas de la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas

EQUIPO COORDINADOR

Fernando Valladares Ros, Paula M. Gil Hernández y Alicia Forner Sales (Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC)

COORDINADORES DE GRUPOS DE TRABAJO

Andreu Bonet Jornet (Universidad de Alicante): Cambios de ocupación del suelo (Marco conceptual y Diagnóstico)

Carlos Iglesias Merchán (ESC, S.L.): Programa de seguimiento

Dionisio Fernández de Gatta Sánchez (Universidad de Salamanca): Marco normativo

Emilio Díez de Revenga Martínez (AMBIENTAL, S.L.): Directrices para la política urbanística

Fernando Magdaleno Mas (CEDEX, Ministerio de Fomento): Directrices para las políticas sectoriales

Fernando Rodríguez López (Universidad de Salamanca): Financiación y dimensión económica

Francisco A. Comín Sebastián (Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC): Servicios ecosistémicos (Marco conceptual)

Gema Rodríguez Cáceres (WWF España): Conectividad ecológica, corredores ecológicos (Diagnóstico)

Jordi Cortina Segarra (Universidad de Alicante): Restauración ecológica (Marco conceptual y Diagnóstico)

José R. Molina Moreno (Grupo TYPESA): Directrices para la implementación y difusión de la Estrategia

José R. Picatoste Ruggeroni (Oficina Española de Cambio Climático, MAPAMA): Cambio Climático (Marco conceptual)

Mikel Gurrutxaga San Vicente (Universidad del País Vasco): Conectividad ecológica (Marco conceptual)

Rafael Mata Olmo (Universidad Autónoma de Madrid): Directrices generales para la infraestructura verde

Rafael Silva López (Junta de Andalucía): Infraestructura verde (Diagnóstico)

Raúl García Camacho (Universidad Rey Juan Carlos): Cambio Climático (Diagnóstico)

Víctor J. Colino Rabanal (Universidad de Salamanca): Infraestructura verde (Marco conceptual)



AUTORES

Alfonso Jiménez Moreno (Fundación Centro de Recursos Ambientales de Navarra)

Alicia Forner Sales (Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC)

Aída Velasco Munguira (Oficina Española de Cambio Climático, MAPAMA)

Alfredo Ollero Ojeda (Universidad de Zaragoza)

Andreu Bonet Jornet (Universidad de Alicante)

Antoni Sorolla Amat (Generalitat de Catalunya)

Antonio Calò (Universidad de Murcia)

Antonio Castellano Torrejón (Junta de Andalucía)

Antonio Ruiz Salgado (Abogado ambiental - Foro de Redes y Entidades de Custodia del Territorio)

Aurora V. Mesa Fraile (Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas)

Beatriz Terrones Contreras (Universidad de Alicante)

Belinda Gallardo Armas (Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC)

Carles Castell Puig (Diputación de Barcelona)

Carlos Iglesias Merchán (ESC S.L.)

Carme Rosell Pagès (Minuartia)

Carolina Martínez Ruiz (Universidad de Valladolid)

Constantino Cuenca Sánchez (Universidad de Alicante)

Cristina del Pozo Sánchez (Universidad Rey Juan Carlos)

Cristina García Díaz (Oficina Española de Cambio Climático, MAPAMA)

David Moreno Mateos (BC3 Basque Centre for Climate Change)

Diana Colomina Pérez (WWF España)

Dionisio Fernández de Gatta (Universidad de Salamanca)

Emilio Díez de Revenga Martínez (AMBIENTAL S.L.)

Eva Rodríguez Rabadán (Fundación Biodiversidad)

Fernando Magdaleno Mas (CEDEX, Ministerio de Fomento)

Fernando Rodríguez López (Universidad de Salamanca)

Fernando Valladares Ros (Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC)

Francisca Giménez Casalduero (Universidad de Alicante)

Francisco A. Comín Sebastián (Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC)

Gema Rodríguez Cáceres (WWF España)

Guido Schmidt (Fresh Thoughts Consulting GmbH)

Gonzalo González Jurado (Junta de Andalucía)

Ignacio Mola Caballero (OHL)

Ivonne Bejarano Rodríguez (Universidad de Murcia)

Jesús Martínez Fernández (CIFOR, INIA)

Jordi Cortina Segarra (Universidad de Alicante)

Jordi Solina Angelet (Generalitat de Catalunya)

José Antonio Atauri Mezquida (EUROPARC España)

José A. García Charton (Universidad de Murcia)

José Francisco Martín Duque (Universidad Complutense de Madrid)

José Lascurain Golferichs (SGM S.L.)

José Manuel Nicolau Ibarra (Universidad de Zaragoza)

José Manuel Fernández Vega (Junta de Andalucía)

José María Rey Benayas (Universidad de Alcalá de Henares)

José Ramón Molina Moreno (Grupo TYPESA)

José Ramón Picatoste Ruggeroni (Oficina Española de Cambio Climático, MAPAMA)

José Templado González (Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC)

José Vicente de Lucio Fernández (Universidad de Alcalá de Henares)

Juan A. Oliet Palá (Universidad Politécnica de Madrid)

Lourdes Hernández Martínez (WWF España)

María Cruz Mateo Sánchez (Universidad Politécnica de Madrid)

María R. Felipe Lucía (Universida de Berna, Suiza; Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC)

María Melero de Blas (WWF)

Miguel Ángel de Zavala Gironés (Universidad de Alcalá de Henares)

Mikel Gurrutxaga San Vicente (Universidad del País Vasco)

Montserrat Jorba Peiró (Universidad de Barcelona)

Olga D. Ormaechea Cazalis (Junta de Andalucía)

Óscar Esparza Alaminos (WWF España)

Paloma Ruiz Benito (Universidad de Alcalá de Henares)

Paula M. Gil Hernández (Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC)

Rafael Mata Olmo (Universidad Autónoma de Madrid)

Rafael Silva López (Junta de Andalucía)

Ramón Vallejo Calzada (Universidad de Barcelona)

Raquel del Rosal Gutiérrez (Generalitat de Catalunya)

Raúl García Camacho (Universidad Rey Juan Carlos)

Rocío de Torre Ceijas (Universidad Complutense de Madrid)

Sandra Magro Ruiz (Creando Redes)

Santiago Saura Martínez de Toda (Universidad Politécnica de Madrid)

Susana Carbajo Benito (Generalitat de Catalunya)

Valentín Alfaya Arias (Ferroviaria, S.A.)

Víctor Javier Colino Rabanal (Universidad de Salamanca)

Victoria Pérez García (Fundación Biodiversidad)

Yago de Miguel García (Junta de Andalucía)



REVISORES

Adrián Escudero Alcántara (Universidad Rey Juan Carlos)	Josep Germain Otzet (Institut d'Estudis Catalans)
Aída Velasco Munguira (MAPAMA)	Juan Azcárate Luxán (Ayuntamiento de Madrid)
Aixa Sopeña Blanco (Fundación Biodiversidad)	Juan A. Oliet Palá (Universidad Politécnica de Madrid)
Andreu Bonet Jornet (Universidad de Alicante)	Luis Barrios Jaques (LIFE+IBERLINCE)
Antonio Castellano Torrejón (Junta de Andalucía)	Luis Jiménez Meneses (Asociación de Ciencias Ambientales)
Arancha Muñoz Criado (ESRI España)	Luis Manso de Zúñiga (Ayuntamiento de Zaragoza)
Arantza Pérez Oleaga (Asociación Certificación Forestal, PEFC España)	Luis Tejero Encinas (Ayuntamiento de Madrid)
Belén Vacas Zamora (Comunidad de Madrid)	Magdalena Calvo Sarabia (ENDESA)
Carlos Montes del Olmo (Universidad Autónoma de Madrid)	María Ángeles Climent Valiente (OISMA, CARM)
Carme Rosell Pagès (Minuartia)	María R. Felipe Lucia (Universidad de Berna, Suiza; Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC)
Concha Olmeda Latorre (ATECMA)	María Fernanda Maradiaga Marín (Universidad de Granada)
Concha Salguero Herrera (Asociación Trashumancia y Naturaleza)	María Melero de Blas (WWF España)
Daniel Arizpe Ochoa (CIEF-VAERSA)	María Soledad Vivas Navarro (Junta de Andalucía)
David Álvarez García (ECOACSA)	Marta Hernández de la Cruz (MAPAMA)
Eduardo González Fernández (MAPAMA)	Miguel Ángel Simón Mata (Junta de Andalucía)
Eduardo Perero Van Hove (CONAMA)	Miguel Chamón Fernández (OISMA, CARM)
Eladio L. García de la Morena (SECIM)	Miguel Soriano Moyano (TALHER, S.A.)
Elena Daniela Concepción Cuevas (Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC)	Montse Hernández Martín (Ayuntamiento de Zaragoza)
Eva Rodríguez Rabadán (Fundación Biodiversidad)	Olga Dulce Ormaechea Cazalis (Junta de Andalucía)
Federico Zamora Martínez (Comunidad de Madrid)	Pablo Campos Palacín (Instituto de Políticas y Bienes Públicos, CSIC)
Fernando Santos Martín (Universidad Autónoma de Madrid)	Paloma Cariñanos González (Universidad de Granada)
Francesc Baró Porras (ICTA, Universidad de Barcelona)	Paola Sangalli (Asociación Española de Ingeniería del paisaje)
Francisco Berroya Chaves (ASERPMA)	Regino Zamora Rodríguez (Universidad de Granada)
Gabriel del Barrio Escribano (Estación Experimental de Zonas Áridas, CSIC)	Ricardo García Moral (BIOSFERA XXI, Estudios Ambientales, S.L.)
Gabriela Inés Fontanals (ENDESA)	Rocío de Torre Ceijas (Universidad Complutense de Madrid)
Gema Rodríguez Cáceres (WWF España)	Rubén Álvarez Llovera (OHL)
Georgina Álvarez Jiménez (MAPAMA)	Sara Muñoz Vallés (Universidad de Sevilla)
Jorgelina Gutiérrez Angonese (Universidad Autónoma de Madrid)	Sonia Moreno Angulo (OHL)
José Lascurain Golferichs (SGM S.L.)	Teodoro Marañón Arana (Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología, CSIC)
José Ramón Picatoste Ruggeroni (MAPAMA)	Victoria Pérez García (Fundación Biodiversidad)





Índice

1	INTRODUCCIÓN.....	13
2	ANTECEDENTES.....	15
3	MARCO CONCEPTUAL.....	17
3.1	Funciones, servicios ecosistémicos y biodiversidad	17
3.1.1	Concepto de servicios ecosistémicos	17
3.1.2	Clasificación de los Servicios de los Ecosistemas.....	19
3.1.3	Relaciones entre los servicios ecosistémicos y la infraestructura verde, la conectividad y la restauración ecológica	20
3.2	Conectividad ecológica.....	24
3.2.1	Concepto de conectividad ecológica.....	24
3.2.2	Planificación de la conectividad.....	26
3.3	Motores de cambio global	28
3.3.1	Fragmentación y pérdida de hábitats	28
3.3.2	Cambio de uso del suelo	31
3.3.3	Cambio climático.....	41
3.4	Infraestructura verde	57
3.4.1	Concepto de Infraestructura verde.....	57
3.4.2	Funciones de la infraestructura verde.....	58
3.4.3	Estrategia de la UE en materia de infraestructura verde	59
3.4.4	Bases fundamentales de la infraestructura verde.....	62
3.4.5	Los beneficios del desarrollo de estrategias de infraestructura verde.....	63
3.4.6	Elementos de una infraestructura verde.....	64
3.4.7	Estructura multiescalar y multisectorial de la infraestructura verde	66
3.4.8	Metodologías para la definición de la infraestructura verde. Cartografía y evaluación de los servicios ecosistémicos	67
3.4.9	Evaluación de los beneficios aportados por la infraestructura verde	70
3.5	Infraestructura azul.....	71
3.5.1	Concepto de infraestructura azul	71
3.5.2	Servicios de los ecosistemas marinos	72
3.5.3	Concepto de conectividad en el medio marino	73
3.5.4	Factores de cambio que afectan a la biodiversidad marina.....	74
3.5.5	Concepto de restauración ecológica en ecosistemas marinos.....	76
3.6	Restauración ecológica.....	76
3.6.1	Las bases de la restauración ecológica	77
3.6.2	Restauración ecológica en las medidas de corrección y compensación del impacto ambiental	81
3.6.3	Restauración ecológica en el marco de la infraestructura verde.....	85
3.6.4	Restauración en espacios protegidos	87
3.6.5	Restauración ecológica en el marco de la conectividad.....	89
3.7	Valoración económica de los servicios ecosistémicos	91



4	MARCO LEGISLATIVO	95
4.1	Marco normativo de referencia de la Unión Europea	96
4.2	Marco normativo nacional	100
4.2.1	Distribución constitucional de competencias	100
4.2.2	La Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad de 2007 y su reforma de 2015: la previsión de la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas	103
4.2.3	El marco normativo estatal de los elementos integrantes del concepto de infraestructura verde	104
4.2.4	El marco normativo autonómico de la infraestructura verde y la conectividad y restauración ecológica	114
5	DIAGNÓSTICO	119
5.1	Los elementos de la infraestructura verde y el efecto de la escala de trabajo	119
5.1.1	Elementos territoriales de la infraestructura verde a escala nacional	119
5.1.2	Elementos territoriales a escala regional	120
5.1.3	Elementos territoriales a escala local	121
5.1.4	Desglose de los componentes territoriales de la infraestructura verde	122
5.1.5	Áreas protegidas	123
5.1.6	Otros posibles espacios a incorporar en la Infraestructura verde	137
5.1.7	Distribución a las diferentes escalas del territorio de los espacios susceptibles de formar parte de la infraestructura verde	155
5.2	Conectividad: Situación general e identificación de conectores ecológicos	156
5.2.1	Sobre la situación de la conectividad ecológica del territorio en España	156
5.2.2	Avances en la identificación de conectores ecológicos en España	157
5.2.3	Avances en la protección de conectores ecológicos en España	164
5.2.4	Conclusiones sobre la situación de España respecto a la identificación y protección de redes de conectividad	171
5.2.5	Recomendaciones para fomentar la conectividad	173
5.3	Fragmentación y pérdida de hábitats	175
5.3.1	El proceso de fragmentación y sus efectos sobre la biodiversidad	175
5.3.2	Tipos de fragmentación de hábitats	177
5.4	Ocupación del suelo	182
5.4.1	Introducción. Categorías de usos y cubiertas del suelo	182
5.4.2	Evolución de ocupación del suelo en España entre 1990-2012	183
5.5	Situación climática	203
5.5.1	Cambios observados en España	203
5.5.2	Cambios esperados en España	206
5.6	Restauración ecológica	206
5.6.1	Restauración ecológica en infraestructuras lineales	206
5.6.2	Restauración ecológica de montes	212
5.6.3	Restauración ecológica de espacios mineros	229
5.6.4	Restauración ecológica de ecosistemas dunares	242
5.6.5	Restauración ecológica de ríos	247
5.6.6	Estado actual de la restauración de humedales en España	251



5.7	Diagnóstico de la infraestructura azul	257
5.7.1	Componentes de la Infraestructura azul	257
5.7.2	Situación actual de la infraestructura azul en España.	257
5.7.3	Factores de cambio en ecosistemas marinos españoles.	258
5.7.4	Restauración ecológica en ecosistemas marinos	260
5.8	La valoración económica de servicios ecosistémicos	267
6	OBJETIVOS	269
7	SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN	271
7.1	Introducción	271
7.2	Marco conceptual	271
7.3	Metodología de seguimiento.	273
7.3.1	Cálculo de indicadores	273
7.3.2	Informes	274
7.4	Revisión del programa de seguimiento.	275
7.5	Identificación de indicadores.	275
7.6	Registro de elementos de la infraestructura verde.	276
7.7	Presupuesto del programa de seguimiento	276
8	DIMENSIÓN ECONÓMICA Y FINANCIERA	277
8.1	Financiación pública	277
8.2	Financiación privada y público-privada	279
9	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	283
10	ANEXOS	323
	ANEXO I. Glosario de términos y acrónimos.	324
	ANEXO II. Detalles metodológicos del CORINE Land Cover	328
	ANEXO III. Experiencias en España en restauración ecológica de espacios afectados por infraestructuras lineales	332
	ANEXO IV. Actuaciones de restauración ecológica de dunas costeras	336
	ANEXO V. Experiencias en España en restauración ecológica en el medio marino.	337
	ANEXO VI. Legislación vigente de referencia para la mitigación y adaptación al cambio climático.	346
	ANEXO VII. Documentos de referencia para las directrices que relacionan la adaptación al cambio climático y la Estrategia estatal IVCRE.	347
	ANEXO VIII. Ejemplos de Infraestructura Verde en la Unión Europea	348
	ANEXO IX. Propuesta de fichas técnicas del Plan de seguimiento de la infraestructura verde.	353





Introducción

La larga historia humana en el continente europeo en general y en España en particular ha dejado su impronta en el paisaje. Los profundos cambios en los usos del suelo han causado una notable reducción en la extensión de los hábitats naturales y un importante incremento de su nivel de fragmentación. Tanto la transformación como la fragmentación de los hábitats son dos de las principales amenazas a la biodiversidad. Pero además, esta transformación ha afectado negativamente a las funciones desempeñadas por los ecosistemas, funciones que aportan a nuestras sociedades servicios indispensables.

Ante la pérdida de biodiversidad, la Unión Europea inició un ambicioso esfuerzo para proteger sus hábitats representativos y sus áreas de mayor valor ecológico que se materializó en la Red Natura 2000. Aunque ha tenido efectos positivos de cara a la conservación, la Red Natura 2000 entendida como un conjunto de espacios aislados, no puede por sí sola asegurar la conservación de nuestros ecosistemas ni de las poblaciones de fauna y flora a largo plazo ya que no garantiza que dichos ecosistemas y poblaciones estén conectados y que mantengan las interacciones biológicas y los necesarios flujos genéticos. Por tanto, es necesario ir más allá y constituir una red ecológica coherente multiescalar mediante la mejora y fortalecimiento de la infraestructura verde europea. Así, si bien no está centrada exclusivamente en la conservación de la biodiversidad, la infraestructura verde hunde sus raíces en dicha problemática y la considera una cuestión prioritaria. De hecho, el Objetivo 2 de la “Estrategia de la UE sobre Biodiversidad para 2020” se orienta al mantenimiento y mejora de los ecosistemas mediante el establecimiento de una infraestructura verde y la restauración de al menos un 15% de los ecosistemas degradados.

El concepto de infraestructura verde es ambicioso, holístico e integral, ya que no sólo está dirigido a la conservación de la biodiversidad sino que tiene una vocación multifuncional, pretendiendo mejorar el estado general de conservación de los ecosistemas y fortalecer sus funciones ecológicas que son las responsables de suministrarlos múltiples y valiosos servicios.

1

Su implementación requiere de una planificación temporal y espacial, y de un diseño integrado en los procesos de planificación y ordenación del territorio. Además es necesaria la colaboración y cooperación transdisciplinar de múltiples agentes: políticos, gestores, organizaciones sociales y la ciudadanía en su conjunto.

El presente trabajo está concebido como el fundamento técnico y científico de la futura “Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas” para dar cumplimiento al artículo 15 del Título I de la Ley 33/2015, de 21 de septiembre, por la que se modifica la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Dicha Estrategia sienta las bases para establecer un nuevo modelo de planificación y gestión territorial donde se integren el desarrollo económico y social, la garantía del mantenimiento de los servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad. Como eje central, pretende poner de manifiesto la completa dependencia que tiene el ser humano de los procesos que ocurren en los ecosistemas, de los flujos biológicos entre hábitats y, en definitiva, de la diversidad biológica.

El éxito de este nuevo modelo implica la necesidad de trabajar a distintas escalas (estatal, autonómica y local), en un marco competencial amplio, y de transmitir a todos los sectores implicados y al conjunto de la sociedad, las ventajas que supone la implementación de la infraestructura verde en el territorio. En este sentido, todas las actuaciones que impliquen un uso del territorio deberán tener en cuenta los elementos territoriales y los objetivos de esta red ecológica de espacios planificada estratégicamente. La infraestructura verde debe considerar, por tanto, las particularidades ecológicas, sociales y culturales de cada región y al mismo tiempo asegurar un desarrollo sostenible que respete los procesos ecológicos. Sin embargo, para lograr este propósito se requiere una mayor concienciación medioambiental y una verdadera implicación de las poblaciones locales y de los gobiernos en el uso del territorio. Las Bases científico-técnicas de dicha Estrategia estatal pretenden servir de punto de partida y apoyo a las diferentes Administraciones para alcanzar este reto.





Antecedentes

Aunque el concepto infraestructura verde ha cobrado especial interés en los círculos científicos y políticos de la UE en estos últimos años, la idea no es nueva y ya hay concepciones que guardan relación con la infraestructura verde en los años 70 y 80. En Europa Central y del Este (Estonia, Letonia, Polonia, entre otros), se planificaron varias redes ecológicas en los 1980s. Se inspiraban en la teoría del paisaje polarizado del geógrafo ruso Boris Rodoman. En este enfoque, el paisaje debe zonificarse de tal forma que los usos intensivos se compensen con zonas naturales, todo ello funcionando como una red coherente que se auto-regula. Estas redes poseían un enfoque integrador y pretendían definir una zonificación de los usos del suelo y el manejo del medio natural dentro de planes estatales de planificación del desarrollo. Tenía como objetivos la promoción de refugios para la fauna, facilitar los desplazamientos animales, la amortiguación de impactos indeseados, la eficiencia en la ordenación de los asentamientos humanos, la promoción de oportunidades recreativas, la reducción de la contaminación, o el uso eficiente de la energía y las materias primas, entre otros. También hay ejemplos de planificación urbana que han tenido como base un concepto similar al de infraestructura verde, como el de Copenhague y el “green finger plan” de 1947, un ejemplo de conectividad a escala urbana.

No obstante, el actual auge del concepto de infraestructura verde tiene sus orígenes en la biología de la conservación, sobre todo a partir de las múltiples evidencias que demuestran que la fragmentación del hábitat es una de las principales amenazas para la supervivencia de las especies (Boitani *et al.* 2007). La base teórica se asienta en la teoría biogeográfica de islas (MacArthur y Wilson 1967), y la teoría de metapoblaciones (Hanski 1999). Como tal, la supervivencia a largo plazo de las poblaciones depende de la cohesión de las redes de hábitat, ya que determina si las tasas locales de extinción y recolonización están en equilibrio. A su vez, esto mantiene las estructuras, los flujos de materiales y energía que pueden proporcionar diferentes servicios ecosistémicos.

Además, el contexto de cambio climático ha contribuido al fortalecimiento de la constitución de redes. Aun-

2

que depende de la especie y con un grado de incertidumbre considerable, el cambio climático hará que las especies en Europa tiendan a desplazarse hacia el norte y hacia zonas de mayor altitud, con el fin de encontrar las condiciones climáticas adecuadas para su supervivencia (Harrison *et al.* 2006). La infraestructura verde se constituye como un elemento esencial para canalizar este movimiento.

En este contexto en las últimas décadas han surgido múltiples iniciativas orientadas a desfragmentar y reconectar el territorio con objetivos más o menos ambiciosos: corredores biológicos, corredores ecológicos, corredores para la conservación, corredores para el desarrollo sostenible, etc. Así, ya en el Artículo 10 de la Directiva Hábitats se especifica que “cuando lo consideren necesario, los Estados miembros, en el marco de sus políticas nacionales de ordenación del territorio y de desarrollo y, especialmente, para mejorar la coherencia ecológica de la red Natura 2000, se esforzarán por fomentar la gestión de los elementos del paisaje que revistan primordial importancia para la fauna y la flora silvestres. Se trata de aquellos elementos que, por su estructura lineal y continua (como los ríos con sus correspondientes riberas o los sistemas tradicionales de deslinde de los campos), o por su papel de puntos de enlace (como los estanques o los sotos) resultan esenciales para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres”.

Posteriormente cobró un enfoque más holístico e integrador, desde la biología de la conservación a la planificación integral del territorio. Se incorporaron las funciones ecológicas y el mantenimiento y mejora de las mismas para garantizar la provisión de los servicios ecosistémicos. La disciplina científica responsable de dicha evolución es la planificación del paisaje. La infraestructura verde incorpora los conocimientos y metodologías de diferentes disciplinas científicas y profesiones como la planificación y ordenación del territorio, la biología de la conservación, la ecología del paisaje, la planificación urbana y regional, el análisis geográfico, los sistemas de información o el análisis económico.





Marco conceptual

3.1 Funciones, servicios ecosistémicos y biodiversidad

3

3.1.1 Concepto de servicios ecosistémicos

La intensa regulación de gran parte de los procesos ecológicos por las actividades humanas ha reforzado la inseparable integración de la población humana en los ecosistemas de la Tierra y la estrecha relación entre su desarrollo y la provisión de bienes tangibles e intangibles, los servicios de los ecosistemas. El interés de este capítulo es resaltar ambos de forma general y su relación con la infraestructura verde y el potencial de la restauración ecológica para establecer un marco general de la Estrategia estatal de la infraestructura verde, la conectividad y la restauración ecológicas.

3.1.1.1 De las funciones y procesos ecológicos al bienestar humano a través de los beneficios que proporcionan los servicios de los ecosistemas

En los ecosistemas ocurren continuamente procesos ecológicos, tales como la descomposición de la materia orgánica y el reciclado de nutrientes por hongos y bacterias, la producción primaria mediante la asimilación de nutrientes y la fotosíntesis de las plantas y el transporte de materia por el viento y las corrientes de agua, entre otros. Por ello decimos que los ecosistemas cumplen funciones como aportar a los medios acuáticos y terrestres compuestos químicos básicos, incrementar la cantidad de materia acumulada en un bosque, y mover material inorgánico y orgánico de un lugar a otro. Con más o menos acuerdo, los servicios de los ecosistemas se pueden considerar como las contribuciones directas o indirectas que los ecosistemas aportan al ser humano (Millennium Ecosystem Assessment 2005; Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2011). En relación con los procesos y las funciones ecológicas mencionados anteriormente, la producción de alimentos resultante de la fertilización natural por la disponibilidad de nutrientes en el suelo, la disponibilidad de madera extraída de árboles, y de agua transportada por la atmósfera y los ríos, son servicios que nos proveen los ecosistemas.

Algunos de los servicios más reconocidos son de abastecimiento de alimentos y materiales, otros son cultura-

les porque sirven para realizar actividades físicas, intelectuales y espirituales, otros de regulación de los flujos de materia y energía y otros de provisión de hábitat manteniendo las condiciones del ecosistema. En general, la intensa explotación y consecuente degradación de los ecosistemas por el ser humano animó a desarrollar el concepto de servicios de los ecosistemas, ecosistémicos o ambientales, como método para sensibilizar a la sociedad poniendo en valor los beneficios que la naturaleza nos ofrece de forma gratuita (Dasgupta 2001; Millennium Ecosystem Assessment 2005; Carpenter *et al.* 2009). De hecho, la cuantificación, en sus diferentes aproximaciones, de los servicios que proporcionan los ecosistemas se está incorporando cada vez más a distintas escalas espaciales y de gestión como medida de planificación de usos del territorio, desarrollo de infraestructuras y contabilidad monetaria (TEEB 2010; Obst *et al.* 2016; Quintas-Soriano *et al.* 2016).

3.1.1.2 La relación entre servicios ecosistémicos y biodiversidad, funciones y procesos ecológicos

La mayor parte de las funciones y servicios ecosistémicos dependen de la existencia de seres vivos (Balvanera *et al.* 2006, Díaz *et al.* 2006, Harrison *et al.* 2014). En general se considera que la gestión del medioambiente destinada a la conservación de la biodiversidad incrementa la provisión de servicios ecosistémicos (Whittingham 2011; Ekroos *et al.* 2014). Por ejemplo, la conservación de linderos en los campos agrícolas, y entre los cultivos y las zonas riparias proporciona refugio para numerosas especies y mejora el control biológico de plagas, evita la erosión del suelo y mejora la calidad del agua. De hecho, la pérdida de biodiversidad amenaza la provisión de servicios de los ecosistemas (Balvanera *et al.* 2006; Meli *et al.* 2014) y el bienestar humano (Díaz *et al.* 2006).

3.1.1.3 Agrupaciones y antagonismos entre servicios ecosistémicos

Varios servicios suelen darse simultáneamente por los ecosistemas, por lo que interactúan entre ellos creando antagonismos y sinergias (Bennett *et al.* 2009) que pueden variar con la escala espacial (Felipe-Lucia *et al.* 2014). A escala espacial reducida es común encontrar sinergias en la provisión de varios servicios; por ejemplo,

en lugares donde un servicio cultural está presente es más probable que aparezcan otros servicios culturales. Pero también es frecuente que exista antagonismo entre los servicios de provisión y de regulación (Felipe-Lucia et al. 2014a, Martín-López et al. 2012). A escala espacial grande, por ejemplo en territorios con diferentes ecosistemas conformando un paisaje en mosaico, es más fácil superar los antagonismos entre servicios ecosistémicos mediante alternativas en la distribución espacial de los usos del suelo y conseguir un paisaje *multifuncional* que proporciona múltiples servicios ecosistémicos al mismo tiempo. En cualquier caso, un territorio con diversos usos del suelo suele proveer una gran variedad de servicios ecosistémicos con una contribución cuantitativa de los distintos servicios resultante de la intensidad de cada servicio ecosistémico por unidad de área y de la extensión de cada tipo de ecosistema. Una provisión más equitativa de los diferentes servicios ecosistémicos (SE), superando antagonismos, en territorios extensa e intensamente usados para proveer servicios de abastecimiento, puede alcanzarse mediante la mejora de la infraestructura verde y la restauración ecológica de espacios degradados.

3.1.1.4 Integración de los aspectos científico-técnicos, sociales y económicos para disponer de una perspectiva socio-ecológica de los ecosistemas

El concepto de servicios de los ecosistemas constituye una herramienta muy útil para integrar las perspectivas ecológica, social y económica en la gestión de ecosistemas. Especialmente relevante es poder incorporar la importancia de los servicios de regulación, así como la dimensión cultural de los ecosistemas. De esta manera, se incluye al ser humano en el ecosistema, no sólo como agente perturbador y gestor, sino también como beneficiario directo de la calidad de éste. En este contexto, surge el concepto de socio-ecosistema (Fisher et al. 2015), que refuerza la idea de la relación interdependiente que la sociedad mantiene con el ecosistema.

3.1.1.5 De la provisión de servicios ecosistémicos a su valoración

Desde esta perspectiva socio-ecológica de los ecosistemas, es necesario identificar los beneficiarios de los servicios y conocer qué tipo de beneficiarios accede a qué servicios y quiénes quedan excluidos. Considerar el aspecto social de los ecosistemas implica reconocer la existencia de relaciones de poder entre los agentes sociales de interés y la diversa importancia que éstos atribuyen a los

servicios del ecosistema. Reconocer todos estos aspectos es fundamental y útil para justificar la Estrategia de Infraestructura Verde, Conectividad y Restauración Ecológica porque su desarrollo contribuirá a la provisión de diversos servicios ecosistémicos y un territorio y sociedad más resiliente frente a situaciones ambientales y socio-económicas adversas.

La evaluación y valoración de los servicios ecosistémicos puede enfocarse desde una perspectiva ecológica, económica o social, siendo necesarios los tres enfoques para entender los socio-ecosistemas y mejorar su gestión, incluida la provisión de los servicios de los ecosistemas (Oteros-Rozas et al. 2012). La aproximación ecológica se centra en medir características y funciones biofísicas de los ecosistemas (de Groot et al. 2002), el enfoque económico trata de la estimación de los servicios ecosistémicos en términos monetarios (Wilson & Carpenter 1999), y el enfoque social se basa en los valores que la sociedad atribuye a cada servicio (Martín-López et al. 2012).

Existen diversos métodos para evaluar la provisión de servicios de los ecosistemas, desde técnicas derivadas de Sistemas de Información Geográfica (SIG) e imágenes de satélite (Kreuter et al. 2001; Konarska et al. 2002; Chen N. et al. 2009), modelización a partir de bases de datos (Viglizzo & Frank 2006; Tianhong et al. 2010, Nelson et al. 2009; Goldstein et al. 2012) y de trabajo de campo (Raudsepp-Hearne et al. 2010, Felipe-Lucia et al. 2014a, Martín-López et al. 2012). El uso de cada método es un tema todavía discutido (Fischer and Turner 2007) ya que depende de la escala de trabajo necesaria y los objetivos del estudio. En general, se recomienda la toma directa de datos para estudios a escala local (Mitchell et al. 2013, Felipe-Lucia et al. 2014a, Grossman et al. 2016), mientras que a mayores escalas, la información de bases de datos, técnicas de modelización y SIG resultan más efectivas. Éste es el enfoque y la experiencia seguidos a escala europea por MAES (2014).

3.1.1.6 La provisión de servicios ecosistémicos ante los cambios globales

En un escenario de cambio global, es especialmente importante considerar cómo los servicios ecosistémicos y el bienestar humano que de ellos depende se ven afectados. La Evaluación del Milenio de España (EME 2011) puso de manifiesto que los servicios de regulación, abastecimiento tradicional y cultural ligado al medio rural en España se han reducido en los últimos 50 años, mientras que la producción tecnificada y los servicios culturales

proporcionados por ecosistemas urbanos se han incrementado en este periodo. De continuar esta tendencia, el capital natural remanente, es decir, el potencial ecológico para proporcionar servicios ecosistémicos de nuestro país sería insuficiente para satisfacer las necesidades humanas, haciéndonos especialmente vulnerables a perturbaciones naturales o crisis socioeconómicas internacionales. Por tanto, una gestión del territorio basada en la integración de la conservación de la capacidad de generar servicios ecosistémicos con el incremento del bienestar humano es necesaria para satisfacer las necesidades humanas básicas de la población española. La restauración ecológica y el mantenimiento de las infraestructuras verdes con conectividad ecológica, fomentará el modelo de desarrollo en el que la conservación de la biodiversidad y la mejora del bienestar humano deben basarse.

3.1.2 Clasificación de los Servicios de los Ecosistemas

La clasificación de los servicios ecosistémicos se ha realizado para conocer y evaluar los múltiples beneficios que proveen los ecosistemas a través de los procesos y de las funciones ecológicas que en ellos tienen lugar (Daily 1997). Y, lógicamente, en relación con la biodiversidad (Rey-Benayas *et al.* 2009) que constituye su estructura biológica como parte esencial de toda su estructura biofísica como ecosistemas. Así, la clasificación de los servicios ecosistémicos y su evaluación es también una herramienta, un marco útil, para la planificación, ejecución y comprobación de acciones sobre la infraestructura verde de un territorio, incluyendo variaciones de la conectividad entre componentes de esta infraestructura verde y acciones de restauración.

Como todas las clasificaciones de partes de un todo o agrupación de elementos de un conjunto, las clasificaciones de los Servicios de los Ecosistemas varían según los criterios utilizados para la agrupación de los distintos servicios y, por tanto, del objeto o interés de la clasificación. Así, es comprensible que en la literatura se encuentren clasificaciones muy diversas y que, como dice Wallace (2007), algunas, o aplicaciones de las mismas, mezclen niveles de integración en la cadena estructura-funcionamiento-servicios-beneficios (MEA 2005) de los ecosistemas. Lo cual no necesariamente es negativo, según la utilidad que se haga de la clasificación, aunque sí se puede prestar a confusión desde una interpretación de los servicios de los ecosistemas muy rigurosa como beneficios directos o finales para la población humana porque ello puede llevar a un doble recuento de un mismo servicio si

se contabiliza la función ecológica y el beneficio derivado de ésta. Desde esta perspectiva, en algunas clasificaciones (Costanza *et al.* 1997, De Groot *et al.* 2002, Farber *et al.* 2006) se usan indistintamente procesos o funciones ecológicas y beneficios a la población humana como servicios. De igual modo se confunden o contabilizan al mismo nivel servicios y beneficios. Por ejemplo, computando la producción de madera y la mejora en la salud derivada de paseos por un bosque se estaría añadiendo al beneficio sobre el bienestar derivado de la experiencia recreativa lo aportado por el servicio que provee una materia prima. En este sentido es más razonable, considerar que los ecosistemas proveen múltiples servicios a escalas muy diferentes y que pueden contabilizarse a diferentes niveles de integración.

En cualquier caso, desde la perspectiva de desarrollar una estrategia de infraestructura verde, conectividad y restauración ecológica, cualquiera de los niveles de análisis y evaluación de los servicios de los ecosistemas puede ser útil en función de la escala espacial y objetivos de su aplicación. Y puede ser práctico considerar todos ellos a diferentes niveles porque en la Estrategia también se estarán considerando diferentes escalas espaciales y componentes. Así que tanto para el planteamiento de la estrategia, como para la implementación de la misma será necesario considerar y plantear como objetivos servicios a distintos niveles de integración.

A escala del estado español, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2011), partiendo del Millenium Ecosystem Assessment (MA 2005) evalúa 22 servicios ecosistémicos (8 de abastecimiento, 7 de regulación y 7 culturales), a partir de 400 indicadores, en 14 tipos operativos de ecosistemas expresando tendencia en la provisión de estos servicios en las últimas décadas. La clasificación CICES (Haines-Young & Potschin 2013) hace posible un recuento amplio y exhaustivo a distintos niveles de integración y relacionados con las estructuras, procesos y funciones que los generan.

De modo que se trata de una clasificación muy práctica como marco de referencia para la estrategia de infraestructura verde-conectividad y restauración ecológica porque según la disponibilidad de información y el grado de análisis (por ej., al grado de estructura trófica de un ecosistema, o de la red de interacciones entre infraestructuras de comunicación y espacios protegidos de un territorio) o la escala de planificación (por ej., en el ámbito agrario de un territorio o en su red fluvial, o a escala de comunidad autónoma) se puede utilizar el marco CICES

de clasificación como base para realizar el inventario de servicios de los ecosistemas y, a partir de aquí, el recuento y cuantificación específicos y su aplicación para cada caso. Todo ello manteniendo la relación de los servicios con los procesos ecológicos y componentes biofísicos de los ecosistemas, que son el soporte y constituyen la trama de la infraestructura verde, y los elementos sobre los que se tendrá que actuar en cuanto a conectividad y a restauración, sea con objeto de mejorarlos o, a través de ellos, de mejorar la provisión de servicios. En las valoraciones también se podrían considerar los efectos negativos de algunas funciones de los ecosistemas (Von Döhren & Haase 2015). Las disfunciones (funciones en situación de mal estado ecológico) de algunos ecosistemas pueden suponer impactos muy notables en la población humana (Soares *et al.* 2011, Cariñanos *et al.* 2014).

Según la nomenclatura internacional de servicios ecosistémicos (CICES) se pueden clasificar en tres categorías y niveles que evitan redundancias y solapamientos:

1. Servicios de aprovisionamiento: se refieren a los productos de alimentación, el suministro de materiales y las fuentes de energía proporcionadas por los sistemas vivos. En otras palabras, son productos obtenidos de los ecosistemas, tales como alimentos, agua dulce, madera, fibra, recursos genéticos, medicinas, etc.
2. Servicios de regulación y mantenimiento: todas las formas en que los organismos vivos pueden mediar o moderar el entorno ambiental y que afectan a las actividades y bienestar humanos.
3. Servicios culturales: incluyen todos los aspectos de los ecosistemas que afectan al estado físico y mental de las personas.

Una cuarta clase correspondería a los servicios de soporte, pero como se verá más adelante, tienden a valorarse incluidos en los de regulación.

La extrapolación del análisis de los servicios de los ecosistemas hasta el paso de considerar los beneficios y el valor que representan para la sociedad humana ha llevado a considerar, bajo la influencia del rigor de los cálculos en términos económicos, que si se adicionan los servicios llamados de soporte (por ej., formación de suelo o de hábitat, reciclado de materia orgánica) a los de otros grupos como de regulación (por ej., acumulación de carbono en el suelo o absorción de nitrógeno por organismos como parte del reciclado de materia orgánica)

se está cometiendo el error de doble consideración o cuantificación de un mismo servicio final. Y, así, frecuentemente se ha eliminado del inventariado de los servicios de los ecosistemas estos llamados de soporte.

No obstante, su consideración en la evaluación de servicios de los ecosistemas puede ser muy útil como elementos y procesos básicos del funcionamiento de los ecosistemas y para planificar acciones relacionadas con la infraestructura verde, con la conectividad y la restauración de ecosistemas. De aquí que la clasificación CICES que incluye estos servicios al nivel de grupo, dentro de la división Mantenimiento de condiciones físicas, químicas y biológicas, y la sección de Regulación y Mantenimiento, también se desglose en un nivel inferior, clase, en varios aspectos como la erosión y los procesos biogeoquímicos de la pedogénesis. Quiere esto decir, que de acuerdo con los objetivos y las necesidades del enfoque o trabajo a realizar pueden utilizar los distintos niveles de una clasificación de los servicios se pueden utilizar para ser prácticos y de acuerdo a los objetivos del trabajo que se quiera realizar. Y esto es muy útil por los múltiples enfoques o escalas a los cuales se puede plantear la infraestructura verde, de conectividad y de restauración ecológica; especialmente cuando se tienen que considerar, en relación con los servicios que proveen los ecosistemas, los factores que los regulan y los beneficios que pueden tener sobre la población humana y su uso del territorio y de los recursos naturales.

3.1.3 Relaciones entre los servicios ecosistémicos y la infraestructura verde, la conectividad y la restauración ecológica

3.1.3.1 Variaciones en la provisión de servicios ecosistémicos en función de la cantidad y calidad de la infraestructura verde y de la conectividad ecológica

Conocer la interrelación entre la infraestructura verde, la conectividad, la biodiversidad, las funciones y los servicios ecosistémicos es fundamental para la toma de decisiones en ámbitos relacionados con la planificación de usos del territorio. Es previsible que el camino por recorrer sea largo, y no sólo por las dificultades que conlleva el identificar y valorar los servicios ecosistémicos, sino porque los cambios en la infraestructura verde (principalmente vía restauración), la conectividad, la biodiversidad o, incluso, en otros ecosistemas interrelacionados, pueden generar tanto sinergias como antagonismos o susti-

tuciones (incluso irreversibilidad) que no siempre son ni obvias ni conocidas.

El obstáculo principal es que en la mayoría de las ocasiones la información disponible no es suficiente para valorar los servicios ecosistémicos de forma incremental, es decir, considerando los cambios marginales que pueden experimentar como consecuencia de variaciones en el hábitat. La suposición habitual es que estas relaciones son de tipo lineal, pero es muy posible que en realidad tengan características de no linealidad, dando lugar a interrelaciones más complejas, e incluso umbrales irreversibles para la provisión de un determinado servicio. La posible generación de efectos no simultáneos o en zonas distantes complica igualmente el análisis.

Los errores de magnitud que se pueden producir si se aplica un planteamiento lineal en un contexto en el que la relación real es no lineal, aun siendo importantes, pueden no ser los más graves para la toma de decisiones. En realidad, los peores efectos pueden venir por, al menos, otras dos vías. Por una parte, los planteamientos lineales llevan fácilmente a resultados excluyentes, en los que los valores resultantes típicamente recomendarán o la preservación total o el aprovechamiento del hábitat para actividades humanas, mientras que en un contexto de relaciones no lineales previsiblemente la mejor opción correspondería a un posicionamiento en el que ambos destinos se combinen en una determinada proporción (Barbier *et al.*, 2008). Por otra parte, los cambios catastróficos en servicios ecosistémicos generalmente proceden de transformaciones abruptas o no lineales, en las que se sobrepasan umbrales ecológicos, por lo que si la base del conocimiento se centra en modelos lineales es probable que no se puedan predecir ni combatir (Carpenter *et al.*, 2006).

Aunque se está avanzando rápidamente en los fundamentos ecológicos de la provisión de servicios ecosistémicos (Bennett, Peterson y Gordon, 2009; Kremen y Ostfeld, 2005) es preciso adquirir más conocimiento y recopilar más información, si se pretenden utilizar los servicios ecosistémicos y su valoración como base para la toma de decisiones. Existen estudios específicos que analizan relaciones entre determinados ecosistemas, o entre ecosistemas y otros elementos. Entre ellos, por ejemplo: manglares y producción de gambas en zonas costeras (Barbier *et al.*, 2008), zonas boscosas y plantaciones de café (Priess *et al.*, 2007), reforestación y disponibilidad de agua (Engel *et al.*, 2005), arrecifes de coral y poblaciones de peces (Hughes *et al.*, 2005), conservación de áreas

naturales y producción de cultivos de colza (Morandín y Winston, 2006), turismo cultural y producción agrícola (Campbell y López, 2011), producción de cultivos y calidad del agua (Carpenter *et al.* 1998), producción de cultivos y agricultura ahorradora de recursos (Pretty *et al.* 2006), control de inundaciones (Kramer *et al.* 1997), polinización (Ricketts *et al.* 2004), y captura de carbono (Johnson *et al.*, 2014), control de inundaciones y calidad del agua (Zedler, 2003), captura de carbono, crecimiento de árboles y retención de humedad (Del Val *et al.*, 2006), producción agraria y control de plagas (Bianchi *et al.*, 2006). En España la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2011) incluye una revisión de estudios muy relevante. Entre sus conclusiones se observa una disminución general de los servicios de abastecimiento tradicionales (excepto en algunos ecosistemas de montaña que se mantiene) y un aumento general del abastecimiento tecnificado durante las últimas décadas; los servicios de regulación se mantienen en los ecosistemas de la parte del norte peninsular pero disminuyen en la parte sur y en los ecosistemas acuáticos; y se observa un cambio generalizado en la provisión de servicios culturales desde el medio rural al urbano. Todo ello relacionado con los intensos procesos de emigración de la población humana de las zonas de montaña, y el abandono de tierras cultivadas, a las ciudades y la intensa ocupación y degradación de las zonas costeras, entre otros factores. Kremen y Ostfeld (2005) destacan el escaso conocimiento existente sobre el papel de la biodiversidad en la provisión de servicios ecosistémicos, clave para determinar la resiliencia o la vulnerabilidad de los ecosistemas. Aunque es conocida la existencia de determinados mecanismos de compensación ante la pérdida de especies, sería necesario contar con un mapa mucho más amplio para alcanzar un conocimiento verdaderamente útil enfocado a la gestión de ecosistemas, y para ello puede ser necesario identificar las especies proveedoras de servicios ecosistémicos clave (mediante la elaboración de inventarios funcionales o midiendo la diversidad de atributos funcionales), valorar los factores ambientales clave que influyen en la capacidad de estas especies para proveer servicios, y medir la escala espacio-temporal en la que operan proveedores y servicios (Kremen 2005). En una línea similar, Chan *et al.* (2006) proponen una metodología basada en la utilización de algoritmos de optimización para el análisis de las relaciones entre biodiversidad y servicios ecosistémicos y mejorar así la toma de decisiones.

Bennett *et al.* (2009) proponen una clasificación de las relaciones entre servicios ecosistémicos basada en los

dos mecanismos que las producen: 1) el tipo de efecto (único o múltiple) que producen los factores generadores (incluyendo las mejoras en la infraestructura verde y la conectividad) sobre servicios ecosistémicos diversos, y 2) la interacción (fuerte o débil) entre los propios servicios ecosistémicos. Si un determinado factor genera efectos múltiples y de sustitución sobre varios servicios entre los que no hay interacción, puede que la mejor forma de gestionar la situación sea actuando sobre el factor; si por el contrario existe interacción, es posible que la actuación sobre el factor sea insuficiente para minimizar los efectos de sustitución. Por tanto, es necesario conocer ambas dimensiones para tomar decisiones de gestión acertadas. Adicionalmente sugieren tres principios para guiar la investigación en servicios ecosistémicos: i) Identificar y valorar las relaciones entre servicios ecosistémicos diversos desde perspectivas socio-ecológicas integradas, en vez de perspectivas únicamente sociales o únicamente ecológicas; ii) tratar de comprender los mecanismos que subyacen en la respuesta de servicios diversos ante un determinado factor generador y los que están presentes en las interacciones entre servicios ecosistémicos; iii) dedicar más atención a gestionar las relaciones entre servicios ecosistémicos, para fortalecer la resiliencia, mejorar la provisión de servicios múltiples y contribuir a evitar cambios catastróficos. Además, es muy probable que los mejores indicadores de la resiliencia de un ecosistema se encuentren en los servicios ecosistémicos de regulación, aunque la gestión de ecosistemas frecuentemente se centra en los servicios de abastecimiento y los culturales.

Sería interesante para la toma de decisiones llevar a cabo un programa sistemático de identificación y, en su caso, valoración incremental de los servicios ecosistémicos derivados de variaciones de la infraestructura verde, la conectividad y la biodiversidad, así como en función de la interrelación entre ellos, que permita generar una base de información para el análisis de sinergias, efectos de sustitución e inconsistencias con valoraciones de análisis de sensibilidad.

3.1.3.2 La evaluación de los Servicios de los Ecosistemas como herramienta para la gestión territorial y para la orientación y priorización de la restauración ecológica

Aunque el marco general de la EIVCRE debería incluir la consideración y evaluación del conjunto de servicios ecosistémicos para la planificación de acciones de mejora de la Infraestructura Verde y de su conectividad, este programa, dirigido tanto a la mejora del conocimiento como

a la identificación de mejores prácticas en las técnicas de investigación, podría llevarse a cabo con varios niveles de profundización, comenzando con un grupo reducido de servicios ecosistémicos que se pudieran considerar nucleares, por su extensión y su relevancia, para el contexto español (incluyendo probablemente servicios relacionados con el cambio climático). Los resultados alimentarían una base de datos que proporcionaría una información muy valiosa para la toma de decisiones y generaría claros indicadores de seguimiento.

La restauración ecológica es un instrumento clave para aumentar la provisión de servicios ecosistémicos y recuperar la biodiversidad (Bullock *et al.* 2011). La restauración ecológica se suele promover en función de la disponibilidad de presupuesto en ámbitos locales (explotación minera, tramo urbano o periurbano de un río, bosque quemado, demarcación forestal dentro de una provincia), a veces catástrofe-dependiente (caso de montes quemados). Por otra parte, los proyectos que se realizan actualmente suelen estar dirigidos a un único objetivo sectorial. La pregunta es cómo incorporar la perspectiva del largo plazo, la escala global del territorio y la multifuncionalidad de los ecosistemas en la práctica de la restauración ecológica.

En la medida en que el concepto de servicio ecosistémico permite relacionar el funcionamiento y estructura de los ecosistemas con el bienestar humano (Balvanera & Cotlet 2007), su evaluación y priorización puede ser un instrumento clave para integrar la gestión de los ecosistemas y su restauración en las políticas de mejora de la calidad de vida y, dentro de ellas, en la ordenación del territorio. La evaluación de los servicios ecosistémicos derivados de las alternativas de gestión y de restauración de los ecosistemas (Bautista *et al.*, 2010; Papanastasis *et al.* 2015) ofrece un procedimiento para analizar beneficios múltiples, efectos antagónicos, coste-efectividad y, por lo tanto, herramientas de priorización y optimización de las inversiones en restauración ecológica.

Los servicios ecosistémicos tienen una componente asociada a la estructura (composición, biodiversidad) y función del ecosistema, y una componente espacial que incluye los flujos de materia y energía a través de paisajes más o menos complejos, así como en la propagación de perturbaciones. La gestión del territorio debería tomar en consideración cómo optimizar los servicios ecosistémicos (incluyendo la reducción de riesgos naturales como incendios, inundaciones). En este marco, los proyectos de restauración ecológica basados en la mejora de la provi-

sión de servicios ecosistémicos, incluida la conectividad de los espacios que configuran la infraestructura verde, se deberían integrar espacialmente y temporalmente para contribuir a la gestión del territorio. Especialmente, el diseño de los proyectos de restauración ecológica, de infraestructuras verdes y su conectividad, deberían incorporar su contribución a proveer servicios ecosistémicos (particularmente incendios forestales y plagas), y la perspectiva a medio-largo plazo de la dinámica espacial de las poblaciones de organismos existentes y/o eventualmente introducidos. Todo ello en el marco de las proyecciones de cambio climático y de otros cambios globales.

La valorización de los servicios ecosistémicos podría ser una vía para poner en práctica los objetivos globales de restauración ecológica. Las opciones de pago por los servicios ecosistémicos es una de las vías que se consideran para financiar los proyectos de restauración ecológica (Farley *et al.*, 2010). Existen varias iniciativas en esta línea: el programa de Naciones Unidas *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation* (REDD, <http://www.un-redd.org/>), el ambicioso programa chino de recuperación de tierras degradadas *Grain to Green*, en el que los agricultores reciben pagos para convertir cultivos en vertientes en bosques o pastos (Chen X. *et al.* 2009); el programa de forestación de tierras agrícolas de la Política Agraria Común de la Unión Europea; el Mecanismo de Desarrollo Limpio desarrollado por el Protocolo de Kioto.

3.1.3.3 La articulación de la participación de los usuarios en la evaluación de los servicios ecosistémicos a las diferentes escalas de planificación y de gestión

Los ecosistemas producen múltiples servicios pero generalmente no es posible gestionarlos para maximizarlos todos simultáneamente, por lo que pueden aparecer

efectos antagónicos entre servicios y generar conflictos de interés (King *et al.*, 2015). Las relaciones entre restauración y provisión de servicios ecosistémicos, y mejora de la biodiversidad, no son lineales, pueden tener efectos divergentes según los servicios ecosistémicos que se consideren y, además, pueden ser valorados de forma diferente por los agentes sociales según sus condicionantes socio-económicos y culturales. Por lo tanto, los análisis científicos de las consecuencias de la gestión/restauración en la provisión de servicios ecosistémicos deben contrastarse con los intereses de la población, a las diferentes escalas de gestión. La multiplicidad de intereses que pueden existir entre los actores sociales en la valoración y priorización de los servicios ecosistémicos deben abordarse a través de procesos participativos en los que sea posible consensuar las opciones de máximo beneficio común e identificar los actores sociales más vulnerables a la pérdida de servicios ecosistémicos específicos (Quétier *et al.* 2007). Los análisis multicriterio permiten priorizar las alternativas de gestión/restauración en función de la provisión de servicios ecosistémicos, aunque la ponderación de los diferentes servicios ecosistémicos debe integrar la información científica de las consecuencias de las alternativas de gestión con los intereses de los agentes sociales (King *et al.*, 2015). Una aproximación integradora requiere del análisis multi-escala y multi-agente social (Reyers *et al.*, 2009).

Diversas iniciativas internacionales asocian la provisión de servicios ecosistémicos (incluyendo la conservación de la biodiversidad) con el desarrollo sostenible y la reducción de la pobreza. En este marco, la participación social se hace imprescindible. Las iniciativas internacionales relacionadas de una manera u otra con la restauración de los ecosistemas incluyen la promoción de la participación de los agentes sociales, así como la incorporación del conocimiento local, de una manera genérica (por ejemplo las recomendaciones de IPBES¹). Ejemplos destacados serían: Target 2 of the EU 2020 Biodiversity Strategy (By 2020, ecosystems and their services are maintained and enhanced by establishing green infrastructure and restoring at least 15 % of degraded ecosystems)²; The Global Partnership on Forest Landscape Restoration-The Bonn Challenge³; UN-REDD⁴; UNCCD 2009, UNCCD 1st Scientific Conference: Synthesis and recommendations. Convention to Combat Desertification⁵; SER (Society for Ecological Restoration, Science & Policy Working Group), 2004. The SER Primer on Ecological Restoration⁶; MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005⁷; The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem

¹ <http://www.ipbes.net/work-programme/communication-and-stakeholder-engagement>

² http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/strategy/index_en.htm

³ <http://www.forestlandscaperestoration.org/>

⁴ http://www.unredd.net/index.php?option=com_unsubjects&view=unsubject&id=5&Itemid=494

⁵ https://knowledge.unccd.int/sites/default/files/inline-files/ICCD_COP9_CST_INF3.pdf

⁶ <http://www.ser.org/>

⁷ <http://www.millenniumassessment.org/es/History.html>

Services (IPBES)⁸; FAO, 2015. Policy Analysis Paper: Mainstreaming of Biodiversity. Ecosystem Services with a focus on Pollination⁹.

No obstante, los procesos de información y participación pública están poco considerados y sistematizados en la práctica, limitándose en muchos casos a reuniones y consultas sin capacidad de decisión alguna (WWF 2016). Los procesos de participación se deben considerar desde el inicio y a través de todo el proceso, incorporando la participación de los agentes sociales relevantes, de manera que los conocimientos científicos y locales se puedan integrar para evaluar alternativas de gestión del territorio y de los servicios ecosistémicos (Reed 2008).

El proyecto europeo PRACTICE¹⁰ desarrolló estos principios para la evaluación participativa de proyectos de restauración en diferentes condiciones socioeconómicas y biofísicas de cuatro continentes (Rojo *et al.*, 2012). La metodología de planificación participativa de escenarios es muy adecuada en procesos de evaluación de la opinión pública para la toma de decisiones sobre la gestión del territorio, particularmente a partir de la consideración de los servicios ecosistémicos (Otero-Rozas *et al.* 2015). Y la iniciativa MAES¹¹ de la Comisión Europea está orientada a mejorar el conocimiento y el mapeado de los ecosistemas y sus servicios en la UE, proveyendo herramientas útiles para la toma de decisiones en relación con la conservación de la biodiversidad.

3.2 Conectividad ecológica

3.2.1 Concepto de conectividad ecológica

El concepto de conectividad ecológica se refiere a la configuración de los paisajes y cómo ésta afecta al desplazamiento y dispersión de las especies. Su empleo ha estado ligado tanto a las relaciones originadas en los sistemas ecológicos, como a las rutas empleadas por las especies individuales en su área de distribución y a los nexos o enlaces entre los diferentes mosaicos del paisaje. Hay autores que diferencian entre la conectividad estructural, referida a patrones del paisaje, corredores ecológicos o matrices espaciales, y la conectividad funcional, relacio-

nada con la capacidad de movimiento de una determinada especie para desplazarse a través del territorio. Considerando estos dos componentes, la conectividad estructural se emplea más en el contexto de la ecología del paisaje y de la conectividad funcional de la dinámica de metapoblaciones.

3.2.1.1 Conectividad funcional

La conectividad funcional del paisaje o territorio se refiere al grado en que el paisaje facilita o dificulta, entre otros procesos ecológicos, los desplazamientos de las especies a través de las teselas de hábitat existentes en el paisaje. La conectividad es un atributo del paisaje específico para una especie (o para un grupo funcional de especies de similar perfil ecológico, en términos de capacidad dispersiva y modo de utilizar los recursos en el paisaje) (Taylor *et al.*, 1993). Así, la conectividad funcional se corresponde con la respuesta de los organismos a los elementos del paisaje distintos de sus hábitats característicos.

Cuando la conectividad se refiere a un grupo funcional de especies asociado a determinado tipo de hábitat, por ejemplo al hábitat forestal, se denomina conectividad ecológica forestal al grado en que el territorio facilita o dificulta los desplazamientos de especies forestales entre las teselas de hábitat forestal (Bennett, 1999).

La conectividad ecológica tiene gran importancia para la persistencia regional de las especies (junto a otros factores fundamentales como la cantidad y calidad de hábitat disponible en el paisaje), dado que determina la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético entre poblaciones de especies de fauna y flora silvestres (Bennett, 1999).

Es preciso señalar que la conectividad es un concepto enmarcado en la disciplina de la ecología del paisaje (“landscape ecology”) (Forman y Godron, 1986; Burel y Baudry, 1999), traducible en castellano como ecología territorial. Dentro de esta disciplina, el paisaje existe independientemente de la percepción humana (Burel y Baudry, 1999) y se utiliza como sinónimo de territorio. Es por tanto una acepción de paisaje muy distinta a la del Convenio Europeo del Paisaje (Consejo de Europa, 2000): “cualquier parte del territorio, tal y como es percibido por la población humana”.

3.2.1.2 Conectividad estructural o espacial

Se refiere al grado de continuidad o adyacencia de las teselas de un determinado tipo de hábitat en el territo-

⁸ <http://www.ipbes.net/stakeholders>

⁹ <http://www.fao.org/3/a-i4242e.pdf>

¹⁰ <http://practice-netweb.eu/>

¹¹ Mapping and assessment of ecosystems and their services in the EU; <http://biodiversity.europa.eu/maes>

rio. Cuanto más separados o distanciados estén los fragmentos o teselas de hábitat entre ellos, menor conectividad espacial tendrá dicho hábitat en el paisaje (Bennett, 1999). La conectividad estructural, que se equipara con la continuidad del hábitat, se mide mediante el análisis de la estructura del paisaje, sin considerar los requerimientos de los organismos.

La relación entre la conectividad espacial y la conectividad funcional del paisaje varía en cada caso. Los medios de dispersión aérea de ciertas especies pueden permitir que en paisajes donde el hábitat de éstas se distribuye en escasas teselas muy distanciadas (conectividad espacial muy baja), la conectividad funcional del paisaje sea muy elevada para ellas. En el extremo opuesto, para aquellas especies que se desplazan específicamente por un tipo de hábitat concreto solamente, la conectividad ecológica del paisaje será alta tan sólo en el caso de que la conectividad espacial de su hábitat también lo sea (Burel y Baudry, 1999).

3.2.1.3 Matriz territorial (o matriz del paisaje)

La matriz territorial se refiere al territorio en que se insertan los fragmentos o teselas de un determinado hábitat (Bennett, 1999). Es decir, corresponde al conjunto del territorio que las especies habrían de atravesar para desplazarse entre las teselas de hábitat.

En una segunda acepción, la matriz territorial se refiere al elemento dominante en el paisaje (Burel y Baudry, 1999). Por ejemplo se denomina “matriz agrícola” al conjunto de las parcelas de cultivo que dominan los paisajes agrícolas, en el que se insertan por ejemplo teselas de hábitat forestal. Se denomina “matriz forestal” al conjunto de las masas forestales que dominan los paisajes forestales, en el que por ejemplo se insertan teselas de hábitat de humedal.

En una tercera acepción, la matriz territorial se refiere al conjunto del territorio o paisaje en el que se incluyen tanto las teselas de hábitat como el resto de elementos y cubiertas presentes en el territorio (Donald y Evans, 2006). En este caso, los términos matriz territorial, matriz paisajística, territorio y paisaje son sinónimos.

3.2.1.4 Permeabilidad

El término de permeabilidad en ocasiones se utiliza como sinónimo de conectividad ecológica (Crooks y Sanjayan, 2006). Sin embargo, existe una segunda acepción de permeabilidad que se refiere a una propiedad más general: la

capacidad del territorio de permitir la conectividad para el conjunto de las diferentes especies de fauna y flora silvestres que lo habitan (De Lucio *et al.*, 2003), es decir, para permitir el flujo de las distintas especies silvestres entre las diferentes teselas de hábitat existentes en el paisaje (sin especificar especies o grupos funcionales concretos). Por otro lado, el término también se aplica a las barreras lineales (carreteras, ferrocarriles, etc.) y transversales a los ríos (presas y azudes) al considerar el grado en el que estas barreras dificultan o favorecen el paso de las especies.

3.2.1.5 Disponibilidad y accesibilidad de hábitat

El concepto de disponibilidad de hábitat integra tanto la cantidad de hábitat que hay dentro de las teselas de un tipo de hábitat como la cantidad el hábitat que resulta accesible o alcanzable por una especie o grupo funcional determinado en un ámbito territorial dado (Saura y Pascual-Hortal, 2007; Saura y Rubio, 2010). La cantidad de hábitat accesible depende de cómo esté configurado el paisaje y de la capacidad dispersiva de las especies para llegar a las distintas teselas.

La disponibilidad de hábitat para una determinada especie u organismo en el paisaje será baja si las teselas se encuentran aisladas unas de otras (dado que no resultan accesibles), pero también si el hábitat es muy escaso, aunque las teselas estén fuertemente conectadas entre sí (Saura y Pascual-Hortal, 2007).

3.2.1.6 Relación entre conectividad y adaptación al cambio climático

La conectividad ecológica es un aspecto clave para la adaptación al cambio climático dado que numerosas especies de fauna y flora silvestres, tanto terrestres como dulceacuícolas y marinas, habrán de realizar desplazamientos para adaptar sus áreas de distribución en respuesta a los cambios en las condiciones climáticas locales y en la composición de la cubierta vegetal (Opdam y Wascher, 2004).

3.2.1.7 Relación entre conectividad y biodiversidad

Desde la perspectiva de la conservación de la biodiversidad, el interés de la conectividad radica en la capacidad que muestra el territorio para facilitar la dispersión y el tránsito de los organismos entre distintas zonas de hábitat. Por ello, su conservación, restablecimiento y mejora es crítica en aspectos como el incremento del flujo de in-

tercambio de individuos entre poblaciones, el aumento de la estabilidad y la capacidad de recuperación y recolonización frente a perturbaciones, y la mejora de la persistencia local y regional de las especies. Así, la conectividad ecológica tiene gran importancia en la conservación de la biodiversidad, dado que las especies de fauna y flora silvestre han de ser capaces de realizar desplazamientos dispersivos con los que mantener ciertos niveles de intercambio genético entre poblaciones y con los que eventualmente ocupar hábitats adecuados en los que asentarse (Bennett, 1999).

3.2.1.8 Red ecológica

Las redes ecológicas pueden considerarse, de forma genérica, como todo sistema coherente de espacios naturales, rurales y periurbanos, que se constituye y se gestiona con el objetivo de mantener o restaurar las funciones ecológicas como medio para conservar la biodiversidad. Para ello, se pone énfasis en mantener o fortalecer la coherencia ecológica territorial, contemplando los usos sostenibles del suelo y la restauración de lugares degradados donde sea prioritario (Bennet y Wit, 2001).

Las redes ecológicas se identifican, desde el punto de vista estructural, por la inclusión en el modelo territorial, a diferentes escalas espaciales, de áreas de interés conector situadas fuera de espacios naturales protegidos. Las políticas de conservación de la naturaleza centradas en la designación de espacios naturales protegidos no resultan por sí solas eficaces, al no incidir sobre la integridad y continuidad de los procesos ecológicos y de los flujos de organismos, materia y energía que tienen lugar en el territorio (Bennet y Wit, 2001).

3.2.1.9 Corredor ecológico

La Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y Biodiversidad lo define como “territorio, de extensión y configuración variables, que, debido a su disposición y a su estado de conservación, conecta funcionalmente espacios naturales de singular relevancia para la flora o la fauna silvestres, separados entre sí, permitiendo, entre otros procesos ecológicos, el intercambio genético entre poblaciones de especies silvestres o la migración de especímenes de esas especies”.

También puede ser definido como aquellas zonas de la matriz del paisaje que ofrecen una mayor permeabilidad para facilitar los desplazamientos (la dispersión) entre teselas de hábitat (o sectores con características ambientales similares). Así, los corredores ecológicos se

corresponden con sectores de la matriz territorial que presentan un especial interés para mantener la conectividad ecológica.

Como elementos del paisaje son esenciales para conservar la conectividad ecológica y por lo tanto, la biodiversidad. De este modo constituyen componentes fundamentales en la conformación de la infraestructura verde del territorio.

Los corredores ecológicos muestran un alto grado de permeabilidad en cuanto al flujo genético, pues se relaciona con la distribución espacial de las teselas y también con la existencia y el estado de conservación de los territorios que conectan los diferentes hábitats. En este sentido, es necesario destacar que los corredores ecológicos no tienen por qué ser componentes del paisaje lineales y estrechos, como por ejemplo los ríos, también pueden ser extensiones permeables heterogéneas formadas por teselas de distinto grado de madurez o puntos de paso o de escala, utilizados sobre todo por las aves. En ecosistemas mediterráneos la existencia de cuevas y páramos, donde se asientan comunidades de matorrales seriales sobre todo de quejigares y encinares, son esenciales para mantener la conectividad ecológica (Santos y Ganges & Herrera Calvo, 2013).

Aunque la función de mitigación de la fragmentación de los corredores ecológicos está comprobada, existen posibles efectos negativos asociados a la conectividad, entre otros, la propagación de plagas, enfermedades, incendios forestales o especies exóticas invasoras. Por ello, es importante disponer de información contrastada y rigurosa y de metodologías adecuadas que analicen y evalúen la conectividad (EUROPARC-España, 2009).

3.2.2 Planificación de la conectividad

3.2.2.1 Relación entre conectividad y planificación territorial, sectorial y urbanística

La conectividad ecológica está regulada fundamentalmente por políticas sectoriales con elevada incidencia territorial, como las de infraestructuras de transporte, urbanística y agraria (Gurrutxaga y Lozano, 2007). La ordenación del territorio comprende aquellos métodos utilizados por las administraciones públicas para influenciar la distribución futura de las actividades humanas en el espacio y coordinar las políticas sectoriales con incidencia territorial. Se aplica sobre ámbitos geográficos supramunicipales y sus objetivos fundamentales son el desarrollo socioeconómico y equilibrado de las regiones, la mejora

de la calidad de vida, la gestión responsable de los recursos naturales, la protección del medio ambiente y la utilización racional del territorio (Comisión Europea, 1997). Por su parte, el urbanismo es coordinado por la ordenación del territorio y realiza la clasificación y calificación detallada del suelo a escala municipal.

Tradicionalmente se ha constatado en España una insuficiente coordinación entre los instrumentos de ordenación territorial, sectorial y urbanística y las políticas de conservación de la naturaleza (Mata, 2005). De esta forma, los instrumentos de conservación, dirigidos a la protección de espacios y, en menor medida, de especies, no han podido crear suficientes sinergias positivas con otros instrumentos para la planificación y gestión de la matriz del territorio desde una visión de conjunto. La adecuada gestión de los espacios Natura 2000 no permite conservar la biodiversidad europea si no es acompañada de una adecuada gestión de la matriz territorial.

El diagnóstico y la planificación de la conectividad ecológica territorial es relevante en las distintas escalas geográficas y niveles administrativos en los que se ordena el territorio, dentro de un proceso multiescalar en cascada. Por ejemplo, en la planificación a nivel de municipio (urbanismo), además de recogerse la planificación realizada a escalas superiores (internacional, nacional, regional, comarcal), se habrán de identificar otros elementos del paisaje relevantes con objeto de conectar teselas de hábitat de menor extensión pero de importancia a escala municipal.

El análisis de la conectividad ecológica y la consiguiente delimitación de corredores ecológicos de forma espacialmente explícita, a distintas escalas, permite optimizar la integración de la conectividad en los instrumentos de planificación territorial y sectorial, tales como (Gurrutxaga, 2011):

- Planes sectoriales del Estado (de infraestructuras, planificación forestal, etc.).
- Planificación del territorio en el Dominio Público y su entorno, en virtud de las Leyes estatales de Aguas, Costas y Vías Pecuarias.
- Planes de ordenación de los recursos forestales, en virtud de la Ley de Montes.
- Aplicación de los programas de medidas agroambientales.
- Directrices de ordenación integral del territorio de las Comunidades Autónomas.

- Planes territoriales sectoriales de las Comunidades Autónomas.
- Planes de ordenación integral del territorio a escala subregional o comarcal en las Comunidades Autónomas.
- Instrumentos de planificación creados por las Comunidades Autónomas para cumplir el Convenio Europeo del Paisaje.
- Planes Generales de Ordenación Urbana o Normas Subsidiarias de los Ayuntamientos.

3.2.2.2 Relación entre conectividad y planificación ambiental

La Directiva 92/43/CEE somete a evaluación ambiental aquellos planes y proyectos que puedan afectar negativamente a la coherencia de la red Natura 2000. En este sentido, la Directiva 2001/43/CE de evaluación de planes y programas con incidencia en la ordenación del territorio, se constituye como un instrumento fundamental para materializar la integración de las redes ecológicas en la práctica de la ordenación del territorio a diferentes escalas, incluida la escala de planificación urbanística y de proyectos.

El análisis de la conectividad ecológica y la consiguiente delimitación de corredores ecológicos de forma espacialmente explícita, a distintas escalas, permite integrar de forma óptima el criterio de la conectividad en los procesos de evaluación ambientales de planes y proyectos (Gurrutxaga *et al.*, 2010). La incorporación de criterios en materia de conectividad en los procedimientos de evaluación ambiental ha supuesto en algunos casos la retirada de proyectos de elevado impacto sobre la coherencia de la red Natura 2000, como la autopista Toledo-Córdoba y la autovía Cuenca-Teruel.

En cuanto a la prevención del efecto barrera en los proyectos constructivos de infraestructuras viarias, la exigencia de establecer pasos de fauna existe en España desde 2001, año en que entró en vigor la Ley 6/2001 de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986 de evaluación de impacto ambiental.

3.2.2.3 Relación entre conectividad e infraestructura verde

El concepto de red ecológica ha sido ampliado con el de infraestructura verde el cual, además de la conservación de la biodiversidad, tiene como objetivos la sostenibilidad socioeconómica a través de la prestación de distintos ser-

vicios ecosistémicos y se extiende, además, a ámbitos urbanos. La infraestructura verde es definida como una red de zonas naturales y seminaturales y de otros elementos ambientales, planificada de forma estratégica, diseñada y gestionada para la prestación de una extensa gama de servicios ecosistémicos. Incorpora espacios verdes (o azules en el caso de los ecosistemas acuáticos) y otros elementos físicos de espacios terrestres (incluidas las zonas costeras) y marinos (Comisión Europea, 2013). En los espacios terrestres, la infraestructura verde está presente en tanto en los entornos naturales y rurales como en los urbanos.

Así, uno de los objetivos de la infraestructura verde es garantizar la conectividad de las poblaciones de fauna y flora para contribuir a su conservación a largo plazo. Por tanto, en la planificación de la infraestructura verde se deberá cuantificar el grado de conectividad. Para ello, se cuenta con diferentes tipos de índices de conectividad como por ejemplo:

1. Área conectada equivalente: se define como el tamaño de un solo parche que proporcionaría la misma probabilidad de conectividad que el patrón real de hábitats en el paisaje (Saura et al. 2011).
2. Tamaño efectivo de malla: expresa la probabilidad de que dos puntos cualquiera escogidos al azar en una región estén conectados, es decir, que no estén separados por barreras como vías de transporte o áreas urbanizadas u otras características naturales. Cuantas más barreras fragmenten el paisaje, menor será la probabilidad de que dos puntos estén conectados y menor será el tamaño de la malla efectiva que se mide en km² (Jaeger et al. 2008).

3.3 Motores de cambio global

3.3.1 Fragmentación y pérdida de hábitats

3.3.1.1 Pérdida y fragmentación de hábitat

La fragmentación de hábitats es un proceso mediante el cual una gran extensión de un determinado hábitat se transforma en un número de teselas de menor tamaño separadas entre sí por otros tipos de cubierta. Esto implica la pérdida de continuidad física entre las distintas partes del hábitat. Es importante no confundir fragmentación con pérdida de hábitat, aunque en muchas ocasiones se produzcan simultáneamente. Debido a esto, se tiende a sobrevalorar los efectos de la fragmentación *per*

se. Sea como fuera estos dos procesos son considerados como una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad (Fahrig, 2003; Fischer y Lindenmayer, 2007).

La fragmentación del hábitat implica un aumento de la distancia entre los fragmentos y por tanto una menor conectividad espacial. La pérdida y fragmentación de hábitat lleva consigo una menor conectividad ecológica entre las teselas de hábitat especialmente cuando las distancias a recorrer superan la capacidad de dispersión de la especie o grupo funcional y/o cuando varía la composición la matriz territorial en la que se insertan los fragmentos y ello dificulta en mayor medida la movilidad de la especie o grupo funcional.

3.3.1.2 Tipos de fragmentación

La fragmentación de hábitat (y la pérdida de conectividad del paisaje) está causada fundamentalmente por cambios en los usos y cubiertas del suelo y por la construcción de barreras locales como las siguientes (Gurrutxaga y Lozano, 2010):

1. Urbanización: en especial la urbanización causada por el modelo urbanístico de ocupación horizontal del territorio, provocando la pérdida de hábitats naturales y seminaturales
2. Intensificación agrícola: supone la pérdida de teselas de hábitat y elementos del paisaje como setos vivos, muros de piedra, bosquetes, árboles dispersos, teselas arbustivas y herbáceas de vegetación intersticial, humedales y bosques de ribera, así como de mosaicos agroforestales y agrosilvopastorales.
3. Otros cambios en la cubierta vegetal: como los causados por incendios forestales o las actividades extractivas.
4. Infraestructuras lineales de transporte: afectan a la permeabilidad del paisaje en la medida que conllevan un efecto barrera sobre un amplio grupo de especies de vertebrados, tanto terrestres como acuáticos (en caso de drenajes), y mortalidad de individuos en desplazamiento al cruzar la vía.
5. Presas y azudes en los cursos fluviales: impiden o limitan el libre flujo de especies de flora y fauna silvestre asociadas a dicho hábitat.
6. Otros tipos de barreras locales: existen otras causas de fragmentación de hábitats, en la medida en que

introducen un cierto efecto barrera o afectan a la integridad de organismos silvestres en desplazamiento. Este es el caso de:

- los canales donde mueren ahogados individuos que caen por los terraplenes laterales
- los vallados cinagéticos que pueden dificultar o impedir los desplazamientos de mamíferos de mediano y gran tamaño
- los tendidos eléctricos que causan accidentes por colisión o electrocución de aves
- las alineaciones de aerogeneradores, con los que chocan fundamentalmente aves planeadoras

7. Barreras marinas: aunque menos evidente y frecuente que en ecosistemas terrestres, la construcción de infraestructuras en la costa (puertos, espigones, tuberías, etc.) puede determinar la fragmentación de los hábitats y llevar a una pérdida de conectividad.

3.3.1.3 Efecto barrera

Uno de los efectos perniciosos de la fragmentación al que se ha prestado más atención es el causado por las infraestructuras lineales, debido a su gran impacto en la conservación de la biodiversidad por la extensión y expansión de estos elementos (Forman *et al.*, 2003; Rosell *et al.*, 2003; Iuell *et al.*, 2005).

El efecto barrera se refiere a la dificultad que tienen ciertas especies para atravesar determinadas infraestructuras (como carreteras, líneas de ferrocarril, presas fluviales, vallados cinagéticos o canales fluviales) de forma que se ve mermada su capacidad para desplazarse a través del territorio entre distintas teselas de hábitat.

La dificultad para atravesar una infraestructura puede deberse bien a obstáculos que impiden físicamente el cruce (vallados perimetrales, tráfico intenso, presas con excesiva altura, etc.) o bien al rechazo que genera en ciertas especies el cruce de una infraestructura por conformar un ámbito excesivamente alterado en relación al entorno circundante (por firme asfaltado, ruido, contaminación, terraplenes, ausencia de vegetación, etc.) (Iuell *et al.*, 2005).

La importancia del efecto barrera que ejerce una infraestructura sobre la fauna depende tanto de las características físicas de la vía como de las pautas de comportamiento de las especies. En general, las autopistas y autovías, así como las líneas de tren de alta velocidad, son las barreras físicas más importantes, dada la existencia de un cerramiento perimetral a ambos lados de dichas in-

fraestructuras. En cuanto a las carreteras no segregadas, cuanto más ancha es la vía y más tráfico soporta, el efecto barrera es potencialmente más intenso. No así el riesgo de atropello, dado que a menudo el mayor número de atropellos se concentra en carreteras con poco tráfico, limitada visibilidad y alta densidad de ciertas especies de vertebrados en el entorno. En cuanto al comportamiento animal, la existencia de una franja de terreno con sustrato artificial, desprovista de vegetación y transitada por vehículos que actúan como fuente de luz y ruido, puede tener un efecto etológico sobre algunas especies, por ejemplo de micromamíferos, que evitan cruzarla y tienden así a ver aisladas sus poblaciones.

Existen puntos de mayores tasas de mortalidad relativa por atropello, que corresponden a tramos que interceptan zonas de desplazamiento habitual de los animales. No debe confundirse el efecto barrera con la mortalidad por atropello de especies de fauna silvestre en infraestructuras lineales como carreteras (Grilo *et al.*, 2011). Se trata de dos graves problemas de distintas características que requieren de soluciones complementarias. En un tramo de infraestructura con una serie de características de trazado, visibilidad, velocidad de circulación, intensidad de tráfico, etc., dentro de un paisaje dado con determinada densidad poblacional de una especie concreta susceptible de sufrir atropellos (con una etología dada en relación a la infraestructura), un mayor número de atropellos puede indicar, a nivel estadístico, un menor efecto barrera en dicho tramo (y un mayor flujo a través de la vía), mientras que un menor número de atropellos puede indicar un mayor efecto barrera (y un menor flujo) (Grilo *et al.*, 2011). Por tanto, la reducción de la velocidad de los vehículos suele reducir el riesgo de mortalidad por atropellos y disminuir el efecto barrera de la vía, aunque también es importante considerar otros factores que pueden incidir como, por ejemplo, la intensidad de tráfico. Asimismo, la habilitación de adecuados pasos de fauna, combinado con un cerramiento perimetral que evite el paso directo de fauna por la calzada, facilitaría el cruce de la vía por parte de determinadas especies de organismos, e incluso permitirían una completa conexión de los ecosistemas fragmentados por las vías (en el caso de los viaductos, túneles o ecoductos) (MAGRAMA, 2015a).

3.3.1.4 Conservación de la conectividad

Tiene mucho sentido prevenir la pérdida de conectividad funcional del paisaje protegiendo aquellos hábitats que no han sufrido una transformación intensa. Sin embargo, las políticas de conservación basadas exclusivamente en

la declaración de espacios protegidos no son suficientes ya que no incluyen el conjunto de hábitats naturales y seminaturales presentes en el territorio ni los elementos del paisaje fundamentales para garantizar la conectividad del paisaje como manchas de vegetación espontánea, ribazos, setos, sotos fluviales, etc. (Bennett, 1999).

Por ello es fundamental aplicar criterios de conservación de la conectividad ecológica tanto dentro como fuera de los espacios protegidos (Kettunen *et al.*, 2007; Gurrutxaga *et al.*, 2010; Alagador *et al.*, 2012). En este sentido, es mejor prevenir que curar, ya que la restauración de los elementos conectores puede ser una tarea muy complicada y costosa.

3.3.1.5 Restauración de la conectividad

Cuando el medio ya se encuentra perturbado debido a transformaciones profundas del paisaje y la corrección y mitigación no han sido efectivas, la restauración ecológica cumple un papel decisivo en la mejora de la conectividad.

La restauración de la conectividad implica la recuperación de las áreas de contacto perdidas entre teselas de hábitat previamente fragmentado. Por ejemplo la permeabilización o retirada de presas infranqueables para los peces permite restaurar la conectividad ecológica en cauces fluviales (Alonso *et al.*, 2009). Por otro lado, la restauración de setos vivos en paisajes agrícolas puede restaurar la conectividad entre teselas de bosque que habían quedado aisladas. La restauración de ríos y riberas favorece el papel como corredores ecológicos de los ecosistemas fluviales, al facilitar los desplazamientos y/o el refugio de fauna silvestre en paisajes fragmentados (Gurrutxaga y Lozano, 2007).

En relación con la conservación y restauración de la vegetación autóctona, en paisajes dominados por plantaciones forestales en aprovechamiento, ha quedado demostrado su efecto positivo en la mejora de la conectividad. Asimismo, el tamaño y disposición de las plantaciones así como el grado de heterogeneidad de teselas en diferentes grados de desarrollo (escala de paisaje), por un lado, y las características estructurales de la vegetación en las plantaciones forestales (escala de rodal), por otro, inciden de manera notable sobre la permeabilidad del paisaje forestal repoblado. A este respecto, pueden tener un importante papel los sistemas de certificación forestal a los que pueden acogerse los propietarios de las parcelas, en la medida en que deben garantizar la gestión forestal sostenible de las masas con aprovechamientos foresta-

les. A este respecto sería beneficioso que el Ministerio de Agricultura y Pesca Alimentación y Medio Ambiente desarrollara las Directrices básicas comunes de gestión forestal sostenible (competencia que la Ley de Montes atribuye a la Administración General del Estado) que supongan el nuevo marco de referencia para los instrumentos de gestión antes mencionados. Supondría actualizar las Instrucciones Generales para la Ordenación de Montes Arbolados (ICONA 1971) a las nuevas corrientes y retos de la disciplina forestal.

Por otro lado, la restauración de humedales en las zonas donde se ha producido una perturbación que los ha llevado a la desecación o a la contaminación de sus aguas es básico para garantizar la conectividad, en especial para especies acuáticas, anfibios y para especies migratorias que dependen de humedales espaciados de descanso y alimentación que faciliten su tránsito de manera segura.

Algunos ejemplos de proyectos de restauración ecológica de la conectividad desarrollados en España son la restauración ecológica del corredor verde del Guadiamar y el proyecto LIFE de desfragmentación de hábitats para el oso pardo en la Cordillera Cantábrica. También destacan actuaciones de desfragmentación llevadas a cabo en distintas Comunidades Autónomas como Cataluña, País Vasco, Andalucía, Valencia, Navarra, Canarias, Asturias o La Rioja (MAGRAMA, 2013c). A escala europea se han desarrollado numerosos proyectos para restaurar la conectividad de hábitats. Por ejemplo, el proyecto Corredor Alpes-Cárpatos y el proyecto de defragmentación que finalizará en 2018 con la construcción de decenas de nuevos pasos de fauna y grandes ecoductos para superar barreras (carreteras, canales, etc.).

Respecto al término *desfragmentación*, se trata de un caso particular de restauración de la conectividad que corresponde a la desfragmentación de infraestructuras lineales de transporte mediante la habilitación de adecuados pasos de fauna por encima o debajo de la vía (luell *et al.*, 2005; MAGRAMA, 2013c). Tanto las actuaciones para favorecer la permeabilidad transversal de las infraestructuras como la restauración de las áreas de influencia de las infraestructuras son fundamentales para la mejora de la conectividad.

En conclusión, la prevención es esencial para mantener una conectividad ecológica que permita un buen funcionamiento de los ecosistemas. Pero, ante ecosistemas degradados, dañados o destruidos, la restauración ecológica se convierte en una herramienta imprescindible que permite la desfragmentación y el mantenimiento y me-

jora de la conectividad. Sin embargo, para ser eficiente, la restauración de la conectividad debe abordarse tanto dentro como fuera de los espacios protegidos. Así las acciones de restauración podrían englobar la recuperación o creación de setos y linderos en paisajes agrícolas, la restauración de ríos, riberas y humedales, la restauración de vegetación natural, la restauración de las áreas de influencia de las infraestructuras lineales de transporte y la construcción de nuevos pasos de fauna (o adaptación como tales de estructuras ya existentes) en carreteras y ferrocarriles. Es por ello que, para garantizar la mejora y mantenimiento de la conectividad del paisaje es necesario tener en consideración las políticas de conservación pero también las políticas sectoriales (de transporte, urbanística, agrícola, forestal, hidrológica...) para poder incorporar una visión integral del territorio (Gurrutxaga y Lozano, 2007).

En este sentido, las ‘Soluciones basadas en la Naturaleza’ podrían contribuir a la infraestructura verde a través de la gestión de los espacios verdes asociados a infraestructuras de transporte, del ciclo del agua o de otro tipo (cunetas verdes en lugar de cunetas de hormigón, o sistemas de depuración natural de aguas, etc.). Asimismo, los márgenes de vías de transporte podrían gestionarse de manera que contribuyan a reducir la mortalidad de fauna, evitar la proliferación de especies y, en general, disminuir el efecto de la fragmentación de hábitats que ocasionan las vías. Es decir, un tipo de gestión que favorezca la biodiversidad y refuerce la infraestructura verde.

3.3.2 Cambio de uso del suelo

3.3.2.1 Usos y coberturas del suelo

Concepto de usos y coberturas del suelo

La cobertura del suelo (“land cover”) se refiere a la clasificación cartográfica que describe el estado biofísico del paisaje, incluyendo los efectos de la actividad humana (e.g. tipo de vegetación, la presencia de agua o rocas, suelo desnudo, coberturas artificiales; Weber, 2007). El uso del suelo (“land use”) incluye la manipulación de los atributos biofísicos por el ser humano, lo que requiere una interpretación (e.g. actividades socioeconómicas desarrolladas, Lambin *et al.*, 2001). Así, el uso urbano, el agrícola o el forestal son las categorías más comunes, que denotan un propósito o uso del territorio. Ambos conceptos suelen utilizarse de forma complementaria como uso y cobertura del suelo (“land use and land cover”) para describir las características del territorio y los cambios ocurridos en la superficie terrestre (Fisher *et al.*, 2005).

Métodos de adquisición de usos y coberturas del suelo

Las técnicas cartográficas permiten analizar y cuantificar el uso y cobertura del suelo, mediante la descripción física de los elementos que componen el paisaje (Forman, 1995; Zonneveld, 1995). Mientras que la cobertura del suelo puede ser observada directamente en el campo, a partir de fotointerpretación o por teledetección, las observaciones de uso del suelo requieren la integración de métodos científicos naturales y sociales para determinar qué actividades humanas están afectando a diferentes partes del paisaje. Aunque los estudios son numerosos, existe un cierto sesgo en la información sobre diferentes tipos de procesos analizados: la mayor parte de los metaestudios se centran en usos forestales o agrícolas, mientras que los que afectan a las áreas urbanas, humedales o pastizales han recibido una menor atención (van Vliet *et al.*, 2015). La generación de bases de datos georreferenciadas a partir de información de campo integradas en Sistemas de Información Geográfica (SIG) ha permitido el desarrollo de herramientas potentes para el cálculo y análisis de los usos del suelo y coberturas de territorios a diferentes escalas espaciales y temporales (Chuvieco y Huete, 2011; Giri, 2012).

A escalas planetarias, inicialmente la clasificación del uso y cobertura del suelo se realizó mediante el uso de atlas (Wilson & Henderson-Sellers, 1985). Sin embargo, la naturaleza dinámica de los usos y coberturas representa una limitación en la aplicación de estos métodos. Las imágenes de satélite de moderada a alta resolución han facilitado la evaluación de los cambios de cobertura y uso del suelo a escala global y regional. Los sensores remotos proporcionan grandes cantidades de información, constantemente actualizada a intervalos repetidos de tiempo y, en muchos casos, de libre acceso. La serie de satélites LANDSAT, desarrollados por la NASA, han proporcionado imágenes de alta resolución de los usos y coberturas del suelo desde la década de los 80 hasta los años 2000, especialmente los Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR). El primer mapa global compilado por sensores remotos AVHRR fue el publicado por DeFries y Townshend (1994), utilizando el Índice Normalizado de Vegetación (NDVI), muy útil para el análisis de los estados de la vegetación. Actualmente estos sensores remotos han dejado paso a otros nuevos como MODIS o ASTER (Friedl *et al.*, 2002).

A escala local, las fotografías aéreas son comúnmente utilizadas para la generación de mapas de usos y coberturas del suelo con efectividad, junto con imágenes de alta resolución espacial (e.g. IKONOS, Quickbird), que se han

incorporado recientemente como herramientas para la caracterización de usos del suelo y coberturas con gran detalle (Vogt *et al.*; 2007; Lambin y Meyfroidt, 2010; Cabello *et al.*, 2012).

Bases cartográficas de usos y coberturas del suelo disponibles en Europa y España

Existen numerosos programas de investigación, monitoreo y adquisición de información a escala global y regional que se han desarrollado desde el siglo XX (e.g. CORINE Land Cover, LUCAS, FAO, NASA). Sin embargo, a día de hoy no se ha establecido una tipología única, global e integradora de cobertura y usos del suelo (ver Anderson *et al.*, 1976). Generalmente, se utilizan sistemas de designación para suplir las necesidades particulares, según

determinados objetivos y en función de los contextos y escalas de análisis (Pedroli *et al.*, 2006). El referente europeo más integrado es el programa CORINE Land Cover (Coordination of information on the environment) de la Comisión Europea, que fue creado en 1985 (Heymann *et al.*, 1994; Haines-Young & Weber, 2006). Uno de los resultados de dicho programa ha sido la creación de la base de datos CORINE Land Cover (CLC), que incluye el inventario estandarizado de 44 clases de usos de suelo y coberturas en tres niveles jerárquicos, presentado a escala 1:250 000, y que está disponible en la mayor parte de Europa para los años de referencia 1990; 2000, y 2006. La actualización de 2012 se encuentra en fase de validación, en el marco del Copernicus Land Monitoring Service, coordinado por la EEA (Tabla 1).

Tabla 1. Bases cartográficas de referencia de uso y cobertura del suelo en Europa y España

Programa	CORINE Land Cover					SIOSE		
Acrónimo Base de datos	CLC90	I&CLC2000	CLC2006	CLC2006 ESPAÑA	CLC20012	SIOSE2005	SIOSE2009	SIOSE2011
Año	1990	2000	2006	2006	2012	2005	2009	2011
Consistencia temporal	1986-1998	2000 +/- 1 año	2006 +/- 1 año	2007 +/- 1 año	2011-12	2005 +/- 1 año	2009 +/- 1 año	2011 +/- 1 año
Satélites	<i>Landsat-5 MSS/TM</i>	<i>Landsat-7 ETM</i>	<i>SPOT-4/5; IRS P6 LISS III</i>	<i>SPOT-4/5; IRS P6 LISS III</i>	<i>IRS P6 LISS III; RapidEye</i>	<i>SPOT5</i>		
Escala	1:100.000					1:25.000		
Semántica	Modelo jerárquico					Orientado a objetos		
Ámbito	Europa					España		
No. Países	26	30	38	1	39	1		
Tamaño min. Polígono (ha)	25					2 - 0,5		
Restricción anchura	100 m	> 100m				15m		

Desde 2005 se coordina desde el IGN/CNIG, el Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (SIOSE), siguiendo las directrices INSPIRE, integrando la información disponible por las Comunidades Autónomas y la Administración General del Estado, y generando una base de datos de ocupación del suelo para toda España a escala 1:25.000 con imágenes de referencia correspondientes al año 2005 (SIOSE2005). Se actualiza periódicamente, estando disponible a fecha de referencia 2009 (SIOSE 2009) y 2011 (SIOSE 2011). SIOSE se integra con otras bases de datos de ocupación del suelo, tanto europeas (como CORINE Land Cover), como mundiales (por ejemplo, el Global Land Cover Facility; Hansen *et al.*, 2000).

3.3.2.2 Dinámicas de cambio de usos y coberturas del suelo

Definición de cambio en el uso y cobertura del suelo e iniciativas existentes

El cambio de uso y cobertura del suelo (Land use and land cover change, LULCC) es un término general que describe el estudio de la modificación humana de la superficie terrestre de nuestro planeta. La humanidad ha modificado la tierra para obtener alimentos y otros productos esenciales durante milenios, pero las tasas actuales, extensiones e intensidades de cambio no tienen precedentes en la historia (Foley *et al.*, 2005). Estos cambios

son un componente principal del cambio global junto con el aumento de la concentración de dióxido de carbono, cambios en el ciclo de nitrógeno, la introducción de especies exóticas invasoras y la contaminación (Vitousek, 1997; Elias, 2015).

Los cambios de coberturas pueden ser considerados como una fuente de información relevante acerca de los procesos (flujos) que ocurren en el paisaje (Feranec *et al.*, 2010). Stott & Haynes-Young (1998) establecieron una tipología de flujos posibles generada a partir de la agregación de transformaciones de coberturas del suelo a diferentes usos del suelo en Europa.

Existen múltiples factores que actúan como desencadenantes de los cambios de uso y cobertura del suelo generando un sistema complejo y multiescalar (Claessens *et al.*, 2009), que incluye la interacción del ambiente biofísico con el social (Mustard, Fisher, & Moran, 2004; Lambin and Meyfroidt, 2010). Los cambios de uso y cobertura del suelo pueden consistir tanto en una conversión o transformación entre una clase de cobertura a otra (e.g. de bosque a cultivo), como en una modificación en la intensidad de uso (e.g. densidad de árboles en un bosque; Turner *et al.*, 1993; van Asselen and Verburg, 2013).

La dinámica de cambio de coberturas y usos del suelo genera efectos e impactos sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Lambin, Helmut & Lepers, 2003) y sobre los sistemas sociales (Lambin *et al.*, 2001). Bajo esta preocupación se han impulsado un gran número de iniciativas de investigación a escala global, regional y local, reconociéndose a la dinámica de los usos de suelo como un componente importante del sistema ambiental global y un factor precursor del cambio climático global (Turner II *et al.*, 1995; Lambin *et al.*, 1999). La ciencia de los cambios de usos busca comprender cómo y por qué se producen estos cambios y qué consecuencias tienen (Rindfuss *et al.*, 2008).

A nivel mundial se desarrolló la iniciativa “Análisis del cambio de uso y cobertura del suelo” (LUCC, Land Use and Cover Change) entre 1994 y 2005, promovida desde el IGBP (International Geosphere-Biosphere Programme) y el HDP (Human Dimensions of Global Environmental Change Programme). Los principales avances de esta iniciativa se centraron en la observación y el monitoreo de la dinámica de uso del suelo, con el fin de entender las causas, impactos y consecuencias sobre nuestro territorio y su población (Turner, Lambin & Reenberg, 2007; Rindfuss, Walsh, Fox & Mishra, 2004). Como continuación del análisis del cambio de uso y cobertura del suelo,

el plan científico del proyecto Global Land Project GLP (GLP, 2005) aporta una introducción del estado del arte y la dirección de este tipo de análisis a principios del siglo XXI. Esta iniciativa recoge el legado del análisis del cambio de uso y cobertura del suelo y de Global Change and Terrestrial Ecosystems (GCTE), proyecto principal de IGBP, y tiene como objetivo fundamental medir, modelar y comprender el sistema acoplado humano-ambiental. Por lo tanto, el GLP se propone fusionar comunidades de investigación existentes y atraer a otros investigadores de las ciencias sociales, naturales y las humanidades. El objetivo principal del GLP forma parte de esfuerzos amplios para comprender los cambios en la interacción de las personas con su entorno y el modo en que esta interacción ha afectado a la sostenibilidad del sistema terrestre. Por ello, la estructura analítica del GLP se centra en las interacciones de las personas, la biota y los recursos naturales de los sistemas terrestres y de agua dulce, a nivel local y regional (GLP, 2005).

Causas de cambio en el uso y cobertura del suelo

Las actividades humanas son la fuerza impulsora de cambio de usos y coberturas del suelo, lo que incluye la cultura local (e.g. preferencia de alimentos), la economía (e.g. demanda de productos específicos, incentivos financieros), las condiciones ambientales (e.g. calidad del suelo, disponibilidad hídrica), la política territorial y los programas de desarrollo (e.g. programas agrícolas, construcción de carreteras, planificación territorial), y los efectos indirectos y procesos de retroalimentación entre factores, como entre la historia de la actividad humana (la degradación del suelo, riego y carreteras) y los factores demográficos (Lambin *et al.*, 2001; Serra *et al.*, 2014).

A partir de los resultados del programa CORINE Land Cover, descritos por Lambin & Gesit, (2006) se identificó una combinación de causas de alto nivel o síndromes, que se pueden diferenciar en variables “lentas” y en “rápidas” (Tabla 2; Lambin *et al.* 2003):

1. Escasez de recursos conducente a un incremento en la presión de producción sobre recursos
2. Cambio de oportunidades creada por los mercados
3. Intervenciones políticas externas
4. Pérdida de capacidad adaptativa e incremento de la vulnerabilidad
5. Cambios en la organización social en el acceso a los recursos y en actitudes

Los cambios en el uso del suelo se deben en parte a la generación de dinámicas de degradación, innovación o a la aparición de nuevas oportunidades económicas o sociales (Tabla 2).

Cada causa de alto nivel puede funcionar como procesos evolutivos lentos (e.g. escalas temporales de décadas), pero los cambios pueden ser rápidos y abruptos si son las perturbaciones las que afectan súbitamente al sistema territorial. Casos de degradación, como los descritos por Puigdefábregas (1998), son una combinación de varias causas, con interacciones sinérgicas, que pueden dirigir a una región hacia una trayectoria crítica. Las decisiones sobre usos del suelo están influenciadas interactivamente por procesos biofísicos y socioeconómicos. Por ejemplo, la producción de cultivos depende de

las condiciones locales de clima y suelo, pero la toma de decisiones que influye en los usos es una respuesta a los mercados globales de producción (Verburg *et al.*, 2011).

Los cambios de usos son una función dependiente de factores sinérgicos como las presiones, las oportunidades, las políticas, la vulnerabilidad y la organización social (Lambin & Gesit, 2006). Algunas de las principales causas desencadenantes de cambios de usos son principalmente endógenas al sistema (como la escasez de recursos, incrementando la vulnerabilidad y los cambios en la organización social), aunque puedan estar influenciadas por factores exógenos o externos. Las causas de alto nivel (como los cambios en oportunidades de mercado e intervención política) son principalmente exógenas, aunque las respuestas de los gestores del territorio a estas fuer-

Tabla 2. Causas de cambio en la cobertura y usos del suelo (LUCC) dependiendo de la velocidad del cambio y los factores que actúan a altos niveles

Velocidad del cambio / Factores alto nivel	1. Escasez de recursos, mayor presión de producción	2. Cambio de oportunidades en los mercados	3. Intervenciones política externa	4. Pérdida de capacidad adaptativa e incremento de la vulnerabilidad	5. Cambios en la organización social, acceso a los recursos y en actitudes
Lento	<p>Crecimiento población y parcelación</p> <p>Cambios en disponibilidad laboral</p> <p>Pérdida de productividad en áreas sensibles por usos inapropiados o excesivos</p> <p>Fallos en restauración o mantenimiento en la protección de los RRNN</p> <p>Aprovechamientos excesivos sin control de gestores territoriales</p>	<p>Incremento de la comercialización y agro-industrialización</p> <p>Mejoras en accesibilidad (carreteras)</p> <p>Cambios en precios</p> <p>Oportunidades de empleo alternativas al campo</p>	<p>Programas de desarrollo económico, subsidios perversos, incentivos fiscales y precios tutelados</p> <p>Desarrollos fronterizos</p> <p>Gobernanza débil y corrupción</p> <p>Inseguridad en la propiedad de la tierra</p>	<p>Empobrecimiento</p> <p>Desestructuración de redes de seguridad social</p> <p>Dependencia de recursos externos de soporte y ayuda a la población</p> <p>Discriminación social</p>	<p>Cambios en el acceso a instituciones que gobiernan recursos por gestores del territorio</p> <p>Crecimiento de las demandas urbanas</p> <p>Desestructuración familiar</p> <p>Crecimiento del individualismo y materialismo</p> <p>Falta de educación pública e información pobre sobre el ambiente</p>
Rápido	<p>Migraciones espontáneas, desplazamientos forzados, refugiados</p> <p>Descenso de la disponibilidad de territorio</p>	<p>Inversiones de capital</p> <p>Cambios en condiciones macroeconómicas o condiciones de mercado</p> <p>Nuevas tecnologías para intensificación o uso de recursos</p>	<p>Cambios políticos bruscos</p> <p>Inestabilidad gubernamental</p> <p>Guerras</p>	<p>Conflictos internos</p> <p>Enfermedades</p> <p>Riesgos naturales</p>	<p>Pérdida de titularidad o derechos de recursos ambientales que producen marginación</p>

Fuente: Modificado de Lambin *et al.*, 2003; Lambin & Gesit, 2006

zas externas estén mediadas por factores locales (Lambin & Gesit, 2006). Por ejemplo, en Europa occidental, los sistemas de gestión territorial y políticas públicas son fundamentales para entender los cambios recientes de usos del suelo (Lasanta & Vicente-Serrano, 2012).

En las últimas décadas, el crecimiento de la población y los patrones de consumo cambiantes han conducido a la expansión e intensificación de los cambios de uso, incrementando potencialmente la presión sobre los sistemas naturales y los servicios ecosistémicos que éstos producen (DeFries *et al.*, 2010; MEA, 2005; Lambin & Meyfroidt, 2011). Estas tendencias podrían continuar en el futuro, a medida que las demandas sobre los bienes y servicios basados en el territorio se incrementen drásticamente debido al crecimiento de la población, a lo que hay que añadir el incremento de dietas basadas en el consumo de carne y uso de los biocombustibles que generan una mayor demanda de territorio (Lotze-Campen *et al.*; 2010; Alexandratos and Bruinsma, 2012), por lo que es fundamental entender las posibles consecuencias de estas tendencias (Rounsevell *et al.*, 2012; Stürk *et al.*, 2015).

Patrones y procesos de cambio en el uso y cobertura del suelo

A escala global, los recientes cambios de coberturas y usos más importantes son las altas tasas de deforestación tropical y su desplazamiento a cultivos en zonas en desarrollo como en África Central, Asia y América de Sur; las degradación y desertificación de los ecosistemas áridos y semiáridos; la intensificación agrícola y los procesos de urbanización (Lambin *et al.*, 2001; Lambin & Geist, 2006).

El mosaico que hoy se percibe en los paisajes europeos ha sido el resultado de la co-dinámica entre el desarrollo humano y el medio natural (Lambin and Meyfroidt, 2010; Van Asselen & Verburg, 2013; Van Vliet *et al.*, 2015). La estructura de la vegetación y los paisajes más importantes de la cuenca Mediterránea son actualmente el resultado de tanto cambios climáticos que tuvieron lugar hace milenios, como de los factores abióticos locales y el modelado humano (González-Bernáldez, 1990; Médail y Quézel, 1999; Blondel & Aronson, 1999). Durante el Neolítico, el incremento en la intensidad de pastoreo y, subsecuentemente, la agricultura, dirigieron el cambio hacia una reducción masiva de los bosques. Los cambios más importantes han ido apareciendo principalmente a lo largo de esta fase agrícola de la historia (Wolman y Fournier, 1987), y más notablemente en la deforestación (Williams, 1990) y el desplazamiento transoceánico de es-

pecies (Crosby, 1986; Turner *et al.*, 1994). Estos cambios tuvieron importantes consecuencias, pero la escala espacial, la magnitud y el ritmo de cambio fue menor que en la sociedad moderna industrial (Meyer y Turner II, 1992) y postindustrial (Armesto *et al.*, 2010). En Europa los principales cambios recientes de usos del suelo han consistido en una transformación de los usos forestales y agrícolas extensivos en agrícolas intensivos y en usos industriales y urbanos (Pedroli *et al.*, 2006). Los altos niveles de deforestación, dieron lugar a grandes planes de reforestación en la cuenca del Mediterráneo finales del siglo XIX - siglo XX (FAO, 2006) que, por ejemplo, en el caso de España, se materializó a través del Plan de Reforestación en el que se plantaron 3.5 millones de ha de 1940 a 1995 (Montero, 1997). Estos patrones de cambio coinciden con la llamada Teoría de la Transición Forestal, que postula que la cubierta forestal de un país generalmente presenta una deforestación en las etapas iniciales de desarrollo, pero que eventualmente se produce una recuperación de la misma en función del tiempo, asociada a un incremento del desarrollo económico y social (Mather, 1990, 1992; Barbier *et al.*, 2010; Kuemmerle *et al.*, 2015). Desde finales del siglo XX, en la Europa Mediterránea, los cambios en el uso del suelo han estado fuertemente influenciados por la aplicación de la Política Agraria Comunitaria (PAC) y la Agenda 2000 (Comisión Europea, 1997, 1998; Ritson y Harvey, 1997), que junto al éxodo rural propician el abandono de los cultivos en suelos menos productivos, potenciando la colonización por la vegetación (Lasanta-Vicente-Serrano, 2012; Bonet & Pausas, 2007; Rey Benayas *et al.*, 2007).

La cuenca Mediterránea es un punto caliente de diversidad biológica (Myers *et al.*, 2000), concentrándose gran parte de la misma sobre los ecosistemas forestales (MEA, 2005). Sin embargo, los ecosistemas forestales en el Mediterráneo son actualmente muy vulnerables por el cambio global, en especial por el cambio climático y los cambios en los usos del suelo (Schröter *et al.*, 2005; Lindner *et al.*, 2010). La integración de España en la Unión Europea ha tenido una repercusión en diferentes políticas que han dado lugar a varios factores de cambio, incluyendo:

1. **Abandono en la actividad agrícola:** procesos de cese de actividad agrícola y reforestación de tierras agrarias, particularmente en zonas menos productivas y zonas de montaña.
2. **Política Agrícola Común:** reforestación de tierras agrarias que está contribuyendo al aumento de las zonas forestales. El segundo periodo de aplicación de la Política Agrícola Común (1994-1999) supuso el co-

mienzo de la forestación de terrenos agrarios junto con la puesta en marcha de las repoblaciones forestales de terrenos privados a través de subvenciones a fondo perdido (SECF, 2010), además de las repoblaciones que ya se venían haciendo.

3. **Declaración de áreas protegidas:** aumento en el número y superficie de áreas protegidas en España. Además, cabe remarcar un aumento en la cantidad de Planes de Gestión incluyendo PRUG (Plan Rector de Uso y Gestión) y PORN (Plan de Ordenación de los Recursos Naturales).
4. **Incendios forestales:** cerca de 170 mil hectáreas al año son afectadas por incendios desde los años 2000, siendo una de las causas principales de transformación de zonas forestales. (Pausas & Ribeiro, 2013; Valladares *et al.*, 2014; Keeley *et al.*, 2012).
5. **Desarrollo de zonas urbanas y el litoral mediterráneo** (OSE, 2006).
6. **Cambio climático:** será un motor de cambio fundamental a partir de mitad del siglo XXI (Settele *et al.* 2014).
7. **Tendencias demográficas**

Se propone la clasificación de cambios entre el uso y cobertura del suelo usado en Martínez-Fernández *et al.* (2015) que está basado en la agrupación de los flujos de cambio a partir de las 8 clases de LEAC (Land and Ecosystem Account Database) y el tercer nivel del CORINE Land Cover (Tabla 3).

Esta clasificación es la forma más comprensiva de analizar los cambios en el uso del suelo, y se basa en cuatro procesos primarios de cambios:

1. **Procesos de antropización:** transición hacia zonas artificiales (urbanización), creación de zonas agrícolas desde zonas naturales, simplificación de zonas agrícolas y cambios internos entre pastos, cultivos y zonas arables. Los procesos de antropización indican una pérdida de hábitats naturales y semi-naturales. Sin embargo, se pueden incluir algunos cambios en el uso del suelo de categorías agrícolas tradicionales que pueden estar unidos a altos niveles de diversidad y complejidad estructural hacia usos del suelo más intensivos (Blondel 2006). En general incluyen procesos de intensificación (i.e. de baja intensidad de uso a mayor intensidad de uso), deforestación (i.e. eliminación de cubierta arbórea), desarrollo (i.e. transformación de un terreno abierto a usos urbanos, industriales o de transporte, Stott & Haynes-Young, 1998). Muchos procesos de antropización generan la intensificación de los usos, como en los casos de intensificación agrícola (Keys and McConnell 2005) para la producción de alimentos, o de conversión de humedales (van Asselen *et al.* 2013), y se manifiestan de forma notable en los procesos de urbanización (Seto *et al.*, 2011).
2. **Procesos hacia una mayor naturalización:** incluyen flujos de extensificación o cambios desde una mayor intensidad de uso a una menor intensidad de uso (e.g. la transformación de categoría pastizal a cubierta semi-natural, Stott & Haynes-Young, 1998). En esta categoría se incluyen aquellos procesos asociados al abandono de cultivos.
3. **Cambios internos en áreas naturales:** incluyen cambios a favor de la sucesión secundaria (e.g. cambios de matorrales de transición a bosques) y otros procesos de simplificación (e.g. matorralización).
4. **Persistencia o no cambios**

Tabla 3. Flujos de cambio en el uso del suelo identificados desde las clases LEAC del CORINE Land Cover.

T2 T1	ART	ARA	PAS	MOS	BOS	MAT	NAT	AB	Clase			
ART		111			112				Superficies artificiales			
ARA	211		14	13	121				Zonas arables y cultivos permanentes			
PAS		14							Pastos			
MOS	212	22			122				Mosaicos agrícolas			
BOS	213	231			232		31			Bosques		
MAT												Matorrales forestales de transición
NAT												Patos naturales, matorral
AB										32		Espacios abiertos con poca vegetación

1 Procesos de antropización

11	Urbanización
111	Urbanización y artificialización desde cultivos, pastos y áreas semi-naturales
112	Urbanización y artificialización desde áreas naturales
12	Creación de zonas agrícolas desde áreas naturales
121	Creación de zonas agrícolas homogéneas
122	Creación de zonas agrícolas heterogéneas o semi-naturales
13	Homogeneización o simplificación de zonas agrícolas
14	Conversiones internas desde zonas agrícolas y conversiones entre pastos, cultivos y zonas arables

2 Procesos hacia una mayor naturalización

21	Conversión y restauración desde zonas artificiales
211	Conversión desde zonas artificiales y agrícolas predominantemente homogéneas
212	Conversión desde zonas artificiales y agrícolas heterogéneas o semi-naturales
213	Restauración desde zonas artificiales hacia zonas naturales
22	Heterogeneización o semi-naturalización de paisajes o áreas agrícolas
23	Abandono agrícola
231	Abandono de zonas agrícolas homogéneas
232	Abandono de zonas agrícolas heterogéneas o semi-naturales

3 Cambios internos en zonas naturales

31	Procesos sucesionales (e.g. recuperación, densificación, invasión de matorrales, etc.)
32	Procesos derivados de perturbaciones que conllevan una mayor simplificación, degradación o menor dominancia y densidades

4 Persistencia o no cambios

Fuente: Modificado de Martínez-Fernández et al., 2015

3.3.2.3 Efectos ecológicos de cambios de uso y cobertura del suelo

Los cambios en los usos y coberturas del suelo son una de las principales componentes del cambio global (Vitousek, 1997; Turner *et al.*, 2007). Desde el siglo pasado los cambios en el uso del suelo han producido modificaciones a escala local y regional afectando tanto al clima y la circulación atmosférica (Kalnay & Cai, 2003), como a los balances de energía y ciclos biogeoquímicos (Pielke *et al.*, 2002; Bolin & Sukumar, 2000; Bonner *et al.*, 2013). El cambio en el uso del suelo puede actuar sinérgicamente con el cambio climático aumentando el riesgo de pérdida de biodiversidad (Mantyka-Pringle *et al.*, 2015), y con la sobreexplotación de recursos hídricos afectando, por tanto, a su disponibilidad (Bellot *et al.*, 2007). La principal consecuencia a escala global durante el siglo XX ha sido la pérdida directa de hábitat naturales que incluye la conversión de pastizales naturales, bosques y humedales en cultivos, plantaciones arbóreas y áreas urbanas (Harberl *et al.*, 2007; Seppelt *et al.*, 2011). Estas dinámicas se han debido a un aumento en la producción de alimento, madera, agua dulce, fibra y otras materias primas, pero a costa de reducir servicios ecosistémicos y aumentar la degradación de ecosistemas naturales (e.g. MAE, 2005; Pan *et al.* 2011).

A escala local, el cambio en el uso del suelo ha sido identificado como una de las principales amenazas a corto y medio plazo para la persistencia de muchas especies (Daily *et al.*, 2000) junto a la sobreexplotación de especies autóctonas (Pimm & Raven, 2000), y se prevé que en el futuro tendrá un gran impacto sobre su distribución y abundancia (Ehrlén & Morris, 2015). La pérdida de biodiversidad y los cambios en el hábitat alteran el funcionamiento de los ecosistemas (Blondel & Aronson, 1995). Cambios en la distribución de los hábitat y especies puede llevar a un aumento en la degradación de suelo y agua, la invasión de especies exóticas, y favorecer la aparición de ecosistemas nódulos o emergentes basados en nuevas combinaciones de especies (Hobbs *et al.* 2013).

Los cambios de usos y coberturas del suelo determinan transformaciones en la estructura y funcionalidad de los paisajes (Parcerisas *et al.*, 2012). Las consecuencias son tanto la pérdida directa de hábitat como la modificación y fragmentación del hábitat, lo que podría dificultar la conectividad entre las poblaciones y por tanto la capacidad de supervivencia de ciertas especies (Fahrig, 2003; MEA, 2005; Ojima *et al.*, 1994).

Efectos del abandono de cultivos tradicionales o extensivos

Si bien el balance global de los cambios de uso y cobertura del suelo es negativo, en atención a la conservación y mantenimiento de los bienes y servicios proporcionados por los ecosistemas, cuando la sociedad se industrializa (Foley *et al.*, 2005), al tratarse de un fenómeno complejo puede ocasionar efectos contrarios a diferentes escalas espacio-temporales. Los procesos de abandono de cultivos tradicionales en la Europa mediterránea, así como el abandono del pastoralismo y trashumancia pueden provocar modificaciones estructurales (López i Gelats *et al.*, 2015) y la homogeneización del paisaje, lo que podría favorecer el aumento de la frecuencia e intensidad de los incendios debido al aumento de biomasa, propiciando asimismo la erosión del suelo y la desertificación. En caso de pérdida de cubierta vegetal o de infraestructuras agrícolas (e.g. mantenimiento de muretes en terrazas agrícolas), se podrían reducir las reservas de agua y promover la pérdida de biodiversidad y de valores culturales y estéticos (Rey Benayas *et al.*, 2007; Romero-Calcerrada and Perry, 2004; Bielsa *et al.*, 2005; Suárez-Seoane *et al.*, 2002; Otero *et al.*, 2010; Lloret *et al.*, 2002). Sin embargo, si el abandono conlleva una rápida recolonización por la vegetación natural, podría permitir la recuperación de ciertos procesos de los ecosistemas y favorecer la recuperación de suelos y el ciclo de nutrientes, la mejora de la regulación del suelo y calidad del agua, y el aumento de la biodiversidad (Rey Benayas *et al.*, 2007; Romero-Calcerrada and Perry, 2004; Bonet, 2004; Bruijnzeel, 2004; Costa y Foley, 2000).

Efectos de la intensificación agrícola

Los procesos de intensificación agrícola, urbana e industrial han dominado la dinámica de cambios y ocupado el suelo en Europa (Pedroli *et al.*, 2006), lo que ha ocasionado tanto pérdidas de capacidad ecológica, diversidad y belleza escénica/paisajística, como pérdidas a paisajes culturales de gran valor histórico (Bastian *et al.*, 2006). La intensificación agrícola se concentra generalmente en los fondos de valle y llanuras, provocando la pérdida de elementos lineales, de elevado valor conectivo, y afectando a las teselas remanentes de vegetación natural o semi-natural (Tschardtke, 2005). La intensificación agrícola en muchas ocasiones ha ocasionado la conversión de sistemas tradicionales, lo que ha supuesto una homogeneización del paisaje, afectando a la conectividad de la matriz natural en paisajes agrarios (Gurrutxaga, 2011), lo que puede conllevar la pérdida de especies asociadas a

los agrosistemas (Donald, 2004), entre ellas los polinizadores (Deguines *et al.*, 2014). Esta pérdida de biodiversidad asociada a la intensificación agrícola se ha descrito incluso como de mayor impacto a la causada por la conversión de hábitats originales en agrosistemas extensivos (Donald, 2004).

Efectos de la urbanización y creación de áreas artificiales

El fuerte incremento en superficie de las zonas urbanizadas en todo el planeta, especialmente desde finales del siglo XIX y principios del siglo XX, ha sido una de las principales causas de pérdida global de biodiversidad y fragmentación territorial (Antrop, 2003; Mckinney, 2006). En este caso, no sólo ha provocado la pérdida de superficie, sino también la intensificación del uso debido a un aumento en la densidad de población y perfiles más verticales en las zonas urbanas.

Junto a las formas compactas de urbanización (Seto *et al.*, 2011) se han producido ocupaciones dispersas de “expansión urbana” (urban sprawl) especialmente alrededor de las áreas metropolitanas (Leichenko and Solecki, 2005; Catalán, Saurí, & Serra, 2008; Salvati, Gargiulo, Rontos, & Sabbi, 2013; Dupras *et al.*, 2016), y generalmente ocupadas por casas unifamiliares (Halleux, Marcinczak, y van der Krabben 2012). Este proceso también es relevante en las zonas costeras, como el área mediterránea española (Peña *et al.*, 2007), donde se acentúa la litoralización y la “naturbanización” o urbanización del espacio natural y rural (Serra *et al.*, 2014; Pallarés-Blanch *et al.*, 2014). La superficie de suelo artificial se incrementó en España en un 29,5% en el periodo 1987-2000, provocado la pérdida directa de hábitats agrícolas, forestales y de humedales (OSE, 2006). Por otra parte, el desarrollo de infraestructuras lineales de transporte, en especial carreteras de gran capacidad y líneas ferroviarias con vallado perimetral, afecta notablemente a la fragmentación y permeabilidad del paisaje en la medida que conllevan un efecto barrera sobre un amplio grupo de especies de vertebrados terrestres (Forman *et al.*, 2003).

Efectos de la creación de zonas forestales

En las últimas décadas se ha producido una conversión de áreas agrícolas o pastos en zonas forestales, fruto de las políticas de reforestación y de mitigación de gases de efecto invernadero (Berthrong *et al.*, 2012). En tiempos recientes se ha usado la forestación y reforestación como medida paliativa de la degradación, desertificación y como mitigación frente al cambio climático y pérdida

de biodiversidad (UNEP, 2014). Existen numerosas referencias que indican los efectos beneficiosos sobre esta conversión en la generación de bienes y servicios ambientales, incluyendo productos forestales, suministro hídrico y creación de biodiversidad (Bremer & Farley, 2010), además del aumento de carbono, nitrógeno, y almacenamiento en la materia orgánica del suelo (Lo *et al.*, 2015). Los bienes y servicios promovidos por los bosques plantados dependen de la matriz de uso en el territorio donde actualmente se está favoreciendo las plantaciones multi-objetivo, donde es fundamental la integración y planificación a nivel de paisaje (Paquette and Messier, 2009). El paso de sistemas naturales o semi-naturales (pastizales, matorrales), que no han sido previamente bosques, en áreas forestadas pueden promover determinadas funciones ecosistémicas (e.g. incremento de materia orgánica, disminución de escorrentía, control de la erosión; Chirino *et al.*, 2006). Sin embargo, también pueden conllevar efectos negativos sobre la biodiversidad, especialmente cuando se introducen especies exóticas en las plantaciones (Bremer and Farley, 2010; Gerstner *et al.*, 2014). Además, es importante remarcar que la dinámica y funcionamiento de los bosques plantados en el s. XIX en España se realizó principalmente para frenar la erosión sobre terrenos deforestados, realizándose reforestaciones con especies pioneras para luego facilitar el establecimiento de fagáceas (Ortuño, 1990). No obstante, la falta de tratamiento silvícola ha dado lugar a bosques de elevadas densidades, menores niveles de riqueza arbórea y regeneración, que podrían mejorarse mediante la aplicación de tratamientos en masas homogéneas de elevadas densidades (Madrigal, 1998; Ruíz-Benito *et al.*, 2012).

3.3.2.4 Planificación territorial

Una de las principales herramientas para planificar los usos del suelo y su cambio es la protección del territorio y la conservación de la biodiversidad *in situ*, particularmente en países que se encuentran en un periodo de intensificación, como es el caso de España (Foley *et al.* 2005). Es necesario ahondar en el conocimiento de nuevas formas de planeamiento que consideren como objetivo la sostenibilidad del territorio (Fariña y Naredo, 2010). Actualmente hay una dicotomía entre la conservación versus desarrollo (Castro, 2003; Chape *et al.*, 2005). En las últimas décadas, la conservación activa de la biodiversidad se ha centrado principalmente en la creación de redes de áreas protegidas en las Comunidades Autónomas, que suponen una planificación de los usos del suelo mediante herramientas de gestión como, por ejemplo, el PORN

(Plan de Ordenación de Recursos Naturales). Otros niveles de planificación de la conservación, esta vez pasiva, recaen en los propios municipios, en la aplicación de los PGOU (Planes Generales de Ordenación Urbana). Gracias a las redes de áreas protegidas se han llegado a observar diferencias en la intensidad de los cambios de uso y cobertura del suelo e incluso en la dirección de los mismos (Ruiz-Benito *et al.* 2010; Martínez-Fernández *et al.* 2015). La Red Natura 2000 supone la protección de una gran cantidad de territorio, protegiendo tanto zonas forestales como agrícolas tradicionales lo que es fundamental para garantizar la conservación de la biodiversidad y los hábitats (OSE, 2011; Martínez-Fernández *et al.* 2015). Como respuesta a las necesidades de conservación de especies y de ecosistemas, y la baja disponibilidad de recursos para ello, es necesaria la aplicación de estrategias y metodologías para optimizar los sistemas para la Planificación Sistemática de la Conservación, que incluya la selección de áreas prioritarias para la conservación con un alto valor ecológico (Pressey *et al.* 1993; Margules & Pressey, 2000). Una adecuada planificación de la declaración de áreas protegidas es fundamental para garantizar la conservación de ciertos usos del suelo (particularmente desde zonas forestales o zonas agrícolas tradicionales), pero no debe olvidarse que fuera de las áreas protegidas también debe promoverse una adecuada sostenibilidad (MMA, 2005; Fariña y Naredo, 2010).

En España, los procesos antrópicos de cambio de usos y cubierta del suelo, y otros procesos internos, han afectado a los hábitats naturales durante el siglo XX y principios del siglo XXI. Aunque estas modificaciones son algo menores los Espacios Naturales Protegidos (ENP), las áreas naturales incluidas en la Red Natura 2000 han sufrido ciertos procesos de transformación (Martínez-Fernández *et al.*, 2015). Es fundamental dotar a las áreas protegidas de adecuados planes de gestión que permitan la conservación, por lo que es necesario establecer medidas de planificación territorial en el marco de la sostenibilidad en el territorio, que favorezcan la persistencia de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos tanto asociados a la declaración del área, como fuera de ella.

Se ha evidenciado que los actuales sistemas de áreas protegidas pueden no ser suficientes para la conservación de la biodiversidad en un territorio cambiante (Wiens, 1994; Margules & Pressey, 2000). Las condiciones del hábitat en el exterior de las áreas protegidas pueden condicionar la funcionalidad ecológica de éstas, debido a la gran influencia del contexto paisajístico en los procesos a gran escala (Pino *et al.*, 2000; Lindenmayer *et al.* 2008).

Ello implica la necesidad de gestionar el territorio mediante herramientas que permitan abarcar objetivos globales (Naveh, 1989). Por ejemplo, el mantenimiento de los agrosistemas extensivos mediante prácticas agrícolas tradicionales se ha descrito como una de las principales medidas de conservación de la biodiversidad en paisajes transformados (Bignal & McCracken, 2000).

Para contrarrestar la fragmentación generada por los cambios de usos del suelo es necesaria la permeabilización de la matriz territorial mediante la creación de redes ecológicas territoriales (*Ecological networks*) con corredores, recogidas en el desarrollo de una Infraestructura Verde multifuncional, que permita el mantenimiento de los usos del suelo con prácticas sostenibles, y conectando teselas de hábitat para restablecer el flujo de especies en el paisaje a diferentes escalas espacio-temporales (Jongman & Puggnetti, 2004; CBD, 2006; Bakker *et al.*, 2015a; 2015b). Las redes ecológicas pueden ser el resultado de hábitats conectados o restaurados deliberadamente, pero también determinadas configuraciones espaciales de usos del suelo, intencionadas o no, que incluyan teselas de hábitats que puedan manejarse como refugios para la biodiversidad (Bennett & Mulongoy, 2006; Rey Benayas *et al.* 2008; 2015). Las redes ecológicas constituyen un modelo de gestión territorial que se aplica generalmente a escalas regionales y presenta una serie de objetivos comunes. Su configuración está determinada por una serie de áreas núcleo de conservación, adscritas a la red de espacios naturales protegidos, junto a sus áreas de amortiguamiento, y por un conjunto de corredores biológicos, que enlazan dichas áreas (Bennet & Wit; 2001). Las funciones de las redes ecológicas son (Bennett & Mulongoy, 2006):

1. Conservación de la biodiversidad en el paisaje, ecosistema o escala regional.
2. Mantenimiento o fortalecimiento de la coherencia ecológica, principalmente mediante el establecimiento de la conectividad a diferentes escalas espaciales.
3. Reducción de los efectos potencialmente perjudiciales de actividades externas en las áreas críticas.
4. Restauración de los ecosistemas degradados.
5. Uso sostenible de los recursos naturales en áreas de importancia para la conservación de la biodiversidad.
6. Planeamiento urbanístico dirigido hacia la sostenibilidad.

Es crítico desarrollar e implementar estrategias regionales de uso del suelo y la planificación territorial sostenibles, que reconozcan las necesidades a corto, medio y largo plazo, y planifiquen la necesidad y organización espacial de múltiples bienes y servicios ecosistémicos (Foley et al., 2005).

En el último decenio se han generado diferentes modelos sobre cambio futuros en los usos del suelo (ver revisión en Turner et al. 2016). Estos modelos constituyen herramientas interesantes para:

- Analizar las causas de cambio
- Identificar posibles consecuencias en diferentes territorios (e.g. Sala et al. 2000)
- Entender sinergias entre los procesos que afectan al territorio
- Informar a los políticos y gestores sobre zonas críticas y posibles tendencias futuras (Koomen et al., 2007; Verburg et al., 2004; Willemen et al., 2012; Pontius et al., 2008; Milne et al., 2009)

Los principales esfuerzos deben ir destinados a consolidar los datos y métodos existentes sobre tendencias en el uso y cobertura del suelo (ver e.g. Turner et al. 2016), especialmente para mejorar el conocimiento de las causas y procesos subyacentes a los cambios y la pérdida de biodiversidad, identificar zonas críticas para la conservación, mantener del capital natural y maximizar la oferta de servicios ecosistémicos a escalas regionales.

3.3.3 Cambio climático

3.3.3.1 Definición y concepto de cambio climático y cambio global

De forma clásica, el clima se suele definir como el estado promedio del tiempo y, más rigurosamente, como una descripción estadística del tiempo atmosférico en términos de los valores medios y de la variabilidad de las magnitudes correspondientes (casi siempre variables de superficie, como la temperatura, la precipitación o el viento) durante períodos que pueden abarcar desde meses hasta miles o millones de años. Habitualmente, el período promedio es de 30 años, según define la Organización Meteorológica Mundial.

En un sentido más amplio y dinámico, el clima es el estado del sistema climático, que principalmente consta de una fuente energética que alimenta el sistema (la radiación solar) y sus cinco componentes (atmósfera, hi-

droesfera, criosfera, litosfera y biosfera), cuyas complejas interacciones en términos de intercambios de materia y flujos de energía definen el estado del sistema en un período dado, el clima.

El cambio climático, por su parte y según se recoge en el Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC 2014), puede entenderse como la *variación del estado del clima [...] que persiste durante largos períodos de tiempo, generalmente decenios o períodos más largos [...] y que puede deberse a procesos internos naturales o a forzamientos externos tales como modulaciones de los ciclos solares, erupciones volcánicas o cambios antropógenos persistentes de la composición de la atmósfera o del uso del suelo.*

El cambio climático es uno de los principales motores del cambio global, entendiendo este como el conjunto de cambios ambientales ocasionados por la actividad humana que trasciende las escalas locales o regionales donde se desarrollan dichas actividades y repercuten en el funcionamiento global del planeta. Junto con el cambio climático, bajo el término de cambio global se incluyen los cambios en los usos del territorio, la contaminación, la sobreexplotación de recursos y las especies exóticas invasoras, entre otros. Todos estos componentes del cambio global interactúan entre sí de forma compleja y simultánea, positiva o negativamente, y cada uno a su propia escala, reforzándose o atenuándose sus impactos, lo que hace en ocasiones muy difícil individualizar y atribuir los efectos específicos de cada uno de estos motores de cambio sobre el sistema en su conjunto.

A efectos prácticos, es importante subrayar que cuando se habla en la actualidad de cambio global y cambio climático, se habla del período temporal donde la influencia de la actividad del hombre tiene suficiente relevancia como para afectar de forma significativa el funcionamiento y la naturaleza de los componentes del sistema global del planeta. Si nos ceñimos al cambio climático, la influencia humana sobre el sistema climático comienza a ser significativa a partir de la revolución industrial, con una tasa de emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera –y el consecuente aumento de su concentración– que desde entonces no ha dejado de aumentar.

3.3.3.2 Bases físicas del cambio climático

La comprensión de los cambios en el sistema climático es todo un reto científico debido, entre otros factores, a la complejidad de sus componentes, la dimensión y las múltiples escalas de las interacciones que ocurren en su seno,

el carácter inercial del sistema, los diferentes factores de forzamiento y sus influencias mutuas y, por supuesto, su carácter de sistema único, donde la experimentación no es posible en la escala global y las mejoras de conocimiento avanzan a través de análisis de observaciones y de simulaciones y modelizaciones de complejidad creciente. A pesar de las incertidumbres que persisten, el grado de conocimiento del sistema climático no deja de crecer, así como la fiabilidad de los análisis, diagnósticos y modelos que proyectan escenarios de cambio climático a futuro.

Observaciones y evidencias

El calentamiento del sistema climático es inequívoco. Desde 1950 se han observado cambios en el sistema climático que no tienen precedente, tanto si se comparan con registros históricos instrumentales, que datan de mediados del siglo XIX, como si se comparan con registros paleoclimáticos referidos a los últimos milenios. La atmósfera y los océanos se han calentado, la cantidad y extensión de las masas de hielo y nieve han disminuido, el nivel del mar ha subido y las concentraciones de gases de efecto invernadero no han dejado de aumentar.

Son muchas las evidencias de este cambio climático observado a nivel global en distintos ámbitos, entre las que pueden señalarse las siguientes:

- **Atmósfera:**

- La temperatura media global muestra un incremento promedio de 0,85 °C (entre 0,65 °C y 1,06 °C) en el periodo 1880-2012.
- Cada una de las últimas tres décadas ha sido más cálida que todas las anteriores desde 1850, siendo la primera década del siglo XXI la más cálida de todas.
- Se han observado cambios en los episodios extremos desde 1950. El número de días y noches frías ha disminuido y el número de días y noches cálidas ha aumentado a nivel global.

- **Océano:**

- La capa superior del océano (desde la superficie hasta los 700 m de profundidad) se ha calentado en el periodo 1971 - 2010.
- El calentamiento del océano es mayor cerca de la superficie sumando más de 0,1°C por década en los primeros 75 m durante el periodo 1971-2010. El calentamiento decrece con la profundidad y se extiende hasta los 2000 m.

- **Hielos:**

- Los glaciares y los mantos de hielo polares (Groenlandia y Antártida) están perdiendo masa.
- La extensión del hielo marino ártico está disminuyendo.
- En el hemisferio norte la extensión de la cobertura de nieve en primavera ha disminuido y el permafrost se está fundiendo.

- **Nivel del mar:**

- El nivel medio del mar a nivel global ha aumentado en 0,19 m en el periodo 1901-2010.
- La tasa de aumento del nivel del mar se ha acelerado en los dos últimos siglos.
- El nivel global medio del mar ha aumentado 1,7 mm/año en el periodo 1901-2010 y 3,2 mm/año entre 1993 y 2010.

- **Carbono y otras magnitudes biogeoquímicas:**

- La concentración de CO₂ en la atmósfera ha aumentado por la actividad humana, fundamentalmente por el uso de combustibles fósiles y la deforestación. En los últimos 10 años la concentración de CO₂ en la atmósfera ha aumentado de media 2 ppm por año, y el año 2015 arroja un salto en el incremento anual hasta 3,05 ppm. En los meses transcurridos de 2016 la concentración media de CO₂ en el planeta ha superado las 400 ppm.
- Las concentraciones actuales de CO₂, CH₄ y N₂O exceden sustancialmente el rango de concentraciones registradas en los testigos de hielo durante los últimos 800.000 años.
- Las concentraciones atmosféricas de CO₂, CH₄ y N₂O han aumentado desde 1750, excediendo los niveles preindustriales en un 40%, 150% y 20%, respectivamente.
- El pH del agua oceánica ha decrecido en un valor de 0,1 desde el comienzo de la era industrial, que corresponde a un aumento del 26% de concentración de iones hidrógeno.

Simulación del sistema climático

La simulación del sistema climático por medio de modelos matemáticos globales es un campo de investigación muy activo, cuyos resultados están sometidos a continua revisión y que genera nuevos conocimientos y productos en ciclos muy rápidos. Los primeros ejercicios de simulación condujeron a modelos globales de clima, desarrollados a partir de la segunda mitad del siglo pasa-

do, que solamente consideraban procesos físicos atmosféricos. Desde entonces y paulatinamente, la complejidad de los modelos ha ido creciendo a medida que aumentaba la capacidad computacional y que se desarrollaban e incorporaban simulaciones de otros procesos físicos, químicos y biológicos, y se acoplaban en los modelos globales: dinámica oceánica, dinámica de la criosfera, ciclo del azufre, ciclo del carbono terrestre y oceánico, química de la atmósfera, etc.

Los modelos globales del sistema climático actuales representan los procesos que tienen lugar en y entre los distintos componentes del sistema climático (la atmósfera, la hidrosfera, la criosfera, la litosfera y la biosfera), teniendo en cuenta las interacciones que se producen entre ellos y los forzamientos naturales (por ejemplo, la radiación solar o el vulcanismo) y antropogénicos (por ejemplo, emisiones de gases de efecto invernadero o la deforestación) a los que está sometido el sistema.

Los modelos globales son contrastados, calibrados y validados con datos reales observados en un período de control definido (incluyendo datos de clima y de forzamientos registrados en dicho período). Los modelos globales calibrados de este modo simulan de forma fiable los principales rasgos del clima global en el planeta y producen resultados satisfactorios a escalas hemisférica y continental, reproduciendo adecuadamente los patrones de gran escala y las tendencias de la temperatura superficial observados. La precipitación y la extensión del hielo marino no se simulan tan bien como la temperatura. Sin embargo, existen diferencias entre los distintos modelos globales, a veces notables, que han de considerarse y evaluarse para contar con criterios objetivos que permitan seleccionar unos u otros para estudios regionales en función de su mejor o peor capacidad para representar los procesos y las condiciones climáticas particulares de un área determinada.

Atribución del cambio climático observado a la influencia humana

La comprensión del sistema climático y de sus cambios recientes se apoya en una combinación de registros largos de observaciones directas, conocimiento y comprensión de los elementos y procesos climáticos y simulaciones numéricas realizadas a partir de modelos globales, que reproducen dichos procesos y utilizan las series largas de observaciones. La atribución del cambio climático a un factor causal se basa en estos principios y así, el nivel de certeza a la hora de atribuir el cambio del clima reciente

a la influencia humana ha ido aumentando hasta alcanzar una probabilidad superior al 95% (IPCC 2014).

Cuando los modelos globales del sistema climático se hacen correr a lo largo del siglo XX forzándolos únicamente con los factores naturales (radiación solar, vulcanismo...), la simulación se aleja notablemente del comportamiento global observado del sistema. Por el contrario, cuando los modelos integran, junto a los forzamientos naturales, los de carácter antropogénico (evolución de la concentración atmosférica de gases de efecto invernadero y aerosoles, cambios en el albedo por uso del suelo...) la simulación se ajusta a la realidad observada con un nivel de certeza que permite afirmar que la influencia humana en el clima ha sido la causa dominante de los cambios recientes observados (Figura 1).

En otra escala, el nivel de confianza en la atribución de eventos extremos al cambio climático de origen antropogénico es variable en función del tipo de evento (Figura 2).

Proyecciones de cambio climático global y regional. Incertidumbres asociadas a los escenarios de cambio climático

Los modelos globales, una vez contrastados, calibrados y validados con los datos reales observados en el período de control, se emplean para hacer proyecciones del clima futuro. Para ello, los modelos son forzados con hipotéticas concentraciones atmosféricas de los gases de efecto invernadero y aerosoles a lo largo del siglo XXI, que resultan de diferentes escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero y usos del suelo.

De esta manera, las distintas proyecciones del clima futuro generadas por medio de modelos globales, forzados según los distintos escenarios, proporcionan una horquilla de valores estimados de los distintos parámetros climáticos a lo largo del siglo XXI. La comparación de un período climático futuro (por ejemplo 2071-2100) frente a un período de referencia o control (por ejemplo el clima registrado entre 1971 y 2000), ofrece estimaciones proyectadas de la dirección y la intensidad del cambio climático, para cada una de las variables de los modelos. Pese a las incertidumbres existentes (la amplitud de la horquilla de valores estimados), los modelos globales ofrecen resultados consistentes e inequívocos en cuanto a la evidencia, la dirección y los órdenes de magnitud del cambio climático.

Los modelos globales del clima, por su baja resolución espacial, no son adecuados para llevar a cabo estudios

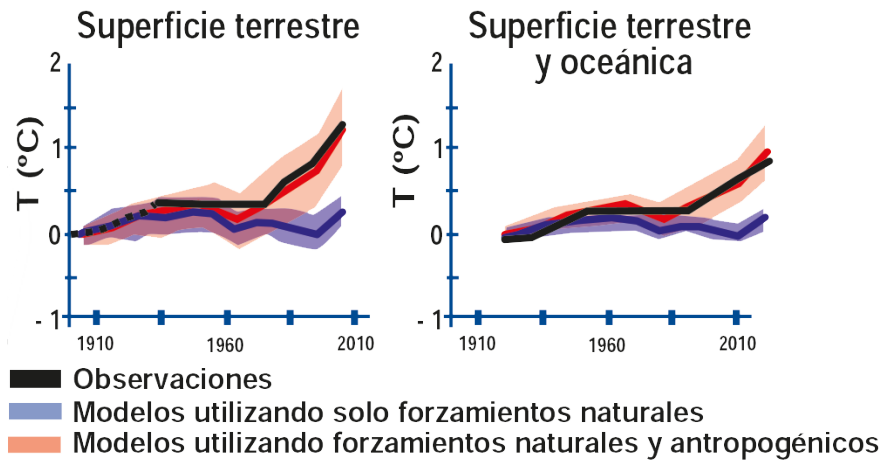


Figura 1. Comparación de las temperaturas medias globales en simulaciones realizadas para el siglo XX con modelos climáticos que incluyen sólo forzamientos naturales y modelos que incluyen todos los forzamientos, naturales y antropogénicos (Fundación Biodiversidad, 2013).

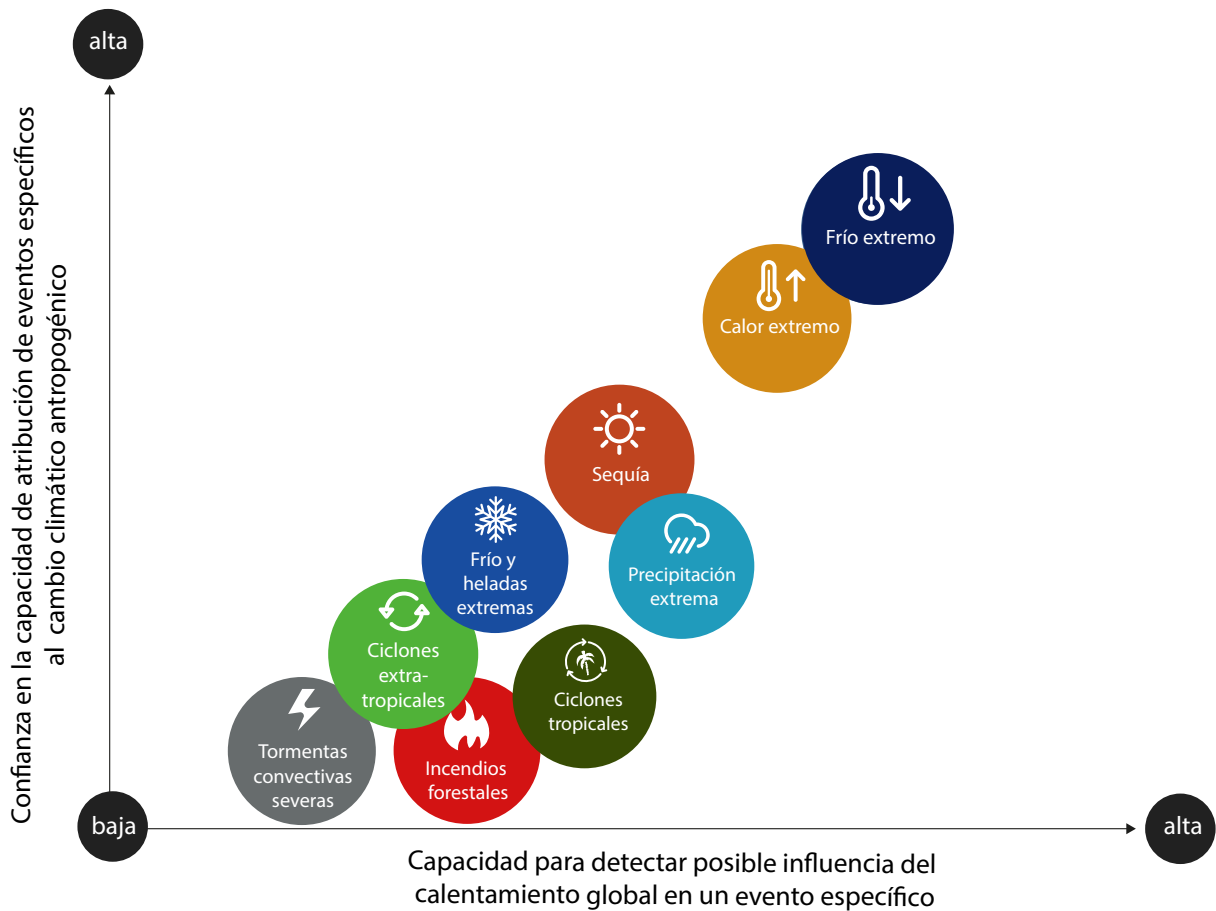


Figura 2. Representación esquemática de la confianza en la atribución de distintos tipos de eventos extremos al cambio climático antropogénico. Adaptado de National Academies of Sciences, 2016.

detallados de evaluación de los impactos y vulnerabilidad del cambio climático, ya que estos precisan de una mayor definición espacial. Para resolver este problema se han desarrollado diversas técnicas cuyo objetivo es aumentar la resolución de los modelos globales; una muy empleada consiste en la regionalización (o downscaling) de los modelos globales que, a partir de la información básica que proporcionan, utiliza información de escalas de mayor detalle para reelaborar una descripción de las variables climáticas adecuada para trabajar a escala regional, sub-regional o local. Sus resultados son los llamados escenarios de cambio climático regionalizados.

El proceso de generación de escenarios de cambio climático regionalizados está sujeto a distintas fuentes de incertidumbre, que principalmente pueden asociarse con la incertidumbre de base del modelo global que utiliza y los futuros escenarios de emisión de gases de efecto invernadero (que básicamente depende del modelo de desarrollo que se adopte en las próximos años/décadas), la sensibilidad climática global (incertidumbre que responde a la falta de conocimiento preciso de la respuesta del clima frente a cambios en el forzamiento externo) y la incertidumbre que aportan las limitaciones de los propios métodos de regionalización de los modelos globales.

No obstante, la incertidumbre que persiste cuando se proyecta el clima en los próximos años y decenios hasta final de siglo no significa desconocimiento, sino un rango

de posibles y probables futuros que apuntan a una tendencia común limitada por su rango de incertidumbre, en continua acotación por avance del conocimiento científico. Estos son los escenarios con los que hay que necesariamente contar a la hora de planificar y gestionar la adaptación en cada uno de los recursos, sistemas, sectores y territorios expuestos y sensibles al cambio climático.

3.3.3.3 Riesgos frente al cambio climático

El cambio climático es un factor del cambio global cuyo impacto sobre los sistemas ecológicos pone en riesgo muchos aspectos fundamentales para la conservación y uso sostenible de la biodiversidad.

Conceptos de impactos, vulnerabilidad, exposición, peligrosidad

El esquema conceptual propuesto por el IPCC (Figura 3) para la evaluación del riesgo asociado al cambio climático considera que el riesgo de los impactos relacionados con el clima resulta de la interacción de los peligros o amenazas asociados propiamente con el clima (incluyendo los extremos climáticos y las tendencias de cambio climático) con la vulnerabilidad y la exposición de los sistemas humanos y naturales. Los cambios, tanto en el sistema climático como en los procesos socioeconómicos, son los que determinan los peligros, la exposición y la vulnerabilidad de la sociedad y el ambiente.

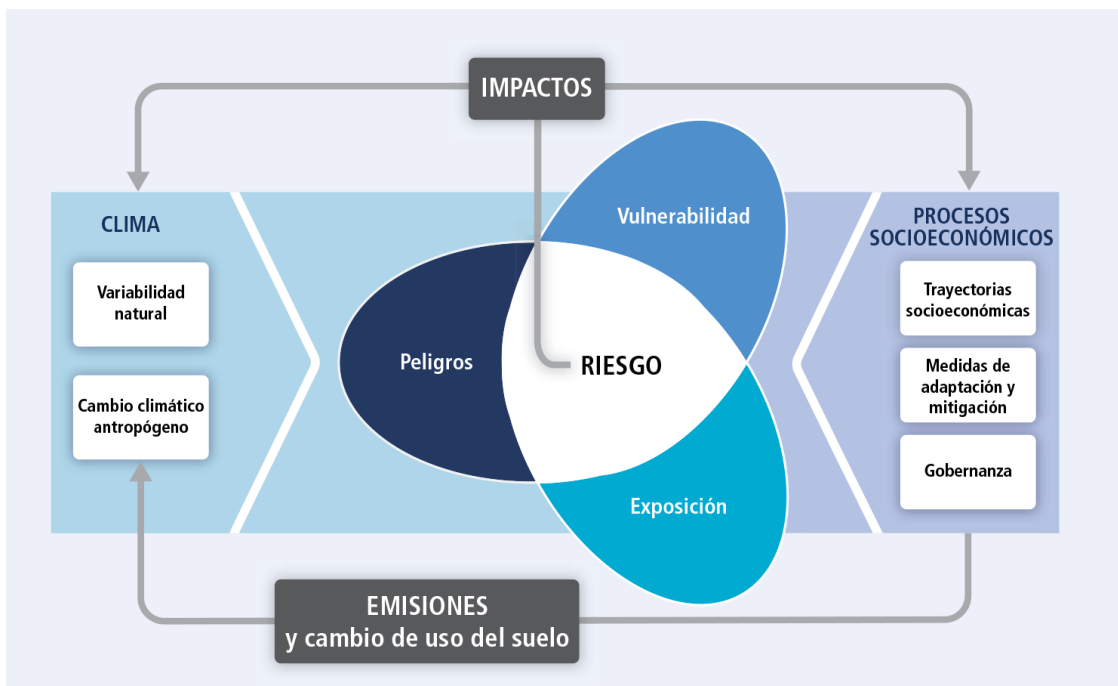


Figura 3. Marco conceptual para la evaluación del riesgo asociado al cambio climático. Fundación Biodiversidad, 2014.

La evaluación del riesgo se realiza a través de la evaluación de sus componentes. Así, la evaluación de la peligrosidad se realiza a través de una caracterización de las dinámicas de las variables meteorológicas y climáticas, en términos de sucesos extremos y tendencias, y de sus proyecciones a futuro usando escenarios de cambio climático. Por su parte, la evaluación de la exposición se realiza por medio del análisis detallado de la presencia de elementos de sistemas naturales y socioeconómicos en lugares afectados por las dinámicas contempladas en el análisis de la peligrosidad, mientras que la vulnerabilidad se analiza en función de su sensibilidad y su capacidad de respuesta frente a los cambios observados y proyectados.

Las medidas de mitigación del cambio climático tratan de limitar la peligrosidad mientras que las medidas de adaptación pueden actuar bien sobre la exposición o bien sobre la vulnerabilidad de los sistemas naturales y humanos.

Evidencias de impactos

La atribución directa de impactos observados a los efectos del cambio climático en sistemas naturales y humanos es un tema complejo a causa de los numerosos factores de forzamiento y presiones (naturales y antropogénicos, cambio global...) que actúan de forma conjunta, simultánea y a menudo sinérgica en dichos sistemas.

La búsqueda de evidencias que puedan atribuirse con un alto nivel de certidumbre al cambio climático depende de la escala espacial y temporal considerada. Los estudios de evidencias que vinculan el cambio climático con cambios en los sistemas ecológicos y socioeconómicos suelen ser más robustos si se hacen a escala continental o global que local.

Considerando la escala global, los impactos producidos como consecuencia del cambio climático son generalizados y sustanciales en todos los continentes y océanos. En las últimas décadas, el cambio climático ha afectado a los sistemas naturales y humanos en todos los continentes y en todos los océanos. Este cambio está acelerando los flujos ambientales del planeta a escala global: el océano almacena una gran cantidad de energía y CO₂, aumentando su temperatura y disminuyendo su pH (acidificación), a la vez que sube el nivel medio del mar; el ciclo hidrológico se intensifica, aunque regionalmente sea más irregular; la biosfera se ve forzada en distintos términos (alteraciones en la fenología, pérdidas de sincronías, cambios en abundancias y distribuciones, modificaciones en la productividad); la criosfera experimenta cambios drásticos en las reservas y dinámicas de sus masas de hielo polares y de alta montaña.

Aunque los impactos son más evidentes en los sistemas naturales, también se han observado en los sistemas humanos. Así, por ejemplo, se han observado efectos del cambio climático en el rendimiento agrícola de los cultivos en la mayoría de las regiones (predominando los efectos negativos sobre los positivos, excepto en latitudes altas), en la abundancia y distribución de las capturas pesqueras, en la salud humana a través del aumento en la mortalidad y la morbilidad debido a las olas de calor o las modificaciones en los patrones de las enfermedades transmitidas por vectores o por el agua, en los sistemas de producción de energía y sus necesidades de refrigeración, en la operatividad de infraestructuras de transporte, etc.

A nivel local también se han observado numerosas evidencias del cambio climático, señales consecuentes y coherentes con las tendencias observadas en las variables climáticas y con los impactos proyectados por efecto del cambio climático.

En España, en las últimas décadas se han observado muchos impactos en los sistemas naturales, que provocan alteraciones fisiológicas, fenológicas y demográficas y que se traducen en modificaciones en la composición de comunidades y funcionamiento de los ecosistemas, afectando a los servicios ambientales que proporcionan. Una reciente y exhaustiva revisión de los principales impactos del cambio climático en los bosques y la biodiversidad en España descritos por la comunidad científica se recoge en Herrero A & Zavala MA editores, 2015.

A pesar de que el cambio en la naturaleza se atribuye al complejo conjunto de factores del cambio global mencionado, una mayoría de gestores de espacios protegidos indica que existe suficiente evidencia de los efectos del cambio climático (EUROPARC 2017).

Estas evidencias pueden agruparse en: cambios en el clima (tanto en parámetros meteorológicos como en la frecuencia de eventos extremos), cambios fenológicos (que son los más inequívocamente ligados al cambio climático), cambios en la distribución de la vegetación (con indicación de un buen número de casos concretos y documentados), cambios en los patrones de distribución de varias especies de flora y fauna y de su éxito reproductivo (menor regeneración, menor fructificación), así como alteraciones en procesos biofísicos clave como la formación de suelo, entre otros. La Tabla 4 resume los diferentes tipos de evidencias que se citan, con algunos ejemplos ilustrativos.

Tabla 4. Principales evidencias del cambio climático observadas en los espacios protegidos, con ejemplos ilustrativos aportados por los gestores de dichos espacios

Cambios en parámetros meteorológicos
Disminución del número de días de nieve
Disminución del tiempo de permanencia de la nieve en el suelo
Menor número de días de frío extremo
Alteración del régimen de temperaturas y precipitaciones en verano
Disminución de las precipitaciones medias anuales
Aumento de temperatura en la capa superficial marina (0-50 m)
Mayor incidencia de eventos climatológicos extremos
Sequías más prolongadas
Incremento del riesgo de incendio forestal
Incremento del fenómeno de gota fría
Aumento frecuencia de inundaciones
Temporales marítimos más frecuentes o intensos
Cambios fenológicos
Retraso pérdida de hojas de especies caducifolias
Adelanto de la floración
Cambios en la fenología reproductiva de aves y mariposas
Cambio de hábitos de aves migratorias
Alteraciones en el proceso de polinización
Cambios en la distribución de la vegetación
Ascenso de la línea de bosque. E.g. Ascenso en altitud de los pinares de <i>Pinus sylvestris</i> y de los pinsapares (<i>Abies pinsapo</i>), a umento de cota de la estación óptima para el pino salgareño (<i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>)
Extinción (local) de especies de alta montaña (e.g. <i>Antennaria dioica</i>)
Regresión bosque caducifolio (<i>Taxus</i> , <i>Sorbus</i> , etc.)
Sustitución por especies más xéricas: Pérdida de masas de alcornoques en favor del acebuche; decaimiento del encinar y sustitución por <i>Phillyrea latifolia</i> y otras especies
Expansión de especies invasoras y tropicalización de las especies en zonas marinas
Proliferación de la hiedra (<i>Hedera helix</i>)
Desplazamiento o rarefacción de hábitats y especies más exigentes en humedad (turberas).
Cambios en la distribución de la fauna
Ascenso del límite inferior de distribución de 18 especies de mariposas de montaña
Modificación en la composición de especies de lepidópteros ropalóceros
Llegada de especies de distribución más meridional (muy marcado en especies de odonatos)
Expansión de especies invasoras y tropicalización de las especies en zonas marinas
Cambios en el éxito reproductivo de especies
Afección al ciclo vital de algunas especies (e.g. descenso del éxito reproductivo del papamoscas cerrojillo, <i>Ficedula hypoleuca</i> , por desajuste con los ciclos biológicos de sus presas)
Menor fructificación en fagáceas
Reducción o dificultades de regeneración de especies arbóreas

Tabla 4. CONTINUACIÓN
Vulnerabilidad ante enfermedades y plagas
Mayor incidencia de plagas forestales (especies de escolítidos)
Mayor incidencia de la seca de encinas en dehesa
Aumento de enfermedades en especies animales de humedales
Colapso vegetativo en determinados rodales de repoblaciones artificiales y manchas de encinar (secado y muerte en pies de <i>Pinus pinaster</i> , y secado temporal en manchas de <i>Quercus ilex</i> sobre sustrato rocoso)
Aparición de blanquizaes en fondos marinos
Mortalidades masivas (75%) de especies de gorgonias (<i>Ellisella paraplexauroides</i> , <i>Eunicella...</i>) entre 0 y -25 m de profundidad
Alteración de procesos biofísicos
Cambios en el funcionamiento hidrológico en lagunas
Incremento de la salinización de los campos
Cambios en la línea de costa y erosión costera (ascenso del nivel del mar)
Cuña salina fluvial
Pérdida y disminución del caudal de fuentes y manantiales
Alteraciones en el ciclo de nutrientes y de formación de la capa edáfica

Fuente: EUROPARC, 2017

Impactos potenciales del cambio climático sobre la biodiversidad, los servicios de los ecosistemas y la conectividad

Junto con los impactos ya observados por efecto del cambio climático, se proyectan futuros impactos cuya intensidad y frecuencia van ligados al nivel de cambio que realmente experimente el sistema climático, y que depende del grado de forzamiento al que por causas antropogénicas se le someta.

El proyectado incremento de las temperaturas y la mayor frecuencia de sequías a lo largo de las próximas décadas apuntan a unos impactos potenciales sobre la biodiversidad que pueden afectar a nivel de organismos (procesos fisiológicos, fenología), de poblaciones (demografía, distribución, abundancia) y comunidades (composición, estructura, dinámica, interacciones).

A nivel ecosistémico, el cambio climático afecta a los servicios de los ecosistemas, que incluyen servicios de aprovisionamiento o suministro (agua, alimentos, combustible, fibra...), servicios de regulación (del ciclo hidrológico, de los ciclos biogeoquímicos, del sistema climático...), servicios de apoyo (formación del suelo, ciclo de nutrientes...), y servicios culturales (recursos científicos, recreación, beneficios no materiales...).

Entre los impactos potenciales del cambio climático a los servicios de los ecosistemas pueden citarse:

- Modificaciones en el secuestro de carbono por parte de los bosques españoles, que verán incrementada su producción forestal a lo largo de la primera mitad del siglo XXI, y reducida posteriormente.
- Alteraciones en el balance hídrico de ecosistemas forestales, cuya expansión favorece la evapotranspiración (potencialmente aumentada por efecto del calentamiento global) en detrimento de la disponibilidad hídrica tanto para recarga como para escorrentía superficial y como recurso para los ecosistemas y la sociedad.
- Los servicios de los ecosistemas forestales de protección contra la erosión de suelos y protección de los recursos hídricos (generación de escorrentía y recarga de acuíferos) pueden verse afectados por el cambio climático de forma negativa.
- Modificación de los patrones del régimen fluvial de los ríos españoles, con reducción de los caudales de estiaje.
- Afecciones a la respiración del suelo y, consecuentemente, cambios en su balance de carbono orgánico.
- Alteración de los ciclos del nitrógeno y fósforo.

Aparte de todos estos servicios, y teniendo en cuenta que como resultado del cambio climático la variabilidad climática se acentúa y la probabilidad de los eventos extremos aumenta, los ecosistemas pueden contribuir a reducir el impacto asociado a estos eventos extremos, ofreciendo protección y barreras estructurales que interfieren o ralentizan los flujos de materia y energía (por ejemplo, cordones dunares u otros ecosistemas costeros frente a embates de mar e inundaciones costeras), proporcionando espacio físico para procesos naturales (por ejemplo, llanuras de inundación o humedales continentales con funciones de laminación y retención frente a grandes avenidas).

Como en el caso de las evidencias señaladas de los efectos del cambio climático en las áreas protegidas, los gestores de estos espacios perciben que existen hábitats concretos y poblaciones de especies que pueden verse profundamente modificadas como consecuencia del cambio climático (EUROPARC 2017). La Tabla 5 muestra los ejemplos de hábitats y especies sensibles al cambio climático citados. Como puede apreciarse, aparecen prácticamente todos los principales tipos de hábitat (bosques, pastos, estepas, humedales, costeros/marinos) y algunas de las especies características ligadas a ellos.

En cuanto a la conectividad, el cambio climático tiene potencialmente un efecto importante sobre ella en sus distintas concepciones. Los impactos del cambio climático pueden levantar “barreras climáticas” entre las poblaciones y comunidades que dificulten los flujos físicos ambientales (hidrológicos, por ejemplo) y los intercambios y procesos biológicos, favoreciendo una fragmentación “difusa” (en contraposición a las fragmentaciones por diferentes tipos de infraestructuras nítidamente dibujadas). El cambio climático también puede afectar a la conectividad por su efecto de alteración del hábitat. Por ejemplo, los procesos de desertificación, los incendios o las plagas, que aumentan debido al cambio climático, tienen efectos de fragmentación y alteración importante de la conectividad, disminuyendo el hábitat disponible y la disponibilidad de espacios conectores.

3.3.3.4 Adaptación al cambio climático

Durante las próximas décadas todas las proyecciones de cambio climático señalan que la temperatura global del planeta se incrementará siguiendo una misma tendencia, independientemente del escenario de emisión o de concentración de gases de efecto invernadero que se produzca. Durante este periodo a corto plazo se experimen-

tarán impactos asociados a las emisiones realizadas en el pasado y los riesgos de este cambio climático inexorable deben minimizarse mediante la adaptación.

Para la segunda mitad del siglo y más allá, las proyecciones en el incremento de la temperatura global del planeta divergen marcadamente en función de los escenarios de emisión y concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera que se consideren. Esto significa que los esfuerzos actuales y a corto plazo en mitigación marcarán drásticamente el nivel de riesgo asociado con el cambio climático futuro y, consecuentemente, las necesidades de adaptación.

La adaptación al cambio climático supone anticiparse a los efectos adversos del mismo y emprender las acciones adecuadas para minimizar el daño que pueden causar sobre la humanidad. Está demostrado que la adaptación bien planificada y temprana puede salvar vidas y pérdidas económicas y sociales.

Tipologías de medidas de adaptación

El IPCC propone en su último Informe de Evaluación una variada tipología de enfoques de adaptación para hacer frente a los impactos del cambio climático, que abarcan medidas estructurales, institucionales y sociales, entre otras.

La Tabla 6 sintetiza esta propuesta y presenta algunos ejemplos genéricos que son aplicables al área de la adaptación al cambio climático en las iniciativas de restauración ecológica y conectividad de ecosistemas.

Este esquema general propuesto por el IPCC puede particularizarse a distintos ámbitos de trabajo. Por ejemplo, en las áreas protegidas españolas, la Tabla 7 recoge algunas de las medidas de adaptación que se han desarrollado en estos espacios (EUROPARC 2017).

En el ámbito de los ecosistemas, existe consenso entre los principales expertos en que las medidas de adaptación deben de ir en la línea de conservar los bosques remanentes, fomentar los bosques maduros, favorecer las masas mixtas, incrementar la diversidad genética de las especies, facilitar la evolución del monte bajo y del matorral, asegurar la conectividad entre formaciones vegetales hoy fragmentadas, diversificar los tipos de hábitat a escala de paisaje y potenciar la multifuncionalidad del monte. La Tabla 8 resume las principales medidas de adaptación identificadas para minimizar los efectos adversos debidos al clima cambiante (WWF España, 2012).

Tabla 5. Hábitats y especies identificadas por gestores de áreas protegidas como sensibles al cambio climático

Hábitats y especies en el límite de distribución altitudinal
Bosques y prados subalpinos, hábitats supraforestales
Hayedos calcícolas, robledales de <i>Quercus pyrenaica</i> , tejedas, matorrales.
Pastos psicroxerófilos, vegetación de ventisqueros (juncianales)
Fauna: culebra lisa europea, perdiz nival, perdiz pardilla, urogallo, armiño, <i>Parnassius apollo</i>
Flora: <i>Leontopodium alpinum</i> , <i>Diphasiastrum alpinum</i> , <i>Ranunculus amplexicaulis</i> , <i>Silene ciliata</i> , <i>Geranium cinereum</i> , <i>Nepeta tuberosa</i> , <i>Ramonda myconi</i> , <i>Dryopteris mindshelkensis</i>
Formaciones relictas ligadas a condiciones húmedas o frías
Tundra alpina, bosques mesófilos
Pinsapares
Laurisilva canaria
Especies ligadas a microhábitats húmedos en zonas secas o subhúmedas (ej. <i>Pinguicula vallisneriifolia</i> , <i>Narcissus longispathus</i>)
Bosques en su límite de distribución
Encinares de <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus rotundifolia</i>
Pinares (sud-)mediterráneos de pinos negros endémicos
Hábitats acuáticos o semiacuáticos
Prados inundables
Turberas
Bosques de ribera
Hábitats y especies de tipo estépico
Hábitats de origen antrópico
Pastos y prados de siega, praderas de diente subatlánticas
Dehesas
Hábitats y especies litorales
Marismas halófilas, lagunas litorales, áreas intermareales
Bosques litorales
Hábitats dunares
Hábitats y especies marinos
Praderas de <i>Posidonia</i> , Maërl, <i>Cladocora caespitosa</i> , arrecifes de gorgonias, comunidades bentónicas

Fuente: EUROPARC, 2016

La infraestructura verde y el fomento de la conectividad ecológica como medidas de adaptación al cambio climático

Uno de los principales impactos del cambio climático sobre la biodiversidad es la contracción de las áreas de distribución de las especies o el cambio en la distribución de las especies en busca de sus condiciones climáticas

adecuadas para sobrevivir. Existen ya evidencias científicas para numerosas especies de estos efectos. Para el caso de España, se ha constatado por ejemplo como debido al aumento de las temperaturas, la Mariposa Apolo (*Parnassius apollo*) cada vez se encuentra a mayor altitud, el salmón atlántico (*Salmo salar*) ha visto reducida su supervivencia o ha aumentado la mortalidad de la Posidonia (*Posidonia oceanica*).

Tabla 6. Tipologías de medidas de adaptación y algunos ejemplos genéricos

OPCIONES DE ADAPTACIÓN POR CATEGORÍAS		ALGUNOS EJEMPLOS RELACIONADOS CON LA BIODIVERSIDAD Y LOS ECOSISTEMAS
Estructurales Físicas	Ingeniería	Estructuras de control, regulación, protección y estabilización; adaptación de infraestructuras y equipamientos situados en zonas vulnerables; relocalización.
	Tecnología	Elaboración de diagnósticos y análisis de vulnerabilidad; sistemas de alerta temprana; sistemas de información y monitorización del cambio climático y sus impactos; herramientas de apoyo a la gestión adaptativa.
	Basadas en ecosistemas	Restauración y conservación de ecosistemas; conservación de la diversidad biológica; creación de hábitats; mejora de la conectividad; infraestructura verde; soluciones naturales basadas en los servicios de los ecosistemas (AbE).
	Servicios	Adaptación de sistemas e infraestructuras vulnerables asociados a la provisión de servicios básicos locales (agua, electricidad, transporte, comunicaciones) y uso público.
Sociales	Educación, capacitación	Integración en programas educativos; formación y capacitación técnica; creación de plataformas de intercambio de información, aprendizaje y buenas prácticas; creación de redes de cooperación; organización de seminarios, talleres, conferencias, jornadas.
	Información, Investigación	Elaboración de mapas de peligrosidad, vulnerabilidad, riesgo; generación de bases de datos de alta resolución de indicadores; sistemas de alerta y respuesta temprana; servicios climáticos; evaluación y monitorización de los impactos en los ecosistemas; elaboración de proyecciones de impactos; desarrollo de nuevos escenarios, creación de redes de investigación.
	Comportamiento	Sensibilización; voluntariado; convenios de evacuación; diversificación de actividades en zonas de riesgo; cambios en prácticas de uso del suelo y de uso público.
Institucionales	Economía	Incentivos financieros, incluidos impuestos y subvenciones; seguros; evaluación económica de los servicios prestados por ecosistemas.
	Leyes y regulaciones	PORN; Planificación territorial; planificación sectorial; protección civil; códigos de construcción y edificación.
	Planes y medidas	PRUG; planes locales de adaptación; programas de gestión de riesgos; gestión de concesiones; gestión integrada de cuencas hidrográficas; gestión integrada de zonas costeras; gestión participativa, coordinación intra e interadministrativa.

Fuente: EUROPARC, 2017

Además, la fragmentación existente del hábitat multiplica el impacto del cambio climático (aumentando el riesgo de incendios, de plagas, etc.).

Por estos motivos, existe una clara necesidad de reforzar los ecosistemas frente a los impactos del cambio climático previstos y de facilitar el movimiento de las especies que migren hacia otras áreas, lo que se consigue asegurando la conectividad ecológica del territorio. Para ello es necesario ir más allá de la protección aislada de espacios naturales asegurando su conectividad mediante recuperación y mantenimiento de redes de conectividad con las medidas de gestión, conservación y restauración que sean necesarias.

El concepto de infraestructura verde, según la propia Estrategia Europea de Infraestructura Verde, comprende una red de zonas naturales y seminaturales y de otros elementos ambientales, planificada de forma estratégica, diseñada y gestionada para la prestación de una extensa gama de servicios ecosistémicos. Son posibles componentes de la infraestructura verde las zonas protegidas, ecosistemas de alto valor natural fuera de las zonas protegidas, ecosistemas como marismas costeras o llanuras aluviales que previenen de inundaciones, zonas naturales que actúan como pasillos o cinturones verdes, zonas de hábitat restaurados o regenerados, elementos artificiales como ecoductos o pasos de fauna o zonas multifuncionales donde se promuevan usos del suelo que ayuden a conservar la biodiversidad.

Tabla 7. Medidas de adaptación aplicadas en espacios protegidos españoles

Restaurar ecosistemas

Restauración de superficies incendiadas

Repoblaciones

Mantenimiento y recuperación de hábitats naturales

Mantenimiento de pastizales

Recuperación de formaciones de ribera

Adquisición y restauración de humedales en zonas litorales más vulnerables

Control de especies exóticas invasoras

Medidas de protección de suelos, cubiertas vegetales

Reducir otras presiones

Gestión de la ganadería para evitar impactos sobre la vegetación

Restringir modalidades de pesca agresivas

Reducir contaminación

Incrementar la resiliencia de masas forestales al cambio climático

Promover masas mixtas

Apertura de espacios en bosques, creación de mosaicos de paisaje

Reducción de densidades

Introducir especies más resistentes a la aridez

Eliminación de plantaciones forestales de gran demanda hídrica

Reducir demanda hídrica / mejorar ciclo hidrológico

Mejoras hidrológicas en lagunas (limpieza de canales, compuertas, etc.)

Actuación sobre los caudales circulantes en las cuencas reguladas

Reducir extracciones de agua

Atención a especies

Translocación asistida de especies sensibles

Mejora de la conectividad de poblaciones fragmentadas

Evitar la fragmentación.

Favorecer las poblaciones especies de hábitats acuáticos, en especial anfibios (rehabilitación de charcas y estanques)

Seguimiento

Seguimiento climático

Seguimiento de especies o hábitats

Seguimiento de procesos ecológicos y sociales

Fuente: EUROPARC, 2017

Tabla 8. Medidas de adaptación aplicadas en ecosistemas

IMPACTO PREVISTO	MEDIDA DE ADAPTACIÓN
Incremento del riesgo de inestabilidad y vulnerabilidad de las masas forestales	<ul style="list-style-type: none"> - Gestionar las masas forestales de forma responsable - Mantener o incrementar los servicios ambientales del monte - Garantizar la sostenibilidad en el aprovechamiento - Considerar los regímenes de perturbaciones - Promover las masas mixtas e irregulares
Alteraciones en la capacidad de los bosques para proporcionar bienes y servicios esenciales	<ul style="list-style-type: none"> - Potenciar la multifuncionalidad del monte
Aumento de la frecuencia e intensidad de los incendios forestales	<ul style="list-style-type: none"> - Evitar el apilado de restos y productos de corta durante largos periodos de tiempo - Evitar las plantaciones homogéneas - Crear áreas cortafuegos de vegetación natural
Expansión del área de actuación de plagas y enfermedades	<ul style="list-style-type: none"> - Evitar el apilado de restos y productos de corta durante largos periodos de tiempo - Impulsar programas de seguimiento y evaluación
Incremento del riesgo de procesos erosivos intensos como consecuencia del aumento en la intensidad de los aguaceros	<ul style="list-style-type: none"> - Analizar el riesgo de erosión debido a la actividad forestal - Garantizar que la actividad forestal no incrementa los riesgos erosivos - Proteger el suelo - Corregir los posibles procesos erosivos
Aumento del riesgo de daños sobre el arbolado debido a vendavales	<ul style="list-style-type: none"> - Promover las masas mixtas e irregulares - Conservar o restaurar los hábitats forestales originales
Impulsar programas de seguimiento y evaluación	<ul style="list-style-type: none"> - Impulsar programas de seguimiento y evaluación
Mayor riesgo de invasión de especies exóticas	<ul style="list-style-type: none"> - Controlar las especies empleadas en las plantaciones - Evitar la propagación de especies exóticas - Impulsar programas de seguimiento y evaluación - Eliminar las especies invasoras que generan impactos ecológicos significantes
Incremento en los fenómenos de migración de especies o su extinción (pérdida de biodiversidad)	<ul style="list-style-type: none"> - Inventariar los hábitats y las especies de alto valor de conservación - Conservar de los hábitats y las especies inventariadas - Monitorizar - Facilitar la conectividad del territorio - Conservar o restaurar los hábitats forestales originales - Favorecer las masas mixtas e irregulares
Reducción de la disponibilidad hídrica	<ul style="list-style-type: none"> - Elegir en las plantaciones las especies o los ecotipos mejor adaptados a las nuevas condiciones - Mantener espesuras relativamente bajas
Merma capacidad regeneración natural	<ul style="list-style-type: none"> - Favorecer los procesos de regeneración natural - Apoyo artificial a la regeneración natural con material genético de procedencia

Fuente: WWF España, 2012

La infraestructura verde es una herramienta que contribuye a reforzar la conectividad entre zonas naturales existentes y a mejorar la calidad ecológica de los ecosistemas, por lo que se trata de una herramienta fundamental de adaptación al cambio climático. De hecho, por su contribución a la conectividad y al aumento de la resiliencia de los ecosistemas mediante el fomento de los servicios ecosistémicos, esta también puede considerarse como un tipo de adaptación al cambio climático basada en los ecosistemas.

La infraestructura verde en el ámbito urbano supone un mecanismo de adaptación de la ciudad frente a los impactos del cambio climático (ver Síntesis temática II, Del Pozo & Rey, 2016), y también tiene un alto potencial como elementos de permeabilización y conexión de la ciudad con los espacios naturales periurbanos.

Integración de la adaptación en la restauración ecológica

En el contexto actual, el reto de la restauración ecológica debe ir más allá de un enfoque estático, ya que medidas dirigidas a restablecer las condiciones históricas son inciertas y difíciles de llevar a cabo con éxito. Son necesarias medidas más realistas y pragmáticas que tengan en cuenta las funciones y procesos ecosistémicos y los impactos del cambio climático. Por ello, Harris *et al.* (2006) propusieron que el objetivo clave en restauración ecológica debe ser el equilibrio adecuado entre la reconstrucción de los sistemas naturales anteriores y la construcción de sistemas naturales flexibles para el futuro.

Para materializar este nuevo objetivo en las prácticas de restauración se pueden barajar distintas opciones, a menudo complementarias, como por ejemplo:

- **Considerar los rangos futuros de distribución de las especies:** Una forma de hacer frente a los impactos del cambio climático sería considerar los probables cambios en los rangos de distribución de las especies, que pueden ocurrir en respuesta al cambio climático. Actualmente existe un conocimiento profundo sobre cómo algunas especies se desplazaron en el pasado en respuesta a climas cambiantes, el cual podría utilizarse para saber qué cambios futuros podrían producirse. Por otro lado, tenemos evidencias de desplazamientos actuales como consecuencia del calentamiento (Wilson *et al.* 2008). Además, los modelos de distribución potencial de las especies permiten comprender la variación en la distribución geográfica de éstas, como resultado del cambio climático,

teniendo en cuenta sus tolerancias climáticas así como otras características (como la capacidad de dispersión). Estos modelos están siendo ampliamente utilizados (p. ej., Bakkenes *et al.* 2002; Skov & Svenning 2004), aunque actualmente hay un debate respecto a su validez, limitaciones y nivel de incertidumbre (Bakkenes *et al.* 2002; Hampe 2004).

- **Fomentar la resiliencia de los ecosistemas ante los futuros cambios ambientales:** Es una de las estrategias fundamentales y puede incluir desde el aumento de una amplia gama de especies, tanto a nivel local como paisajístico, hasta la incorporación de la conectividad de hábitat como una característica determinante para mantener, restablecer o mejorar el movimiento de especies en respuesta a climas cambiantes (Opdam & Wascher 2004; Skov & Svenning 2004). Es decir, como un elemento clave en la toma de decisiones sobre restauración.
- **Garantizar la resiliencia y capacidad de adaptación de las especies:** Un atributo necesario para que las poblaciones puedan persistir en su hábitat es asegurar la adaptación de las especies a las nuevas condiciones ambientales a través de la diversidad genética entre y dentro de las poblaciones. Rice & Emery (2003) han sugerido que el espacio para el desarrollo evolutivo debe incorporarse a los programas de conservación y restauración. Dado que la asistencia a la microevolución parece ser otra de las alternativas de adaptación, la restauración teniendo en cuenta genotipos o fenotipos especiales puede ser clave.
- **Mejorar la prestación de servicios ecosistémicos:** Esta estrategia se centra en el mantenimiento de las propiedades relacionadas con la función de los ecosistemas (tales como la absorción y filtración de nutrientes, absorción y retención de agua, descomposición de materia orgánica, etc.), las cuales pueden variar en número e importancia en función del tipo de ecosistema. Para implementar esta estrategia es necesario definir las funciones ecosistémicas del área a restaurar y llevar a cabo actividades diseñadas para mantener esas variables dentro de unos parámetros aceptables (Harris *et al.* 2006; Mawdsley *et al.* 2007), que garanticen la funcionalidad de los ecosistemas, en su conjunto y a largo plazo.

La Adaptación basada en Ecosistemas (AbE)

El concepto de “Adaptación basada en Ecosistemas” (AbE, o “Ecosystem Based Adaptation”, EbA, en inglés) es el uso de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos como parte de una estrategia global de adaptación al cambio climático para reducir sus efectos adversos sobre la sociedad, la economía y el medio ambiente.

Algunos ejemplos de este tipo de adaptación son los siguientes:

- Mantenimiento o restauración de ecosistemas costeros (como lagunas, sistemas dunares, etc.) para reducir las inundaciones costeras, la erosión y aumentar la protección frente a tormentas.
- La gestión sostenible de los ríos y humedales aumenta la seguridad hídrica en épocas de sequía.
- La gestión sostenible de los montes puede limitar la frecuencia e intensidad de los incendios.
- Las buenas prácticas agrarias como el fomento de las variedades y razas autóctonas, el control biológico de plagas, las cubiertas vegetales, etc., la diversificación del mosaico agrario, etc., ayudan a lidiar con efectos del cambio climático como el incremento de plagas, sequías, etc.

Como ejemplo de las evidencias científicas de cómo los ecosistemas mejor conservados contribuyen a minimizar los impactos del cambio climático, un estudio de la revista “Nature” (Forest I. *et al.*, 2015), sugiere que los ecosistemas de pastos con más biodiversidad de especies tienen una productividad más alta en escenarios de cambio climático, más resiliente frente a periodos de sequía. Los resultados sugieren que el incremento de la biodiversidad estabiliza la productividad de los ecosistemas, y los servicios ambientales que estos proveen, incrementando su adaptación frente a los efectos adversos del cambio climático.

Los beneficios de la adaptación al cambio climático basada en los ecosistemas tienen una mejor/buena relación coste-efectividad, generan beneficios sociales, económicos, ambientales y culturales a la vez que contribuyen a la conservación de la biodiversidad. Además es una forma de adaptación accesible a las poblaciones locales, dada su interacción y dependencia de los ecosistemas, y puede contribuir a mantener el conocimiento tradicional y los valores culturales.

A la vez, este tipo de adaptación puede vincularse a la mitigación al cambio climático puesto que mediante la gestión sostenible de bosques y humedales, se aumenta su potencial de secuestrar y almacenar carbono. El Convenio de Diversidad Biológica muestra también una serie de ejemplos de medidas de adaptación, con los objetivos principales en términos del servicio ecosistémico al que apunta y los co-beneficios asociados en la dimensión social, económica y ambiental (conservación de la biodiversidad y mitigación del cambio climático) (Tabla 9).

Tabla 9. Algunos ejemplos de medidas de adaptación y co-beneficios asociados

Medida de adaptación	Función adaptativa	Beneficios adicionales			
		Sociales y culturales	Económicos	Diversidad biológica	Mitigación
Conservación de manglares	Protección contra marejadas ciclónicas, elevación del nivel del mar e inundaciones costeras	Provisión de opciones de empleo (pesca y cultivo de camarones) Contribución a la seguridad alimentaria	Generación de ingresos para las comunidades locales a través de la comercialización de productos de los manglares (pescado, pigmentos, medicinas)	Conservación de especies que viven o procrean en los manglares	Conservación de reservas de carbono sobre la superficie y debajo de ella
Conservación de bosques y gestión forestal sostenible	Mantenimiento del flujo de nutrientes y agua	Oportunidades de recreación	Potencial para la generación de ingresos a través de: – Ecoturismo – Recreación – Tala sostenible	Conservación del hábitat de especies de plantas y animales forestales	Conservación de reservas de carbono
	Prevención de aludes	Protección de pueblos indígenas y comunidades locales			Reducción de emisiones derivadas de la deforestación y la degradación
Restauración de humedales degradados	Mantenimiento del flujo, la calidad y la capacidad de almacenamiento de nutrientes y agua	Provisión sostenida de: – Medios de sustento – Recreación – Oportunidades de empleo	– Mayor generación de medios de sustento – Mayor potencial de ingresos por actividades de recreación – Mayor utilización sostenible y aumento de la tala sostenible de árboles plantados	Conservación de la flora y la fauna de humedales a través del mantenimiento de criaderos y sitios de escala de especies migratorias	Reducción de emisiones derivadas de la mineralización del carbono del suelo
	Protección contra crecientes o inundaciones por tormentas				
Establecimiento de sistemas agro silvícolas diversos en tierras agrícolas	Diversificación de la producción agrícola para hacer frente al cambio de las condiciones climáticas	Contribución a la seguridad alimentaria y al abastecimiento de leña	Generación de ingresos por la venta de madera, leña y otros productos	Conservación de la biodiversidad en paisajes agrícolas	Almacenamiento de carbono en suelos y biomasa sobre la superficie y debajo de ella
Conservación de la diversidad biológica agrícola	Provisión de acervos genéticos específicos para la adaptación de cultivos y el ganado a la variabilidad climática	– Mejoramiento de la seguridad alimentaria – Diversificación de productos alimenticios – Conservación de conocimientos y prácticas locales y tradicionales	Posibilidad de ingresos agrícolas en medios ambientes difíciles	Conservación de la diversidad genética de variedades de cultivos y razas de ganado	
			Servicios ambientales tales como abejas para la polinización de cultivos		
Conservación de plantas medicinales utilizadas por comunidades indígenas y locales	Medicinas locales disponibles para problemas de salud resultantes del cambio climático o la degradación del hábitat; por ej.: malaria, diarrea, problemas cardiovasculares	Las comunidades locales tienen una fuente independiente y sostenible de medicinas	Fuentes potenciales de ingresos para la población local	Mejor conservación de plantas medicinales Reconocimiento y protección de los conocimientos locales y tradicionales	Servicios ambientales tales como abejas para la polinización de cultivos
Gestión sostenible de pastizales	Mantenimiento de conocimientos tradiciones y locales	Recreación y turismo	Generación de ingresos para las comunidades locales a través de productos de pastizales (por ej., escobas)	Forraje para animales pastantes Provisión de hábitats diversos para animales que son depredadores y presas	Mantenimiento de carbono de suelos Almacenamiento de carbono de suelos

Fuente: CBD, 2009

ADAPTACIÓN EN LOS ESPACIOS PROTEGIDOS EN ESPAÑA

Los espacios protegidos, por su extensión (en España el 27% del territorio), por el valor de los ecosistemas que albergan, por la experiencia de gestión, y por la mayor dotación de medios respecto al territorio no protegido, son escenarios privilegiados para la puesta en práctica de mecanismos de adaptación al cambio climático basados en el mantenimiento de ecosistemas en buen estado.

En primera instancia, los espacios protegidos pueden mejorar la capacidad de respuesta de los ecosistemas al cambio climático al mantener éstos en un buen estado de conservación, eliminando o reduciendo el impacto de otras actividades y ofreciendo así una de las “soluciones naturales” más eficaces contra la crisis climática (IUCN –WPA, 2004; Dudley *et al.*, 2010).

El papel de los espacios protegidos en relación a la adaptación se centra en tres ámbitos de actuación principales:

- 1. Seguimiento de cambio climático:** Los espacios protegidos, cuentan con una larga tradición en el desarrollo de sistemas de seguimiento de diferentes componentes del medio ambiente, (EUROPARC-España, 2005; Stem *et al.*, 2005; <http://enpdata.wikispaces.com/>). Destacan entre ellas la Red de seguimiento del cambio global de la red de parques nacionales, la red Climadat y la Red Española de Investigación Ecológica a Largo Plazo (LTER-España)
- 2. Investigación:** los espacios protegidos son escenarios privilegiados para la investigación. Aunque no existen programas específicos de investigación, salvo el “Programa de investigación de la red de seguimiento del cambio global”, que ha financiado 30 proyectos específicamente dirigidos al cambio climático en parques nacionales.
- 3. Proyectos piloto de adaptación:** Los espacios protegidos son lugares donde se ejecutan multitud de proyectos destinados a mantener o mejorar el estado de conservación de especies, hábitats, ecosistemas y paisajes.

Los proyectos piloto de adaptación que se realizan en áreas protegidas están generalmente dirigidos a los incrementar la resiliencia de los ecosistemas mediante un aumento de su heterogeneidad espacial o estructural y de la biodiversidad, en especial en el caso de bosques. En ciertos ámbitos como el marino, la ausencia de información básica sobre la distribución y estado de conservación de los ecosistemas hace más difícil determinar medidas concretas de adaptación.

3.4 Infraestructura verde

3.4.1 Concepto de Infraestructura verde

De acuerdo a la Comisión Europea, la infraestructura verde (IV) es una red estratégicamente planificada de espacios naturales y seminaturales y otros elementos ambientales diseñados y gestionados para ofrecer una amplia gama de servicios ecosistémicos. Incluye espacios verdes (o azules si se trata de ecosistemas acuáticos) y otros elementos físicos en áreas terrestres (naturales, rurales y urbanas) y marinas (Comisión Europea, 2013). La Comisión Europea considera la infraestructura verde como una herramienta

de eficacia probada que aporta beneficios ecológicos, económicos y sociales mediante soluciones naturales y que nos ayuda a comprender el valor de los beneficios que la naturaleza proporciona a la sociedad humana y a movilizar inversiones para sostenerlos y reforzarlos.

La infraestructura verde se concibe como una red ecológicamente coherente y estratégicamente planificada compuesta por un conjunto de áreas naturales y seminaturales, elementos y espacios verdes rurales y urbanos, y áreas terrestres, dulceacuícolas, costeras y marinas, que en conjunto mejoran el estado de conservación de los ecosistemas y su resiliencia, contribuyen a la conservación de la biodiversidad y benefician a las poblaciones

humanas mediante el mantenimiento y mejora de las funciones que generan los servicios de los ecosistemas (Naumann *et al.* 2011a).

La inversión en una infraestructura verde tiene también una lógica económica: optar por soluciones basadas en la naturaleza, por ejemplo, para mitigar los efectos negativos del cambio climático, es más rentable que sustituir esos servicios perdidos por soluciones tecnológicas humanas.

3.4.2 Funciones de la infraestructura verde

La esencia de la infraestructura verde es su multifuncionalidad. Puede atender múltiples necesidades de forma simultánea: funciones ecológicas, productivas (económicas) y culturales, pero a diferencia del concepto de sostenibilidad, este concepto es la suma de funciones y no su intersección (Lovell y Taylor, 2013) (ver Anexo VIII).

La biodiversidad sigue siendo el núcleo de la infraestructura verde, pero es mucho más que un instrumento de conservación de la biodiversidad. Es frecuente su comparación con la infraestructura gris, la correspondiente a la ingeniería civil convencional, ya que ésta por lo general sólo desempeña funciones individuales, mientras que la infraestructura verde proporciona múltiples soluciones que suelen ser más baratas, robustas, y más sostenibles económica y socialmente.

Desde la concepción de la UE, la infraestructura verde pretende favorecer la conectividad de las poblaciones de fauna y flora para garantizar su conservación a largo plazo al mismo tiempo que mejora y fortalece las funciones de los ecosistemas que son las responsables del suministro de los servicios ecosistémicos. La infraestructura verde se destaca por mejorar la calidad de vida de diferentes maneras, a través de sus aportaciones ambientales, so-



Figura 4. Concepción multifuncional de la infraestructura verde. Adaptado de la CE (2012).

ciales y económicas, todas ellas basadas en el uso multifuncional del capital natural. La multifuncionalidad de la infraestructura verde podría contribuir a la consecución de una amplia serie de objetivos de diferentes políticas tanto transversales como sectoriales y cumplir con las necesidades de una amplia variedad de grupos de interés. Algunas de las múltiples funciones de la infraestructura verde aparecen recogidas en la Figura 4. La Comisión Europea (2014) destaca:

- Protección de los ecosistemas y de la biodiversidad.
- Mejorar las funciones ecológicas de los ecosistemas y, por tanto, promover los servicios ecosistémicos.
- Promover una mejor calidad de vida y bienestar humano.
- Promover el desarrollo de la economía verde y una gestión sostenible del territorio.

3.4.3 Estrategia de la UE en materia de infraestructura verde

Dadas las potencialidades de la infraestructura verde, la UE la ha reconocido como un instrumento importante para dirigir la política regional y el desarrollo sostenible en Europa y sitúa su uso en el contexto de su Estrategia de Crecimiento Europa 2020. Así, la UE busca la integración de la infraestructura verde en las políticas de la Unión, considerando sistémicamente la infraestructura verde en los procesos de planificación y toma de decisiones para reducir la pérdida de los servicios ecosistémicos asociados con la futura ocupación de suelo, y ayudar a mejorar y restaurar las funciones de los ecosistemas. El uso de infraestructura verde puede ayudar a aplicar eficazmente políticas cuyos objetivos pueden cubrirse, al menos parcialmente, mediante soluciones basadas en la naturaleza. En los Fondos de Cohesión, la Política Agrícola Común, el Horizonte 2020, los proyectos LIFE, el Fondo Europeo Marítimo y de Pesca, o el Fondo Europeo de Desarrollo Regional, la infraestructura verde se identifica específicamente como una de las prioridades de inversión.

Dado su carácter multifuncional, la infraestructura verde ha logrado ser reconocida además en otros ámbitos de las políticas de la UE y esta legislación ya existente debería emplearse para promover su implementación, en particular el VII Programa de Acción en materia de Medio Ambiente, la Directiva de Hábitats y la Directiva de Aves,

la Evaluación de Impacto Ambiental y la Evaluación Estratégica, la Política Regional 2014–2020, la Directiva Marco del Agua, la Directiva sobre Nitratos, la Directiva sobre Inundaciones y la Estrategia de Adaptación al Cambio Climático de la UE. Un resumen de las implicaciones de la infraestructura verde en las políticas europeas se muestra en la Tabla 10.

Para avanzar en su implementación, la UE ha desarrollado su Estrategia en materia de infraestructura verde que pretende crear el marco adecuado para progresar en su implementación y, más específicamente, apoyar la consecución del Objetivo 2 de la Estrategia Europea de Biodiversidad para 2020, esto es, el mantenimiento y mejora de ecosistemas y servicios ecosistémicos no más tarde de 2020 mediante la implementación y mejora de la infraestructura verde y la restauración de al menos el 15 % de los ecosistemas degradados.

Insta igualmente a los Estados miembros a desarrollar sus propias estrategias de infraestructura verde y a identificar y evaluar el estado de los ecosistemas y de sus servicios a escala nacional. Esta labor contribuirá a la determinación del valor económico de los servicios ecosistémicos y promoverá su integración en los sistemas nacionales de contabilidad para 2020.

Aunque no sólo está orientada a la conservación de la biodiversidad, la infraestructura verde hunde sus raíces en la Estrategia de la UE sobre Biodiversidad (Figura 5). Así, la Estrategia hasta 2020 pretende fortalecer la implementación de políticas y la toma de decisiones basadas en la evidencia empírica con los mejores datos, información y conocimiento disponibles, lo que incluye el mapeo y la evaluación del estado de los servicios ecosistémicos.

El Objetivo 2 de la Estrategia se orienta al mantenimiento y mejora del estado de conservación los ecosistemas mediante el establecimiento de una infraestructura verde y la restauración de al menos un 15% de los ecosistemas degradados.

En particular, la Acción 5 pretende mejorar el conocimiento sobre el estado de los ecosistemas europeos y de los servicios que proporcionan. Específicamente, “los Estados Miembros, asistidos por la Comisión, elaborarán la cartografía y evaluarán el estado de los ecosistemas y sus servicios en sus territorios para el 2014, cuantificando económicamente tales servicios y promoviendo su integración en los sistemas de contabilidad e información tanto europeos como nacionales para 2020 (Comisión Europea 2011).

Tabla 10. Resumen de las implicaciones de la infraestructura verde en las políticas europeas		
Área	Políticas de la UE e instrumentos para la infraestructura verde	Posibles medidas
Europa 2020	Estrategia Europea 2020	Significancia política a través del COM
	Iniciativa “Unión por la innovación”	Seguimiento detallado sobre la contribución de la IV a la eco-innovación
	Iniciativa “Uso eficiente de los recursos” dentro de la Estrategia 2020	Seguimiento detallado sobre la contribución de la IV al uso eficiente de los recursos
Estrategia ambiental	7º Programa de Acción en materia de Medio Ambiente	Incorporación de la IV en estrategias integradas y en la planificación con especial énfasis en los beneficios para la salud
Política agraria	Pilar I de la PAC: medidas ambientales incluida la condicionalidad	Terrenos de interés ecológico, rotación de cultivos, mantenimiento y restauración de pastos permanentes y paisajes agrícolas funcionales, etc.
	Pilar 2 de la PAC: Fondos FEADER	Medidas ambientales bajo el Pilar 2 de la PAC (ayudas agro-ambientales) Ayudas silvo-ambientales y los pagos Natura 2000
	Pilar 2 de la PAC — Formación, asesoramiento, disposiciones de planificación - Sistema de asesoramiento a las explotaciones	Integración de la IV en la educación y la formación y el restablecimiento de las zonas rurales
Política forestal	Estrategia Forestal de la UE de 1998 y la futura nueva Estrategia Forestal	Integración de la IV en la planificación y gestión forestal (desfragmentación, restauración de los bosques, etc.)
Biodiversidad y Naturaleza	Estrategia de la UE sobre Biodiversidad para 2020	Desarrollo e implementación de todos los objetivos, en particular los ligados a las acciones 5, 6 y 7
	Directiva de Aves	Aplicación del Artículo 3
	Directiva Hábitat	Aplicación del Artículo 10
	Esquema voluntario para la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas (BEST) en los territorios europeos de ultramar	Financiación de la IV en los territorios de la UE en ultramar
	LIFE	Financiación de proyectos de IV
Política de aguas	Directiva Marco del Agua	Aplicación del concepto de IV en las políticas de gestión de las cuencas hidrográficas
	Directiva de Inundaciones	Mejores opciones ambientales para la gestión de avenidas e inundaciones
	Política de la EU sobre la sequía y la escasez de agua	Soluciones basadas en la IV para aumentar la resiliencia frente a sequías
	Plan sobre Recursos Hídricos	Medidas naturales para la retención de agua
Política de suelos	Estrategia Temática para la Protección de los Suelos	Directrices para el sellado del suelo
	Propuesta de Directiva con un marco de trabajo para la protección del recurso suelo	Planificación integrada de las cuestiones edáficas
Políticas de cambio climático	Estrategia de la UE para la Adaptación y Mitigación	Directrices para la adaptación basadas en la IV
	Roadmap para una economía baja en carbono en 2050	Usos de suelo, cambio de uso de suelo y silvicultura.

Continúa en la siguiente página →

Tabla 10. CONTINUACIÓN		
Área	Políticas de la UE e instrumentos para la infraestructura verde	Posibles medidas
Políticas de cohesión, incluida la cohesión territorial	Política Regional (Política de Cohesión)	Incluir la IV dentro de los Fondos FEDER, los Fondos de Cohesión y los del Fondo Social Europeo
	Ayuda Conjunta en Apoyo de Proyectos e Inversiones en Regiones Europeas	Uso de fondos de innovación para la financiación de grandes proyectos de IV
	Estrategias Macro-regionales	La inclusión de la IV en los programas y estrategias de ejecución de macro-regional, así como programas transfronterizos, transnacionales e interregionales
Transporte y energía	Red Transeuropea de Transporte (TEN-T) y de Energía (TEN-E)	Inclusión de medidas para limitar la fragmentación y mejorar la conectividad en las directrices TEN (Trans-European Network)
	Libro blanco de la UE sobre transporte	Uso de la IV para la planificación de un sistema de transportes bajo en emisiones de carbono
	Política Energética	IV urbana como ejemplo de eficiencia energética en edificios
	Mecanismo “Conectar Europa”	Integrar la IV en la implementación de las TEN
Evaluación de impacto. Prevención de daños	Directivas de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA)	Llevar a cabo una revisión de la Directiva de EIA
	Directiva sobre Evaluación Ambiental Estratégica (EAE)	Directrices sobre la inclusión de la biodiversidad y el cambio climático en la EIA y EAE
	Directiva sobre Responsabilidad Ambiental	Evaluar la IV como parte de la remediación
Planificación territorial	Esquema de Desarrollo Espacial Europeo	Promoción de la IV en todos los niveles territoriales
	Programa de la Red Europea de Observación del Desarrollo y la Cohesión Territorial	Promoción de la IV como una herramienta inter-territorial
	Agenda Territorial de la UE para 2020	Uso de la IV para una planificación territorial integral
	Estrategia Urbana	Promoción de soluciones urbanas y peri-urbanas basadas en la IV
Políticas costeras y marítimas	Directiva Marco sobre la Estrategia Marina	Aplicación de la IV en el ambiente marino
	Estrategia EU sobre Planificación Espacial Marítima	Uso de la IV para una planificación integral del territorio en mares y océanos
	Recomendaciones para el Manejo Integrado de la Zona Costera	Uso de la IV para promover la provisión de servicios de los ecosistemas costeros
	Política Pesquera / Fondo Europeo Marítimo y de Pesca	Inclusión de la IV azul dentro de las acciones del Fondo Europeo Marítimo y de Pesca
Medio ambiente y salud	Plan de Acción en Medio Ambiente y Salud	Empleo de la IV para la obtención de beneficios para la salud, especialmente en áreas urbanas
Investigación	Horizonte 2020, Programa marco para la investigación y la innovación	Financiación de proyectos relacionados con la IV
Cooperación internacional	Cooperación al desarrollo	Apoyo a soluciones basadas en la IV
Respuesta ante emergencias por riesgos naturales	Políticas de reducción de los riesgos	Uso de productos derivados del sistema Copérnico para el mapeo de la IV
		Uso de la IV para una reducción de los riesgos naturales siguiendo un enfoque ecosistémico.

Fuente: Adaptado de European Environmental Agency, 2011

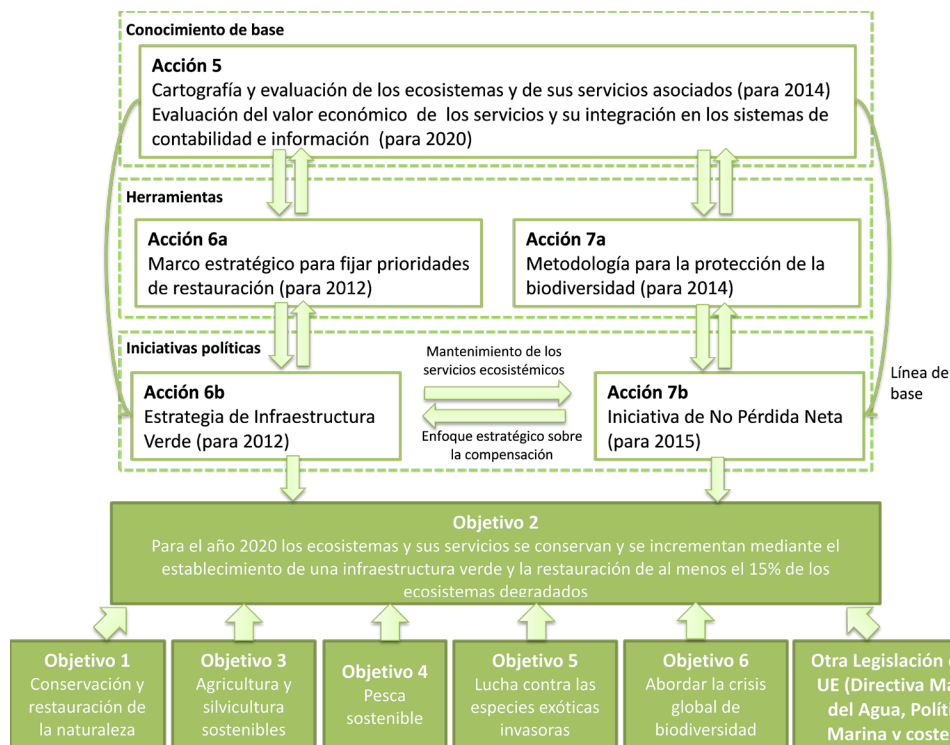


Figura 5. Acciones dentro del objetivo 2 de la Estrategia Europea de Biodiversidad para 2020 que están relacionadas con la infraestructura verde. Extraído de European Environmental Agency, 2014.

La Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) ha llevado a cabo varios estudios en los que se hace una revisión del estado de conocimiento en materia de infraestructura verde para que sirvan de apoyo a los responsables de la formulación de políticas y favorezcan la difusión del concepto de infraestructura verde en la sociedad europea. Los tres principales documentos son:

- “Informe sobre Infraestructura Verde y Cohesión Territorial”, publicado en 2011. Se insiste en la importancia de desarrollar herramientas para medir la infraestructura verde y se dan métodos para establecer prioridades a escala nacional y regional (European Environmental Agency, 2011).
- “Análisis Espacial de la Infraestructura Verde en Europa”, publicado en 2014. En él se evalúa la infraestructura verde como un concepto ecológico y territorial que promueve un mejor estado de conservación y la resiliencia de los ecosistemas, contribuye a la conservación de la biodiversidad y beneficia al ser humano mediante la prestación de servicios ecosistémicos (European Environmental Agency, 2014).
- “Explorar soluciones naturales: el papel de la infraestructura verde en la mitigación de las catás-

trofes naturales relacionadas con el cambio meteorológico y climático” (European Environmental Agency, 2015).

3.4.4 Bases fundamentales de la infraestructura verde

Considerando el concepto de infraestructura verde definido por la Comisión Europea, la base fundamental de esta red ecológica coherente y estratégicamente planificada es la integración de la biodiversidad y la multifuncionalidad de la infraestructura verde (múltiples servicios que aporta la naturaleza a los seres humanos: ocio, cultura, calidad del aire, etc.) de tal modo que su gestión se concibe desde una perspectiva sistémica. Así, la infraestructura verde está ligada a diferentes conceptos tales como capital natural, multifuncionalidad, soluciones basadas en la naturaleza, servicios ecosistémicos, conectividad, restauración ecológica o resiliencia y capacidad de adaptación.

3.4.4.1 Concepto de capital natural

La Evaluación de Ecosistemas del Milenio de España (EME) define el Capital Natural desde una visión sociológica como aquellos ecosistemas con integridad ecológica

ca y resilientes (es decir, con aptitud para lidiar con las perturbaciones) y que, por tanto, tiene la capacidad de ejercer funciones y suministrar servicios a la sociedad, contribuyendo al bienestar humano.

3.4.4.2 Multifuncionalidad

Uno de los aspectos más atrayentes del desarrollo conceptual de la infraestructura verde es su carácter multifuncional, esto es, su capacidad para desempeñar múltiples funciones ambientales (ej. conservación de la biodiversidad o adaptación al cambio climático), sociales, y económicas (ej. creación de empleo o incremento del valor de las propiedades) en un mismo ámbito territorial.

La multifuncionalidad es un rasgo diferenciador de la infraestructura verde frente a la mayor parte de los elementos constitutivos de la IG, los cuales suelen estar diseñados para desempeñar una única función (Naumann *et al.* 2011a).

Sin embargo, esta misma funcionalidad hace que la evaluación y el seguimiento de tales funciones resulte complejo, no sólo porque se requieren diferentes tipos de mediciones para evaluar las diferentes funciones sino también es necesario valorar las posibles interacciones entre estas funciones y sus impactos.

3.4.4.3 Soluciones basadas en la naturaleza

Son las estrategias y medidas que hacen buen uso de los diferentes servicios de la naturaleza para hacer frente a retos tales como la adaptación y mitigación de los efectos del cambio climático, la seguridad alimentaria, el uso de los recursos hídricos, o la gestión de los riesgos naturales (Balian *et al.* 2014, Kabisch *et al.* 2016).

3.4.4.4 Servicios ecosistémicos

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio define los “servicios ecosistémicos” (SE) como aquellos beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas. Se tiene evidencia científica de que las condiciones de los servicios ecosistémicos han empeorado en las últimas décadas y a la vez, el uso que el ser humano hace de ellos no para de aumentar a escala global (Carpenter *et al.* 2009).

La valoración de dichos servicios ecosistémicos ha cobrado fuerza en la agenda política. Por ejemplo, las valoraciones económicas son fáciles de comunicar a las partes interesadas y al público en general. Además pro-

porciona un marco mediante el cual algunas de las funciones de los ecosistemas pueden evaluarse y, eventualmente, compararse con otras opciones de actuación. Por tanto, genera unos indicadores que pueden guiar la toma de decisiones. No obstante, todavía hay varios servicios ecosistémicos para los que es difícil hacer una valoración, en particular los valores más culturales y estéticos.

3.4.4.5 Conectividad

Uno de los objetivos de la infraestructura verde es garantizar la conectividad de las poblaciones de fauna y flora para contribuir a su conservación a largo plazo. Por tanto, en la planificación de la infraestructura verde se deberá cuantificar el grado de conectividad. Para ello, se cuenta con diferentes tipos de índices de conectividad como por ejemplo:

- Área conectada equivalente: se define como el tamaño de un solo parche que proporcionaría la misma probabilidad de conectividad que el patrón real de hábitats en el paisaje (Saura *et al.* 2011).
- Tamaño efectivo de malla: expresa la probabilidad de que dos puntos cualquiera escogidos al azar en una región estén conectados, es decir, que no estén separados por barreras como vías de transporte, áreas urbanizadas, parcelas de intensificación agraria u otras características naturales. Cuantas más barreras fragmenten el paisaje, menor será la probabilidad de que dos puntos estén conectados, y menor sea el tamaño de la malla efectiva que se mide en km² (Jaeger *et al.*, 2008).

3.4.4.6 Resiliencia y capacidad de adaptación

La resiliencia ecológica es la capacidad de un sistema de experimentar perturbaciones y mantener su estructura, funcionamiento, bucles de realimentación y por tanto su integridad ecológica (Walker *et al.* 2004). Entre los objetivos fundamentales de la infraestructura verde se tiene el incremento de su resiliencia en un contexto de cambio climático y de cambio global. Ecosistemas resilientes estarán mejor preparados para adaptarse a dicho cambio.

3.4.5 Los beneficios del desarrollo de estrategias de infraestructura verde

La infraestructura verde tiene un considerable potencial para ofrecer soluciones del tipo win-win al abordar al mismo tiempo varios aspectos y aportar el mayor número de beneficios dentro de un marco financiero viable

(Comisión Europea 2012). Por lo tanto, la infraestructura verde puede ser una valiosa herramienta para la toma de decisiones y el establecimiento de políticas orientadas al desarrollo sostenible y el crecimiento inteligente mediante el cumplimiento de los objetivos múltiples y en diversas demandas y presiones (European Environmental Agency 2011).

La Tabla 11 muestra un listado de los potenciales beneficios de la implementación de una infraestructura verde de acuerdo a la Estrategia Europea de infraestructura verde. Aparecen ordenados por grandes grupos de beneficios e incluyen aspectos relacionados con el incremento de la eficiencia en el suministro de servicios ecosistémicos, la mitigación y la adaptación al cambio climático, la prevención de desastres, la gestión del agua y del suelo, la gestión del territorio, los beneficios para la conservación, las actividades agrícolas y silvícolas, el transporte o la energía. También factores socio-económicos como el empleo, el bienestar social, el turismo y las actividades recreativas, la educación o la resiliencia.

Los beneficios de la infraestructura verde son altamente interdependientes. Con frecuencia, la mejora en uno de los aspectos genera también importantes sinergias. Por ejemplo, en una llanura fluvial el bienestar social depende del control de las inundaciones y ésta a su vez depende de la prestación de servicios de regulación por parte de los ecosistemas como la protección del recurso suelo frente a la erosión. Estos, a su vez, son dependientes de la propia biodiversidad que los sostiene.

3.4.6 Elementos de una infraestructura verde

Hay un número considerable de elementos que pueden formar parte de la infraestructura verde, desde espacios protegidos para la conservación de la biodiversidad hasta áreas verdes urbanas o la red de setos en los márgenes de campos de cultivo. La infraestructura verde incluye áreas restauradas e incluso algunos elementos de la IG, como por ejemplo los pasos de fauna y drenajes adaptados para disminuir la fragmentación causada por las infraestructuras lineales.

A continuación se presenta una clasificación de los elementos de una infraestructura verde tomando los señalados por la Comisión Europea (2012) como partes integrantes de dicha infraestructura verde y haciendo una clasificación de los mismos en base a las funciones que cumplen dentro de la infraestructura verde:

I. Áreas núcleo (Core areas): donde la conservación de la biodiversidad tiene importancia prioritaria, incluso aunque esa zona no se encuentre legalmente protegida.

- a. Áreas de alto valor ecológico: que funcionan como los núcleos de toda la infraestructura verde. Estas áreas se encuentran con frecuencia bajo algún régimen de protección, como la Red Natura 2000, pero también otros espacios orientados a la conservación de la vida silvestre, por ejemplo, las áreas marinas protegidas, los parques naturales, etc.
- b. Ecosistemas bien conservados y áreas de alto valor ecológico fuera de los espacios protegidos: llanuras aluviales, humedales, litorales, bosques naturales, etc.
- c. Sistemas y áreas cuyo valor natural es producido por prácticas agrarias sostenibles: sistemas agrarios de alto valor natural (contemplados en la reglamentación europea de la PAC)

II. Corredores ecológicos: tienen por objeto mantener la conectividad ecológica mediante nexos físicos entre las áreas núcleo. Los tres tipos de corredores que suelen identificarse dentro de la infraestructura verde son:

- Los corredores lineales: largas franjas de vegetación tales como setos, franjas de bosque o la vegetación que crece en márgenes de ríos y arroyos.
- Stepping stones: una serie de pequeños teselas, no conectadas, que favorece a la fauna los desplazamientos de un lugar a otro.
- Los corredores paisajísticos o territoriales: franjas de territorio, elementos del paisaje sin interrupciones, cuyos hábitats permiten la reproducción, la invernada y el desplazamiento de especies silvestres.
 - Las vías y cinturones verdes: las primeras son pasillos del suelo no urbanizable y los segundos son los parques o terrenos rurales que se encuentran en torno o dentro de una ciudad o cualquier otro tipo de asentamiento humano.
 - Elementos artificiales, como ecoductos, pasos de fauna, o puentes verdes diseñados para favorecer la movilidad de las especies a través de infraestructuras lineales antropogénicas.

Tabla 11. Beneficios potenciales de la infraestructura verde	
GRUPO DE BENEFICIOS	BENEFICIO ESPECÍFICO
1. Aumento de la eficiencia en el suministro de servicios ecosistémicos	Mantenimiento de la fertilidad de los suelos
	Control Biológico
	Polinización
	Almacenamiento de recursos hídricos
2. Mitigación y adaptación al cambio climático	Secuestro y almacenamiento de carbono
	Control de Temperaturas
	Control de los daños por eventos extremos
3. Prevención de desastres	Control de la erosión
	Reducción del riesgo de incendios forestales
	Reducción del peligro de inundaciones
4. Gestión del agua	Regulación de los flujos hídricos
	Purificación del agua
	Provisión del recurso agua
5. Gestión del suelo	Reducción de la erosión del suelo
	Mantenimiento/Incremento de la materia orgánica en el suelo
	Incremento de la fertilidad y la productividad del suelo
6. Gestión del territorio	Mejora de la calidad del territorio haciéndolo más atractivo
	Incremento del valor de las propiedades
7. Beneficios para la conservación	Valor de existencia de hábitats, especies y diversidad
	Valor altruista de hábitats, especies y la diversidad genética para las generaciones futuras
8. Agricultura y silvicultura	Resiliencia multifuncional
	Aumento de la polinización
	Aumento del control de plagas
9. Transporte y energía con bajas emisiones en carbono	Soluciones para el transporte más integradas
	Soluciones innovadoras en materia energética
10. Inversión y empleo	Mejor imagen
	Incremento de la inversión
	Más empleo
	Mayor productividad laboral
	Diversificación de la economía local
11. Salud y bienestar social	Calidad del aire
	Regulación de los niveles de ruido
	Facilitar el ejercicio y el esparcimiento
	Mejores condiciones para la salud
12. Turismo y recreación	Destinos más atractivos
	Regulación de los niveles de ruido
13. Educación	Recurso educativo y laboratorio natural
14. Resiliencia	Resiliencia de los servicios de los ecosistemas

Fuente: Adaptado de European Environmental Agency, 2011

- Escalas de peces u otro tipo de estructuras que permitan a los organismos dulceacuícolas vencer las barreras al desplazamiento que suponen presas u otro tipo de construcciones humanas, fomentando así la conectividad a lo largo de los cursos acuáticos.
- Vías pecuarias funcionales con trashumancia.

III. Áreas de amortiguación (Buffer zones): protegen la red ecológica de influencias dañinas externas. Se trata de áreas transicionales donde se fomenta una compatibilización de los usos.

IV. Otros elementos multifuncionales: donde se lleva a cabo una explotación sostenible de los recursos naturales junto con un mantenimiento adecuado de buena parte de los SE.

- Tierras destinadas a la agricultura que se gestionan de forma sostenible incluyendo criterios orientados a la protección de la biodiversidad y de los ecosistemas, pero no incluidas las áreas agrarias de alto valor natural (AVN).

V. Elementos urbanos: como parques, jardines, áreas recreativas y deportivas, bosques urbanos, calles arboladas, glorietas ajardinadas, cementerios, jardines privados, cubiertas verdes, jardines comunitarios, cubiertas y muros verdes huertos urbanos, y estanques y canales, entre otros, adecuadamente gestionados para favorecer la biodiversidad y los servicios que presta a la sociedad.

Debido a la multifuncionalidad propia de la infraestructura verde, en la práctica estos elementos de la infraestructura verde no pueden incluirse de forma inequívoca en una única categoría.

Para mejorar dicha infraestructura verde, fomentar la conectividad y potenciar las funciones de los ecosistemas, se promueve la restauración del paisaje y los ecosistemas. Ésta puede ser “pasiva” cuando cesa la actividad, o “activa” que implica acciones específicas como la reforestación de terrenos abandonados, restauración de humedales, praderas, bosques de ribera, etc.

3.4.7 Estructura multiescalar y multisectorial de la infraestructura verde

La infraestructura verde se acerca a una estructura fractal, con elementos que van desde la escala continental como grandes corredores transnacionales que contribuyen a garantizar la conservación de las especies al favo-

recer los flujos genéticos a largo plazo, hasta elementos de reducidas dimensiones que tienen un gran valor para la biodiversidad y la provisión de servicios de los ecosistemas a escala local. Al desempeñar varias funciones a varias escalas, considerando e integrando las múltiples conexiones e interacciones tan esenciales en el medio ambiente, la infraestructura verde se constituye como una herramienta de gestión muy eficaz.

Los servicios ecosistémicos provistos por la infraestructura verde varían con la escala y el tipo de ecosistema. No es necesario que todos los elementos de la infraestructura verde ofrezcan todos los servicios, pero con frecuencia unos ecosistemas sanos proporcionan muchos de ellos.

Esta estructura multiescalar tiene que reflejarse en el diseño y concepción de la infraestructura verde como red ecológicamente coherente e implica la búsqueda de una articulación entre los diferentes actores y niveles de competencias que se superponen en el territorio, desde el nivel europeo hasta el ámbito local. La Figura 6 muestra las acciones de la UE en materia de infraestructura verde en diferentes niveles competenciales de acuerdo a la Estrategia Europea de infraestructura verde. La investigación en cuanto al diseño e implementación de la infraestructura verde tiene que considerar estas diferentes escalas espaciales, cómo interactúan entre ellas y cómo articular dicha implementación (Naumann et al., 2011a).

Esta naturaleza multiescalar debe también incorporarse a los procesos metodológicos para la identificación e implementación de la infraestructura verde. Así, la AEMA (European Environmental Agency 2014) en su propuesta metodológica propone un acercamiento multiescalar (con 2 escalas diferentes) para la identificación de los elementos de la infraestructura verde, dependiendo de los objetivos que se persigan:

- Análisis a nivel de paisaje (resolución de 1 km): se identifican y cartografían elementos de la infraestructura verde o funciones y servicios de los ecosistemas.
- Análisis a escala local (recomendada <100 m): se identifica la infraestructura verde de carácter urbano como parques y zonas verdes, entre otros.

Desde la AEMA se argumenta que la identificación y el mapeo de la infraestructura verde a escala de paisaje y urbana es relativamente simple y eficaz.

Marco conceptual



Figura 6. Acciones de la UE en materia de infraestructura verde en diferentes niveles competenciales. Adaptado de la Agencia Europea de Medio Ambiente (European Environmental Agency 2011).

Dada su multifuncionalidad, la infraestructura verde tiene implicaciones en diferentes ámbitos políticos, sectoriales y sociales, lo que significa que es potencialmente de interés para una amplia variedad de grupos de interés: empresas privadas, planificadores y gestores del territorio, personal político con responsabilidades que van desde el ámbito local hasta el europeo, conservacionistas, y en general, toda la sociedad.

Para garantizar que la infraestructura verde cumpla sus objetivos, las partes interesadas deben participar en su planificación, implementación y evaluación. En este sentido, se deberán desarrollar políticas activas orientadas a favorecer los procesos de participación pública en la toma de decisiones, primero porque el Convenio de Aarhus sobre participación ciudadana así lo exige, pero sobre todo porque la implicación de los grupos de interés y la sociedad se antoja crucial para el éxito de la infraestructura verde.

3.4.8 Metodologías para la definición de la infraestructura verde. Cartografía y evaluación de los servicios ecosistémicos

La infraestructura verde es un concepto eminentemente espacial por lo que su implementación y evaluación ten-

drá siempre una importante componente geográfico, espacial. Como los objetivos de la infraestructura verde se centran en garantizar la conservación de la biodiversidad mediante la conservación de las zonas de alto valor ecológico y la conservación (o restauración) de los conectores que las mantienen conectadas, y la mejora y fortalecimiento de las funciones responsables del suministro de los servicios ecosistémicos, la metodología para la definición de la infraestructura verde requerirá de: un análisis cartográfico que identifique las zonas de alto valor ecológico y, mediante un análisis de la conectividad, los conectores ecológicos; un análisis cartográfico y una valoración biofísica y económica de los servicios ecosistémicos.

Así, los avances en evaluación de los servicios ecosistémicos y, más recientemente, en las interacciones e intercambios entre tales servicios ecosistémicos, pueden aplicarse espacialmente en relación al concepto de infraestructura verde, por ejemplo, para la recopilación de indicadores y métodos para determinar la contribución de los diferentes usos del suelo a la provisión de la infraestructura verde.

La Agencia Europea de Medio Ambiente en su informe sobre el Análisis Espacial de la infraestructura verde en Europa (European Environmental Agency 2014) ha de-

sarrollado una propuesta metodológica para la definición espacial de una infraestructura verde europea. Este desarrollo metodológico también pueden encontrarse en Liqueete *et al.* (2015).

La metodología propuesta por la AEMA tiene dos entradas:

1. Evaluación y mapeo de áreas con una buena capacidad para proveer servicios ecosistémicos de regulación. En este caso ocho servicios ecosistémicos (regulación de la calidad del aire, protección frente a la erosión, regulación de los flujos de agua, purificación del agua, protección costera, polinización, mantenimiento de la estructura y calidad del suelo, almacenamiento de carbono).
2. Identificación de hábitats clave para la conservación de la biodiversidad y el análisis de conectividad entre ellos. Para el análisis de conectividad se sugiere la identificación de especies clave para la conservación que requieran de conexión entre sus metapoblaciones. En el estudio se seleccionaron grandes mamíferos.

El objetivo consiste en cartografiar la infraestructura verde de la UE diferenciando dos tipos de zonas

que deberán seguir políticas de gestión y actuación diferentes:

1. Red de infraestructura verde para conservación (C), que comprende las áreas que proporcionan funciones ecológicas clave, tanto para la fauna como para el bienestar humano. Se debe priorizar la conservación a fin de mantener la conectividad de los hábitats naturales y semi-naturales.
2. Red de infraestructura verde para la restauración (R), que comprende los espacios que todavía proporcionan funciones ecológicas importantes, pero su capacidad podría mejorarse con algún tipo de restauración. La mejora e inclusión de estos elementos a la red de infraestructura verde para la conservación 'C' aumentaría la resiliencia ecológica y social de toda la red. El flujo de trabajo seguido se muestra en la Figura 7.

La Figura 8 muestra la cartografía resultante. Se trata de una definición de alto nivel que luego tendrá que articularse a través de los diferentes niveles de ordenación del territorio y que se materializará en proyectos concretos. La participación de las partes interesadas y la ciudadanía será esencial en todas las partes del proceso.

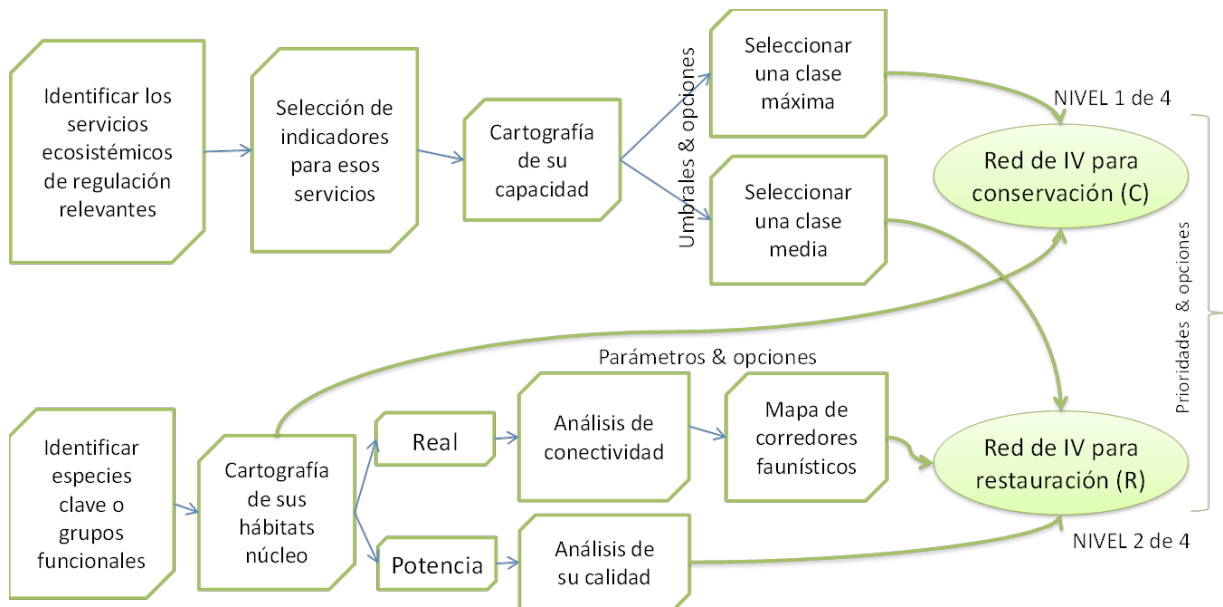


Figura 7. Esquema de trabajo propuesto por la AEMA para el Análisis Espacial de la IV en Europa. Fuente: European Environmental Agency, 2014.

Marco conceptual

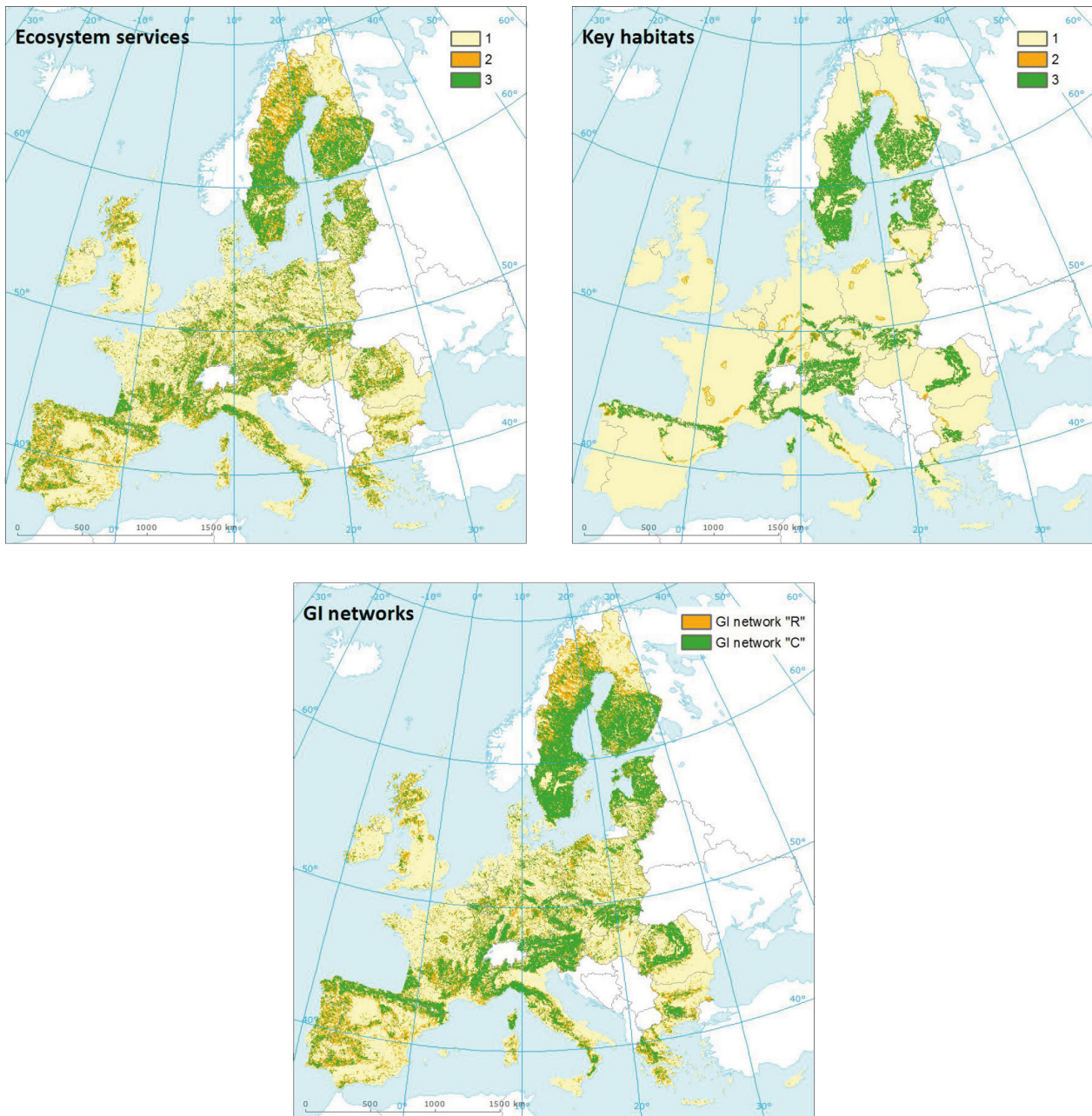


Figura 8. Propuesta de IV para Europa de la AEMA. Se muestran 3 mapas: en la esquina superior izquierda las zonas orientadas a la provisión de las funciones de los ecosistemas (en verde las zonas a conservar y en amarillo las áreas a restaurar); en la esquina superior derecha las zonas orientadas a la conservación de alto valor ecológico que actúan como núcleo y los conectores ecológicos que las mantienen conectadas (en verde las zonas a conservar y en amarillo las áreas a restaurar –generalmente los conectores-); el mapa inferior (infraestructura verde) es el resultado de la integración de los superiores e incluye ambos criterios. Fuente: extraído de European Environmental Agency, 2014.

3.4.9 Evaluación de los beneficios aportados por la infraestructura verde

En general, las evidencias de los beneficios de la infraestructura verde son más difíciles de cuantificar que los costes asociados a su implementación (Naumann *et al.* 2011a). Con frecuencia, dichos beneficios suelen expresarse en términos cualitativos, como la protección del hábitat o las oportunidades recreativas (Naumann *et al.* 2011b). Si se cuantifican es a menudo en términos de número de proyectos de infraestructura verde o superficie de infraestructura verde que se crea o se mantiene. Por tanto, los sistemas de monitorización y seguimiento de la infraestructura verde deben desarrollarse aún más. Se han identificado algunos indicadores generales de dichos beneficios (Ecologic Institute 2011):

- Cambios en la prestación de infraestructura verde relacionados con la biodiversidad. Por ejemplo, la calidad de los hábitats, el aumento de la conectividad, etc
- Cambios en la prestación de servicios ecosistémicos. Por ejemplo, volumen de carbono almacenado, el nivel de reducción del riesgo de inundación, la reducción de la erosión del suelo, etc.
- Cambios en el valor socio-económico de los servicios ecosistémicos.
- Los impactos económicos y sociales de los proyectos de infraestructura verde, es decir, su impacto sobre el empleo, el PIB y las comunidades locales.

Los múltiples aspectos y funciones que integran la infraestructura verde hacen que su valoración deba ser multidimensional, incluyendo aspectos biofísicos, socio-económicos y culturales. Por tanto, se trata de una valoración compleja. Como tal, puede requerir una combinación de indicadores cualitativos con mediciones cuantitativas mediante aportaciones procedentes tanto de las ciencias naturales como de las sociales. Además, se ha demostrado la importancia de considerar las opiniones de las partes interesadas y los procesos de participación pública en el éxito de las políticas de infraestructura verde (Mabelis y Maksymiuk 2009, Hostetler *et al.* 2011).

Un considerable avance en la cuantificación de los beneficios de la infraestructura verde procede del campo de la valoración económica de los servicios ecosistémicos. Como uno de los objetivos de la infraestructura verde es promover los servicios ecosistémicos y proteger el funcionamiento de los ecosistemas, una valoración

monetaria de los servicios ecosistémicos contribuye a la evaluación de las contribuciones de la infraestructura verde.

Los desarrollos conceptuales y metodológicos del “The Economics of Ecosystems and Biodiversity” (TEEB) han contribuido al mejor entendimiento del valor económico de los servicios ecosistémicos y al desarrollo de herramientas para su cuantificación (TEEB 2010).

En cuanto a los costes, las revisiones sobre proyectos de infraestructura verde demuestran que en general, los proyectos a gran escala son proporcionalmente menos costosos que los enfocados a áreas más reducidas. Los que se centran en unos objetivos de conservación concretos suelen ser más costosos. También aquellos trabajos de restauración que demandan mucha mano de obra. La restauración de parques urbanos y espacios verdes también tiende a tener un coste muy elevado, especialmente si implica trabajo en edificios y jardines (Naumann *et al.* 2011a).

3.4.10 Principales incertidumbres relacionadas con la implementación de la infraestructura verde

De acuerdo con el informe de la Comisión Europea (2012), entre las principales lagunas de conocimiento respecto a infraestructura verde destacan:

- La falta de información y los problemas relacionados con la medición de la provisión de servicios ecosistémicos, por ejemplo, los vínculos que hay entre la diversidad biológica, el valor de los servicios de los ecosistemas y los beneficios que estos aportan.
- La escasez de información y de estudios a una escala regional o nacional y que consideren una amplia gama de servicios.
- Entendimiento incompleto de los procesos que contribuyen a explicar las funciones que desempeña la infraestructura verde. Así, se sabe poco de la sucesión de procesos que se dan o deben darse en la infraestructura verde para generar beneficios sobre la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y las variables socio-económicas.
- Conocimiento limitado sobre las interacciones entre las diferentes funciones de los ecosistemas y las sinergias que pueden aparecer en una infraestructura verde eminentemente multifuncional.

- Incertidumbre asociada a la existencia de relaciones no lineales y umbrales tanto para la biodiversidad como para las funciones y servicios ecosistémicos.
- Escaso conocimiento para muchas especies sobre los beneficios proporcionados por la infraestructura verde en cuanto a permeabilidad y facilidad para moverse a través de hábitat. Los resultados no pueden extrapolarse de una especie a otra.
- La incertidumbre que se mantiene en las predicciones de los modelos climáticos a escala regional. Además, las respuestas de la biodiversidad ante el cambio varían de una especie a otra.
- Lagunas de conocimiento en cuanto a los costes de oportunidad y en relación a la cuantificación de los beneficios ecológicos y socio-económicos.

3.5 Infraestructura azul

3.5.1 Concepto de infraestructura azul

La definición de la Comisión Europea de infraestructura verde incorpora también los “espacios azules” en referencia a los ecosistemas acuáticos, entre los que se incluyen los costeros y marinos.

El paradigma de la infraestructura verde y azul se basa en la multifuncionalidad de los espacios y en la maximización de los servicios ecosistémicos, teniendo como base evitar la fragmentación del territorio y permitir la restauración ambiental y la conectividad. Es necesario el establecimiento de una red de áreas marinas y costeras naturales y seminaturales planificadas para potenciar los servicios ecosistémicos como la calidad del agua y el aire, espacios de recreo, mitigación del cambio climático y conservación de la biodiversidad. Esta red de espacios debe pretenderla mejora de las condiciones ambientales y por tanto la calidad de vida de los ciudadanos, creando oportunidades de empleo y mejora la biodiversidad. La red Natura 2000 constituye la columna vertebral de la infraestructura verde y azul de la UE.

Entre las implicaciones de la infraestructura verde en las políticas europeas que atañen al medio marino se incluyen las políticas costeras y marítimas, como la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina, la Estrategia EU sobre Planificación Espacial Marítima, las Recomendaciones para el Manejo Integrado de la Zona Costera o la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina. La transposi-

ción de dicha directiva al sistema normativo español se recoge en la **Ley de Protección del Medio Marino** (BOE 317, 29 de diciembre 2010), que tiene como principal objetivo la consecución del Buen Estado Ambiental (BEA) de nuestros mares para el año 2020. La Ley establece el régimen jurídico que rige la adopción de las medidas necesarias para lograr o mantener el buen estado ambiental del medio marino, a través de su planificación, conservación, protección y mejora, y, en su calidad de bien de dominio público, se asegurará un uso sostenible de los recursos del medio marino que tenga en consideración el interés general. Como instrumento esencial de planificación del medio marino se establecen las estrategias marinas, que perseguirán como objetivos específicos, entre otros, proteger y preservar el medio marino, incluyendo su biodiversidad, evitar su deterioro y recuperar los ecosistemas marinos en las zonas que se hayan visto afectados negativamente; velar por que no se produzcan impactos o riesgos graves para la biodiversidad marina, los ecosistemas marinos, la salud humana o los usos permitidos del mar, y garantizar que las actividades y usos en el medio marino sean compatibles con la preservación de su biodiversidad. Esta ley divide el medio marino español en cinco demarcaciones: noratlántica, sudatlántica, Estrecho de Gibraltar/Alborán, levantino-balear y canaria, para cada una de las cuales se ha de elaborar una Estrategia Marina con un periodo de actualización de 6 años.

Asimismo, debe tenerse en cuenta la legislación vigente relativa a las costas y al litoral, constituida por la Ley de Costas de 1988, modificada por la Ley de Protección y Uso Sostenible del Litoral de 2013 (BOE 181, 1988).

La Ley de Costas tiene por objeto la determinación, protección, utilización y reglamentación del dominio público marítimo-terrestre y especialmente de la ribera del mar. La actuación administrativa sobre el dominio público marítimo-terrestre perseguirá los siguientes fines: determinar el dominio público marítimo-terrestre y asegurar su integridad y adecuada conservación, adoptando, en su caso, las medidas de protección, y restauración necesarias y, cuando proceda, de adaptación, teniendo en cuenta los efectos del cambio climático; garantizar el uso público del mar, de su ribera y del resto del dominio público marítimo-terrestre; regular la utilización racional de estos bienes en términos acordes con su naturaleza, sus fines y con el respeto al paisaje, al medio ambiente y al patrimonio histórico, y conseguir y mantener un adecuado nivel de calidad de las aguas y de la ribera del mar.

La Ley delimita los bienes integrantes del dominio público marítimo-terrestre estatal, formando parte del mismo la ribera del mar y de las rías (incluyendo la zona marítimo-terrestre y las playas), el mar territorial y las aguas interiores, con su lecho y subsuelo, y los recursos naturales de la zona económica y la plataforma continental. Pertenecen también al mismo las accesiones a la ribera del mar por depósito de materiales o por retirada del mar; los terrenos ganados al mar como consecuencia directa o indirecta de obras, y los desecados en su ribera; los terrenos cuya superficie sea invadida por el mar por causas diversas, incluyendo en todo caso los terrenos inundados que sean navegables; los terrenos acantilados sensiblemente verticales, que estén en contacto con el mar o con espacios de dominio público marítimo-terrestre, hasta su coronación; los islotes en aguas interiores y mar territorial, y, entre otros, los terrenos colindantes con la ribera del mar que se adquieran para su incorporación al dominio público marítimo-terrestre; así como las islas que estén formadas o se formen por causas naturales en el mar territorial o en aguas interiores o en los ríos hasta donde se hagan sensibles las mareas.

Los ambientes litorales constituyen áreas de transición entre los sistemas terrestres y los marinos. Son fronteras ecológicas (ecotonos) caracterizadas por intensos procesos de intercambio de materia y energía.

3.5.2 Servicios de los ecosistemas marinos

Los servicios ecosistémicos marinos se definen como aquellos beneficios que el ser humano obtiene de un ecosistema, incluyendo servicios de abastecimiento, regulación, soporte o culturales. Podemos clasificarlos en servicios ecosistémicos tangibles (son finitos, renovables y pueden ser directamente cuantificados e inventariados) e intangibles (producto de percepciones individuales o comunitarias, dependientes de contexto cultural). A continuación se enumeran los principales servicios ecosistémicos marinos basados en la clasificación de Hattam *et al.* (2015), Groot *et al.* (2010) y Böhnke-Henrichs *et al.* (2013):

En relación a los **servicios de abastecimiento**, más de 1000 millones de personas dependen de los productos de la pesca como principal fuente de proteínas, siendo en muchos países la actividad pesquera uno de los pilares de la economía (de forma directa o indirecta), por lo que los alimentos procedentes del mar, ya sea mediante pesquerías o acuicultura, suministran al ser humano una importante fuente de alimentación (Rodríguez y Reul, 2010). Hay que tener en cuenta la notable importancia

del sector pesquero en España, primer productor de recursos de la pesca de la UE con cerca del 16%. También se consideran servicios de abastecimiento las materias primas biológicas no destinadas a alimentación, como: i) los recursos genéticos: incluyen el suministro de material genético procedente de la flora y fauna marina, destinado a usos no medicinales; ii) recursos medicinales: todos los materiales procedentes del medio marino y que producen sustancias de interés médico o farmacéutico. iii) recursos ornamentales y de recreo: cualquier material que se extrae para uso decorativo, fabricación de souvenirs o coleccionismo, incluido la acuariofilia; iv) y todos los demás recursos bióticos renovables, como los destinados a fabricación de piensos o abonos.

En las últimas décadas surgen otras actividades que podrían enmarcarse entre los servicios de abastecimiento, como la desalación, un sector en auge que considera a los océanos como una fuente de agua potable.

Los **servicios de regulación** son aquellos que modulan las condiciones de vida en el planeta. Incluyen aquellos procesos ecosistémicos complejos mediante los cuales se regulan las condiciones del ambiente en que los seres humanos realizan sus actividades productivas. En esta categoría se contempla la regulación climática, la regulación de los vectores de enfermedades y la regulación de la hidrodinámica, entre otros (Balvanera *et al.*, 2009).

Entre los servicios de regulación que se atribuyen al medio marino pueden mencionarse: i) La capacidad de depuración del aire, basada en la capacidad del medio marino de eliminar o disminuir la concentración de contaminantes atmosféricos; ii) Regulación del clima (mantenimiento de un clima favorable y regulación de la temperatura); iii) Amortiguación de la intensidad de las perturbaciones ambientales, debido a su estabilidad; iv) Regulación de los flujos de agua; v) Tratamiento y asimilación de residuos (eliminación de insumos al medio marino, contaminantes y nutrientes, procedentes de las actividades antrópicas; vi) Atenuación de la erosión costera por la mitigación de la acción del oleaje que provocan algunos ecosistemas marinos como las praderas de *Posidonia oceanica*, o los cúmulos de arribazones en el supra y medio litoral; vii) Control biológico (contribución de los ecosistemas marinos al mantenimiento de la dinámica poblacional, resiliencia a través de la dinámica de las redes tróficas, control de enfermedades y plagas).

Los **servicios de los hábitats** marinos se evidencian en la contribución de un hábitat marino concreto a las poblaciones, a través de la provisión de enclaves para la alimen-

tación y refugio de especies migratorias y residentes, y para la reproducción o maduración de juveniles. Además los hábitats marinos contribuyen al mantenimiento de un pool genético viable a través de los procesos naturales de selección, que permitan la capacidad de adaptación de las especies a los cambios ambientales y la recuperación de los ecosistemas.

Los **servicios culturales** son el resultado de la evolución a lo largo del tiempo y del espacio de la relación entre los seres humanos y la naturaleza que los rodea. Como resultado, las culturas humanas están muy influenciadas por los ecosistemas que habitan y viceversa. Los servicios culturales abarcan tanto los aspectos materiales (las plantas, los animales, el agua, el suelo) como los aspectos intangibles (seguridad, belleza, espiritualidad, recreación cultural y social para las poblaciones); también abarcan el conocimiento, las percepciones y los sistemas de clasificación de su entorno natural (Balvanera y Prabhu 2004; De Groot et al. 2005; Lazos Chavero 2006).

Entre los servicios culturales en el medio marino podemos destacar: i) Ocio, entretenimiento y turismo: el potencial de oportunidades destinados a uso turístico, entretenimiento y ocio dependen directamente del estado ambiental del ecosistema; ii) Valor estético y/o paisajístico; iii) Potencial de inspiración para la cultura, el diseño y el arte; iv) Patrimonio cultural: La contribución de los ecosistemas marinos para el mantenimiento del patrimonio cultural y el sentimiento de apego a un lugar; v) Diversidad cultural: La contribución de los ecosistemas marinos a los valores sociales y culturales y adaptaciones relacionadas con la vida en la costas y la explotación de los recursos marinos; vi) Información para el desarrollo cognitivo de la población: La contribución de un ecosistema marino a la educación, la investigación y desarrollo cognitivo colectivo e individual.

3.5.3 Concepto de conectividad en el medio marino

La conectividad se reconoce hoy día como un factor clave a tener en cuenta en la conservación, pues de ello depende el mantenimiento o, en su caso, en la recuperación, de las especies. El concepto de conectividad es en principio equivalente para los medios marino y terrestre, se refiere al intercambio de individuos y flujo genético entre diferentes poblaciones y tiene que ver con la capacidad de dispersión de las distintas especies y las barreras existentes para la misma. Sin embargo, la conectividad tiene diferentes connotaciones en el medio marino con respecto

a los ecosistemas terrestres. Ello se debe a las notables diferencias entre ambos medios y a las distintas estrategias vitales de las especies que los habitan. Mientras las barreras para la dispersión son obvias en el medio terrestre, en el mar son difíciles de identificar. El medio marino es un medio continuo en el que se presupone la inexistencia de barreras aparentes y donde las especies, en principio, estarían formadas por metapoblaciones (conjunto de poblaciones abiertas con un intercambio genético fluido) y con áreas de distribución muy extensas. Sin embargo, aunque algunas especies pueden responder a esta idea (sobre todo especies planctónicas y pelágicas), la mayor parte de las especies marinas no se ajusta a este principio.

La conectividad en el contexto marino se centra en la concepción de población y se define como el nivel de conexión demográfica entre poblaciones mediante el intercambio de individuos en cualquier etapa del ciclo de vida (Caló et al., 2013). La identificación de las barreras y condicionantes para la dispersión es esencial para valorar la escala de intercambio de individuos entre poblaciones en las diferentes especies y para la implementación de la red de espacios marinos protegidos. Buena parte de las especies marinas poseen escasa capacidad de movimiento en el estado adulto (o nula en el caso de especies sésiles) y, por tanto, la dispersión en ellas queda generalmente limitada a las etapas pelágicas iniciales del ciclo de vida. El desplazamiento de estas etapas pelágicas del ciclo vital (larvas y propágulos) está condicionado por procesos oceanográficos, como corrientes y contracorrientes, frentes oceánicos (discontinuidades bruscas de variables físicas y bioquímicas), afloramientos y remolinos costeros, entre otros. La dificultad de comprender esta serie de factores junto a las diferentes características biológicas de las especies, supone un inconveniente a la hora de estimar con precisión la conectividad en el ámbito marino. Este problema sigue siendo un reto fundamental para la ecología marina, sobre todo debido a las limitaciones técnicas para realizar el seguimiento de dispersión de las larvas. Se han elaborado modelos de alta resolución sobre el alcance de la dispersión de larvas en función de la duración de la etapa pelágica (en el caso de que se conozca) y del sistema general de corrientes (“modelos lagrangianos”) (Cowen et al., 2006; Siegel et al., 2008), pero numerosos estudios han demostrado que las larvas no siempre se comportan como partículas pasivas, que existen comportamientos que favorecen la retención, que son diversos los factores estocásticos intervienen en la dispersión y que, en definitiva, son muchas las evidencias que demuestran que los propágulos pelágicos muy a

menudo no alcanzan su potencial teórico de dispersión (Galarza *et al.*, 2009).

A pesar de los notables progresos para dilucidar la capacidad de dispersión larvaria mediante la combinación de modelos oceanográficos y genéticos, los límites y la escala a la que ésta ocurre no están ni mucho menos dilucidados, debido, entre otras cosas, a las complejas interacciones entre la biología de las larvas, los regímenes oceanográficos y la distribución y calidad de los hábitats potenciales para el asentamiento (Selkoe *et al.*, 2010). Hay que tener en cuenta, además, que entre un 15 y 20% de las especies bentónicas carecen de una fase pelágica (Thorson, 1950), por lo que su capacidad de dispersión es muy limitada (o nula). Dichas especies merecen una atención especial en lo referente a la conservación del medio marino, pues una vez desaparecidas de una zona (por las razones que sean), no volverán a ocuparla de forma natural.

3.5.4 Factores de cambio que afectan a la biodiversidad marina

La interacción entre los sistemas naturales y la actividad humana es compleja y su análisis requiere una profunda comprensión de los servicios ecosistémicos. El medio marino en general, y el costero en particular, están sujetos a importantes amenazas generadas por la actividad humana. El litoral es una zona de intensa actividad, es un área de intercambio tanto dentro como entre los diferentes procesos que aquí ocurren, ya sean físicos, biológicos, sociales, culturales o económicos. Es el resultado de diferentes sistemas interactivos y complejos, marítimos terrestres y fluviales. Cambios en cualquier punto, pueden generar reacciones en cadena más allá del lugar de origen y posiblemente a la totalidad de los diferentes sistemas, cuyas condiciones ambientales se verán consecuentemente alteradas.

La presión de las poblaciones, particularmente el crecimiento en zonas urbanas, combinado con la rápida expansión de la industria y el turismo en las áreas costeras y la explotación extensiva e intensiva de los recursos marinos han provocado una importante pérdida de biodiversidad marina y un notable deterioro del buen estado ambiental de los ecosistemas.

Las principales amenazas a la biodiversidad marina generadas por las presiones antrópicas pueden agruparse en las siguientes categorías: i) pérdida, fragmentación o transformación física de los hábitats, ii) sobreexplotación

de recursos, iii) eutrofización y contaminación, iv) invasión de especies alóctonas, v) cambio global en su doble vertiente: cambio climático y acidificación de los océanos, y vi) incremento de diverso tipo de enfermedades.

Alteración y destrucción de hábitats

Muchos hábitats marinos han desaparecido, ya sea debido a la eliminación directa o por degradación, como consecuencia de las presiones continuadas y/o sinérgicas. En este sentido hay que destacar la pérdida de humedales, drenados y colmatados para conseguir ganar terreno al mar (Crain *et al.*, 2009); la pérdida de miles de hectáreas de praderas de *Posidonia oceanica*; el enterramiento arrecifes bajos y costas rocosas bajo playas artificiales, o la alteración de la dinámica sedimentaria como consecuencia de espigones, diques, puertos y otras infraestructuras costeras. Los ecosistemas rocosos de origen biogénico (arrecifes de verméticos p.e) han sufrido especialmente el impacto de pérdida de hábitat. La pesca de arrastre ha sido la causa de la total desaparición de praderas de posidonia en muchos puntos del litoral mediterráneo y ha provocado la reducción de superficie de este ecosistema en prácticamente todas las praderas (Sánchez Lizaso *et al.*, 2002). Por otro lado, la pesca de arrastre (que se realiza de forma continuada e intensiva) provoca la destrucción y alteración de los hábitats de los fondos sedimentarios de la plataforma continental y parte del talud (Pusceddu *et al.* 2005).

Sobreexplotación de recursos

Desde muy antiguo, la supervivencia de las poblaciones humanas asentadas en la costa depende en gran medida de los recursos vivos procedentes del medio marino como principal fuente de alimentación. Aunque la explotación de los recursos marinos debiera ser hoy día sostenible, la sobreexplotación de los mismos continúa, acentuándose en las últimas décadas con el desarrollo de la pesca industrial, lo que ha provocado un desequilibrio generalizado y en algunos casos el agotamiento de las poblaciones de las principales especies objetivo (Christensen *et al.*, 2007), llegando incluso a producirse extinciones locales (Dulvy *et al.*, 2003; Kappel, 2005).

Eutrofización

La eutrofización es un problema muy extendido en los ecosistemas costeros y está provocada principalmente por el uso desproporcionado de fertilizantes sintéticos, piensos en la acuicultura, el consumo de combustibles fósiles o el aporte de aguas residuales al medio marino.

Estas actividades generan un enriquecimiento excesivo de nutrientes, seguido de un crecimiento explosivo de algas, que acaban muriendo y descomponiéndose, lo que favorece el agotamiento del oxígeno del agua (anoxia o hipoxia), que afectará drásticamente a las especies presentes (Howarth *et al.*, 2000). La hipoxia causa cambios en el crecimiento, afecta a los procesos metabólicos y favorece la mortalidad de organismos marinos, sobre todo, aquellos que no tienen capacidad de desplazamiento, como son los organismos sésiles. La eutrofización puede afectar directamente a los ecosistemas, alterando la composición de especies y facilitando la entrada de especies alóctonas que pueden llegar a convertirse en invasoras. (Williams y Smith 2007). Es un proceso especialmente dañino en ecosistemas cerrados o semicerrados como estuarios o lagunas costeras. Un ejemplo dramático y muy reciente lo encontramos en la laguna del Mar Menor (Murcia).

Contaminación

Los ecosistemas marinos y costeros están contaminados por numerosos materiales procedentes de la actividad humana, materiales que llegan al medio marino a través de vertidos directos o indirectos, arrastrados por las aguas de escorrentía. Algunos de los contaminantes más comunes derivados de la actividad humana son herbicidas, plaguicidas, detergentes, hidrocarburos, plásticos etc. La mayoría son contaminantes artificiales, sintetizados por el hombre y se consideran persistentes, como el dicloro difenil tricloroetano (DDT), los bifenilos policlorinados (PCBs), compuestos derivados del petróleo y derivados como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP). Los metales pesados proceden de diferentes fuentes, pero actualmente la mayor concentración es de origen antropogénico como la minería, actividad industrial e incluso de origen doméstico o agropecuario. Investigaciones relativamente recientes han encontrado concentraciones importantes de medicamentos procedentes de las aguas residuales en algunos ecosistemas (antibióticos, estrógenos etc).

Muchos de los contaminantes descritos anteriormente, permanecen activos en el medio durante largos periodos de tiempo, donde se acumulan incrementando su toxicidad, interfiriendo en las vías metabólicas y se bioacumulan en las redes tróficas. Sus efectos a largo plazo no están bien dilucidados debido a la complejidad que supone el análisis de la toxicidad en el medio y los posibles efectos de la sinergia entre diferentes elementos (Heugens *et al.* 2001). Sin embargo, algunos de sus efectos están relacionados con aparición de ciertos tipos de

cáncer, deformaciones o fracaso reproductivo (Borgå *et al.*, 2004; Peterson *et al.*, 2003). También el acúmulo de grandes cantidades de residuos plásticos está generando graves problemas para la vida en el mar. Los residuos plásticos son causa de pesca fantasma y/o muertes por ingestión. Asimismo, en los últimos años han proliferado los aportes al medio marino de efluentes procedentes de desaladoras, caracterizados por sus altos niveles de salinidad. Los cambios que generan afectan a la presencia de muchos invertebrados sensibles a las altas salinidades o estenohalinos. Por lo tanto, la entrada de salmuera afecta principalmente a la biota bentónica habituada a salinidades estables y dentro de los niveles normales del medio marino (Del Pilar, 2011).

Invasión de especies alóctonas

La globalización e intensificación del tráfico marino ha incrementado la propagación y dispersión de muchas especies, que terminan asentándose en nuevas áreas y en algunos casos adquieren un carácter invasor. El medio marino y las zonas costeras son los hábitats con mayor tasa de invasión del planeta (Ruiz *et al.* 1999). Las vías de transmisión más importantes son el tráfico de buques desde la apertura de las rutas marítimas, ya sea a través de sus aguas de lastre o por la comunidad de organismos incrustantes de sus cascos (fouling), los canales de conexión entre masas de agua, con especial incidencia del Canal de Suez. Por otra parte, la maricultura de especies no indígenas-sobre todo en los ambientes lagunares- y el transporte sin restricciones de las mismas, ha dado lugar a numerosas entradas involuntarias de patógenos, parásitos, así como de las propias especies objetivo.

Algunos invasores han llegado a competir por los recursos o incluso reemplazar especies nativas a nivel local, lo que reduce severamente la biodiversidad. La tasa de estas invasiones biológicas se ha incrementado en las últimas décadas, y en conjunto tienen impactos ecológicos y económicos significativos (Galil, 2000). Los estuarios y lagunas costeras son los hábitats donde se han citado con mayor frecuencia la presencia de alóctonas (Ruiz *et al.*, 1997). El establecimiento de especies exóticas en áreas cerradas y semicerradas como los estuarios, bahías y lagunas costeras provoca grandes cambios en la composición faunística convirtiéndose en uno de los principales motores de perturbación ecológica a escala local, regional y mundial (Por, 1978, Carlton, 1979, Hutching, 1992).

Cambio global

El incremento de los gases de efecto invernadero ha dado lugar al aumento de la temperatura atmosférica y como consecuencia el calentamiento oceánico. El calentamiento afecta al intercambio gaseoso entre el océano y la atmósfera, así como la hidrodinámica de las aguas superficiales y profundas además del aumento de episodios de temperaturas extremas. Ya se han detectado cambios en la circulación de las masas de agua, intensidad del oleaje y en la frecuencia de los afloramientos (Bindoff *et al.*, 2007; Poloczanska *et al.* 2013). Asimismo, el nivel medio del mar se eleva paulatinamente. El aumento de las temperaturas puede afectar a los sistemas marinos a todos los niveles, desde organismos, poblaciones hasta nivel de comunidad, ya que produce cambios en la fisiología, comportamiento de los organismos, afecta a los procesos de crecimiento, reclutamiento y dispersión de larvas, notándose sus efectos especialmente en la supervivencia de las primeras fases vitales y a la interacción entre especies y cambios en la distribución vertical de los organismos y la zonación de las comunidades (Harley *et al.*, 2006). Las consecuencias apuntan a una disminución de la productividad en todos los océanos, lo que afectará a los stock pesqueros y cambios en la comunidad planctónica. Se prevé también como consecuencia la regresión o desaparición de especies de aguas frías y expansión de especies termófilas, favoreciendo la distribución y asentamiento de invasoras.

Por otro lado, los océanos se han convertido en el principal sumidero de CO₂ atmosférico, lo que tiene incidencia en los ecosistemas marinos (Crain *et al.*, 2009). El aumento de la presión parcial del CO₂ en la superficie oceánica cambiará el equilibrio del ciclo de carbono, disminuyendo el pH en las masas de agua. Durante los últimos 250 años, el océano ha eliminado ya en torno al 30% de CO₂ antropogénico, provocando una disminución del pH. La disponibilidad de iones de carbonato se reduce afectando directamente a especies con estructuras carbonatadas como moluscos, equinodermos, corales, briozoos o algas coralíneas entre otros, así como a algunos componentes del plancton como foraminíferos y coccolitofóridos (Guinotte y Fabry 2008). Pero los efectos indirectos de la acidificación de las aguas marinas son todavía impredecibles.

Un análisis detallado de los efectos del cambio global en el medio marino español puede verse en un reciente informe publicado por el MAPAMA (Kersting, 2016).

3.5.5 Concepto de restauración ecológica en ecosistemas marinos

La restauración ecológica en los sistemas marinos y costeros se encuentra en una fase germinal. Como se verá en el siguiente apartado, la restauración ecológica es un proceso complejo de gestión que implica una profunda comprensión de las interacciones biológicas y ambientales del ecosistema, y su objetivo es la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. Comprende un rango de disciplinas muy variadas, tales como la ecología, hidrobiología, geomorfología, ingeniería, etc., por lo que se hace preciso que, tanto en la planificación como en la puesta en marcha de los proyectos, participen equipos interdisciplinarios. La restauración debe considerarse como una opción dentro de un amplio contexto de gestión integrada de las zonas costeras.

3.6 Restauración ecológica

La transformación e intensificación de los usos de suelo, la fragmentación y pérdida de hábitats más los efectos del cambio climático han contribuido a la desaparición y pérdida de funcionalidad de muchos de los conectores naturales y a la disminución de los servicios prestados por los ecosistemas. La implementación y mejora de la infraestructura verde pasa entonces, por priorizar zonas de actuación donde restaurar los hábitats con el objeto de maximizar tanto la conectividad como las funciones ecosistémicas.

De acuerdo a la Society for Ecological Restoration (SER), la restauración ecológica es el proceso de ayudar el restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido.

No obstante, en la implementación de la infraestructura verde deben considerarse las conclusiones de la revisión de Rey-Benayas *et al.* (2009). En ésta, se especifica que los sistemas restaurados contienen más biodiversidad y proporcionan más y mejores servicios ecosistémicos que los sistemas degradados. Sin embargo, este no es el caso cuando se compara con ecosistemas de referencia intactos, lo que indica que la restauración no puede devolver totalmente un área a su estado original. Por tanto, siguiendo un esquema de prioridades, las iniciativas de conservación deberían situarse antes que las iniciativas de restauración.

3.6.1 Las bases de la restauración ecológica

3.6.1.1 Concepto de restauración ecológica

Según la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica, la restauración ecológica es el proceso mediante el cual se promueve el restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SERI 2004). El desarrollo y consolidación de la restauración ecológica como disciplina fue anterior a la fecha de publicación de esta definición (sirva como ejemplo la abundante literatura dedicada a la rehabilitación de zonas afectadas por minería y obras públicas, como Bradshaw & Chadwick, 1980). La restauración ecológica ha experimentado un enorme auge científico y técnico durante los últimos años. Entre los exponentes de esta situación se encuentran las metas de Aichi, que incluyen la restauración de, al menos, el 15% de los ecosistemas degradados para el año 2020, los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Agenda 2030) de la ONU o el Desafío de Bonn, que aspira a restaurar 150 millones de hectáreas deforestadas y degradadas hasta 2020.

Al tratarse de una sucesión ecológica dirigida, la teoría de la restauración ecológica se fundamenta en los principios de la teoría ecológica. Los avances en la teoría de las interacciones intra e inter-específicas, el ensamblaje de comunidades, la distribución de especies, la resiliencia o la relación composición-función tienen inmediata aplicación en la restauración ecológica y viceversa. Por ello, se considera a ésta como un campo de pruebas de la teoría ecológica.

Sin embargo, la restauración ecológica se fundamenta en la confluencia de ida y vuelta entre ciencia y tecnología. Esto queda patente en el binomio ‘ecología de la restauración’, que hace referencia a la ciencia, y su recíproca ‘restauración ecológica’ que hace referencia a su aplicación como tecnología. La restauración ecológica, para ser ecológica, tiene que ser holística (Aronson et al. 2007; Clewell & Aronson 2013). Es decir, actualmente no se puede plantear la restauración, como intervención en el medio, exclusivamente desde el medio biofísico (y, por tanto, desde la ecología, la ingeniería, la geología, la edafología, etc.), sino que debemos integrar las sinergias con la socioeconomía, en particular con la demanda de servicios ecosistémicos, con la cultura, como antecedente histórico, y con la faceta más íntima y subjetiva del futuro usuario o habitante del paisaje restaurado, con su perfil emocional o personal.

La restauración ecológica más genuina y barata es la que se basa únicamente en la **sucesión ecológica** que

ocurre tras una perturbación, también denominada **restauración pasiva** (Montgomery, 2006, Ollero, 2011). Sin embargo, una restauración completamente pasiva encajaría mal en la definición de la SER, que lleva implícita la pro-actividad asociada a la palabra “promover”. Esta definición se ajusta mejor a la denominada **restauración activa**. No obstante, debemos señalar que generalmente ambos tipos de restauración ocurren de manera simultánea, y que las acciones de restauración básicamente persiguen que opere (frecuentemente de forma acelerada) la sucesión ecológica. La elección de un tipo u otro de restauración dependerá del presupuesto, la disponibilidad de tecnología y mano de obra, la intensidad de intervención deseada, la celeridad de los procesos ecológicos, la trayectoria sucesional preferida y el plazo que estamos dispuestos a esperar hasta alcanzar determinados niveles de integridad ecológica.

La restauración ecológica integra diversos tipos de intervención, que deben responder a un diagnóstico previo, fase crucial de todo proyecto de restauración. Si el ecosistema está muy degradado, la recuperación de las características originales requerirá con frecuencia una intervención intensa y la modificación física y química del medio. Este es el campo de acción de la **remediación** que, actualmente, tiene una connotación de descontaminación de suelos. La **restauración geomorfológica** busca recuperar procesos naturales de erosión, transporte y sedimentación, reconstruyendo formas del relieve o topografía. El agua es un agente fundamental en estas acciones, ya sea en cuencas, laderas, cursos de agua o sistemas litorales. En el otro extremo, si el ecosistema está poco degradado, la intervención necesaria será de menor intensidad, requiriendo simplemente un manejo adecuado para la mejora del hábitat (mediante **translocaciones, revegetación o reforestación**), o la reintroducción de herbívoros y grandes carnívoros con capacidad para desencadenar efectos tróficos en cascada (*rewilding*). Finalmente, diferentes tipos de intervenciones han recibido denominaciones diversas, en función de las modificaciones físicas, químicas y biológicas realizadas, como son la **reclamación** y la **rehabilitación**, o en función de su particular énfasis en las herramientas (**ingeniería ecológica, bioingeniería del paisaje**). La **restauración ecológica** abarca todas estas intervenciones.

El concepto original u ortodoxo de la restauración ecológica es la recuperación de la estructura y la funcionalidad de un ecosistema prístino. Este punto final se denomina comúnmente **ecosistema diana** o **ecosistema de referencia**. Las fuentes para describirlo son diversas,

aunque predomina la identificación de un remanente o sitio próximo a la zona degradada, que se considera similar al original (aquel cuya variación se manifiesta dentro de un intervalo histórico con nula o muy poca intervención humana). La identificación de ecosistemas de referencia es, con frecuencia, muy difícil o, simplemente, poco operativa. Por un lado, la intervención humana en gran parte de la península ibérica ha sido tan intensa y prolongada que los ecosistemas de referencia necesariamente deben integrar el componente antrópico. Tal sería el caso de ecosistemas culturales, como la dehesa o los prados de siega. Por otro lado, el clima y los suelos han cambiado en el pasado y continuarán haciéndolo (Moreno *et al.*, 2005; Carrión *et al.*, 2010; Bellin *et al.*, 2013), lo que dificulta la proyección a futuro de ecosistemas de referencia pretéritos. Por ello, esta restauración ecológica debe dar paso a una “restauración ecológica 2.0”, más flexible y pragmática (Higgs *et al.* 2014), cuyo objetivo es la optimización de la biodiversidad, los procesos ecológicos y la provisión de servicios ecosistémicos, teniendo en cuenta el marco ecológico, socio-económico y cultural.

La restauración ecológica ha dedicado tradicionalmente más atención al objetivo final de la restauración que a la **trayectoria** para alcanzarlo. Esto supone una limitación, puesto que en la mayoría de casos, los estadios intermedios perdurarán durante décadas. La trayectoria de la restauración ecológica (es decir, de los cambios a lo largo del tiempo del conjunto de variables que definen la integridad ecológica) no es necesariamente lineal, habiéndose descrito multitud de formas (Bullock *et al.* 2011). El reconocimiento de múltiples trayectorias permite evitar una visión simplista de la comparación entre ecosistemas degradados y restaurados a lo largo de un gradiente que integra el conjunto de propiedades ecológicas y socio-económicas. Las múltiples propiedades de los ecosistemas no siempre siguen la misma tendencia. Además, este reconocimiento permite la integración de dinámicas de estado y transición, especialmente adecuadas para describir la dinámica de paisajes antropizados. La complejidad de estados, trayectorias y propiedades aumenta el grado de incertidumbre de los resultados de las intervenciones. Por esta razón, es necesario promover la investigación, los protocolos de evaluación y monitoreo, el intercambio de información y la **gestión adaptativa**, entendida como un proceso iterativo de toma de decisiones orientado a gestionar la incertidumbre sobre la evolución del espacio restaurado.

Los humanos vivimos en socio-ecosistemas y la restauración ecológica debe ser aceptada socialmente para

que tenga éxito (Higgs *et al.* 2014). Para ello, se deben promover mecanismos de **participación** antes, durante y después de la ejecución de los proyectos de restauración ecológica. En este contexto, resulta de particular interés el concepto de **servicios ecosistémicos** (Millenium Ecosystem Assessment 2005) o conjunto de los múltiples beneficios que los ecosistemas prestan a los humanos, sin los cuales no sería posible nuestra existencia tal como la conocemos. Este concepto constituye la justificación más sólida y, a la vez, pragmática de la necesidad de restaurar ecosistemas (Rey-Benayas *et al.* 2009). Estos servicios pueden considerarse los dividendos o intereses que nos proporciona el **capital natural** (Costanza *et al.* 1997, 2014; Aronson y Milton, 2007), es decir, los recursos/ bienes naturales de la Tierra, tales como el sustrato físico, el suelo, el aire, el agua, la flora y la fauna. Los servicios ecosistémicos, junto a la biodiversidad, traducen los procesos ecológicos a un lenguaje comprensible para la mayoría de la sociedad y proporcionan una métrica sobre la que basar las estimaciones de **eficiencia de la restauración** (cambio en la provisión de beneficios por unidad de inversión), la **restaurabilidad** (esfuerzo necesario para restaurar un ecosistema) y la priorización de las intervenciones (Cortina *et al.*, 2006).

3.6.1.2 Historia de la restauración en España

Si el concepto de restauración se restringe a la recuperación de funciones ecosistémicas con repercusiones a escala de paisaje, la restauración ecológica, en sentido estricto, no se ha desarrollado hasta hace tan sólo unas décadas. Sin embargo, es un hecho conocido que las acciones sobre el entorno tendentes a establecer formaciones vegetales persistentes en espacios degradados, como medio para combatir la erosión y propiciar una mayor calidad de las aguas, tiene un origen mucho más remoto. El precedente de la restauración ecológica en España que más se remonta en el tiempo es la repoblación forestal. Ahora bien, debe aclararse que aunque se haya pretendido identificar el concepto actual de restauración con el más antiguo de repoblación forestal, existen diferencias de planteamiento entre ambos.

La preocupación por la degradación del territorio y la necesidad de revertirla aparece pronto en la historia de España. En sus orígenes, estuvo ligada casi con exclusividad al ámbito forestal. En el año 654 aparece en el Libro VIII del Fuero Juzgo visigodo, la primera iniciativa legislativa forestal en la Península Ibérica, aunque hasta la aparición de las Ordenanzas de 1518 no se crean normas específicas que regulen la reforestación. Posteriormente, en tiempos

de Felipe II, se iniciaron políticas de repoblación forestal que afectaron, por ejemplo, a la Sierra de Guadarrama y a la Cuenca del Duero (Blanco, 1997). Este tipo de medidas se suceden posteriormente en numerosas ocasiones, especialmente a partir del S. XVIII, y se intensifican a partir del reinado de Fernando VII (Urteaga, 1987; Currás, 1995). La Ordenanza para la conservación y aumento de los Montes de la Marina publicadas en 1748 incluían la construcción de un vivero en cada jurisdicción, así como el censo de bosques y diversas medidas de protección, en cuya implementación participaron activamente los Visitadores de Montes, los Ayuntamientos y las Sociedades Económicas de Amigos del País (Blanco, 1997). La Ley de Montes de 1863 consideraba las repoblaciones como una de las principales funciones del Estado en la gestión de montes.

La primera ley de repoblaciones se presentó en 1877 (Ley General de Repoblación, Fomento y Mejora de los Montes Públicos Exceptuados de la Desamortización). El posterior Reglamento (1881) tenía entre sus objetivos la repoblación de claros, calveros y rasos de los montes públicos exceptuados en la Desamortización según la Ley 1863. La segunda Ley, de 1888, se ocupó de la repoblación de cuencas hidrográficas, siendo las Divisiones Hidrológico-Forestales, creadas a principios del siglo XX, las que se encargarían de tareas como la ejecución de proyectos de regulación hidrológico-forestal y de restauración de montes, la conservación de suelos forestales, la corrección de torrentes y ramblas, la contención de aludes y la fijación de dunas y suelos inestables (Montiel, 1990). Así, existen ejemplos centenarios de restauración de sistemas dunares como el de Guardamar-La Marina (Alicante) ejecutado durante las tres primeras décadas del siglo XX, que gozaron de gran notoriedad, pese a que, con los conocimientos actuales, difícilmente se podrían calificar como ejemplos de restauración ecológica exitosa. La Ley de Conservación de Montes y Repoblación Forestal (1908), entre otras cosas, identificaba terrenos susceptibles de ser repoblados, independientemente de su propiedad, aquellos que en su estado actual o repoblados servían para regular las grandes alteraciones del régimen de lluvias, evitaban el desprendimiento de tierras y rocas y la formación de dunas, sujetaban suelos sueltos y defendían canalizaciones o vías de comunicación, entre otros. Más tarde, en 1926, el Real Decreto-Ley y subsiguiente Plan Nacional de Repoblación de los Montes, autorizaron la inversión de 100 millones de pesetas para la repoblación forestal hasta 1936.

Antes de que acabara la Guerra Civil se presentó una orden ministerial que disponía la redacción del Plan Gene-

ral de Repoblación Forestal de España, cuyos autores fueron Ximénez Embún y Ceballos Fernández de Córdoba, con los objetivos de conseguir la máxima producción de los bosques compatible con las especies y las condiciones naturales de la localidad y aumentar el área de monte alto repoblando seis millones de hectáreas en 100 años. Según datos del Anuario de Estadística Agraria de 1988, en 1986 se había repoblado un total de 3.795.213 ha (un 93% en terrenos públicos; Ortuño, 1990), lo que supuso la producción de no menos de 7.500 millones de plantas (Peñuelas y Ocaña, 2000). Con la entrada en funcionamiento del ICONA en 1971, y gracias al aumento del rendimiento y a la entrada de la iniciativa privada, se calcula que la tasa de repoblación superó las 100.000 ha anuales.

La vigente Constitución Española de 1978 (BOE 29-12-1978, núm. 311) en su artículo 45, punto 2, determina que: *Los poderes públicos velarán por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de la vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva.* El hecho de que un artículo de la Carta Magna vincule la gestión de los recursos naturales con la calidad de vida por una parte, y con la restauración del medio ambiente, por otra, supone sin duda un hito histórico, fruto de un largo proceso de toma social de conciencia.

A partir de 1982, con la promulgación de los Estatutos de Autonomía, serán las Comunidades Autónomas las encargadas de ejercer la potestad legislativa en materia de montes. No obstante, el Gobierno Central ha coordinado programas nacionales de restauración como el [Plan Nacional de Restauración Hidrológico-Forestal](#), el [Programa de Acción Nacional contra la Desertificación](#) y la [Estrategia Nacional de Restauración de Ríos](#). Se estima que la superficie total repoblada en el territorio español en el período 1983-2013 por parte de las Comunidades Autónomas asciende a 1.796.292 ha y que las inversiones medias anuales rondan los 7,3 millones de euros (WWF, 2016).

El abandono agrícola, los problemas sociales inherentes y el deseo de desarrollar una gestión agrícola respetuosa con el medio ambiente hicieron que, a principios de los años 90 del pasado siglo y en el contexto de la Política Agraria Común, se planteara una política agrícola que por primera vez pretendía integrar acciones forestales (Reglamentos CEE 2.078/92 y 2.080/92; RD 378/1993 y 477/93; Hernández, 1997; Gómez-Jover y Jiménez, 1997). El RD 152/96, que sustituyó al RD 378/92, dio más capacidad de decisión a las Comunidades Autónomas.

España fue el país europeo que captó más fondos para forestación, 322 millones de euros entre 1993 y 1997 (un 40% del total; Court of Auditors Special Report, 2000). En este Informe se destacan algunas deficiencias de estas medidas y de las limitaciones de la PAC. Por ejemplo, en España, el programa de forestación identificó entre sus objetivos prioritarios la lucha contra la erosión y la desertificación, pero los criterios para la distribución local y regional de fondos priorizaron factores agrícolas y comerciales por encima de los ambientales. Además, existen evidencias de deforestación para obtener subvenciones. Por ello, pese a las 700.000 ha plantadas en España (SECF, 2011), la evaluación fue bastante pesimista desde el punto de vista ambiental.

La restauración de ecosistemas no forestales tiene un recorrido mucho menor, con la salvedad de los sistemas dunares en los que las intervenciones decimonónicas, muy centradas en la fijación de dunas (como las dunas de Guardamar-Pinet, en Alicante), dieron paso a proyectos de restauración como los del Saler (Valencia). Algunos ecosistemas, como los humedales, tradicionalmente destruidos (o ‘bonificados’), no han sido objeto de restauración hasta fechas muy recientes. No obstante existen ejemplos tales como el Parque Natural del Fondó de Elche (Alicante) o la laguna del Cañizar (Teruel), que ilustran la creación de zonas húmedas que actualmente revisten gran valor. En las tres últimas décadas se han recuperado numerosos humedales en toda la Península, incluso lagunas que habían sido totalmente drenadas y cultivadas, como la “nueva” Laguna de la Nava en Palencia. Las administraciones hidrológicas han encontrado aquí una vía más sencilla que la de los complejos ecosistemas fluviales para invertir presupuestos de restauración, con buenos resultados. En la misma línea, se ha procedido a la restauración de un número importante de graveras abandonadas, especialmente de aquellas que contaban con una potencialidad ecológica mayor, durante las dos últimas décadas.

La restauración fluvial apenas cuenta con dos décadas de desarrollo, pero ha sido capaz de movilizar a numerosos científicos y técnicos de distintas disciplinas. Estos se han implicado más en cuestiones teóricas y en la definición de estrategias que en proyectos reales, que numéricamente son todavía muy escasos si consideramos la extraordinaria longitud de la red fluvial y las presiones e impactos que la deterioran. La Estrategia Nacional de Restauración de Ríos, lanzada en 2006-2007, supuso un hito para la puesta en común y el inicio de propuestas de diversa índole. Las principales acciones desarrolladas son el

derribo de presas y azudes, con ya más de 200 casos, principalmente en el Norte y Oeste peninsular. Se ha devuelto espacio al río, eliminando o retranqueando defensas en diferentes proyectos, en las cuencas del Duero, Ebro y en diversas zonas del País Vasco y Cataluña. También se han recuperado antiguos cauces, eliminando canalizaciones y reconectando meandros (Ollero, 2015), recuperado sotos ribereños y mejorado los regímenes hidrológicos en diferentes masas de agua en diversos aspectos, como los caudales mínimos o las crecidas con fines ecológicos (Magdaleno, 2009). Asimismo, se han restaurado humedales en áreas agrícolas de regadío (Comín *et al.*, 2014). A todo ello hay que sumar numerosas acciones de mejora en puntos concretos de la red fluvial, incluyendo zonas urbanas, con importante papel del voluntariado local.

En el ámbito de la restauración de minas, las actuaciones son relativamente recientes, a pesar de que se dispuso de un marco legislativo específico relativamente pronto (Martínez-Ruíz *et al.*, 1996). La Ley de Minas de 1973 ya contemplaba las posibles repercusiones medioambientales de las actividades extractivas, aunque no estableciera, todavía, normas específicas y detalladas de cómo minimizarlas o corregirlas. Se tardó casi una década en desarrollar una normativa que exigiera un proyecto de restauración, junto al de explotación minera (RD 2994/1982 y normativa subsiguiente; actualmente derogada por el RD 975/2009 y su modificación posterior, RD 777/2012). A pesar de la imposición legal, los resultados de las estrategias de restauración de los espacios afectados por las actividades extractivas en nuestro país son, en general, desalentadores, limitándose en muchos casos a una restitución topográfica basada en el modelo talud-cuneta-berma, sobre la que se han tratado de establecer diversos tipos de cubierta vegetal como son pastizales, bosques y cultivos agrícolas (UMINSA, 2000; Nicolau, 2003). En el momento actual la restauración de canteras está experimentando un profundo cambio de enfoque, tras diagnosticarse un notable fracaso debido a la propensión a la erosión de las topografías talud-cuneta-berma (Nicolau, 2000; Martín Duque *et al.*, 2010). Además, algunas restauraciones actuales potencian la creación de hábitats y especies con figuras de protección.

Estas experiencias ponen de manifiesto el énfasis histórico en la recuperación de cubiertas vegetales como un subrogado de la funcionalidad ecosistémica por encima de otras consideraciones. También la diversidad de objetivos de estas actuaciones, el enorme esfuerzo invertido y el considerable bagaje de conocimientos generado, que ha contribuido al cambio de paradigma y al desarrollo de

la restauración ecológica en las postrimerías del siglo XX (Cortina *et al.*, 2011). No obstante, en el plano operativo, los proyectos impulsados por las CC.AA. no contemplan una visión integral, a escala paisaje, de la restauración ecológica, ni incluyen de manera explícita principios básicos como la identificación de ecosistemas de referencia o el monitoreo y evaluación, limitándose con carácter general a la recuperación de la cubierta vegetal (Cuenca, 2014; WWF, 2016). Sin embargo, los marcos legislativo y estratégico están avanzando, aunque lentamente, en esta nueva visión. Se debe destacar el [Plan estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 2011-2017](#), cuyo Objetivo 2.2 busca “promover la restauración ecológica”.

3.6.2 Restauración ecológica en las medidas de corrección y compensación del impacto ambiental

3.6.2.1 Restauración ecológica como oportunidad

La Agencia Ambiental Europea ha destacado recientemente la problemática situación de muchos hábitats europeos y la disminución en la provisión de servicios ecosistémicos (EEA, 2010, 2015). En concreto, en España, diversas regiones muestran niveles de desertificación alarmantes (EEA, 2005). A modo de ejemplo, el desarrollo de infraestructuras ha incrementado enormemente en los últimos años en nuestro país. En lo que respecta a redes de transporte, las carreteras han crecido un 19,4%, en el periodo 1970-2014, situándose en 166.284 km. En este período hemos pasado de un 0,14% de vías de altas prestaciones (autovías y autopistas con vallados perimetrales), a un 10,1%, con más de 16.700 km. A ello se deben sumar los más de 3.100 km de líneas de ferrocarril de alta velocidad, además de la multitud de nuevos aeropuertos y puertos, y otros tipos de infraestructuras como obras hidráulicas (presas, canales y conducciones) y energéticas (conducciones de electricidad, parques eólicos y solares, etc.; Ministerio de Fomento, 2014).

Estos son sólo algunos ejemplos de degradación en nuestro territorio que podría atenuarse con adecuados programas de restauración ecológica. Sin embargo, la restauración ecológica no es sólo una “reparación” tras un diagnóstico, sino una herramienta de planificación de las actividades humanas en el territorio y una oportunidad para contribuir a promover la biodiversidad, mejorar nuestro entorno y nuestra calidad de vida. Además, la restauración de ecosistemas proporciona oportunidades de negocio que pueden contribuir al crecimiento econó-

mico y a la generación de empleo vinculadas al desarrollo y gestión sostenible de los recursos naturales. Por último, la restauración ecológica puede ser determinante para prevenir posibles impactos futuros sobre los ecosistemas y definir el modelo de desarrollo de un territorio y, por ello, determinar el riesgo y la vulnerabilidad ante futuras perturbaciones a los que este territorio estará sometido (Cortina *et al.*, 2015).

3.6.2.2 Beneficios de la restauración ecológica

Los beneficios de la restauración ecológica derivan en gran medida de la recuperación de la funcionalidad de los ecosistemas que han sido degradados por actividades humanas. La restauración de esta funcionalidad a través de la recuperación de la estructura del ecosistema, los procesos ecológicos y la interacción entre ambos permite que los ecosistemas vuelvan a proporcionar bienes y servicios a la población.

Aunque la degradación de los ecosistemas supone, en muchos casos, la pérdida de valores y funciones con respecto a los ecosistemas de referencia que pueden tardar en recuperarse siglos o milenios, o haberse perdido de manera inexorable, lo cierto es que la restauración ecológica a escala global incrementa la provisión de servicios ecosistémicos. En muchos casos, los espacios restaurados proveen un 40% de bienes y servicios más que los mismos ecosistemas en estado degradado. Se sabe que la restauración ecológica aumenta la provisión de servicios de regulación (regulación climática u otros servicios relacionados con la calidad de agua o suelo) y soporte (reciclado de nutrientes, producción primaria, etc.) proporcionados por los ecosistemas. La recuperación de estos servicios está en muchos casos relacionada con la restauración de la biodiversidad (Rey-Benayas *et al.*, 2009).

En España, donde la climatología en gran parte del país se caracteriza por eventos de lluvia de alta intensidad, la restauración ecológica de espacios degradados es vital para asegurar servicios de regulación clave como el control de la erosión. En este sentido, en nuestro país existen varios ejemplos de proyectos de restauración ecológica desarrollados en espacios mineros en los que la recuperación de relieves geomorfológicamente estables ha reducido significativamente la emisión de sedimentos y, por tanto, la pérdida de suelo fértil (Martín Duque *et al.*, 2010). Por otra parte, no siempre el control de la erosión debe ser un objetivo. Muchos ríos tienen graves problemas de déficit sedimentario por las acciones de control de la erosión y estabilización geomorfológica que se han

hecho en sus cuencas, de manera que en restauración fluvial se realizan de forma creciente aportes de sedimentos a tramos afectados (Ollero, 2015).

Asimismo, nuestro país se caracteriza por albergar una gran biodiversidad que, en ocasiones, está severamente amenazada por actividades humanas como la agricultura, pero que también puede verse afectada negativamente por el abandono de las actividades culturales. Existen experiencias de restauración en campos agrícolas en los que la restauración ecológica ha conseguido no sólo mejorar los niveles de diversidad, sino también funciones ecosistémicas fundamentales, como la fertilidad del suelo (Rey-Benayas *et al.*, 2009). La restauración ecológica permite recuperar, además, la capacidad de los suelos de almacenar carbono, una medida que además contribuye a la adaptación y mitigación de los efectos del cambio climático.

Sin embargo, los proyectos de restauración enfocados a la recuperación de un único servicio ecosistémico han resultado tener un escaso éxito (Bullock *et al.*, 2011). Es importante insistir en que los proyectos de restauración deben adoptar una visión holística e integral del sistema que se quiere recuperar, enfocando sus esfuerzos hacia la restauración de sistemas multifuncionales y la optimización de la provisión de servicios ecosistémicos.

En ocasiones, la sostenibilidad en la provisión de bienes y servicios en espacios restaurados requiere una intervención humana más o menos periódica (Bugalho *et al.*, 2011). Es por ello que el desarrollo de planes y estrategias de restauración ecológica debe contemplar, además, un esquema de financiación sostenible y rentable en el tiempo que asegure el éxito de las acciones a largo plazo.

La restauración ecológica es una fuente de recursos económicos y un nicho de negocio que permite un cambio en los modelos productivos, de manera que estos pueden estar más alineados con nuevas tendencias mundiales, como la circularización económica y la economía verde, basadas en propuestas con largo recorrido (Pearce y Turner, 1989; Pearce *et al.*, 1989; BenDor *et al.*, 2015).

Recientemente se ha definido el concepto de **economía de la restauración** para hacer referencia al conjunto de actividades económicas asociadas con la restauración de los ecosistemas, en contraposición con aquellas otras actividades basadas en el consumo y agotamiento de los recursos naturales con efectos negativos sobre la calidad de vida de la población (Cunningham, 2002). La economía de la restauración es multisectorial e incluye desde

la investigación científica a la planificación y desarrollo de proyectos, pasando por el movimiento de tierras o la revegetación. Los primeros estudios centrados en evaluar la rentabilidad de este nuevo modelo económico indican que el conjunto de actividades relacionadas con la restauración de ecosistemas puede generar unos beneficios económicos directos globales de más de 11.000 millones de dólares anuales y la creación de más de 120.000 puestos de trabajo al año (BenDor *et al.*, 2015). Más allá de los beneficios directos derivados del diseño y ejecución de los proyectos, la economía de la restauración genera beneficios indirectos a través del consumo. Los beneficios conjuntos (directos e indirectos) de la economía de la restauración podrían fijarse en más de 200.000 puestos de trabajo anuales y un retorno de más de 24.000 millones de dólares al año.

Asimismo, aquellas instituciones beneficiarias de los proyectos de restauración y que a través de éstos consiguen corregir y compensar su impacto ambiental, obtienen un retorno en imagen que se traduce en una mejor reputación (Dowell *et al.*, 2000). A pesar de que no existan estudios que relacionen de manera directa los beneficios reputacionales y económicos asociados a la restauración de los ecosistemas, las consecuencias de atentar contra el medioambiente conlleva pérdidas en el valor de mercado de las marcas, así como riesgos de tipo financiero que en ocasiones ponen en peligro la sostenibilidad de determinadas actividades económicas (Karpoff *et al.*, 2005).

La restauración ecológica genera además otros beneficios sociales derivados de la conservación de la biodiversidad. Se ha demostrado que la conservación de la biodiversidad tiene efectos directos sobre la estructura social y el arraigo de la población al territorio, hasta el punto que el establecimiento de áreas de conservación incrementa la cooperación entre miembros de la misma comunidad con efectos positivos sobre la cohesión social (Basurto *et al.*, 2016).

Asimismo, la restauración ecológica permite el retorno de valores culturales, estéticos, emocionales, religiosos o que incluyan usos históricos de los ecosistemas por parte de los humanos que poblaron un territorio (Balaguer *et al.*, 2011, 2014). La restauración de estos valores, que afectan directamente a la percepción de los individuos y a su bienestar, favorecen la vinculación de la población con el entorno y son, en muchos casos, la base del éxito de los propios proyectos de restauración (Long *et al.*, 2003).

3.6.2.3 Restauración ecológica aplicada a la jerarquía de la mitigación

La «jerarquía de la mitigación» es una herramienta diseñada para reducir al máximo las posibles afecciones que las actividades económicas tienen sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en un territorio (CSBI, 2015). Este modelo consiste en una secuencia de cuatro acciones clave: evitar, minimizar, restaurar y compensar el impacto ambiental, siguiendo un orden decreciente de prioridad. Sólo se debería acudir a la restauración ecológica cuando resulte imposible evitar o minimizar.

Siguiendo este modelo, la planificación de las actividades económicas desde la visión de la restauración ecológica evita gran parte de sus efectos negativos sobre los ecosistemas y las comunidades locales. En la fase de ejecución, el diagnóstico desde el enfoque de la restauración ecológica permite diseñar la actividad de manera que se integre más eficientemente en el contexto eco-social. Además, la restauración ecológica es *per se* una herramienta de corrección de impactos capaz de recuperar ecosistemas funcionales, complejos, diversos y adaptados a posibles cambios en las condiciones ambientales. Finalmente, la restauración ecológica permite definir las acciones de compensación específicas para cada tipo de actividad, creando y conservando capital natural para las poblaciones locales (Figura 9).

La restauración ecológica aplicada sobre el modelo de jerarquía de la mitigación contribuye no sólo a frenar la pérdida neta de biodiversidad (No Net Loss) sino también a la generación de un impacto positivo (Net Positive Impact; últimos dos casos de la Figura 9), tal como demanda la Acción 7 de la Estrategia Europea 2020. Lamentablemente, falta concreción en la definición de qué es la «no pérdida neta» (Álvarez y González, 2014).

Un aspecto que merece especial consideración es que, para lograr el objetivo de «no pérdida neta de biodiversidad y servicios ecosistémicos», se puede contar con esquemas que introduzcan la compensación por pérdidas de biodiversidad (Álvarez y González, 2014). Las compensaciones por impactos ecológicos no son una novedad como herramientas de conservación de la biodiversidad, y han sido avaladas por múltiples instituciones internacionales (Álvarez y González, 2014).

No obstante, la fortaleza de las medidas de compensación estriba en que sean entendidas en un contexto de cumplimiento estricto de la «jerarquía de la mitigación», de modo que estas compensaciones sólo sean utilizadas en el marco de impactos residuales inevitables. De lo contrario, difícilmente se alcanzará el objetivo de mejorar la biodiversidad en España y, posiblemente, la legitimidad de la misma quedaría en entredicho. Por tanto, se necesita una mejora en la ejecución de las medidas compensa-

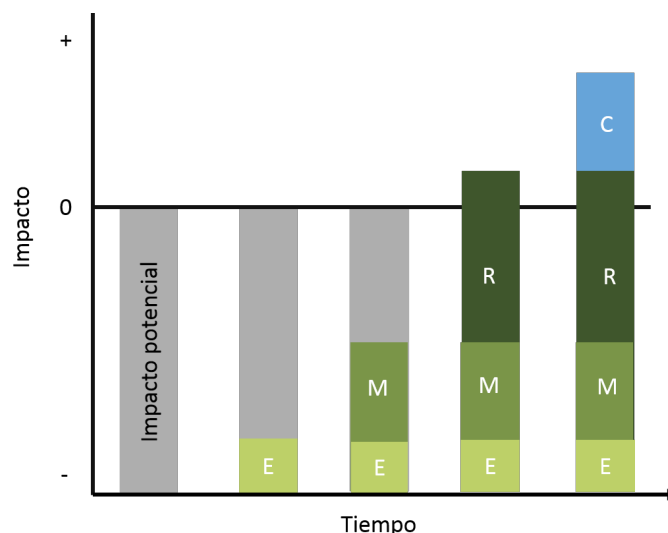


Figura 9. Modelo de la Jerarquía de la Mitigación que integra la restauración ecológica. E: evitar, M: minimizar, R: restaurar y C: compensar. Valores por encima de cero muestran un aumento del capital natural por encima del valor previo a la actividad. Fuente: <https://forocreandoredes.wordpress.com/restauracion-ecologica/>

torias (Álvarez y González, 2014). Para ello, se está estudiando la aplicación en España del modelo de los Bancos de Conservación, que trata de adaptar la iniciativa de *Mitigation banking* desarrollada en Estados Unidos y algunos países de Europa (ECOACSA, 2015).

Según la NMBA (National Mitigation Banking Association), los **Bancos de Mitigación** suponen la “restauración, creación, mejora o conservación de hábitats con el objetivo expreso de compensar impactos residuales (no evitables) generados por distintas actividades cuando estos no pueden ser corregidos *in situ* o no serán tan beneficiosos desde el punto de vista ambiental”. Las unidades de terreno son expresadas en créditos. Sus propietarios son responsables del mantenimiento de los valores ambientales de los mismos a largo plazo y pueden venderlos a organizaciones o empresas que deban compensar impactos ambientales a un precio fijado por el mercado. De esta manera, el que adquiere créditos a través de esta modalidad de compensación, transfiere su responsabilidad al propietario del Banco de Mitigación. Antes de que la creación de uno de estos bancos adquiera la posibilidad de vender sus créditos, los gobiernos deben aprobar los planes para la creación de cada Banco de Mitigación, que debe incluir tanto los valores que pretende restaurar o conservar, como las medidas que se adoptarán para llevarlo a cabo, así como un plan de seguimiento.

En el [contexto español](#), la aplicación de los Bancos de Conservación de la Naturaleza como medida compensatoria se regula a través de la Ley 21/2013 de 9 de diciembre de Evaluación Ambiental y, de manera no explícita (aunque facilitaría su implantación), por la normativa sobre Responsabilidad Ambiental (Ley 26/2007 y RD 2090/2008). Se está trabajando en un plan específico que asiente las bases para la aplicación de los Bancos de Conservación en nuestro país. Actualmente el proceso se encuentra paralizado, debido a la incertidumbre suscitada sobre las garantías de éxito para la aplicación de los Bancos de Conservación en España (Alfaya *et al.*, 2012; de la Calle, 2013).

En opinión de muchos expertos, recurrir a medidas de compensación en muchos proyectos es algo inevitable y puede que los Bancos de Conservación lleguen a ser una solución viable, si se consigue regular su funcionamiento adecuadamente. Sin embargo, también se considera que en buena parte de los casos, aún no se ha llegado al punto de corregir los impactos *in situ* que generan distintas actividades de manera realmente efectiva, con un enfoque centrado en la restauración ecológica de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

En el caso de que llegaran a implementarse los bancos de conservación en España, cabe destacar que hay mucho conocimiento disponible sobre cómo restaurar ecosistemas, y que este conocimiento podría ser muy útil a la hora de plantear los nuevos Bancos de Conservación en España. De hecho, estos bancos en sí podrían suponer una oportunidad para la restauración ecológica, la conectividad de los ecosistemas y el establecimiento de infraestructura verde.

3.6.2.4 Restauración ecológica y cambio climático

De acuerdo a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, se están realizando esfuerzos políticos, avances tecnológicos y desarrollando medidas dirigidas a limitar y reducir las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero y mejorar los sumideros de los mismos (mitigación; IPCC, 2014). En el contexto de estas medidas de mitigación del cambio climático, la restauración ecológica puede favorecer la captura de carbono en los ecosistemas (Keenleyside *et al.*, 2014).

Sin embargo, la mitigación no puede evitar los impactos del cambio climático actual ni en las próximas décadas, por lo que es necesario acudir a la adaptación. La **adaptación** entendido como proceso de ajuste de los sistemas naturales o humanos a los efectos actuales y esperados del cambio climático para minimizar sus efectos negativos y beneficiarse de los positivos (SEs; IPCC, 2014). Las medidas de adaptación deben enfocarse a corto y largo plazo, e incluir componentes de manejo ambiental, planificación y manejo de desastres (Colls *et al.*, 2009). Además, pueden ser herramientas con una relación coste-beneficio baja, capaz de generar beneficios sociales, económicos, ambientales y culturales, a la vez que contribuyen a la conservación de la biodiversidad (CBD, 2009).

Entre los principales efectos del cambio climático en los ecosistemas, destacan los cambios en la abundancia relativa de taxones y su distribución, comportamiento, fenología, interacciones inter-específicas y procesos ecológicos clave, que pueden comprometer la provisión de los servicios ecosistémicos (Aronson *et al.*, 2009). La restauración ecológica puede contribuir a la adaptación de los ecosistemas al cambio climático mediante medidas que favorezcan el desplazamiento de las especies (crear hábitats o conectar los ya existentes), y medidas destinadas a favorecer la persistencia, a través de la adaptación local (aumento de la diversidad genética, selección de fenotipos más resistentes y plásticos, aumento de heterogeneidad espacial y estructural) y la mejora de la capaci-

dad de resistencia y resiliencia frente a eventos extremos (control de plagas, fomento de la diversidad de especies, prevención de incendios, amortiguación climática, etc.; Keenleyside *et al.*, 2014).

Existen ejemplos en otros países de estrategias de restauración elaboradas mediante acuerdos participativos con las comunidades locales, en los que se ha tenido en cuenta el cambio climático con el fin de garantizar la regulación hídrica y aumentar el secuestro de carbono (Pérez *et al.*, 2009; Lhumeau y Cordero, 2012). El propio Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) invita a sus miembros y a otros gobiernos a considerar su orientación sobre maneras de conservar, utilizar de manera sostenible y restaurar la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas, contribuyendo a la mitigación y adaptación del cambio climático (CBD, 2010). En España, existen algunas iniciativas promovidas por la Oficina Española de Cambio Climático o el Plan de Impulso al Medio Ambiente para la Adaptación al Cambio Climático en España (PIMA Adapta), aunque desgraciadamente algunas de estas actuaciones difícilmente podrían calificarse como restauración ecológica.

3.6.3 Restauración ecológica en el marco de la infraestructura verde

3.6.3.1 Restauración ecológica e infraestructura verde

La restauración ecológica puede contribuir al desarrollo y mejora de la red de espacios naturales y semi-naturales terrestres, ribereños y acuáticos que constituyen la infraestructura verde. Por un lado, cubiertas verdes, jardines verticales, ecoductos y otros pasos de fauna, y diversas zonas cuyos objetivos pueden alinearse con los de la restauración ecológica, forman parte de la infraestructura verde. Por otro lado, diferentes acciones estratégicas de restauración tienen el potencial de contribuir a crear infraestructura verde, mejorar elementos pre-existentes y conectarlos entre sí. La restauración ecológica representa un marco idóneo para la implementación del concepto de **adicionalidad** (*additionality*) de la infraestructura verde: la transformación de infraestructuras verdes simples en complejas, en términos de la biodiversidad que albergan y los servicios ecosistémicos que proporcionan, coincide con el objetivo general de la restauración ecológica.

Para la creación de infraestructura verde es necesaria la planificación territorial y la cooperación entre grupos de interés. Por ello, el desarrollo de infraestructura verde

representa una excelente oportunidad para implementar una restauración ecológica a escala de paisaje, e integrarla en la gestión del territorio. La infraestructura verde proporciona, de esta manera, el marco idóneo para que la restauración ecológica se integre en un conjunto amplio de políticas europeas y nacionales. Entre ellas, caben citar las políticas agrícola, de desarrollo rural, forestal, hidrológica, energética, de lucha contra el cambio climático, de transporte, urbanística, de planificación del territorio y conservación de la biodiversidad, de salud y de patrimonio cultural. Asimismo, la restauración ecológica puede generar sinergias entre diferentes sectores de la sociedad, en particular en sectores productivos, y con ello servir de estímulo para la cooperación y el crecimiento. Existen múltiples ejemplos de acciones de restauración que proporcionan un beneficio económico neto en sectores como el turismo, la depuración de aguas o la reducción de riesgos (LeMaitre *et al.*, 2002; Blangy and Mehta, 2006; Yeon-Su Kim, 2010; Bullock *et al.*, 2011; FAO & Global Mechanism of the UNCCD, 2015).

La restauración ecológica representa, por su parte, un elemento esencial para alcanzar los objetivos de la infraestructura verde y, en concreto, para:

1. Promover la conectividad espacial y funcional entre áreas naturales y semi-naturales
2. Mejorar la permeabilidad
3. Reducir la fragmentación
4. Contribuir al buen funcionamiento de los ecosistemas y a la provisión de servicios ecosistémicos
5. Fomentar la conexión entre sociedad y naturaleza a través de la implicación de grupos de interés, conectando el mundo rural y el urbano
6. Contribuir a la adaptación al cambio climático y a su mitigación
7. Reducir la vulnerabilidad y aumentar la resiliencia frente a desastres naturales como el fuego, la sequía y la erosión costera
8. Proteger el patrimonio cultural y los paisajes tradicionales

3.6.3.2 Infraestructura verde y priorización de la restauración ecológica

La cartografía de la infraestructura verde en Europa ha identificado dos categorías de redes (EEA, 2014). La pri-

mera está formada por espacios que proporcionan niveles elevados de servicios ecosistémicos y por hábitats clave para determinadas especies. Esta zona correspondería al Nivel 1 de la estrategia europea de priorización de la restauración ecológica, que identifica áreas prístinas y plenamente funcionales (Lammerant *et al.*, 2013). En estas zonas sería prioritaria la conservación, pero no requerirían acciones de restauración. La segunda está constituida por espacios que proporcionan niveles de servicios por debajo de un determinado umbral, así como áreas susceptibles de actuar como corredores y áreas potenciales de distribución de especies clave. La mencionada cartografía asigna esta red, que equivaldría al Nivel 2 del marco de prioridades de restauración, a la categoría de zona restaurable. Esta cartografía no considera restaurables los Niveles 3 y 4 del marco conceptual definido por Lammerant *et al.* (2013), con niveles de integridad ecológica y de funcionamiento inferiores a los anteriores.

Los resultados del estudio de la Agencia Europea del Medio Ambiente no son generalizables al conjunto de la infraestructura verde europea, ya que éste contempla un conjunto restringido de servicios ecosistémicos comunes para el conjunto del continente y se centra en un grupo limitado de organismos (grandes mamíferos). Sin embargo, representa una aproximación experimental útil para la identificación de zonas prioritarias para la restauración en otros ámbitos, estableciendo una conexión entre la infraestructura verde y la restauración ecológica. Su aplicación a menor escala (nacional y sub-nacional), requeriría la identificación de servicios relevantes a esos niveles, y la integración de criterios faunísticos y florísticos más exhaustivos y específicos. Por otra parte, para ser fiel a la filosofía de la restauración ecológica, este proceso debería ser participativo, integrando las visiones y las aspiraciones de los diferentes grupos de interés a lo largo de todo el proceso.

Este trabajo pone de manifiesto que la disponibilidad de cartografía sobre la provisión de servicios ecosistémicos es de vital importancia para desarrollar el Marco de Priorización de la Restauración. Y viceversa, el desarrollo de este Marco es necesario para completar dicha cartografía (EEA, 2016) - cuya escala, para ser operativa, debería ajustarse a la escala de gestión (escalas sub-nacionales).

3.6.3.3 La restauración ecológica en el establecimiento de la infraestructura verde

Diversas medidas contempladas en el marco de la infraestructura verde se relacionan con la restauración ecológica. Entre ellas, se pueden identificar las siguientes:

1. La restauración de sistemas fluviales (cauces y llanuras de inundación), humedales, acuíferos y zonas costeras, con el fin de que contribuyan al almacenamiento de agua y carbono, la mejora de la calidad del agua y la generación de hábitats de interés
2. La creación de conectores entre manchas de vegetación leñosa natural, pastos, zonas costeras y otros hábitats protegidos
3. La restauración de espacios naturales fragmentados o degradados
4. La restauración de infraestructuras naturales como cuencas forestadas, sistemas dunares y sotos ribereños
5. La restauración de procesos edáficos y de la capacidad para almacenar carbono en suelos agrícolas, forestales y turberas
6. La restauración de espacios afectados por infraestructuras de transporte con el fin de minimizar su impacto y favorecer la permeabilidad mediante la construcción de estructuras de conectividad (pasos de fauna de todo tipo).
7. El diseño de sistemas productores de biocombustibles y bioenergía acordes con los principios de la restauración ecológica
8. La adaptación de estos principios a la creación de sistemas de drenaje urbano sostenible (SUDs), y diversos tipos de espacios verdes urbanos y periurbanos, a partir de soluciones basadas en la naturaleza (Nature Based Solutions).

3.6.3.4 Restauración ecológica en los proyectos de infraestructura verde

Como se deduce de las anteriores consideraciones, en la práctica, la restauración ecológica ha jugado un papel primordial en los proyectos de creación de infraestructura verde. De los 127 proyectos revisados por Naumann *et al.* (2011), el elemento que con más frecuencia fue abordado (en el 59% de ellos) fue la restauración ecológica. Además, un 28% del conjunto de proyectos incluía actuaciones en zonas verdes urbanas y un 12% implicaba acciones para promover la conectividad de forma artificial. La naturaleza de estas acciones fue muy diversa, y también su coste. Así, en una selección de siete proyectos representativos, los costes estrictamente relacionados con la restauración oscilaron entre 250 y 14.185 €/ha.

3.6.4 Restauración en espacios protegidos

3.6.4.1 Los espacios protegidos en España

España supera los 7 millones de hectáreas protegidas bajo la legislación nacional y autonómica, el 12,9% del país. Ese porcentaje se eleva hasta el 27,2% considerando la legislación internacional que desarrolla la Red Natura 2000. La superficie marina protegida alcanza el 8,4%. De esta manera, la superficie protegida en España supera el objetivo fijado por el Convenio de Diversidad Biológica (CDB) que establece que “para el 2020 al menos el 17% de las áreas terrestres son conservadas a través de espacios protegidos”, aunque está lejos para los espacios marinos (10%; EUROPARC-España, 2014).

3.6.4.2 ¿Por qué restaurar en áreas protegidas?

A pesar de un gran esfuerzo de conservación a escala mundial, el deterioro de la biodiversidad está aumentando (Butchart *et al.*, 2010) y estas pérdidas también están siendo registradas en los espacios protegidos (Craigie *et al.*, 2010). Los espacios protegidos españoles se encuentran alejados de su óptimo ecológico debido, en parte, al escenario de ausencia generalizada de gestión y planificación. Por ejemplo, en España se considera que una proporción elevada de especies y hábitats de la Red Natura 2000 se encuentra en estado malo o inadecuado (62 y 51%, respectivamente; EUROPARC-España, 2014). Además, la biodiversidad sigue deteriorándose, lo que queda reflejado en el 60% de las evaluaciones de especies protegidas y el 77% de las evaluaciones de hábitats, que registraron un estado de conservación desfavorable (AEMA, 2015).

Cuestiones como el avance de las especies exóticas invasoras, el cambio global, la falta de gestión efectiva, los procesos de erosión, el empobrecimiento de los sistemas o la fragmentación de los hábitats afectan directamente al estado ecológico de los espacios protegidos. En este sentido, la restauración ecológica en espacios protegidos ayuda a la mejor conservación de las especies, a incrementar el bienestar humano, a fortalecer la conectividad de los ecosistemas a escala de paisaje, a restablecer la provisión de servicios ecosistémicos, y a mejorar la experiencia de los visitantes.

Los espacios protegidos a menudo representan la mejor oportunidad para mantener ecosistemas de alto valor dentro de redes terrestres y acuáticas a gran escala, que abarcan tanto áreas protegidas como no protegidas (Worboys *et al.*, 2010). Una restauración de ecosistemas

que aumente la conectividad en estas redes puede ayudar a recuperar estos valores. La restauración en espacios protegidos se emplea, cada vez más, para recuperar los servicios ecosistémicos perdidos o degradados y para abordar temas relacionados con la reducción del riesgo, la seguridad alimentaria y el suministro de agua (Cairns, 1997). Además, la restauración en espacios protegidos puede contribuir a alcanzar metas y objetivos sociales asociados con la conservación de la biodiversidad y el bienestar humano. Por último, la restauración en espacios protegidos puede facilitar la adaptación al cambio climático, mediante el fortalecimiento de la resiliencia y la provisión de servicios ecosistémicos, y a la mitigación del cambio climático, mediante la captura de carbono (Keenleyside *et al.*, 2014).

3.6.4.3 Marco regulatorio

En octubre del 2010 en Nagoya, Japón, la décima reunión de la Conferencia de las Partes (COP) del CDB preparó el terreno para atraer más atención mundial a la restauración ecológica mediante la adopción de un nuevo Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y 20 metas destacadas (conocidas como las Metas de Aichi para la biodiversidad), así como mediante decisiones relacionadas con las áreas protegidas, la conservación de las especies vegetales y la tercera edición del informe Perspectiva Mundial sobre la Biodiversidad.

La restauración ecológica aplicada a las áreas protegidas es un elemento importante del Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas del CDB, el cual fue adoptado por la COP VII en el 2004. En Nagoya, bajo el párrafo 26 de la Decisión sobre Áreas Protegidas (Decisión X/31), sección “Restauración de los ecosistemas y los hábitats de las áreas protegidas”, la COP instó a las Partes a que: (a) aumentaran la eficacia de los sistemas de áreas protegidas para conservar la biodiversidad y mejorar su resiliencia ante el cambio climático y otros factores de tensión ambiental, mediante esfuerzos renovados de restauración de ecosistemas y hábitats, y la inclusión, según proceda, de instrumentos de conectividad como los corredores ecológicos y/o las medidas de conservación en áreas protegidas y paisajes terrestres y marinos adyacentes y entre estos; y (b) incluyeran actividades de restauración en los planes de acción del programa de trabajo sobre áreas protegidas y en las estrategias nacionales en materia de biodiversidad

La restauración dentro y alrededor de las áreas protegidas es una prioridad clave de la Unión Internacio-

nal para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y para el CDB, que anima a los Estados a “Establecer y aplicar medidas para rehabilitar y restaurar la integridad ecológica de las áreas protegidas” (Keenleyside *et al.*, 2014). Por su parte, las grandes directivas europeas estándares de la legislación ambiental común (Directiva Hábitats y Directiva Aves) incluyen referencias a la restauración. También a escala comunitaria, se ha desarrollado la Estrategia Biodiversidad 2020, que presenta la restauración ecológica como uno de sus elementos fundamentales, estableciendo que se mantengan y mejoren los ecosistemas y sus servicios a través de “la restauración de al menos el 15% de los ecosistemas degradados” para no más tarde de 2020 (WWF, 2016). En el plano nacional, destacar también el Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017, cuyo objetivo 2.1 busca “planificar y gestionar coherentemente las redes de espacios protegidos y promover el uso ordenado de los recursos naturales”.

En la planificación, la restauración de espacios protegidos encuentra cabida en los diferentes instrumentos de gestión de las distintas figuras de protección (Plan de Ordenación de los Recursos Naturales, PORN; Plan Rector de Uso y Gestión, PRUG; Plan de Gestión de los lugares Natura 2000; etc.). En este sentido, sólo el 60% de los parques nacionales y el 84% de los parques naturales tienen PORN, mientras que solo el 73% de los parques nacionales y el 52% de los parques naturales tienen PRUG (EUROPARC-España, 2014). En los últimos años el esfuerzo de planificación se ha orientado a los lugares Natura 2000, con un 45% de planes aprobados, y a asumir el gran reto que supone la aplicación de estos planes.

3.6.4.4 Principios de restauración ecológica en los espacios protegidos españoles

Existen publicaciones que ofrecen marcos de orientación técnica para la restauración ecológica para gestores de espacios protegidos (Keenleyside *et al.*, 2014). Uno de los conceptos clave es la necesidad de trabajar dentro y fuera de los límites de las áreas protegidas para asegurar el éxito de la restauración. Así se han identificado algunos de los **principios y directrices fundamentales de la restauración ecológica para las áreas protegidas** (Keenleyside *et al.*, 2014):

PRINCIPIO 1: Una restauración ecológica eficaz para áreas protegidas es la que restablece y mantiene los valores de las áreas protegidas.

- *Directriz 1.1:* “No hacer daño”, identificando primero cuándo la restauración activa es la mejor opción.
- *Directriz 1.2:* Restablecer la estructura, la función y la composición del ecosistema.
- *Directriz 1.3:* Maximizar la contribución de las acciones de restauración para aumentar la resiliencia.
- *Directriz 1.4:* Restaurar la conectividad dentro y más allá de los límites de las áreas protegidas.
- *Directriz 1.5:* Fomentar y restablecer los valores y las prácticas culturales tradicionales que contribuyen a la sostenibilidad ecológica, social y cultural del área protegida y sus alrededores.
- *Directriz 1.6:* Usar la investigación y monitoreo, incluyendo el conocimiento ecológico tradicional, para maximizar el éxito de la restauración.

PRINCIPIO 2: Una restauración ecológica eficiente para áreas protegidas es la que maximiza los resultados positivos y se minimizan los costes en tiempo, recursos y esfuerzo.

- *Directriz 2.1:* Considerar las metas y objetivos de la restauración desde la escala de sistemas hasta la escala local en la priorización de actividades de restauración.
- *Directriz 2.2:* Asegurar la capacidad y el apoyo a largo plazo para el mantenimiento y monitoreo de la restauración.
- *Directriz 2.3:* Maximizar la contribución de las acciones de restauración para aumentar el capital natural y los servicios ecosistémicos de las áreas protegidas.
- *Directriz 2.4:* Promover medios de vida sostenibles para los pueblos indígenas y las comunidades locales que dependan de las áreas protegidas.
- *Directriz 2.5:* Integrar y coordinar la restauración ecológica con políticas y programas de desarrollo internacional.

PRINCIPIO 3: Una restauración ecológica atractiva para áreas protegidas es la que colabora con socios y grupos interesados, promueve la participación y mejora la experiencia del visitante.

- *Directriz 3.1:* Colaborar con las comunidades indígenas y locales, los propietarios vecinos, las empresas, los científicos y otros socios y grupos interesados en la planificación, implementación y evaluación.

- Directriz 3.2: Aprender colectivamente y desarrollar la capacidad de apoyar una participación continuada en las iniciativas de restauración ecológica.
- Directriz 3.3: Comunicarse eficazmente para apoyar todo el proceso de restauración ecológica.
- Directriz 3.4: Ofrecer oportunidades vivenciales ricas que fomenten un sentido de conexión y responsabilidad con las áreas protegidas.

También existen recomendaciones acerca del proceso idóneo para planificar e implementar la restauración ecológica en áreas protegidas (Figura 10).

3.6.5 Restauración ecológica en el marco de la conectividad

3.6.5.1 Conservación y restauración de la conectividad

La excesiva fragmentación y destrucción de hábitats naturales no sólo ha reducido la superficie disponible para los organismos silvestres poniendo en peligro la supervivencia de poblaciones viables tanto a escala local como regional, sino que ha provocado la interrupción de procesos ecológicos y la distorsión de ciclos naturales amenazando el equilibrio dinámico y la autorregulación (Fernández-Velilla, 2003).

Las principales barreras que generan fragmentación y aislamiento de especies y espacios se pueden dividir en tres grupos: las barreras artificiales, las barreras naturales y las barreras culturales (Pungetti, 2003). Las principales barreras artificiales están formadas por la infraestructura viaria, la urbanización y los usos del suelo. Los procesos de intensificación, despoblamiento y abandono agrario, junto con una acelerada expansión urbanística y presión del turismo, reducen la heterogeneidad del paisaje, en general, y distorsionan el equilibrio dinámico agropastoral, que tanto ha contribuido a la diversidad biológica, productividad, estabilidad y atractivo escénico de los paisajes semi-naturales (Stanners y Bourdeau, 1995; Washer *et al.*, 1999; Sastre y Guillén, 2001; Jongman, 2002). La agricultura representa la actividad humana a la que se ha dedicado la mayor parte de la superficie europea en los últimos milenios. Como consecuencia ha desempeñado tradicionalmente, y aún lo hace, un papel relevante como modelador de la distribución y abundancia de las especies animales y vegetales, papel que se reconoce actualmente en las recientes políticas agro-ambientales emergentes, cuyo principal objetivo es la conservación de la biodiversidad en regiones agrícolas (Baudry, 2003). Las infraestruc-

turas viarias se muestran ajenas a los paisajes naturales y culturales que atraviesan, causan serias interrupciones en el funcionamiento ecológico, lo que resulta además antieconómico. Las barreras naturales pueden organizarse por el funcionamiento y estructura natural del paisaje como las alineaciones montañosas y grandes ríos (De Lucio *et al.*, 2003). Por último, la barrera cultural prioriza los aspectos privados frente a los públicos, y pone mayor interés en el ambiente antropizado que en el natural (Pungetti, 2003). Más aún, hay una falta de control del medio y de cumplimiento de las regulaciones, tales como la construcción ilegal en zonas sensibles desde el punto de vista ecológico, o en zonas de riesgos naturales (Pungetti, 2001).

La conservación de la conectividad es fundamental para proteger la biodiversidad, ya sea evitando los impactos negativos sobre los elementos conectores del paisaje o manteniendo los niveles de permeabilidad del paisaje a los flujos ecológicos. Es necesario prevenir la pérdida de conectividad funcional del paisaje protegiendo aquellos hábitats que no han sufrido una transformación intensa. Sin embargo, las políticas de conservación basadas exclusivamente en la protección no son suficientes, ya que no incluyen el conjunto de hábitats naturales y seminaturales presentes en el territorio, ni los elementos del paisaje fundamentales para garantizar la conectividad de los hábitats, como manchas de vegetación espontánea, ribazos, setos, sotos fluviales, etc.

3.6.5.2 Restauración de elementos del paisaje de interés conector

La restauración ecológica en áreas que por su situación estratégica en el territorio pudieran tener un elevado interés conector de hábitats fragmentados es una de las principales actuaciones destinadas a la corrección de impactos causados sobre la conectividad ecológica territorial. Este sería el caso de la mejora de la conectividad en paisajes agrícolas, por ejemplo mediante la conservación, restauración y manejo de setos y linderos (Ibero, 1998), con lo que se favorece la funcionalidad del paisaje para numerosos organismos silvestres, tanto los que encuentran en estos elementos de alimentación, y zonas de refugio y cría, como los que lo utilizan para desplazarse. Asimismo, la restauración de ríos y riberas promueve su papel como corredores ecológicos, al facilitar los desplazamientos y el refugio de fauna silvestre en paisajes fragmentados (Gurrutxaga, 2004).

La mejora de la conectividad mediante la conservación y la restauración de la vegetación autóctona en pai-

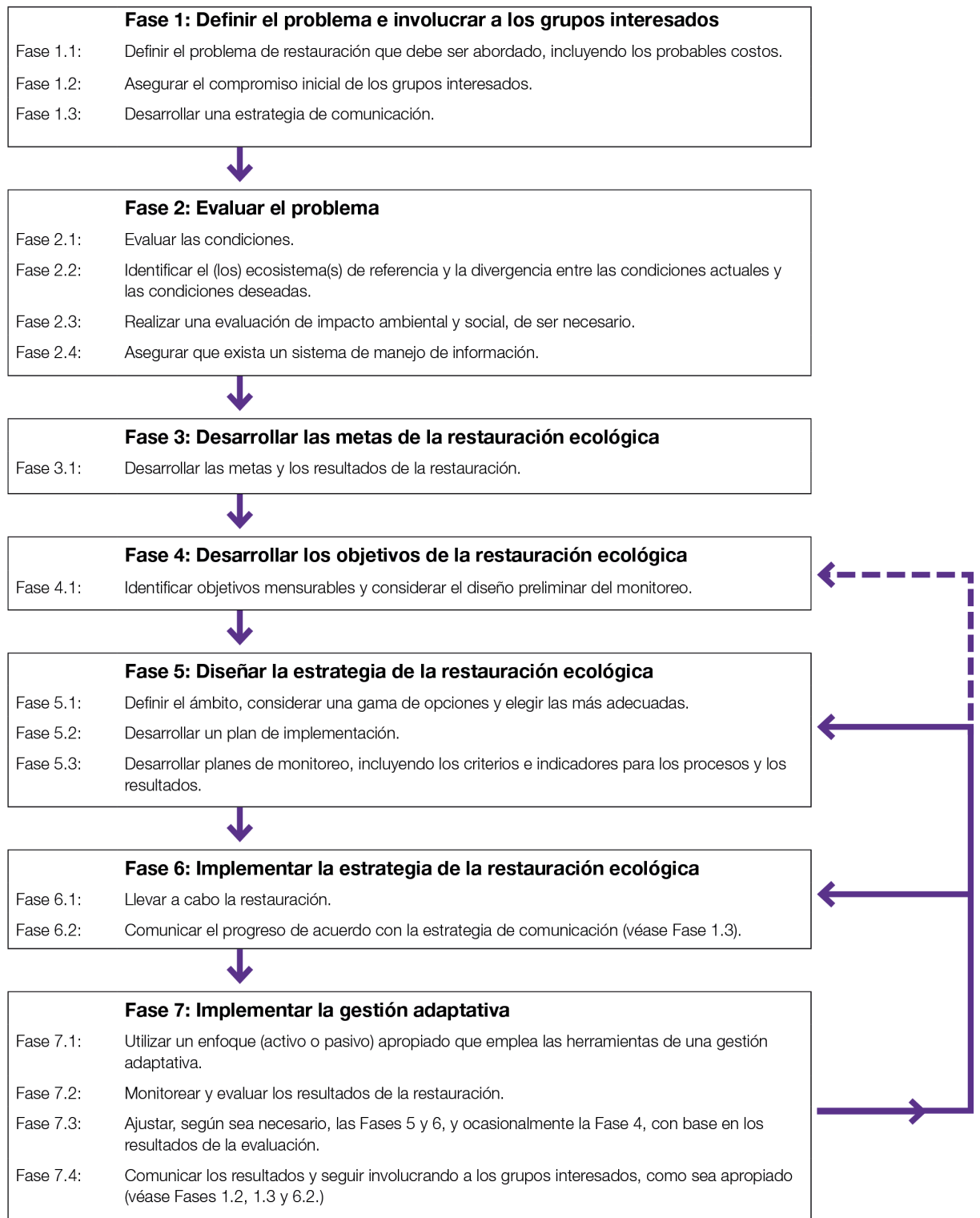


Figura 10. Marco para la planificación y la implementación de la restauración ecológica en áreas protegidas (Keenleyside et al., 2014).

sajes dominados por plantaciones forestales han sido ampliamente demostradas. Asimismo, el tamaño y disposición de las plantaciones y el grado de heterogeneidad de teselas en diferentes grados de desarrollo (escala de paisaje) por un lado, y las características estructurales de la vegetación en las plantaciones forestales (escala de rodal) por otro, inciden de manera notable sobre la permeabilidad del paisaje forestal repoblado. A este respecto, pueden jugar un papel importante los sistemas de certificación forestal, a los que pueden acogerse los propietarios de las parcelas, en la medida en que deben garantizar la gestión forestal sostenible de las masas con aprovechamientos forestales.

La restauración de humedales desecados o contaminados es básica para garantizar la conectividad, en especial para especies acuáticas, anfibios y especies migratorias que dependen de humedales espaciados como lugares de descanso y alimentación.

Por último, la restauración ecológica de zonas afectadas por infraestructuras lineales de transporte es otra de las actuaciones necesarias para consolidar la conectividad del territorio (Valladares *et al.*, 2011). Las infraestructuras lineales, constituyen un factor importante de fragmentación del territorio, e inducen cambios estructurales (urbanización) y funcionales (incremento del volumen de tráfico) en el mismo, que multiplican su efecto fragmentador. Tanto las actuaciones para favorecer la permeabilidad transversal de las infraestructuras como la restauración de las áreas de influencia de las infraestructuras son fundamentales para la mejora de la conectividad.

Algunos ejemplos de proyectos de restauración ecológica de la conectividad desarrollados en España son el corredor verde del Guadiamar y el proyecto LIFE de desfragmentación de hábitats para el oso pardo en la Cordillera Cantábrica. A escala europea cabe mencionar el proyecto Corredor Alpes-Carpatos y el de Holanda con la creación de la Red Ecológica Nacional prevista para 2018.

3.6.5.3 Permeabilidad de usos en la matriz del paisaje

No sólo la existencia de corredores y otros elementos conectores son factores determinantes en los flujos que se establecen en el paisaje. La distribución espacial de los usos y aprovechamientos, las prácticas de manejo asociadas y las propias características del paisaje resultan igualmente influyentes. Así, podría hablarse de un mosaico paisajístico que asegure la estabilidad del paisaje y la conservación de los procesos esenciales. Tal sería el caso de

ciertos paisajes agrarios mediterráneos, como la dehesa bien gestionada, los cultivos leñosos con buenas prácticas de manejo u otros sistemas silvopastorales.

La heterogeneidad del paisaje está estrechamente relacionada con la conservación de los procesos ecológicos que se desarrollan a escala de paisaje, y muy especialmente con la distribución de la biodiversidad (Pino *et al.*, 2000; Aauri y de Lucio, 2001). Una distribución territorial planificada formando mosaicos de diferentes tipos de usos y aprovechamientos del suelo, con presencia junto a las parcelas explotadas, de teselas de ecosistemas maduros así como otras manchas de vegetación seminaturales, favorece la conectividad del territorio. Los paisajes más heterogéneos, en los que coexisten un elevado número de tipos de uso del suelo, se encuentran asociados a una mayor riqueza de especies. En los paisajes agrarios dominados por un tipo de uso del suelo, esta heterogeneidad del paisaje puede alcanzarse mediante la aplicación de buenas prácticas que facilita la existencia de manchas o retazos de vegetación natural, así como de otros microhábitats embebidos en la matriz agraria.

3.7 Valoración económica de los servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos representan flujos de servicios (o bienes y servicios) que benefician a los seres humanos, y ello permite, al menos desde un punto de vista conceptual, que puedan ser objeto de valoración. Esta valoración puede centrarse en los aspectos físicos más objetivos de los ecosistemas para recoger así su valor funcional (valoración biofísica), en los aspectos relacionados con la provisión de servicios culturales (valoración sociocultural) o en el equivalente monetario de los servicios percibidos por los seres humanos (valoración económica). La toma de decisiones pública, en cuanto que pueda afectar a la conservación de la biodiversidad o los ecosistemas, habitualmente requerirá una actuación dirigida específicamente a valorar los servicios ecosistémicos, dada la imperfección de los mecanismos presentes en el contexto de información habitual para proporcionar un valor adecuado.

El valor económico de los servicios ecosistémicos es una representación en unidades monetarias (euros) de los beneficios que los seres humanos obtienen de los servicios ecosistémicos. El concepto parte de las preferencias subjetivas de los seres humanos. Hay valores de uso y valores de no uso, que si se agregan adecuadamente

(sumando los valores económicos compatibles entre sí) dan lugar al concepto de valor económico total (VET). Los valores de uso provienen del hecho de que los ecosistemas suministran directa o indirectamente servicios y productos de consumo (o proporcionan la opción de suministrarlos), mientras que los valores de no uso se relacionan con el beneficio que perciben los seres humanos simplemente por saber que el ecosistema o un elemento de él existe y que será conservado.

Así, los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento y culturales generan valor de uso directo para los seres humanos, mientras que los servicios de regulación producen un valor de uso indirecto; en todos los casos, la posibilidad de que estos servicios se presten genera, adicionalmente, un valor de opción. De estas categorías de servicios ecosistémicos, los culturales pueden tener, además, un valor de no uso, relacionado con el bienestar que produce la existencia o el legado. Los servicios de soporte, por su parte, generan valor para los seres humanos a través de los servicios de aprovisionamiento, de regulación y culturales, por lo que no es preciso (ni adecuado, para no incurrir en doble contabilización) valorarlos de forma autónoma.

Idealmente, la metodología empleada para la valoración económica de los servicios ecosistémicos debe:

- i. Partir de una sistemática lo más completa posible de los servicios ecosistémicos, que contribuya a minimizar ausencias y dobles contabilizaciones (por ejemplo, los servicios de soporte, pero también en ocasiones los de regulación, generalmente dan lugar a servicios de aprovisionamiento y culturales).
- ii. Identificar los proveedores y beneficiarios de los servicios ecosistémicos, así como, en su caso, la unidad de provisión de servicios considerada.
- iii. Tener en cuenta el estado de conservación del ecosistema.
- iv. Considerar tanto el valor agregado de los servicios ecosistémicos (“producción”) como la capacidad del sistema para mantener estos valores ante posibles variaciones o choques (“seguro”), relacionando esta capacidad con la resiliencia del sistema y su potencial de auto-organización
- v. Tener en cuenta las dinámicas de cambio en los propios ecosistemas y sus servicios.

vi. Ser sensible a las variaciones en el contexto (por efectos sinérgicos o de sustitución) y a los posibles impactos por choques exógenos, incluyendo el impacto de la acción humana.

Es importante que la metodología de valoración económica esté suficientemente aceptada y asentada. Ello no sólo contribuye a la aceptabilidad y la usabilidad de las valoraciones realizadas, sino que además permite la elaboración de meta-análisis, la construcción de bases de datos de resultados y la posible transferencia de los mismos. También es deseable que los estudios incluyan o permitan un análisis de sensibilidad para reflejar de forma más completa la fiabilidad de la información.

En cualquier caso, el resultado final de la valoración económica es una magnitud monetaria que trata de representar la utilidad de los servicios que proporciona un ecosistema. En cierto modo ello se asemeja a las características de los precios a los que se pueden intercambiar mercancías en los mercados, pero con la gran diferencia de que los servicios ecosistémicos generalmente no se intercambian ni se valoran en los mercados. Este objetivo de querer convertir a magnitudes monetarias servicios que no se intercambian a precios de mercado genera diferentes conflictos, que deben afrontarse de la forma más adecuada posible si se pretende que la valoración económica de los servicios ecosistémicos sea una herramienta útil para la toma de decisiones. En concreto, los principales conflictos aparecen en tres planos principales: conceptual (el concepto de valor económico no tiene un contenido claro cuando se trata de elementos ambientales), informativo (la información disponible no necesariamente es suficiente para computar un valor adecuado para la toma de decisiones) e instrumental (los métodos de valoración y de agregación disponibles pueden no ser todo lo precisos que sería deseable).

Sin perder de vista estos posibles conflictos, para obtener el VET de los servicios ecosistémicos pueden utilizarse tanto métodos indirectos como directos. La terminología empleada no siempre es uniforme, pero en general se consideran métodos indirectos a aquéllos que se apoyan en funciones de producción o de utilidad que incluyen entre sus argumentos tanto servicios ecosistémicos como bienes y servicios producidos en los mercados, lo que permite obtener una estimación del valor de aquéllos en relación (de complementariedad o de sustitución) con los costes o precios de éstos, mientras que los métodos directos se apoyan en la valoración que las per-

sonas declaran atribuir a los servicios ecosistémicos. Los métodos indirectos son adecuados, por tanto, para estimar valores de uso, y entre ellos se incluye la valoración a precios de mercado, por función de producción, por costes de reposición, la estimación de costes evitados, el método de precios hedónicos y el del coste de viaje. Por su parte, los métodos directos resultan especialmente indicados para tratar de cuantificar valores de no uso, completamente ajenos a los mercados, y entre ellos cabe destacar la valoración contingente y los modelos de elección (o experimentos de elección).

La valoración económica de los servicios ecosistémicos es importante aunque no sea totalmente precisa. La utilidad de una valoración puede ser alta aunque existan imprecisiones o diferencias con otras valoraciones realizadas en otros contextos, por varias razones (Skourtos, Kontogianni y Harrison, 2010):

- Las valoraciones adaptadas al contexto pueden ser más útiles para las necesidades de un estudio concreto, aunque sean diferentes de otras valoraciones estimadas para otros contextos (y, consecuentemente, aunque su transferibilidad sea más limitada).
- Diferentes contextos de toma de decisiones políticas pueden requerir distintos niveles de precisión. Para un contexto “amplio”, por ejemplo de concienciación, puede ser suficiente con una estimación general.
- Las estimaciones deben corresponder al horizonte de planificación correspondiente, teniendo en cuenta que cuanto más amplio sea el plazo considerado menor será el nivel de precisión alcanzable.
- La agregación de información puede reducir la precisión de las estimaciones.



Marco legislativo

Ley 33/2015, de 21 de septiembre, por la que se modifica la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE 227, 2015), incorpora al Ordenamiento jurídico español el concepto de “infraestructura verde”, y más específicamente introduce un nuevo Capítulo III, nuevo artículo 15, en el Título I, relativo a la “Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas”, cuyo objetivo, contenido y elaboración establece.

El concepto de infraestructura verde asumido y la consiguiente previsión de la Estrategia estatal derivan directamente del Derecho y la Política Ambiental de la Unión Europea, concretamente de la Comunicación de la Comisión relativa a “Infraestructura verde: mejora del capital natural de Europa” (COM 249, 2013), adoptada en 2013, que la entiende como la red de zonas naturales y seminaturales y de otros elementos ambientales, planificada de forma estratégica, diseñada y gestionada para la prestación de una extensa gama de servicios ecosistémicos que, además, incorpora espacios verdes (o azules en el caso de los ecosistemas acuáticos) y otros elementos físicos de espacios terrestres (incluidas las zonas costeras) y marinos; y en los espacios terrestres la infraestructura verde está presente en los entornos rurales y urbanos.

El concepto y la propia Estrategia son novedosos en sí mismos, en particular debido a la concepción integrada de tales bienes naturales, a su relación mutua en red y a los beneficios que aportan; pero aisladamente algunos elementos pueden vislumbrarse en el pasado.

Así, en el ámbito del Consejo de Europa, el Convenio de Berna relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa de 1979 (BOE 235, 1989) ya obligaba a los Estados-partes a que tuvieran en cuenta, en sus políticas de planificación y de desarrollo, los requisitos que exige la conservación de las zonas protegidas, con el fin de evitar o reducir en la medida de lo posible cualquier deterioro de dichas zonas, con especial atención a las rutas de migración de las especies y cuando los hábitat naturales estén situados en regiones que se extiendan a la otra parte de las fronteras.

Igualmente, el Convenio Europeo del Paisaje de 2000 (CE 176, 2000) señala que el paisaje desempeña un papel importante de interés general en los campos cultural, ecológico, medioambiental y social, y que constituye un

4

recurso favorable para la actividad económica y que su protección, gestión y ordenación pueden contribuir a la creación de empleo, y entiende por “gestión de los paisajes” las acciones encaminadas, desde una perspectiva de desarrollo sostenible, a garantizar el mantenimiento regular de un paisaje, con el fin de guiar y armonizar las transformaciones inducidas por los procesos sociales, económicos y medioambientales; por lo que, entre las medidas generales anunciadas, se prevé que las Partes del Convenio han de integrar el paisaje en las políticas de ordenación territorial y urbanística, así como en las relativas a las de carácter cultural, medioambiental, agrícola, social y económica, así como en cualesquiera otras que puedan tener un impacto directo o indirecto sobre el mismo.

La Unión Europea, sin base directa aún en los Tratados de las Comunidades Europeas de entonces, pero teniendo en cuenta los Programas Ambientales, inicia su política de protección de espacios y de especies naturales al regular las aves silvestres, mediante la Directiva 79/409/CEE, del Consejo, de 2 de Abril de 1979, sobre Conservación de las Aves Silvestres, modificada posteriormente en varias ocasiones, y actualmente codificada en la Directiva 2009/147/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la Conservación de las Aves Silvestres (DOUE L 103, 1979; DOUE L, 2010).

La Directiva tiene por objeto “la conservación de todas las especies de aves que viven normalmente en estado salvaje en el territorio europeo de los Estados Miembros” (art. 1); por lo que, su art. 2 obliga a los Estados Miembros a mantener o adaptar las especies de aves que señala en un nivel que corresponda a las exigencias ecológicas, científicas y culturales, “habida cuenta de las exigencias económicas y recreativas”. Para conseguirlo, los mismos Estados deben preservar, mantener o restablecer una diversidad y una superficie suficiente de hábitats para las especies señaladas (art.3-1º), para lo que crearán zonas de protección, mantenidas y ordenadas con criterios (“imperativos”) ecológicos, restablecimiento de biotopos destruidos y desarrollo de otros nuevos (art. 3-2º).

Años después, el interés de la Comunidad Económica Europea por el medio ambiente y los espacios naturales se plasmará al máximo nivel jurídico en el Acta Única Europea (DOCE L 169, 1987), al introducir un nuevo Título VII, sobre “Medio Ambiente”, en el Tratado de la Comunidad Económica Europea, e incluir, entre los objetivos

de esta nueva Política Ambiental Comunitaria, el relativo a “garantizar una utilización prudente y racional de los recursos naturales”. Posteriormente, los Tratados europeos se modificarán varias veces, pero este objetivo permanecerá hasta el vigente Tratado de Funcionamiento de la Unión Europea de 2007 (DOUE C 202, 7.6.2016), que lo reafirma.

La norma más importante de la Unión Europea en esta materia sin duda es la Directiva 92/43/CEE, del Consejo, de 21 de Mayo de 1992, relativa a la Conservación de los Hábitats Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, modificada posteriormente (DOCE L 206, 1992), que constituye un paso cualitativo muy importante en la política de conservación de la naturaleza al nivel comunitario.

La Directiva tiene por objeto contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres, siendo su finalidad mantener y restablecer, en un estado de conservación favorable, dichos hábitats naturales y las especies de fauna y flora silvestres de interés comunitario; si bien, las medidas que se adopten conforme a la misma tendrán en cuenta las exigencias económicas, sociales y culturales, así como las particularidades regionales y locales (art.2). En materia de conservación de los hábitats naturales y de especies, el eje central de la Directiva (y, sin duda, de la política sobre la naturaleza de la Unión Europea) lo constituye la Red “Natura 2000”, que se define como la red ecológica europea coherente de zonas especiales de conservación (art. 3-1º), y que se integra por lugares con tipos de hábitats naturales y hábitats de especies y ZEPA, los cuales se determinan, basándose en los criterios fijados en la propia Directiva, en una relación entre los Estados Miembros (teniendo en cuenta, éstos, sus entidades infraestatales) y la Comisión, que aprueba la lista de tales espacios (arts. 4, 5 y Anexos). Además, en las zonas especiales de conservación, los Estados Miembros fijarán las medidas de conservación necesarias que implicarán adecuados planes de gestión (específicos para estos lugares o integrados en otros) y las apropiadas medidas reglamentarias, administrativas o contractuales, que responden a las exigencias ecológicas de los hábitats naturales y de las especies señaladas en los Anexos.

En relación con los posibles antecedentes en España del concepto de infraestructura verde, naturalmente por la novedad del mismo, no aparece en los textos legislativos históricos, aunque algún matiz integrador de la concepción es visible ya en la Ley de Espacios Naturales Protegidos de 1975 (BOE, 107, 1975), al establecer que la

declaración de un espacio natural protegido no excluye la posibilidad de que en determinadas áreas del mismo se constituyan otros núcleos de protección, siempre que los mismos adopten alguna de las modalidades definidas en la propia Ley, y al prever diversas figuras de espacios protegidos, también con distintas finalidades, pero compatibles. Además, puede citarse la Ley de declaración del Parque Nacional de Doñana, que ya crea zonas de protección colindantes con el mismo.

Con la Constitución Española ya en vigor, se aprobó la Ley de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres de 1989 (BOE 11, 1979), que, junto a algunas novedades en relación con las figuras de espacios a proteger, regula los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales, entre cuyo contenido deben resaltar la formulación de criterios orientadores para políticas sectoriales, y la previsión de una importante medida como es la regulación de zonas periféricas de protección, destinadas a evitar impactos ecológicos o paisajísticos procedentes del exterior; siendo posible la determinación de limitaciones en la ley de creación concreta.

4.1 Marco normativo de referencia de la Unión Europea

La vigente Política Ambiental de la Unión Europea, en la cual naturalmente se integra la actual filosofía de la infraestructura verde, se basa no sólo en los importantes logros de cuarenta años de política medioambiental de la Unión, sino también en el VII Programa Ambiental 2014-2020 y en una serie de iniciativas estratégicas en esta materia y en otras relacionadas que tratan de preparar, sin catastrofismos, la economía y la sociedad para un panorama no muy halagüeño, apostando claramente, y con tintes revolucionarios, por una economía baja en emisiones de carbono y con un modelo energético distinto, y con previsiones muy importantes en materia de recursos, energía y energías renovables, biodiversidad, eco-innovación o transportes.

Sobre la base de la importante Estrategia Europa 2020 (COM 2020 final, 2010), y en particular del eje dedicado al crecimiento sostenible, al incluir la promoción de una economía que utilice más eficazmente los recursos, y que sea más verde y competitiva, la Comisión adoptó la Comunicación “Una Europa que utilice eficazmente los recursos-Iniciativa emblemática con arreglo a la Estrategia Europa 2020” (COM 21 final, 2011), que destaca la trascendencia de los recursos naturales para la economía

europea (y mundial) y para nuestra calidad de vida, y que los mismos sufren una presión cada vez mayor, por lo que estima que la mejora de la eficiencia en el uso de los recursos será fundamental para el futuro, y que, para avanzar en este objetivo, se precisa una visión a largo plazo, que se presentará en una serie de Hojas de Ruta coordinadas para esbozar la economía que necesita la Unión Europea hacia 2050, garantizando que todas las políticas pertinentes tengan en cuenta la eficiencia de los recursos de forma equilibrada, ofreciendo un marco de medidas en varios ámbitos, como el cambio climático, la energía, el transporte, la industria, las materias primas, la agricultura y la pesca, la biodiversidad y el desarrollo regional.

En esta misma línea, la Comunicación de la Comisión “Contribución de la política regional al crecimiento sostenible en el marco de Europa 2020” (COM(2011) 17 final) señala expresamente, en la parte relativa a la línea de actuación “Servicios ecosistémicos: preservar y maximizar el potencial del entorno natural”, que “las autoridades de gestión deberían dar prioridad a las infraestructuras verdes”, y más específicamente velar por que el impacto en las zonas naturales y la utilización del suelo sean objeto de un análisis profundo al evaluar todos los proyectos infraestructurales, y que debería reforzarse el uso de instrumentos apropiados, como la gestión integrada de las costas y cuencas fluviales, particularmente cuando puedan verse afectadas zonas incluidas en Natura 2000.

En esta materia, la “Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural” (COM 244 final, 2011), pretendiendo invertir la tendencia de pérdida de biodiversidad y acelerar los esfuerzos hacia una economía ecológica capaz de utilizar eficientemente sus recursos, y, reafirmadas las múltiples ventajas de valorar la riqueza natural, plantea un marco de actuación sobre la base de medidas de conservación y restauración de la naturaleza, mantenimiento y mejora de los ecosistemas y sus servicios, sostenibilidad de la agricultura, la silvicultura y la pesca, la lucha contra las especies exóticas invasoras, cumplir los objetivos asumidos a nivel internacional y contribución de otras políticas. Dado que en la UE se han degradado los ecosistemas, así como los servicios que prestan, en gran parte por efecto de la fragmentación del suelo (aproximadamente el 30 % del territorio registra un grado de fragmentación entre moderado y muy alto), su objetivo 2 se refiere al mantenimiento y mejora de los servicios ecosistémicos y la restauración de ecosistemas degradados (en un 15% para 2020) mediante la incorporación de infraestructura verde a la ordenación territorial, lo que contribuirá a hacer sos-

tenible el crecimiento de la UE, así como a la mitigación y adaptación al cambio climático, fomentando la cohesión económica, territorial y social y protegiendo el patrimonio cultural de la Unión Europea. Más concretamente, se preveía que la Comisión Europea redactase una estrategia en materia de infraestructura verde antes de 2012, a fin de fomentar su despliegue en las zonas urbanas y rurales, incluyendo el uso de incentivos para fomentar una inversión temprana en proyectos de infraestructura verde y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos (p. ej., mediante un uso más selectivo de los flujos de financiación europea y las colaboraciones público-privadas).

En sus conclusiones relativas a la Estrategia anterior, el Consejo de Medio Ambiente de junio de 2011 subrayó la importancia de la infraestructura verde, como una contribución a la integración de las consideraciones sobre la biodiversidad en las demás políticas de la UE, y acogió con satisfacción el compromiso de la Comisión de desarrollar una estrategia en materia de infraestructura verde.

De acuerdo con los textos anteriores, se presentó la “Hoja de Ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos” de 2011 (COM 571 final, 2011), cuyo objetivo es que la economía de la UE haya crecido en 2050 de manera respetuosa con las restricciones de recursos y con los límites del planeta, y en la que todos los recursos se gestionen de manera sostenible; y entre los ejes de la misma se incluye el relativo al capital natural y servicios ecosistémicos, al entender que de ellos depende la prosperidad económica y el bienestar, previendo acciones para valorarlos adecuadamente y sobre biodiversidad, minerales y metales, agua, aire, tierra y suelos y recursos marinos.

En esta misma línea de actuación, el VII Programa Ambiental, 2014-2020 (DOUE L 354, 2013) incluye como objetivo prioritario nº 1 proteger, conservar y mejorar el capital natural de la Unión, poniendo de manifiesto los problemas de la biodiversidad en la UE y la fragmentación del suelo y recordando lo acordado en la Estrategia sobre Biodiversidad, en base a la cual, señala que las medidas para restaurar al menos el 15 % de los ecosistemas degradados en la Unión y ampliar la utilización de la infraestructura verde (instrumento que permite generar beneficios ecológicos, económicos y sociales a través de soluciones naturales, incorporando espacios verdes, ecosistemas acuáticos y otras características físicas en las zonas terrestres y marinas) contribuirán a paliar la fragmentación del terreno, y que tal acción, en combinación con la plena aplicación de las Directivas de Aves y Hábitats, y respaldada por los marcos de acción prioritaria, mejorará el capital

natural y reforzará la resiliencia de los ecosistemas, y pueden ofrecer opciones rentables en cuanto a la mitigación del cambio climático y a la adaptación a ese fenómeno, así como a la gestión del riesgo de catástrofes.

A continuación, la Comisión aprobó la Comunicación sobre “Infraestructura verde: mejora del capital natural de Europa” (COM 249 final, 2013), que responde a lo previsto en la Estrategia sobre Biodiversidad y en las Hojas de Ruta de 2011 que sirvieron de base al VII PAM, y que conecta, aunque sea anterior, con el objetivo nº 1 de este último.

La Comunicación define la “infraestructura verde” como una red de zonas naturales y seminaturales y de otros elementos ambientales, planificada de forma estratégica, diseñada y gestionada para la prestación de una extensa gama de servicios ecosistémicos, que incorpora espacios verdes, o azules en el caso de los ecosistemas acuáticos, y otros elementos físicos de espacios terrestres, incluidas las zonas costeras, y marinos, y, en los espacios terrestres, la infraestructura verde está presente en los entornos rurales y urbanos. La infraestructura verde es importante porque es una herramienta de eficacia probada que aporta beneficios ecológicos, económicos y sociales mediante soluciones naturales, pues nos ayuda a comprender el valor de los beneficios que la naturaleza proporciona a la sociedad humana y a movilizar inversiones para sostenerlos y reforzarlos; asimismo contribuye a evitar la dependencia de infraestructuras cuya construcción es costosa, y puede contribuir de manera significativa a la aplicación efectiva de todas las Políticas cuando algunos o todos los objetivos deseados pueden conseguirse, parcial o totalmente, mediante soluciones basadas en la naturaleza.

Posteriormente, la Comisión Europea ha sintetizado el concepto de “infraestructura verde” al definirla como una red estratégicamente planificada de zonas naturales y seminaturales de alta calidad con otros elementos medioambientales, diseñada y gestionada para proporcionar un amplio abanico de servicios ecosistémicos y proteger la biodiversidad tanto de los asentamientos rurales como urbanos, y que, al tratarse de una estructura espacial que genera beneficios de la naturaleza a las personas, la infraestructura verde tiene como objetivo mejorar la capacidad de la naturaleza para facilitar bienes y servicios ecosistémicos múltiples y valiosos, tales como agua o aire limpios (Comisión Europea, 2014).

Dado que la infraestructura verde puede contribuir de manera significativa a la consecución de muchos de los objetivos políticos clave de la Unión Europea, la Comisión

considera que la mejor manera de promover el desarrollo de la infraestructura verde es crear un marco favorable para fomentar y facilitar la realización de proyectos de infraestructura verde en el marco de los instrumentos jurídicos, políticos y financieros existentes.

En efecto, inmediatamente, la Comunicación repasa su contribución a las políticas de la UE, concretamente a la política regional (destacando la previsión de inversiones del FEDER y del Fondo de Cohesión en la misma, y su especial importancia en los entornos urbanos, y para conectarlos con zonas rurales), a la política relativa al cambio climático y a la gestión de catástrofes (en particular, subrayando los enfoques ecosistémicos, su previsión en la Estrategia de la UE de adaptación al cambio climático de 2013 (COM 216 final, 2013), su importante uso en relación con la limitación de emisiones de gases de efecto invernadero, su contribución a la lucha contra las catástrofes naturales, especialmente las inundaciones o sobre su contribución a la eficiencia energética de los edificios) y a la de protección, conservación y mejora del capital natural (principalmente en relación con la tierra y el suelo, el agua y la conservación de la naturaleza).

A continuación, se plantea el desarrollo de una estrategia de la UE sobre infraestructura verde ya que:

- la escala europea es la adecuada, pues, para optimizar su funcionamiento y maximizar los beneficios, los trabajos desarrollados a diferentes escalas (local, regional, nacional y europea) deben estar interconectados y ser interdependientes, lo que significa que los beneficios aumentan considerablemente cuando se consigue un grado mínimo de coherencia entre las diversas escalas;
- es necesario integrarla en las restantes Políticas de la Unión, pues la infraestructura verde puede contribuir de manera significativa, como se ha señalado, a los ámbitos del desarrollo regional, cambio climático, gestión del riesgo de catástrofes, agricultura/silvicultura y medio ambiente, y, aunque en la mayoría de los casos la contribución de la infraestructura verde ya está reconocida, lo que se necesita ahora es garantizar que pase a ser un elemento normalizado de la ordenación del territorio y del desarrollo territorial y que se integre plenamente en la aplicación de esas políticas;
- se considera fundamental disponer de datos coherentes y fiables para su despliegue eficaz;

- es preciso intensificar la investigación para comprender mejor la relación entre biodiversidad (especies/hábitats) y estado de los ecosistemas (vitalidad, resiliencia y productividad), así como entre el estado de los ecosistemas y su capacidad para prestar servicios ecosistémicos, también sería sumamente útil comprender mejor el valor de los servicios ecosistémicos, en particular los beneficios desde el punto de vista social, sanitario y de seguridad/resiliencia de las soluciones de infraestructura verde para reforzar el desarrollo de la infraestructura verde en el futuro, y deben fomentarse asimismo las inversiones en investigación aplicada a fin de ensayar y aplicar soluciones innovadoras de infraestructura verde, y se reforzará el potencial para obtener soluciones rentables mediante el desarrollo de tecnologías y procesos adecuados, en particular en relación con el transporte, la energía, la agricultura y el diseño y funcionamiento de nuestras ciudades, así como mediante el impulso a la bioeconomía (resaltando que en las ciudades los edificios “inteligentes” y eficientes en el uso de los recursos, que incorporen elementos ecológicos como tejados y paredes verdes, así como nuevos materiales, pueden generar beneficios ambientales, sociales y sanitarios);
- la integración de la infraestructura verde en la aplicación de las políticas de los sectores clave garantizaría el apoyo de los mecanismos de financiación asociados, y la asistencia técnica, para promover el despliegue de este tipo de infraestructura en toda la UE, debiendo implicarse asimismo el sector privado en relación con esas inversiones; y
- pueden desarrollarse ejes prioritarios transeuropeos para la infraestructura verde en la UE, sobre la base de las cadenas montañosas, las cuencas hidrográficas o los grandes bosques europeos, como ejemplos transfronterizos y transnacionales, pues generarían beneficios importantes, al garantizar la resiliencia y vitalidad de algunos de los ecosistemas más representativos de Europa, con las consiguientes ventajas sociales y económicas, y servirían de ejemplo para otras acciones a menor escala geográfica.

Sobre la base de las consideraciones anteriores, la Comisión propone una Estrategia de la Unión para promover la infraestructura verde, que debería revestir la forma de un marco que permita combinar señales políticas y medidas científicas o técnicas, considerando que, en el

estadio actual, la misma podría aplicarse en el contexto de la legislación, los instrumentos políticos y los mecanismos de financiación existentes.

La Estrategia debería incluir los siguientes elementos:

- Fomento de la infraestructura verde en los principales ámbitos políticos, que son las Políticas regional o de cohesión, climática y ambiental, de gestión del riesgo de catástrofes, de salud y protección de los consumidores y la política agrícola común, incluidos sus mecanismos de financiación asociados; comprometiéndose a elaborar unas orientaciones técnicas, a dar a conocer la misma entre los grupos interesados, promover las mejores prácticas, incluido el desarrollo de una plataforma informática, y se estudiará el modo de financiar la innovación relacionada con la misma y de su inclusión en la Política de redes transeuropeas de transportes, a través del modelo de los corredores.
- Mejora de la información, refuerzo de la base de conocimientos y fomento de la innovación, comprometiéndose la Comisión a revisar el alcance y la calidad de los datos técnicos y espaciales que están a disposición de los responsables políticos en relación con el despliegue de la infraestructura verde, considerando asimismo cómo pueden mejorarse las disposiciones vigentes que regulan la generación, el análisis y la difusión de esta información, e incluyendo la evaluación de la necesidad y las posibilidades de apoyar desde un punto de vista metodológico la labor de cartografiado y evaluación en curso, mejorar la base de conocimientos y desarrollar y fomentar tecnologías innovadoras, así como enfoques para facilitar el desarrollo de la infraestructura verde, y considerará cuál podría ser la contribución de las normas técnicas, en particular en relación con los procedimientos y elementos materiales de construcción, al crecimiento del mercado de productos favorables a la misma.
- Mejora del acceso a la financiación, para lo que la Comisión seguirá explorando las posibilidades de establecer mecanismos de financiación innovadores en apoyo de la infraestructura verde, y, en colaboración con el Banco Europeo de Inversiones, se compromete a establecer un mecanismo de financiación de la UE destinado a apoyar a los promotores de proyectos en la materia.

- Proyectos de infraestructura verde a escala de la UE, comprometiéndose la Comisión a realizar un estudio para evaluar las posibilidades de desarrollar una iniciativa de UE sobre redes transeuropeas verdes, en el que se incluirá una evaluación de los costes y beneficios económicos, sociales y ambientales de dicha iniciativa.

La Comisión concluye señalando que esta Comunicación explica las razones por las que debe promoverse la infraestructura verde y describe las características de la futura Estrategia de la UE; comprometiéndose, hasta finales de 2017, a revisar los avances registrados en el desarrollo de la infraestructura verde y a publicar un informe sobre las lecciones aprendidas y las recomendaciones para el futuro.

En estrecha relación con la línea de trabajo de la UE en la materia, y con el texto anterior, la Comisión presentó en 2014 la interesante Comunicación “Iniciativa de Empleo Verde. Aprovechar el potencial de creación de empleo de la economía verde” (COM 446 final, 2014), como una de las acciones para avanzar hacia una economía eficiente en el uso de recursos, verde e hipocarbónica.

4.2 Marco normativo nacional

4.2.1 Distribución constitucional de competencias

De acuerdo con el art. 149-1º-23ª-CE, le corresponde al Estado, como competencia exclusiva, la legislación básica sobre protección del medio ambiente; reserva que se justifica por el marcado carácter interterritorial de la materia y por la necesidad de salvaguardar los principios de solidaridad, igualdad de los ciudadanos y unidad del mercado, así como el interés general. De acuerdo con las SsTC 306/2000, de 12 de Diciembre, y 45/2015, de 5 de Marzo “... esa competencia habilita al Estado, en primer lugar, para proceder a un encuadramiento de una política global de protección ambiental, habida cuenta del alcance no sólo nacional sino internacional que tiene la regulación de esta materia y de la exigencia de la indispensable solidaridad colectiva consagrada en el art. 45.2 CE (STC 64/1982, de 4 de noviembre, FJ 4)”. Reafirmando las competencias del Estado en este sentido, son claras asimismo las SsTC 106/2014, de 24 de Junio, 134/2014, de 22 de Julio, 208/2014, de 15 de Diciembre, y 73/2016, de 14 de abril, sobre la inconstitucionalidad de leyes autonómicas prohibitivas del uso de la técnica de fracturación hidráulica (fracking) en la obtención de gas no convencional.

Pero, seguidamente, debemos delimitar el concepto de “legislación básica”, ya que es esta la competencia nacional. En consonancia con la Jurisprudencia constitucional sobre el concepto de “bases”, puede señalarse que nos encontramos ante un concepto material y formal:

- **Material:** según la STC 102/1995, de 26 de Junio “lo básico incorpora la acepción de fundamento o apoyo principal de algo, con vocación por la esencia, no de lo fenoménico o circunstancial, cuya finalidad consiste en “asegurar, en aras de intereses generales superiores a los de las Comunidades Autónomas, un común denominador normativo (STC 48/1981) y, en la materia que nos ocupa, “el encuadramiento de una política global del medio ambiente” (STC 64/1982), haciendo viable la solidaridad colectiva y garantizando su disfrute por todos, así como el correlativo deber de conservación en régimen de igualdad (art. 45 C.E.)”. Es pues una ordenación mediante mínimos, como patrón indispensable para la protección ambiental (SsTC 170/1989, de 19 de Octubre, 102/1995, de 26 de Junio, y 306/2000, de 12 de Diciembre); es decir, “permite al Estado establecer, con carácter básico, una protección mínima que debe ser común a todo el territorio nacional” (SsTC 166/2002, de 18 de Septiembre, 146/2013, de 11 de Julio, y 45/2015, de 5 de Marzo y 141/2016, de 21 de julio). Pero, lo básico no tiene carácter estático, sino que es dinámico, al evolucionar con el tiempo, y su articulación no puede vaciar de contenido las competencias autonómicas, y en sentido contrario señala la STC 146/2013, de 11 de Julio, citando otras, que “no puede pretenderse que el previo ejercicio de una competencia autonómica en una materia compartida entre el Estado y las Comunidad Autónoma impida o limite al Estado el pleno ejercicio de sus competencias. (SsTC 99/2012, de 8 de mayo, FJ 2, y 207/2012, de 14 de noviembre, FJ 5)”; y añade que “[e]s la segunda la que debe acomodarse a la primera, siempre que ésta reúna la doble exigencia material y formal con que nuestra jurisprudencia ha caracterizado la legislación básica, y a ese marco básico, que está sujeto a variaciones y modificaciones, queda sometida en todo momento la competencia autonómica de desarrollo legislativo. Como hemos señalado recientemente en cuanto a la variabilidad de las bases estatales, la anticipación de la normativa autonómica no invalida el carácter básico de la normativa aprobada con posterioridad por el Estado, ‘con las consecuencias correspondientes para

las normas de todas las Comunidades Autónomas en cuanto a su necesaria adaptación a la nueva legislación básica' (STC 158/2011, de 19 de octubre, FJ 8), pues 'no puede pretenderse que el ejercicio previo de una competencia autonómica en una materia ... produzca, por esa sola razón, una suerte de efecto preclusivo que impida al Estado el ejercicio de sus propias competencias ... De este modo, si se reconoce que el Estado tiene la competencia para desarrollar las bases en una determinada materia, esa competencia integra la capacidad para modificar la regulación básica, de modo tal que el ejercicio de la competencia autonómica de desarrollo no puede bloquear esa capacidad de revisión por parte del Estado, bajo el argumento de que la nueva normativa básica va contra los dictados de las disposiciones autonómicas previas' [STC 99/2012, de 8 de mayo, FJ 2 b)]." (FJ 3) (STC 146/2013, de 11 de Julio, FJ 4, y 141/2016, de 21 de julio, FJ nº 6).

- **Formal:** la legislación habrá de ser en principio un conjunto de normas legales (STC 208/2014, de 15 de Diciembre), admitiéndose también los reglamentos (siempre que resulten imprescindibles, o complemento necesario de lo establecido en la ley, y se justifiquen por su contenido técnico o por su carácter coyuntural o estacional, circunstancial y, en suma, sometido a cambios o variaciones frecuentes e inesperadas o por la necesidad de regulación inmediata de materias concretas, STC 45/2015, de 5 de Marzo), e incluso son posibles otro tipo de actuaciones que exijan la intervención estatal (es decir, actos administrativos y actuaciones ejecutivas), por razones justificativas más excepcionales, como razones de necesidad o intereses supra-autonómicos (SsTC 149/1991, de 4 de Julio, y 102/1995, de 26 de Junio, remitiéndose a la STC 329/1993, de 12 de Noviembre).

El Tribunal Constitucional, en una evolución cambiante de su doctrina, como expone la Sentencia 156/1995, de 26 de Octubre, comenzó entendiendo que la competencia nacional sobre la legislación básica no era una función de uniformidad relativa, sino más bien de ordenación mediante mínimos, siendo posible que las Comunidades Autónomas con competencias para ello pudieran completar o reforzar los niveles de protección previstos en esa legislación básica, mediante el desarrollo de esta, y admitiendo, pues, una diversidad de regulaciones (SsTC 64/1982, de 4 de Noviembre, y 170/1989, de 19 de Octubre).

Sin embargo, la STC 149/1991, de 4 de Julio, matizó bastante esta conclusión, al no admitir sin más esa posibilidad de las Comunidades de desarrollar la competencia del Estado (pues la competencia de aquellas es la de establecer normas adicionales de protección), al entender que debía de ser el Estado quien estableciese toda la normativa que considerase indispensable para la protección del medio ambiente (salvo los casos de las Comunidades cuyos Estatutos de Autonomía incluyesen específicamente como competencia propia de las mismas tal desarrollo normativo).

Posteriormente, la STC 102/1995, de 26 de Junio, rectificó la anterior doctrina constitucional, al entender que la legislación básica no puede llegar a tal grado de detalle que no permita desarrollo legislativo alguno de las Comunidades con competencias ambientales, vaciándolas de contenido; estimando que se trata de una estratificación de la materia por niveles, donde lo estatal ha de ser suficiente y homogéneo, pero mejorable para adaptarlo a las circunstancias de cada Comunidad Autónoma (y mencionando como ejemplo el sistema de competencias entre la Unión Europea de entonces y los Estados Miembros). En este mismo sentido, la STC 196/1996, de 28 de Noviembre, entiende que "[l]a protección concedida por la ley estatal puede ser ampliada y mejorada por la ley autonómica; lo que resulta constitucionalmente impropio es que resulte restringida o discriminada". Es decir, la norma básica en materia de medio ambiente tiene una "función de ordenación mediante mínimos, que pueden permitir a las Comunidades Autónomas establecer niveles de protección más altos, pero nunca reducirlos" (STC 146/2013, de 11 de Julio), y la STC 45/2015, de 5 de Marzo, reafirma que "de acuerdo con la tendencia general actual, corresponde al Estado imponer el 'encuadramiento de una política global en materia de medio ambiente', teniendo en cuenta el alcance no ya nacional, sino internacional que tiene la regulación de esta materia, así como la exigencia de la 'indispensable solidaridad colectiva' a que se refiere el art. 45.2 CE. De ahí también que la intervención estatal pueda ser 'singularmente intensa', que la 'piedra de toque' para calificar de básica la norma medioambiental sea más su 'finalidad tuitiva' que su carácter genérico o detallado, abstracto o concreto. El deber del legislador básico estatal de dejar un margen a la normativa autonómica será 'menor que en otros ámbitos', aunque no pueda llegar 'a tal grado de detalle que no permita desarrollo legislativo alguno de las Comunidades Autónomas con competencias en materia de medio ambiente, vaciándolas así de contenido'..."; añadiendo esta

misma Sentencia constitucional que “[a]tendiendo a la necesidad de “una política global en materia de medio ambiente” [STC 69/2013, de 14 de marzo, FJ 2 b)], también pueden llegar a considerarse básicas reglas que introduzcan dosis mínimas de coherencia y cohesión territorial”.

Por otra parte, la STC 192/2014, de 20 de Noviembre, afirma que “las reglas básicas... pueden ser exceptuadas o reguladas en términos distintos por la propia legislación del Estado en los ámbitos sectoriales concretos en los que éste ejerce sus competencias” [SSTC 154/2014, de 25 de septiembre, FJ 5 y 182/2014, de 6 de noviembre, FJ 2 d)].

Interpretación constitucional de las competencias nacionales que han ratificado otras muchas Sentencias (así, SsTC 13/1998, de 22 de enero, 90/2000, de 30 de marzo, 306/2000, de 12 de diciembre, 97/2002, de 25 de abril, 166/2002, de 18 de septiembre, 7/2012, de 18 de enero, 69/2013, de 14 de marzo, 146/2013, de 11 de julio, y 45/2015, de 5 de marzo, y 141/2016, de 21 de julio, entre otras).

En resumen, como señalan las SsTC 45/2015, de 5 de marzo, y 141/2016, de 21 de julio, “el Estado sólo está autorizado a dictar legislación básica. Corresponde a las Comunidades Autónomas, además de la legislación de desarrollo, la ejecución de la normativa medioambiental y la potestad de autoorganización (SSTC 33/2005, de 17 de febrero, FJ 6; 161/2014, FJ 4)”.

Por otra parte, el concepto de “normas adicionales de protección del medio ambiente” supone, según la STC 170/1989, de 19 de Octubre, que cada una de las Comunidades Autónomas, con competencia en la materia, establece niveles de protección más altos, pues, ya que las bases estatales son de carácter mínimo, por tanto, los niveles de protección que establecen éstas pueden ser ampliados o mejorados por la normativa autonómica; es decir, las Comunidades Autónomas pueden complementar o reforzar los niveles de protección previstos en la normativa básica, siempre que esas medidas legales autonómicas sean compatibles, no contradigan, ignoren, reduzcan o limiten la protección establecida en la legislación básica del Estado.

Finalmente, todas las Comunidades Autónomas son competentes para ejecutar la legislación nacional sobre protección del medio ambiente, para la gestión ambiental, en suma, incluyendo la administración, la inspección y la potestad sancionadora, entre otras potestades (SsTC 149/1991, de 4 de Julio, 102/1995, de 26 de Junio, y 194/2004, de 10 de Noviembre).

Además, en relación con la distribución de competencias deben tenerse en cuenta las materias conexas, es decir aquellos ámbitos de la realidad que tienen que ver con el medio ambiente, pero que no se integran en el mismo completamente, al tener otros puntos de visión o incidencia que han de ser tenidos en cuenta [como relaciones internacionales; defensa y fuerzas armadas (STC 192/2014, de 20 de noviembre); legislación mercantil, penal y procesal; legislación civil; legislación sobre pesas y medidas; planificación de la actividad económica general (STC 73/2016, de 14 de abril); pesca marítima; recursos y aprovechamiento hidráulicos cuando las aguas discurren por más de una Comunidad Autónoma; montes, aprovechamientos forestales y vías pecuarias; régimen minero y energético (STC 73/2016, de 14 de abril), etc.]; debiendo atenderse en tales supuestos, con carácter preferente, a la distribución de competencias expresamente prevista en la Constitución, y no a la relativa al medio ambiente, aunque tenga que ver con la materia. Como precisa la STC 45/2015, de 5 de marzo, “... ‘para llegar a una calificación competencial correcta’ hay que atender ‘tanto el sentido o finalidad de los varios títulos competenciales’, como al ‘carácter, sentido y finalidad de las disposiciones traídas al conflicto, es decir, el contenido del precepto controvertido’ (por todas, SSTC 153/1989, de 5 de octubre, FJ 5; 97/1996, de 28 de noviembre, FJ 3, y 236/2012, de 13 de diciembre, FJ 3)”.

Por otra parte, el Tribunal Constitucional ha tenido que resolver el caso especial de la competencia en materia de espacios naturales protegidos, al no preverse en la Constitución Española, pero sí en algunos Estatutos de Autonomía, y con el carácter de exclusiva. Efectivamente, el Tribunal Constitucional admitió la asunción de esta competencia exclusiva al considerar que constituye un título competencial diferente del relativo a la protección del medio ambiente, ya que la legislación sobre espacios naturales protegidos realiza una protección de carácter excepcional y que se basa en la idea de conservación de la naturaleza en determinados espacios por medio de una lista de prohibiciones o limitaciones de tipo general, de tal forma que aunque los espacios naturales constituyen también factor del medio ambiente por ser su soporte topográfico, se les reconoce personalidad propia dentro del conjunto (SsTC 64/1982, de 4 de noviembre, y 102/1995, de 26 de junio).

No obstante, y a pesar del carácter de exclusiva con el que algunos Estatutos de Autonomía han asumido esta competencia sobre los espacios naturales protegidos, la misma ha de ejercerse en el marco general de distribución de competencias, y por tanto en el marco de la relati-

va a la protección del medio ambiente (art. 149-1º-23ª-CE); más en concreto, de acuerdo con la legislación básica de protección del medio ambiente (SsTC 69/1982, de 23 de noviembre, y 102/1995, de 26 de junio, entre otras).

4.2.2 La Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad de 2007 y su reforma de 2015: la previsión de la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas

De acuerdo con las competencias del Estado en materia de medio ambiente reconocidas en el art. 149-1º-23ª de la Constitución Española de 1978, e interpretadas por el Tribunal Constitucional en la forma señalada, se aprobó la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE 299, 2007), que, con el carácter de legislación básica a efectos constitucionales, estableció el régimen jurídico básico de la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y de la biodiversidad española, como parte del deber de conservar y del objetivo de garantizar los derechos de las personas a un medio ambiente adecuado para su bienestar, salud y desarrollo, y se recogen igualmente las normas y recomendaciones internacionales y europeas que organismos internacionales y la Unión Europea han ido estableciendo a lo largo de los últimos años.

Naturalmente, por el año en que se aprobó esa Ley, no hay referencia directa alguna a la infraestructura verde (aunque este concepto ya se utilizaba antes de la Comunicación de 2013, citada), si bien sí se prevén y regulan algunos de los instrumentos y contenidos de la misma, tales como las propias figuras de espacios naturales protegidos, las zonas periféricas de protección, las áreas de influencia socioeconómica, los espacios naturales protegidos transfronterizos, los espacios de la Red Natura 2000 o los corredores ecológicos y las áreas de montaña.

Posteriormente, tal como se ha señalado, la Ley 33/2015, de 21 de septiembre, citada, modifica la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE 227, 2015), que tiene por objeto garantizar la correcta aplicación del Derecho internacional y la incorporación de la normativa de la Unión Europea en nuestro Ordenamiento jurídico; y más concretamente perfeccionar la incorporación de la Directiva de Hábitats de 1992 y de la Directiva de Aves de 2009, los principales objetivos de la Estrategia de la Unión Europea sobre la Biodiversidad hasta 2020 y, lo que es más importante, se

pretende dar cumplimiento a la Comunicación de la Comisión Europea sobre la Infraestructura verde de 2013.

En efecto, se introduce un nuevo Capítulo III, en el Título I, relativo a la “Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas”, integrado únicamente por el artículo 15, “Del Marco estratégico de la Infraestructura Verde y de la conectividad y restauración ecológicas”, que la regula. Precepto que tiene carácter de legislación básica sobre protección del medio ambiente, de conformidad con lo dispuesto en el artículo 149.1.23.ª de la Constitución Española.

Con la finalidad de garantizar la conectividad ecológica y la restauración del territorio español, ese precepto prevé que el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, con la colaboración de las Comunidades Autónomas a través de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, y de otros Ministerios implicados, elaborará, en un plazo máximo de tres años a contar desde la entrada en vigor de Ley 33/2015, una Estrategia Estatal de Infraestructura Verde, y de la Conectividad y Restauración Ecológicas, que incorporará una cartografía adecuada que permita visualizarla gráficamente; la cual, previo informe del Consejo Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, y de la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente, será aprobada mediante Orden Ministerial conjunta, a propuesta de los Ministerios que hubieran participado en su elaboración y publicada en el Boletín Oficial del Estado.

La Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas tendrá como objetivo marcar las directrices para la identificación y conservación de los elementos del territorio que componen la infraestructura verde del territorio español, terrestre y marino, y para que la planificación territorial y sectorial que realicen las Administraciones públicas permita y asegure la conectividad ecológica y la funcionalidad de los ecosistemas, la mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático, la desfragmentación de áreas estratégicas para la conectividad y la restauración de ecosistemas degradados.

La Estrategia tendrá en especial consideración, entre otros, los espacios protegidos, los hábitats en peligro de desaparición y de especies en peligro de extinción, las áreas de montaña, los cursos fluviales, los humedales, las vías pecuarias, las corrientes oceánicas, los cañones submarinos, las rutas migratorias que faciliten la conectividad, y los sistemas de alto valor natural originados como consecuencia de las buenas prácticas aplicadas por

los diferentes sectores económicos, así como los hábitats prioritarios a restaurar, los terrenos afectados por los bancos de conservación de la naturaleza y los instrumentos utilizados por las Administraciones competentes en la aplicación del Convenio Europeo del Paisaje de 2000.

Basándose en las directrices de la Estrategia nacional, las Comunidades Autónomas están obligadas a desarrollar, en un plazo máximo de tres años a contar desde la aprobación de dicha Estrategia, sus propias estrategias, que incluirán, al menos, los objetivos contenidos en aquella.

En el contenido de la misma han de tenerse en cuenta los espacios citados expresamente (espacios protegidos, los hábitats en peligro de desaparición y de especies en peligro de extinción, las áreas de montaña, los cursos fluviales, los humedales, las vías pecuarias, las corrientes oceánicas, los cañones submarinos, etc.), y su régimen jurídico, así como otras prescripciones de la nueva Ley, tales como la mejora de la coherencia y la conectividad de la Red Natura 2000, en consonancia con lo establecido en la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde, y de otras Leyes relacionadas materialmente con la finalidad o el contenido de la propia Estrategia (p. ej., en materia de ordenación del territorio y urbanismo, responsabilidad por daños ambientales, infraestructuras de transporte o vías pecuarias), así como, en el ámbito de sus competencias, la correspondiente legislación en la materia de las Comunidades Autónomas.

4.2.3 El marco normativo estatal de los elementos integrantes del concepto de **infraestructura verde**

La Comunicación de la Comisión de 2013 define la infraestructura verde de una manera muy amplia, al concebirla como una red de zonas naturales y seminaturales y de otros elementos ambientales, que incorpora espacios verdes, o azules en el caso de los ecosistemas acuáticos, y otros elementos físicos de espacios terrestres, incluidas las zonas costeras, y marinos, y, en los espacios terrestres, la infraestructura verde está presente en los entornos rurales y urbanos. Además, el Documento de Trabajo de los Servicios de la Comisión relativo a Información técnica sobre la infraestructura verde, que es complementario de la Comunicación anterior, afirma que los tipos de características físicas que contribuyen a la infraestructura verde son diversos, específicos de cada ubicación o lugar y dependen en buena medida de las escalas. Así, a escala local, los parques, jardines, cubiertas verdes, estanques,

ríos, bosques, líneas de setos, praderas, emplazamientos baldíos recuperados y dunas costeras ricos en biodiversidad pueden contribuir en conjunto a la infraestructura verde, si prestan múltiples servicios ecosistémicos, y los ecoductos y otros tipos de pasos de fauna, además de los dispositivos de paso de peces, constituyen elementos de unión. A escala regional o nacional, las grandes zonas naturales protegidas, lagos grandes, cuencas fluviales, bosques de alto valor natural, pastizales extensos, zonas agrícolas de baja intensidad, amplios sistemas de dunas y lagunas costeras son sólo unos pocos ejemplos. Finalmente, a escala de la UE, las características transfronterizas como las cuencas fluviales, los bosques y las regiones montañosas internacionales son ejemplos de la infraestructura verde supranacional de la UE. Pero, además, estos elementos de alta calidad, tienen que formar parte integrante de una red de infraestructura verde interconectada y ser capaces de ofrecer algo más que un simple espacio verde.

Por su parte, Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, en su art. 15-3º, es más concreta, al precisar que la Estrategia estatal de infraestructura verde tendrá en especial consideración, entre otros, los espacios protegidos, hábitats en peligro de desaparición y de especies en peligro de extinción, áreas de montaña, cursos fluviales, humedales, vías pecuarias, corrientes oceánicas, cañones submarinos, las rutas migratorias que faciliten la conectividad, y los sistemas de alto valor natural originados como consecuencia de las buenas prácticas aplicadas por los diferentes sectores económicos, así como los hábitats prioritarios a restaurar, los terrenos afectados por los bancos de conservación de la naturaleza y los instrumentos utilizados por las Administraciones competentes en la aplicación del Convenio Europeo del Paisaje de 2000.

Además, conforme al art. 15-2º, debe tenerse en cuenta que el objetivo de la Estrategia es marcar las directrices para la identificación y conservación de los elementos del territorio que componen la infraestructura verde del territorio español, terrestre y marino, y para que la planificación territorial y sectorial que realicen las Administraciones públicas permita y asegure la conectividad ecológica y la funcionalidad de los ecosistemas, la mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático, la desfragmentación de áreas estratégicas para la conectividad y la restauración de ecosistemas degradados; con lo que también ha de tenerse en cuenta, en su caso, el marco normativo de la conectividad ecológica y de la restauración de ecosistemas degradados.

Dada la novedad y la modernidad del concepto de infraestructura verde, la mayor parte de las normas básicas del Estado en materia de o relacionadas con el medio ambiente, la naturaleza y la biodiversidad, no la mencionan, aunque naturalmente se refieren a conceptos que posteriormente se integran en la misma; siendo únicamente la Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad y la Ley de Montes las que la mencionan, al ser precisamente ambas reformadas en 2015.

El marco normativo protector de la mayoría de los elementos materiales de la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde está contenido en la **Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad** (BOE 227, 2015), cuyo objeto es establecer el régimen jurídico básico de la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y de la biodiversidad, como parte del deber de conservar y del derecho a disfrutar de un medio ambiente adecuado para el desarrollo de la persona, establecido en el artículo 45.2 de la Constitución Española (art. 1); constituyendo dicha conservación y protección una función pública, pues todos los poderes públicos, en sus respectivos ámbitos competenciales, velarán por la conservación y la utilización racional del patrimonio natural en todo el territorio nacional, que incluye su medio marino así como en la zona económica exclusiva y en la plataforma continental, con independencia de su titularidad o régimen jurídico, teniendo en cuenta especialmente los tipos de hábitats naturales y las especies silvestres en régimen de protección especial (art. 5).

Entre los instrumentos previstos en la Ley, deben mencionarse en primer lugar los *Planes de Ordenación de los Recursos Naturales* (arts. 16 a 24) al ser el instrumento específico para la delimitación, tipificación, integración en red y determinación de su relación con el resto del territorio, de los sistemas que integran patrimonio y los recursos naturales de un determinado ámbito espacial, con independencia de otros instrumentos que pueda establecer la legislación autonómica.

Entre sus objetivos, se incluyen los relativos a identificar y georreferenciar los espacios y los elementos significativos del Patrimonio Natural de un territorio determinado; formular los criterios orientadores de las políticas sectoriales y ordenadores de las actividades económicas y sociales, públicas y privadas, para que sean compatibles con las exigencias contenidas en la propia Ley; señalar los regímenes de protección que procedan para los diferentes espacios, ecosistemas y recursos naturales presentes en su ámbito territorial de aplicación,

al objeto de mantener, mejorar o restaurar los ecosistemas, su funcionalidad y conectividad; prever y promover la aplicación de medidas de conservación y restauración de los recursos naturales y los componentes de la biodiversidad y geodiversidad que lo precisen, y contribuir al establecimiento y la consolidación de redes ecológicas compuestas por espacios de alto valor natural, que permitan los movimientos y la dispersión de las poblaciones de especies de la flora y de la fauna y el mantenimiento de los flujos que garanticen la funcionalidad de los ecosistemas.

De acuerdo con los objetivos anteriores, en su contenido mínimo han de integrarse, entre otros, un inventario y definición del estado de conservación de los componentes del patrimonio natural y la biodiversidad, de los ecosistemas y los paisajes en el ámbito correspondiente, formulando un diagnóstico del mismo y una previsión de su evolución futura; la determinación de los criterios para la conservación, protección, restauración y uso sostenible de los recursos naturales y, en particular, de los componentes de la biodiversidad y geodiversidad en el ámbito del Plan; la determinación de las limitaciones generales y específicas de los usos y actividades en función de la conservación de los componentes del patrimonio natural y la biodiversidad; la aplicación, en su caso, de alguno de los regímenes de protección de espacios naturales; el establecimiento de los criterios de referencia orientadores en la formulación y ejecución de las diversas políticas sectoriales que inciden en el ámbito del Plan, para que sean compatibles con los objetivos de conservación del patrimonio natural y la biodiversidad, y la identificación de medidas para garantizar la conectividad ecológica en el ámbito territorial objeto de ordenación.

La importante trascendencia jurídica de los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales deriva del alcance que le reconoce la propia Ley; en particular cuando los instrumentos de ordenación territorial, urbanística, de recursos naturales y, en general, física, existentes resulten contradictorios, pues deberán adaptarse a ellos, y en tanto la adaptación no tenga lugar, las determinaciones de aquellos se aplicarán, en todo caso, prevaleciendo sobre los instrumentos citados.

Durante la tramitación de los Planes, se establece un sistema de protección cautelar, que impide realizar actos que supongan una transformación sensible de la realidad física y biológica que pueda llegar a hacer imposible o dificultar de forma importante la consecución de los objetivos de dicho Plan.

Además, las Administraciones Públicas preverán, en su planificación ambiental o en los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales, mecanismos para lograr la conectividad ecológica del territorio, estableciendo o restableciendo corredores, en particular entre los espacios protegidos Red Natura 2000 y entre aquellos espacios naturales de singular relevancia para la biodiversidad; para lo que se otorgará un papel prioritario a los cursos fluviales, las vías pecuarias, las áreas de montaña¹² y otros elementos del territorio, lineales y continuos, o que actúan como puntos de enlace, con independencia de que tengan la condición de espacios naturales protegidos. Asimismo, las Administraciones Públicas promoverán unas directrices de conservación de las áreas de montaña que atiendan, como mínimo, a los valores paisajísticos, históricos y ambientales de las mismas.

Por otra parte, cuando de las informaciones obtenidas por la Comunidad Autónoma se dedujera la existencia de una zona bien conservada, amenazada de forma significativa por un factor de perturbación que alterará tal estado, las Administraciones Públicas competentes tomarán las medidas necesarias para eliminar o reducir el factor de perturbación, y otras acciones.

A continuación, la Ley establece el régimen de *catalogación, conservación y restauración de hábitats y espacios del patrimonio natural* (arts. 25 a 53), que incluye los elementos más importantes de la infraestructura verde y algunas de las medidas de protección. Así, define y clasifica los espacios naturales protegidos, que pueden ser transfronterizos, en Parques (resaltando la importancia de los Parques Nacionales)¹³, Reservas Naturales, Áreas Marinas Protegidas, Monumentos Naturales, Paisajes Protegidos, los cuales se integran por mandato legal en el contenido de la infraestructura verde; estableciendo el procedimiento de declaración, la responsabilidad en su gestión, y algunas medidas de protección, como la previsión de zonas periféricas de protección, áreas de influencia socioeconómica, la declaración de utilidad pública a efectos expropiatorios y el ejercicio, en su caso, de los derechos de tanteo y retracto. Seguidamente, de acuerdo con las correspondientes Directivas europeas, la

Ley delimita los espacios de la Red Natura 2000 en todo el territorio nacional (Lugares de Importancia Comunitaria y Zonas especiales de Conservación, y Zonas Especiales de Conservación para Aves) y establece las medidas de conservación de la red, incluyendo su vigilancia y seguimiento, y el fomento de la conservación de corredores ecológicos y la gestión de aquellos elementos del paisaje y áreas terrestres y marinas que resultan esenciales o revistan primordial importancia para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético entre poblaciones de especies de fauna y flora silvestres, teniendo en cuenta los impactos futuros del cambio climático. Además, se tienen en consideración las áreas protegidas por instrumentos internacionales (de la UNESCO, Patrimonio Mundial u otros).

Seguidamente, se establecen las medidas de *conservación de la biodiversidad*, concretamente de especies (arts. 54 a 67), dado que los hábitats en peligro de desaparición y de especies en peligro de extinción se integran en la infraestructura verde, se establece el régimen del *uso sostenible del patrimonio natural y de la biodiversidad* (arts. 68 a 74), incluyendo el régimen de protección de la Red Española de Reservas de la Biosfera, en el marco del Programa Persona y Biosfera (Programa MaB), de la UNESCO, así como el sistema de promoción de los conocimientos tradicionales para la conservación del patrimonio natural y la biodiversidad.

Entre las medidas de *fomento del conocimiento, la conservación y restauración del patrimonio natural y la biodiversidad* (arts. 75 a 78), se incluyen la promoción de la custodia del territorio, importante instrumento para la infraestructura verde, los incentivos a las externalidades positivas en el ámbito de los espacios protegidos y de los acuerdos de custodia del territorio, o el Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, cuyo objeto es poner en práctica aquellas medidas destinadas a apoyar la consecución de los objetivos de la propia Ley, así como la gestión forestal sostenible, la prevención estratégica de incendios forestales y la protección de espacios forestales y naturales en cuya financiación participe la Administración General del Estado.

Finalmente, la Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad prevé algunos otros instrumentos generales, como inventarios, catálogos, planes, estrategias y otros, que contribuyen a dar certeza y seguridad a los elementos que se integran en la infraestructura verde.

En desarrollo de esta Ley (art. 9), se aprobó el Real Decreto 556/2011, de 20 de abril, para el desarrollo del **Inven-**

¹² Aunque no abarca todos los aspectos de las zonas de montaña, debe tenerse en cuenta la Ley 25/1982, de 30 de junio, de Agricultura de Montaña (BOE núm. 164, de 10/07/1982) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1982-17236>].

¹³ Su regulación y protección se establece en la Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de Parques Nacionales (BOE núm. 293, de 04/12/2014) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2014-12588>].

ario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad (Real Decreto 556/2011), que es el instrumento que permite disponer de una información objetiva, fiable y comparable, lo más actualizada posible, en todo el ámbito territorial, con la finalidad de identificar y conocer el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, su estado y tendencias, todo ello para fundamentar la elaboración y aplicación de políticas y acciones en materia de conservación, gestión y uso sostenible; difundir los valores del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad a la sociedad en su conjunto, y contribuir como fuente de información para atender a los compromisos internacionales suscritos por España. Su ámbito territorial comprende el territorio nacional y las aguas marinas bajo soberanía o jurisdicción nacional, incluyendo la zona económica exclusiva y la plataforma continental, y en su contenido, reflejado en los Anexos, se incluye una buena parte de los elementos materiales de la infraestructura verde.

Asimismo en desarrollo de la Ley (arts. 12 y 13), el Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, aprueba el **Plan Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 2011-2017** (Real Decreto 1274/2011), que tanto en el diagnóstico que realiza como en las medidas previstas ya incluye referencias a los componentes de la infraestructura verde, a los servicios ecosistémicos y a la conectividad y restauración ecológicas, y en relación con la custodia del territorio.

Seguidamente, entre los textos normativos que establecen el régimen jurídico de los elementos que integran la infraestructura verde, el **Texto Refundido de la Ley de Aguas de 2001** (BOE 176, 2001), de carácter básico, define y establece el régimen de los bienes del dominio público hidráulico, entre los que se encuentran los cursos fluviales, que se integran en el contenido de la infraestructura verde. Concretamente, se declaran de dominio público hidráulico del Estado (BOE 103, 1986) las aguas continentales, tanto las superficiales como las subterráneas renovables con independencia del tiempo de renovación; los cauces de corrientes naturales, continuas o discontinuas; los lechos de los lagos y lagunas y los de los embalses superficiales en cauces públicos, los acuíferos, a los efectos de los actos de disposición o de afección de los recursos hidráulicos, y las aguas procedentes de la desalación de agua de mar. En relación con los cauces, debe tenerse en cuenta el concepto de “riberas”, que son las fajas laterales de los cauces públicos situadas por encima del nivel de aguas bajas, y de “márgenes”, terrenos que lindan con los cauces; en particular porque las márgenes están sujetas, en toda su extensión longitudinal, a una zona de ser-

vidumbre de 5 metros de anchura, para uso público que se regulará reglamentariamente, y a una zona de policía de 100 metros de anchura en la que se condicionará el uso del suelo y las actividades que se desarrollen (arts. 2, 4 y 6). Particular importancia tiene la regulación del uso de estos bienes del dominio público hidráulico, previendo usos comunes, usos comunes especiales y usos privativos, con el consiguiente sistema de autorización o concesión administrativa, insistiéndose en la protección del recurso y de su calidad; permitiendo el aprovechamiento de los cauces o bienes situados en ellos, mediante concesión o autorización administrativa, pero en el otorgamiento de las relativas a aprovechamientos de áridos, pastos y vegetación arbórea o arbustiva, establecimiento de puentes o pasarelas, embarcaderos e instalaciones para baños públicos, se considerará la posible incidencia ecológica desfavorable, debiendo exigirse las adecuadas garantías para la restitución del medio (arts. 47 a 80). Además, se prevén que las zonas pantanosas o encharcadas, incluso las creadas artificialmente, tendrán la consideración de zonas húmedas (art. 111), que se delimitarán de acuerdo con la legislación específica, se somete toda actividad en tales zonas a autorización o concesión administrativa, debiendo los Organismos de Cuenca y la Administración ambiental competente coordinar sus actuaciones para la conservación, la protección eficaz, la gestión sostenible y la recuperación de las zonas húmedas, especialmente de aquellas que posean un interés natural o paisajístico, siendo posible que los Organismos de Cuenca podrán promover la declaración de determinadas zonas húmedas como de especial interés para su conservación y protección, de acuerdo con la legislación medioambiental.

Seguidamente, la Ley de Aguas (arts. 92 a 99 bis) establece el sistema de protección del dominio público hidráulico y de la calidad de las aguas, que incluye objetivos generales y medioambientales, según el estado de las masas de agua, y unos programas de medidas, sometiendo las concesiones y autorización a limitaciones medioambientales, al señalar que los Organismos de Cuenca, en su concesión, adoptarán las medidas necesarias para hacer compatible el aprovechamiento con el respeto del medio ambiente y garantizar los caudales ecológicos o demandas ambientales previstas en la planificación hidrológica. Más específicamente, se prevé que, en la tramitación de concesiones y autorizaciones que afecten al dominio público hidráulico que pudieran implicar riesgos para el medio ambiente, será preceptiva la presentación de un informe sobre los posibles efectos nocivos para el medio, del que se dará traslado al Órgano ambiental competen-

te para que se pronuncie sobre las medidas correctoras que, a su juicio, deban introducirse como consecuencia del informe presentado, y que, sin perjuicio de los supuestos en que resulte obligatorio, conforme a la normativa vigente, en los casos en que el Organismo de Cuenca presuma la existencia de un riesgo grave para el medio ambiente, someterá igualmente a la consideración del Órgano ambiental competente la conveniencia de iniciar el procedimiento de evaluación de impacto ambiental. Por otra parte, se prevé que, para cada demarcación hidrográfica existirá al menos un registro de las zonas que hayan sido declaradas objeto de protección especial en virtud de norma específica sobre protección de aguas superficiales o subterráneas, o sobre conservación de hábitats y especies directamente dependientes del agua.

Igualmente, la Ley de Aguas regula las obras hidráulicas, las cuales pueden afectar a los cauces y a los restantes bienes de dominio público, con fines de protección (arts. 122 a 131).

Finalmente, la protección de los bienes del dominio público hidráulico se refleja naturalmente en el régimen de infracciones y sanciones previsto (arts. 116 a 121).

A continuación, en el concepto de infraestructura verde se integran las vías pecuarias, reguladas en la **Ley de Vías Pecuarias de 1995** (BOE 71, 1995), de carácter básico, que las define como las rutas o itinerarios por donde discurre o ha venido discurrendo tradicionalmente el tránsito ganadero; si bien, podrán ser destinadas a otros usos compatibles y complementarios en términos acordes con su naturaleza y sus fines, dando prioridad al tránsito ganadero y otros usos rurales, e inspirándose en el desarrollo sostenible y el respeto al medio ambiente, al paisaje y al patrimonio natural y cultural. La ley declara las vías pecuarias como bienes de dominio público de las Comunidades Autónomas y, en consecuencia, inalienables, imprescriptibles e inembargables. La actuación de las Comunidades Autónomas sobre las vías pecuarias tendrá los fines de regular el uso de las vías pecuarias de acuerdo con la normativa básica estatal; ejercer las potestades administrativas en defensa de la integridad de las vías pecuarias; garantizar el uso público de las mismas tanto cuando sirvan para facilitar el tránsito ganadero como cuando se adscriban a otros usos compatibles o complementarios, y asegurar la adecuada conservación de las vías pecuarias, así como de otros elementos ambientales o culturalmente valiosos, directamente vinculados a ellas, mediante la adopción de las medidas de protección y restauración necesarias. De acuerdo con lo anterior, la Ley (arts. 5 a 15) establece su

régimen protector (deslinde y amojonamiento, posibles modificaciones de trazado, ocupaciones y aprovechamientos, la creación de la Red Nacional de Vías Pecuarias y el sistema de infracciones y sanciones).

La Ley crea la Red Nacional de Vías Pecuarias, en la que se integran todas las cañadas y aquellas otras vías pecuarias que garanticen la continuidad de las mismas, siempre que su itinerario discurra entre dos o más Comunidades Autónomas y también las vías pecuarias que sirvan de enlace para los desplazamientos ganaderos de carácter interfronterizo; a la que podrán incorporarse, a petición de las Comunidades Autónomas, otras vías pecuarias que, discurrendo por sus territorios respectivos, estén comunicadas con dicha Red (art. 18).

Por otra parte, se consideran compatibles con la actividad pecuaria los usos tradicionales que, siendo de carácter agrícola y no teniendo la naturaleza jurídica de la ocupación, puedan ejercitarse en armonía con el tránsito ganadero; si bien, las comunicaciones rurales y, en particular, el desplazamiento de vehículos y maquinaria agrícola deberán respetar la prioridad del paso de los ganados, evitando el desvío de éstos o la interrupción prolongada de su marcha, y, con carácter excepcional y para uso específico y concreto, las Comunidades Autónomas podrán autorizar la circulación de vehículos motorizados que no sean de carácter agrícola, quedando excluidas de dicha autorización las vías pecuarias en el momento de transitar el ganado y aquellas otras que revistan interés ecológico y cultural; asimismo, serán también compatibles las plantaciones lineales, cortavientos u ornamentales, cuando permitan el tránsito normal de los ganados (art. 16).

Además, se consideran usos complementarios de las vías pecuarias el paseo, la práctica del senderismo, la cabalgada y otras formas de desplazamiento deportivo sobre vehículos no motorizados siempre que respeten la prioridad del tránsito ganadero; si bien podrán establecerse sobre terrenos de vías pecuarias instalaciones desmontables que sean necesarias para el ejercicio de estas actividades con informe del Ayuntamiento y autorización de la Comunidad Autónoma, aunque cuando algunos usos en terrenos de vías pecuarias puedan suponer incompatibilidad con la protección de ecosistemas sensibles, masas forestales con alto riesgo de incendio, especies protegidas y prácticas deportivas tradicionales, las Administraciones competentes podrán establecer determinadas restricciones temporales a los usos complementarios (art. 17).

Seguidamente, deben tenerse en cuenta las costas y el litoral, cuya legislación vigente está constituida por la **Ley de Costas de 1988**, modificada en particular por la **Ley de Protección y Uso Sostenible del Litoral de 2013** (BOE 181, 1988).

El sistema de protección del dominio público marítimo-terrestre previsto en la Ley, teniendo en cuenta el art. 132-2º-CE, se basa en la determinación y definición de los distintos bienes que lo integran, para posteriormente establecer y regular el sistema de uso y protección del mismo.

En efecto, la Ley de Costas (arts. 1 y 2) tiene por objeto la determinación, protección, utilización y policía del dominio público marítimo-terrestre y especialmente de la ribera del mar, y la actuación administrativa sobre el dominio público marítimo-terrestre perseguirá los siguientes fines: determinar el dominio público marítimo-terrestre y asegurar su integridad y adecuada conservación, adoptando, en su caso, las medidas de protección, y restauración necesarias y, cuando proceda, de adaptación, teniendo en cuenta los efectos del cambio climático; garantizar el uso público del mar, de su ribera y del resto del dominio público marítimo-terrestre, sin más excepciones que las derivadas de razones de interés público debidamente justificadas; regular la utilización racional de estos bienes en términos acordes con su naturaleza, sus fines y con el respeto al paisaje, al medio ambiente y al patrimonio histórico, y conseguir y mantener un adecuado nivel de calidad de las aguas y de la ribera del mar.

Inmediatamente, la Ley delimita los bienes integrantes del dominio público marítimo-terrestre estatal (arts. 3 a 6), integrándose en el mismo la ribera del mar y de las rías (incluyendo la zona marítimo-terrestre y las playas), el mar territorial y las aguas interiores, con su lecho y subsuelo, y los recursos naturales de la zona económica y la plataforma continental. Pertenecen también al mismo las accesiones a la ribera del mar por depósito de materiales o por retirada del mar; los terrenos ganados al mar como consecuencia directa o indirecta de obras, y los desecados en su ribera; los terrenos cuya superficie sea invadida por el mar por causas diversas, incluyendo en todo caso los terrenos inundados que sean navegables; los terrenos acantilados sensiblemente verticales, que estén en contacto con el mar o con espacios de dominio público marítimo-terrestre, hasta su coronación; los islotes en aguas interiores y mar territorial, y, entre otros, los terrenos colindantes con la ribera del mar que se adquieran para su incorporación al dominio público marítimo-terrestre; así como, con ma-

tices, las islas que estén formadas o se formen por causas naturales en el mar territorial o en aguas interiores o en los ríos hasta donde se hagan sensibles las mareas.

La Ley de Costas (arts. 31 a 41), continuando con la tradición normativa española, establece que la utilización del dominio público marítimo-terrestre y, en todo caso, del mar y su ribera será libre, pública y gratuita para los usos comunes y acordes con la naturaleza de aquél, tales como pasear, estar, bañarse, navegar, embarcar y desembarcar, varar, pescar, coger plantas y mariscos y otros actos semejantes que no requieran obras e instalaciones de ningún tipo y que se realicen de acuerdo con las leyes y reglamentos o normas aprobadas conforme a la propia Ley u otras aplicables. No obstante, los usos que tengan especiales circunstancias de intensidad, peligrosidad o rentabilidad y los que requieran la ejecución de obras e instalaciones sólo podrán ampararse en la existencia de reserva, adscripción, autorización y concesión, con sujeción a lo previsto en la propia Ley.

En cuanto al sistema de protección de este dominio público, y de acuerdo con el art. 132-CE, los bienes de dominio público marítimo-terrestre son inalienables, imprescriptibles e inembargables (art. 7). Además, se prevé (arts. 11 y ss.) el deslinde de esos bienes, su afectación y desafectación, las limitaciones de la propiedad sobre los terrenos contiguos a la ribera del mar, las servidumbres legales, el régimen del uso de los bienes, con las autorizaciones y concesiones, las reservas demaniales de la Administración General del Estado, facultad de recuperación posesoria de estos bienes por la anterior, el desahucio administrativo, la policía demanial y el régimen de infracciones y sanciones.

De acuerdo con las prescripciones anteriores, la Ley establece varias servidumbres, protectoras de los bienes de dominio marítimo-terrestre:

- a. La servidumbre de protección, que recaerá sobre una zona de 100 metros medida tierra adentro desde el límite interior de la ribera del mar (aunque en determinadas condiciones puede ampliarse o reducirse); en la cual se podrán realizar sin necesidad de autorización cultivos y plantaciones y en los primeros 20 metros de esta zona se podrán depositar temporalmente objetos o materiales arrojados por el mar y realizar operaciones de salvamento marítimo, pero no podrán llevarse a cabo cerramientos, salvo en las condiciones que se determinen reglamentariamente, y en la que se prohíben diversas actividades y obras.

- b. La servidumbre de tránsito, que recaerá sobre una franja de 6 metros, medidos tierra adentro a partir del límite interior de la ribera del mar; la cual deberá dejarse permanentemente expedita para el paso público peatonal y para los vehículos de vigilancia y salvamento, salvo en espacios especialmente protegidos, aunque en lugares de tránsito difícil o peligroso dicha anchura podrá ampliarse en lo que resulte necesario, hasta un máximo de 20 metros.
- c. La servidumbre de acceso público y gratuito al mar, que recaerá sobre los terrenos colindantes o contiguos al dominio público marítimo-terrestre, en la longitud y anchura que demanden la naturaleza y finalidad del acceso. Para asegurar el uso público de esta zona del dominio público marítimo-terrestre, los planes y normas de ordenación territorial y urbanística del litoral establecerán, salvo en espacios calificados como de especial protección, la previsión de suficientes accesos al mar y aparcamientos, fuera del dominio público marítimo-terrestre. A estos efectos, en las zonas urbanas y urbanizables, los de tráfico rodado deberán estar separados entre sí, como máximo, 500 metros, y los peatonales, 200 metros.
- d. En los tramos finales de los cauces deberá mantenerse la aportación de áridos a sus desembocaduras, y para autorizar su extracción, hasta la distancia que en cada caso se determine, se necesitará el informe favorable de la Administración General del Estado, en cuanto a su incidencia en el dominio público marítimo-terrestre. Los yacimientos de áridos, emplazados en la zona de influencia, quedarán sujetos al derecho de tanteo y retracto en las operaciones de venta, cesión o cualquier otra forma de transmisión, a favor de la Administración General del Estado, para su aportación a las playas; y, con esta misma finalidad, dichos yacimientos se declaran de utilidad pública a los efectos de su expropiación, total o parcial en su caso, por el Ministerio competente y de la ocupación temporal de los terrenos necesarios.
- e. Zona de influencia. La ordenación territorial y urbanística sobre terrenos incluidos en una zona, cuya anchura se determinará en los instrumentos correspondientes y que será como mínimo de 500 metros a partir del límite interior de la ribera del mar, respetará las exigencias de protección del dominio público marítimo-terrestre a través de los siguientes criterios: en tramos con playa y con acceso de tráfico rodado, se preverán reservas de suelo para aparcamientos

de vehículos en cuantía suficiente para garantizar el estacionamiento fuera de la zona de servidumbre de tránsito; y las construcciones habrán de adaptarse a lo establecido en la legislación urbanística. Se deberá evitar la formación de pantallas arquitectónicas o acumulación de volúmenes, sin que, a estos efectos, la densidad de edificación pueda ser superior a la media del suelo urbanizable programado o apto para urbanizar en el término municipal respectivo.

Asimismo, en este ámbito, la **Ley de Protección del Medio Marino de 2010** (BOE 317, 2010) establece el régimen jurídico que rige la adopción de las medidas necesarias para lograr o mantener el buen estado ambiental del medio marino, a través de su planificación, conservación, protección y mejora, y, en su calidad de bien de dominio público, se asegurará un uso sostenible de los recursos del medio marino que tenga en consideración el interés general. Los instrumentos esenciales de planificación del medio marino son las estrategias marinas (arts. 6 y ss.), que perseguirán como objetivos específicos, entre otros, proteger y preservar el medio marino, incluyendo su biodiversidad, evitar su deterioro y recuperar los ecosistemas marinos en las zonas que se hayan visto afectados negativamente; velar por que no se produzcan impactos o riesgos graves para la biodiversidad marina, los ecosistemas marinos, la salud humana o los usos permitidos del mar, y garantizar que las actividades y usos en el medio marino sean compatibles con la preservación de su biodiversidad (art. 1).

En virtud de lo dispuesto en el artículo 132-CE son bienes de dominio público estatal, entre otros, el mar territorial y los recursos naturales de la zona económica y la plataforma continental. Por otra parte, la utilización de las aguas marinas, incluidos el lecho, el subsuelo y los recursos naturales, será libre, pública y gratuita para los usos compatibles con su naturaleza de bien de dominio público, de conformidad con la Ley de Costas, y con la preservación de su integridad, y fuera de este uso común general, no se admitirán sobre el medio marino más derechos de uso, explotación y aprovechamiento que los autorizados en virtud de la legislación sectorial aplicable (arts. 2 y 3).

Entre las medidas más relacionadas con la infraestructura verde, se crea de la Red de Áreas Marinas Protegidas de España, que está constituida por espacios protegidos situados en el medio marino español, representativos del patrimonio natural marino, con independencia de que su declaración y gestión estén reguladas por normas internacionales, comunitarias y estatales, así como su marco

normativo y el sistema de relaciones necesario para su funcionamiento, y también podrán quedar integrados en la Red, aquellos espacios cuya declaración y gestión estén reguladas por normas autonómicas (arts. 24 a 30).

Naturalmente, en relación con la infraestructura verde debe mencionarse la **Ley de Montes de 2003** (Ley 43/2003, BOE 280, 2003), que considera “monte” (art. 5) a todo terreno en el que vegetan especies forestales arbóreas, arbustivas, de matorral o herbáceas, sea espontáneamente o procedan de siembra o plantación, que cumplan o puedan cumplir funciones ambientales, protectoras, productoras, culturales, paisajísticas o recreativas; teniendo también la consideración de monte los terrenos yermos, roquedos y arenales, los terrenos agrícolas abandonados que cumplan las condiciones y plazos que determine la Comunidad Autónoma (siempre que hayan adquirido signos inequívocos de su estado forestal), todo terreno que, sin reunir las características anteriores, se adscriba a la finalidad de ser repoblado o transformado al uso forestal, de conformidad con la normativa aplicable, y, entre otros, los enclaves forestales en terrenos agrícolas con la superficie mínima determinada por la Comunidad Autónoma.

Entre los principios que inspiran la Ley (art. 3), pueden resaltarse los relativos a la gestión sostenible de los montes; el cumplimiento equilibrado de la multifuncionalidad de los montes en sus valores ambientales, económicos y sociales; la planificación forestal en el marco de la ordenación del territorio; el fomento de las producciones forestales y sus sectores económicos asociados; la conservación, mejora y restauración de la biodiversidad de los ecosistemas y especies forestales; la integración en la política forestal española de los objetivos de la acción internacional sobre protección del medio ambiente, especialmente en materia de desertificación, cambio climático y biodiversidad; la colaboración y cooperación de las diferentes Administraciones públicas en la elaboración y ejecución de sus políticas forestales; el principio o enfoque de precaución, en virtud del cual cuando exista una amenaza de reducción o pérdida sustancial de la diversidad biológica no debe alegarse la falta de pruebas científicas inequívocas como razón para aplazar las medidas encaminadas a evitar o reducir al mínimo esa amenaza; la adaptación de los montes al cambio climático, fomentando una gestión encaminada a la resiliencia y resistencia de los montes al mismo, y especialmente la consideración de los montes como infraestructuras verdes para mejorar el capital natural y su consideración en la mitigación del cambio climático (principio este incorporado en la reforma de 2015, y que debe

destacarse al integrar adecuadamente los montes en el concepto de infraestructura verde)

Los montes pueden ser, por su titularidad, públicos o privados. Los primeros son los pertenecientes al Estado, las Comunidades Autónomas, a las Entidades Locales y a otras Entidades de Derecho Público, y los montes privados son los que pertenecen a personas físicas o jurídicas de derecho privado, ya sea individualmente o en régimen de copropiedad (arts. 11 y ss.). Los montes de titularidad pública pueden ser demaniales, o de dominio público, y patrimoniales, que son los montes de propiedad pública que no sean demaniales (art. 12). Los montes demaniales, que constituyen el dominio público forestal, son los afectados a un servicio público (considerándose como tales los de titularidad pública incluidos en el Catálogo de Montes de Utilidad Pública), los montes comunales pertenecientes a las Entidades locales en tanto su aprovechamiento corresponda al común de vecinos, y aquellos montes que hayan sido afectados a un uso o servicio público.

En relación con las funciones que cumplen, y sobre la base de la declaración de la multiplicidad de los montes (art. 4), se prevé que podrán declararse montes protectores (art. 24) a aquellos montes o terrenos forestales de titularidad pública o privada que cumplan alguna de las condiciones que para los montes públicos establece el art. 13: los que sean esenciales para la protección del suelo frente a los procesos de erosión; los situados en las cabeceras de las cuencas hidrográficas y aquellos otros que contribuyan decisivamente a la regulación del régimen hidrológico, incluidos los que se encuentren en los perímetros de protección de las captaciones superficiales y subterráneas de agua, evitando o reduciendo aludes, riadas e inundaciones y defendiendo poblaciones, cultivos e infraestructuras, o mejorando el abastecimiento de agua en cantidad o calidad; los que eviten o reduzcan los desprendimientos de tierras o rocas y el aterramiento de embalses y aquellos que protejan cultivos e infraestructuras contra el viento; los que sin reunir plenamente en su estado actual las características anteriores sean destinados a la repoblación o mejora forestal con los fines de protección en ellos indicados; los que contribuyan a la conservación de la diversidad biológica a través del mantenimiento de los sistemas ecológicos, la protección de la flora y la fauna o la preservación de la diversidad genética y, en particular, los que constituyan o formen parte de espacios naturales protegidos, zonas de especial protección para las aves, zonas de especial conservación, lugares de interés geológico u otras figuras legales de protec-

ción, así como los que constituyan elementos relevantes del paisaje, y aquellos otros que establezca la Comunidad Autónoma en su legislación.

Los montes declarados de dominio público o demaniales (art. 12) son inalienables, imprescriptibles e inembargables; siendo la titularidad pública más su afectación a un uso o servicio público, o la inclusión en el Catálogo de Montes de Utilidad Pública, lo que determina la aplicación de tal régimen jurídico. En relación con el régimen protector de estos montes, la Ley regula su afectación y desafectación, las potestades de investigación, deslinde y protección, el Catálogo de Montes de Utilidad Pública o la gestión y uso de los mismos.

Tienen asimismo esta consideración los montes comunales pertenecientes a las Entidades Locales, regulados en la **Ley de Montes Vecinales en Mano Común de 1980** (BOE 280, 1980), en tanto su aprovechamiento corresponda al común de los vecinos. Los mismos son montes privados que tienen naturaleza especial derivada de su propiedad en común sin asignación de cuotas, siendo la titularidad de éstos de los vecinos que en cada momento integren el grupo comunitario de que se trate y sujetos a las limitaciones de indivisibilidad, inalienabilidad, imprescriptibilidad e inembargabilidad.

Además, se regula la gestión forestal sostenible (entendida como la organización, administración y uso de los montes de forma e intensidad que permita mantener su biodiversidad, productividad, vitalidad, potencialidad y capacidad de regeneración, para atender, ahora y en el futuro, las funciones ecológicas, económicas y sociales relevantes en el ámbito local, nacional y global, y sin producir daños a otros ecosistemas), la información, su planificación, la ordenación y la conservación de los montes, el acceso a los mismos, las medidas de fomento o el régimen de la potestad sancionadora (arts. 28 y ss.).

Aunque es anterior a la Ley de Montes vigente, debe tenerse en cuenta también el **Plan Forestal Español**, aprobado por el Consejo de Ministros el 5 de julio de 2002 (Consejo de Ministros, 2002), que define una política forestal común que permita la posibilidad de fijar objetivos nacionales ecológicos, económicos y sociales que respondan a las obligaciones internacionales (supraestatales) y establezcan los mecanismos institucionales que garanticen la coordinación interautonómica para su consecución, y que hace referencia a algunos de los componentes de la infraestructura verde (aunque el

concepto no había aparecido normativamente aún) y, p. ej. a las vías pecuarias como corredores ecológicos.

El concepto de infraestructura verde es de utilidad especialmente en el ámbito de la actividad urbanística y de uso del suelo, teniendo en cuenta además que la nueva Legislación del Estado en esta materia tiene como uno de sus objetivos más destacables avanzar hacia un urbanismo más sostenible, incluyendo acciones de rehabilitación, regeneración y renovación urbana. En efecto, el **Real Decreto Legislativo 7/2015, de 30 de octubre, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Suelo y Rehabilitación Urbana** (BOE 261, 2015), tiene por objeto, entre otros, regular para todo el territorio nacional las condiciones básicas que garanticen un desarrollo sostenible, competitivo y eficiente del medio urbano, mediante el impulso y el fomento de las actuaciones que conducen a la rehabilitación de los edificios y a la regeneración y renovación de los tejidos urbanos existentes, cuando sean necesarias para asegurar a los ciudadanos una adecuada calidad de vida y la efectividad de su derecho a disfrutar de una vivienda digna y adecuada, así como establecer las bases económicas y medioambientales del régimen jurídico del suelo (art.1), para inmediatamente reconocer el principio de desarrollo territorial y urbano sostenible (art. 3), como uno de los ejes del propio texto normativo.

Efectivamente, el nuevo principio supone que las políticas públicas relativas a la regulación, ordenación, ocupación, transformación y uso del suelo tienen como fin común la utilización de este recurso conforme al interés general y según el principio de desarrollo sostenible, sin perjuicio de los fines específicos que les atribuyan las Leyes; y, en su virtud, tales políticas deben propiciar el uso racional de los recursos naturales armonizando los requerimientos de la economía, el empleo, la cohesión social, la igualdad de trato y de oportunidades, la salud y la seguridad de las personas y la protección del medio ambiente, contribuyendo en particular a la eficacia de las medidas de conservación y mejora de la naturaleza, la flora y la fauna y de la protección del patrimonio cultural y del paisaje, a la protección, adecuada a su carácter, del medio rural y la preservación de los valores del suelo innecesario o inidóneo para atender las necesidades de transformación urbanística, y a la prevención y minimización, en la mayor medida posible, de la contaminación del aire, el agua, el suelo y el subsuelo.

En el marco de este principio, el nuevo Texto Refundido (art. 21) establece la situación básica de suelo

rural¹⁴, en la que se integran, en todo caso, el suelo preservado por la ordenación territorial y urbanística de su transformación mediante la urbanización, que deberá incluir, como mínimo, los terrenos excluidos de dicha transformación por la legislación de protección o policía del dominio público, de la naturaleza o del patrimonio cultural, los que deban quedar sujetos a tal protección conforme a la ordenación territorial y urbanística por los valores en ellos concurrentes, incluso los ecológicos, agrícolas, ganaderos, forestales y paisajísticos, así como aquéllos con riesgos naturales o tecnológicos, incluidos los de inundación o de otros accidentes graves, y cuantos otros prevea la legislación de ordenación territorial o urbanística, y, por otra parte, el suelo para el que los instrumentos de ordenación territorial y urbanística prevean o permitan su paso a la situación de suelo urbanizado, hasta que termine la correspondiente actuación de urbanización, y cualquier otro que no reúna los requisitos a que se refiere el apartado siguiente. Indudablemente, la gran mayoría de los componentes de la infraestructura verde se integran con normalidad en esta situación, que incluye estrictas limitaciones de uso edificatorio. En el suelo que sea rural, su propietario tiene el deber de conservarlo, que supone costear y ejecutar las obras necesarias para mantener los terrenos y su masa vegetal en condiciones de evitar riesgos de erosión, incendio, inundación, así como daños o perjuicios a terceros o al interés general, incluidos los medioambientales; garantizar la seguridad o salud públicas; prevenir la contaminación del suelo, el agua o el aire y las inmisiones contaminantes indebidas en otros bienes y, en su caso, recuperarlos de ellas en los términos dispuestos por su legislación específica; y asegurar el establecimiento y funcionamiento de los servicios derivados de los usos y las actividades que se desarrollen en el suelo (art. 16). Por otra parte, la situación de suelo rural tiene efectos inmediatos, y más restrictivos (comparándola con el suelo urbanizado) en su valoración a efectos urbanísticos (art. 36).

También debe mencionarse la **Ley 16/1985, de 25 de junio, del Patrimonio Histórico Español** (BOE núm. 155, de 29/06/1985), ya que algunos de los bienes naturales que protege tienen relación con el contenido sustantivo de la infraestructura verde, pues integra en el Patrimonio Histórico Español los inmuebles de interés artístico, histórico, paleontológico, arqueológico, etnográfico, científico o técnico; también los yacimientos y zonas arqueológicas, así como los sitios naturales, jardines y parques, que tengan valor artístico, histórico o antropológico. Los bienes más relevantes del Patrimonio Histórico Español deberán ser inventariados o declarados de interés cultural (art. 1).

Más concretamente, entre los bienes inmuebles que pueden ser declarados Bienes de Interés Cultural, la Ley incluye a los Jardines Históricos (que son espacios delimitados, producto de la ordenación por el hombre de elementos naturales, a veces complementados con estructuras de fábrica, y estimados de interés en función de su origen o pasado histórico o de sus valores estéticos, sensoriales o botánicos), los Sitios Históricos (que son lugares o parajes naturales vinculados a acontecimientos o recuerdos del pasado, a tradiciones populares, creaciones culturales o de la naturaleza y a obras del hombre, que posean valor histórico, etnológico, paleontológico o antropológico), y las Zonas Arqueológicas (que son lugares o parajes naturales donde existen bienes muebles o inmuebles susceptibles de ser estudiados con metodología arqueológica, hayan sido o no extraídos y tanto si se encuentran en la superficie, en el subsuelo o bajo las aguas territoriales españolas).

La Ley y su normativa de desarrollo establecen el procedimiento de declaración de los Bienes de Interés Cultural, así como el sistema de protección específico para los bienes inmuebles, y otras normas de protección de carácter general.

¹⁴ Además, junto a la anterior categoría, la nueva Ley (art. 21-3º) prevé la situación de suelo urbanizado, que aquel que, estando legalmente integrado en una malla urbana conformada por una red de viales, dotaciones y parcelas propia del núcleo o asentamiento de población del que forme parte, cumpla alguna de las siguientes condiciones: a) Haber sido urbanizado en ejecución del correspondiente instrumento de ordenación. b) Tener instaladas y operativas, conforme a lo establecido en la legislación urbanística aplicable, las infraestructuras y los servicios necesarios, mediante su conexión en red, para satisfacer la demanda de los usos y edificaciones existentes o previstas por la ordenación urbanística o poder llegar a contar con ellos sin otras obras que las de conexión con las instalaciones preexistentes. El hecho de que el suelo sea colindante con carreteras de circunvalación o con vías de comunicación interurbanas no comportará, por sí mismo, su consideración como suelo urbanizado. c) Estar ocupado por la edificación, en el porcentaje de los espacios aptos para ella que determine la legislación de ordenación territorial o urbanística, según la ordenación propuesta por el instrumento de planificación correspondiente. También se encuentra en la situación de suelo urbanizado, el incluido en los núcleos rurales tradicionales legalmente asentados en el medio rural, siempre que la legislación de ordenación territorial y urbanística les atribuya la condición de suelo urbano, o asimilada, y cuando, de conformidad con ella, cuenten con las dotaciones, infraestructuras y servicios requeridos al efecto. Por lo demás, el Texto Refundido establece la evaluación y seguimiento de la sostenibilidad del desarrollo urbano, y garantía de la viabilidad técnica y económica de las actuaciones sobre el medio urbano (art. 22).

Asimismo, y aunque no hay referencias a la infraestructura verde, debe mencionarse la legislación sobre desarrollo sostenible del medio rural. En efecto, la constatación de que el medio rural español muestra diferencias de desarrollo con respecto al medio urbano, especialmente acusado en determinadas zonas rurales, puso de manifiesto las carencias de este modelo esencialmente agrarista, y la necesidad de realizar un cambio en el enfoque de las políticas públicas, que para atender a territorios y poblaciones frecuentemente marginados, debía pasar de ese enfoque agrarista y sectorial, a un enfoque fundamentalmente territorial e integral. Estas ideas justificaron la aprobación de la **Ley para el Desarrollo Sostenible del Medio Rural**¹⁵, que establece las bases de una política rural propia, como política de Estado, plenamente adaptada a las condiciones económicas, sociales y medioambientales particulares del medio rural español, y que permita complementar la aplicación de los instrumentos de las políticas europeas y de las políticas sectoriales convencionales, para procurar un desarrollo sostenible sobre el medio rural; previendo, entre otras, medidas sobre conservación de la naturaleza y gestión de los recursos naturales, incluyendo los contratos territoriales de zonas rurales.

En el marco de la política de la Unión Europea, en 2006 se aprobó el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC, 2006), que constituye el marco general de referencia para las actividades de evaluación de impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático, y proporciona la estructura global donde se enlazan las diferentes evaluaciones de los sectores, los sistemas y las regiones, y en el que se prevén medidas y acciones relacionadas con la infraestructura verde (que, naturalmente, por la fecha no se menciona), o más bien con algunos de los elementos que la integran (tales como biodiversidad,

recursos hídricos, bosques zonas costeras y de montaña o suelos); pero con una visión global, vinculada al objetivo mencionado.

Además, la Ley 22/1973, de 21 de julio, de Minas (BOE» núm. 176, de 24/07/1973), tiene por objeto establecer el régimen jurídico de la investigación y aprovechamiento de los yacimientos minerales y demás recursos geológicos, cualesquiera que fueren su origen y estado físico, y este concepto de aprovechamiento engloba el conjunto de actividades destinadas a la explotación, preparación, concentración o beneficio de un recurso mineral, incluyendo las labores de rehabilitación del espacio natural afectado por las actividades mineras, de acuerdo con los principios de desarrollo sostenible y de la minimización de las afectaciones causadas por el laboreo de las minas. En desarrollo de la Ley, y más específicamente, debe tenerse en cuenta asimismo el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras (BOE núm. 143, de 13/06/2009)¹⁶.

Finalmente, la **Ley de Evaluación Ambiental** (BOE 296, 2013) no establece el régimen de ningún componente de la infraestructura verde, pero, ya que su finalidad es establecer las bases que deben regir la evaluación ambiental de los planes, programas y proyectos que puedan tener efectos significativos sobre el medio ambiente, garantizando en todo el territorio nacional un elevado nivel de protección ambiental, y por ello regular tanto la evaluación ambiental estratégica (de planes y programas), como la evaluación ambiental de proyectos, sí obliga a tener en cuenta la incidencia de los planes, programas y proyectos en los componentes de la infraestructura verde (aunque no los menciona con este nombre), así como a incluir medidas apropiadas para paliar los efectos sobre los mismos.

4.2.4 El marco normativo autonómico de la infraestructura verde y la conectividad y restauración ecológica

De acuerdo con la distribución constitucional de competencias, las Comunidades Autónomas han aprobado leyes propias y otros instrumentos estratégicos o de planificación en materia de espacios naturales, conservación o protección de la naturaleza o, últimamente, del patrimonio natural, así como en materia forestal y sobre montes, en las que se incluyen referencias a la mayoría de los componentes de la infraestructura verde (principalmente, los espacios naturales protegidos, con

¹⁵ Ley 45/2007, de 13 de diciembre, para el Desarrollo Sostenible del Medio Rural (BOE núm. 299, de 14/12/2007) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2007-21493>], Ley Orgánica 16/2007, de 13 de diciembre, complementaria de la Ley para el Desarrollo Sostenible del Medio Rural (BOE núm. 299, de 14 de diciembre de 2007) [https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2007-21489], y Real Decreto 752/2010, de 4 de junio, por el que se aprueba el Primer Programa de Desarrollo Rural Sostenible para el período 2010-2014 (BOE núm. 142, de 11 de junio de 2010) [<https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2010-9237>].

¹⁶ Ley 22/1973, de 21 de julio, de Minas (BOE» núm. 176, de 24/07/1973), modificada por última vez en 2014 [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1973-1018>], y Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras (BOE núm. 143, de 13/06/2009) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2009-9841>].

figuras diversas, y en relación particularmente con las últimas Leyes en la materia aprobadas) (BOCL 61, 2015), y a alguna acción en materia de conectividad y restauración ecológica (principalmente en la normativa forestal y de montes); asimismo, algunas Comunidades Autónomas han aprobado normas en materia de vías pecuarias, y, por razones competenciales, todas las Comunidades han aprobado una o varias leyes en materia territorial y urbanística, con referencias a componentes de la infraestructura verde, y alguna medida sobre conectividad ecológica; y casi todas con referencias anteriores a la Comunicación de la Comisión de 2013.

Entre todas estas referencias normativas o administrativas más o menos directas y generales, y dado el carácter estatal de la Estrategia, pueden destacarse algunas que mencionan directamente la infraestructura verde, sin pretender agotar todos los supuestos concretos en todas y cada una de las Comunidades Autónomas.

Así, en primer lugar, debe citarse la **Comunidad Valenciana** ya que la actualmente derogada Ley de Ordenación del Territorio y Protección del Paisaje de 2004 (DOCV 4788, 2004; BOE 174, 2004), precisamente al añadirse su art. 19 bis en la modificación de 2009, creó la Infraestructura Verde de la Comunidad Valenciana, que fue definida como la estructura territorial básica formada por las áreas y elementos territoriales de alto valor ambiental, cultural y visual; las áreas críticas del territorio que deban quedar libres de urbanización, y el entramado territorial de corredores ecológicos y conexiones funcionales que pongan en relación todos los elementos anteriores. En la misma se integraron los diferentes espacios naturales protegidos de la región; las zonas húmedas y cavidades subterráneas; los montes de dominio público y protectores; los espacios litorales; los espacios de interés cultural; las zonas que presenten un riesgo significativo de erosión o contaminación de acuíferos; las áreas que el planeamiento territorial, ambiental y urbanístico establezca explícitamente como adecuadas para su incorporación a la misma, por su interés para la conservación del paisaje, para la protección de terrenos que presenten especiales valores agrarios cuya preservación sea conveniente para el medio rural, o para la protección de espacios naturales que, sin haber sido declarados expresamente como protegidos, reúnan valores naturales merecedores de protección o se hallen profundamente transformados, en los que sea necesario establecer medidas de rehabilitación destinadas a disminuir los impactos paisajísticos existentes, y, entre otros componentes, las áreas, espacios y elementos que garanticen la adecuada conectivi-

dad territorial y funcional entre los diferentes elementos constitutivos de la infraestructura verde, con especial referencia a las áreas fluviales y los conectores ecológicos. Funcionalmente, se preveía que la planificación territorial y urbanística debería integrar de forma adecuada y eficaz la protección, conservación y regeneración del medio natural, cultural y visual, integrando las áreas y elementos que conforman la infraestructura verde.

Por otra parte, en relación con la protección del patrimonio natural, su art. 20 preveía, entre otras medidas, que los planes urbanísticos y territoriales preverán corredores verdes que desempeñen funciones de conexión biológica y territorial, cuyos ejes estarán constituidos por los barrancos, vías pecuarias, ríos u otros hitos geográficos identificables en el territorio, ayudando a la vertebración de los espacios naturales de la Comunidad.

No obstante, es actualmente la Ley de Ordenación del Territorio, Urbanismo y Paisaje de la Comunidad Valenciana (DOCV 7.329, 2014; BOE 231, 2014) la que incluye una regulación más acabada de la infraestructura verde, cuya finalidad se establece claramente en su Exposición de Motivos, al señalar que:

“Con la finalidad de armonizar los nuevos crecimientos en el territorio con sus objetivos de protección, se configura la Infraestructura Verde del territorio como una red interconectada de los espacios de mayor valor ambiental, paisajístico y cultural. Es un concepto, una nueva metodología de aproximación a la realidad territorial, que incluye los terrenos con mayores valores del territorio y, al igual que las infraestructuras tradicionales, tales como carreteras, vías férreas, etc., vertebr el territorio y le dota de continuidad. La definición de la infraestructura verde debe ser previa a la planificación de las nuevas demandas de suelo y debe abarcar todas las escalas del territorio...”

Definido el desarrollo territorial y urbanístico sostenible como aquel que satisface las demandas adecuadas y suficientes de suelo para usos y actividades residenciales, dotacionales y productivas, preservando, valorizando y activando las distintas componentes ambientales, paisajísticas y culturales del territorio con el fin de mejorar la calidad de vida de los ciudadanos y el desarrollo equilibrado del territorio, la Ley incluye un Título I sobre “La infraestructura verde, el paisaje y la ocupación racional del territorio”, en el que los arts. 4 y 5 se dedican a la infraestructura verde, que se define como el sistema territorial básico compuesto por los ámbitos y lugares de más relevante valor ambiental, cultural, agrícola y paisajístico, las áreas críticas del territorio cuya transformación implique

riesgos o costes ambientales para la comunidad y el entramado territorial de corredores ecológicos y conexiones funcionales que pongan en relación todos los elementos anteriores; extendiéndose también a los suelos urbanos y urbanizables, comprendiendo, como mínimo, los espacios libres y las zonas verdes públicas más relevantes, así como los itinerarios que permitan su conexión; contiene, pues, determinados espacios y elementos que desempeñan una función ambiental y territorial, incluyendo tanto ámbitos protegidos por una regulación específica como otros que no poseen esta protección.

Más concretamente, forman la infraestructura verde de la Comunidad Valenciana los espacios que integran la Red Natura 2000; los espacios naturales protegidos; las áreas protegidas por instrumentos internacionales en la Legislación del Estado; los ecosistemas húmedos y masas de aguas, continentales y superficiales, así como los espacios adyacentes a los mismos que contribuyan a formar paisajes de elevado valor que tengan al agua como su elemento articulador; los espacios de la zona marina cuya delimitación, ordenación y gestión deba hacerse de forma conjunta con los terrenos litorales a los que se encuentren asociados; los espacios costeros de interés ambiental y cultural que, no estando incluidos en los supuestos anteriores, se hayan recogido en el planeamiento urbanístico, en la Estrategia Territorial de la Comunidad Valenciana o en los instrumentos que la desarrollan, o en los planes y proyectos promovidos por la administración sectorial con competencias en materia de costas; los montes de dominio público y de utilidad pública o protectores que se encuentren incluidos en el correspondiente catálogo, las áreas de suelo forestal de protección, según la normativa sectorial aplicable, y los terrenos necesarios o convenientes para mantener la funcionalidad de las zonas forestales protegidas; las áreas agrícolas que, por su elevada capacidad agrológica, por su funcionalidad respecto de los riesgos del territorio, por conformar un paisaje cultural identitario, o por ser soporte de productos agropecuarios de excelencia, sean adecuadas para su incorporación a la infraestructura verde y así lo establezca la planificación territorial, urbanística o sectorial; los espacios de interés paisajístico incluidos o declarados como tales; los espacios de elevado valor cultural; las zonas críticas por la posible incidencia de riesgos naturales, directos e inducidos, de carácter significativo; las áreas que el planeamiento territorial, ambiental y urbanístico, en desarrollo de la propia Ley y de las respectivas normativas sectoriales, establezca explícitamente como adecuadas, tanto por su

valor actual como por su valor potencial, para su incorporación a la infraestructura verde, por ser necesarias para el mantenimiento de su estructura y funcionalidad; los ámbitos que garanticen la adecuada conectividad territorial entre los diferentes elementos constitutivos de la infraestructura verde, con especial referencia a los cauces fluviales y sus riberas, las vías pecuarias y otras afecciones de dominio público que cumplan esta función, así como los corredores ecológicos y funcionales; y los espacios ubicados en el suelo urbano y en el suelo urbanizable que la planificación municipal considere relevantes para formar parte de la infraestructura verde, por sus funciones de conexión e integración paisajística de los espacios urbanos con los elementos de la infraestructura verde situados en el exterior de los tejidos urbanos. Se atenderá no sólo a la identificación puntual de estos espacios sino también a sus posibilidades de interconexión ambiental y de recorridos.

Los espacios que tengan una regulación ambiental, cultural o sectorial específica se incorporarán a la infraestructura verde con su declaración, catalogación o aprobación del instrumento que los regule, y, para el resto de espacios, su incorporación se producirá con la aprobación del instrumento de planeamiento territorial o municipal que los identifique, los caracterice y regule los usos y aprovechamientos que sean compatibles con el mantenimiento de la estructura y funcionalidad de dicha infraestructura; y su exclusión, en revisiones o modificaciones posteriores del planeamiento, deberá ser objeto de una justificación detallada.

La identificación y caracterización de estos espacios se realizará en los instrumentos de planificación territorial y urbanística, a escala regional, supramunicipal, municipal y urbana, y con carácter previo a la ordenación de usos y actividades en el territorio.

Para todos, las disposiciones normativas de la propia Ley, y las de los planes urbanísticos y territoriales, regularán los usos y aprovechamientos que sean compatibles con el mantenimiento de la estructura y la funcionalidad de dicha infraestructura.

Además, la Ley incluye referencias a otros elementos relacionados con la infraestructura verde, tales como el paisaje y la integración paisajista, los recursos hídricos, el sistema rural o la cohesión social (arts. 6 a 13).

Entre los instrumentos de ordenación previstos, debe mencionarse la Estrategia Territorial de la Comunidad Valenciana, al ser el instrumento marco de la ordenación

del territorio en el ámbito de la Comunidad Valenciana y tener como finalidad la consecución de un territorio integrador en lo social, respetuoso en lo ambiental y competitivo en lo económico. Entre sus funciones se incluye la de definir las estrategias adecuadas para la ordenación y gestión de la infraestructura verde del territorio, y en su contenido se deben incluir directrices de ordenación del territorio, cuyo grado de vinculación se establecerá en la propia Estrategia, para planificar y gestionar adecuadamente la infraestructura verde y los procesos de ocupación del suelo (art. 15). De acuerdo con la Ley de 2004, la Estrategia Territorial de la Comunidad Valenciana se aprobó en 2011 (DOGV 6441, 2011), que incluye referencias a la infraestructura verde.

Seguidamente, se prevén los Planes de Acción Territorial, que son instrumentos de ordenación territorial que desarrollan, en ámbitos territoriales concretos o en ámbitos sectoriales específicos, los objetivos, principios y criterios de la Estrategia, y cuyo ámbito puede comprender, en todo o en parte, varios términos municipales. Entre sus funciones está la de definir la infraestructura verde en su ámbito de actuación y establecer fórmulas participativas de gestión de la misma (art. 16).

A continuación se prevén las Actuaciones Territoriales Estratégicas, que tienen por objeto la ordenación, gestión y desarrollo de intervenciones territoriales singulares de relevancia supramunicipal, que así sean declaradas por el Consejo de Gobierno, y que por su interés general requieran un procedimiento de tramitación específico y acelerado; entre sus requisitos, deberán ser compatibles con la infraestructura verde, integrarse en la morfología del territorio y el paisaje y conectar adecuadamente con las redes de movilidad sostenible, ponderando positivamente las de transporte público y los sistemas no motorizados (art. 17).

En relación con el planeamiento urbanístico municipal, la Ley prevé que el Plan General Estructural defina la infraestructura verde a escala municipal, incorporando

y concretando los elementos de escala regional y municipal de esta infraestructura de manera coordinada con los Municipios colindantes, pero la misma no constituye en sí misma una zona de ordenación, sino que sus distintos elementos se zonificarán y regularán de forma adecuada a sus características, a su legislación aplicable, a su función territorial y a la interconexión entre dichos elementos; aunque el mismo Plan podrá establecer determinaciones normativas, aplicables a todos o a algunos de los elementos que integran la infraestructura verde, con la finalidad de garantizar su carácter de espacio abierto (arts. 20 a 37).

Además, hay referencias a los elementos que constituyen la infraestructura verde en otras figuras de planeamiento urbanístico, especialmente en los Catálogos de Protecciones y los Planes Especiales (arts. 42 y 43); así como algunas referencias más concretas en otras partes de la Ley.

En el marco de esta Ley, en 2015 se ha iniciado el procedimiento de elaboración del Plan de Acción Territorial de la Infraestructura Verde del Litoral de la Comunidad Valenciana (DOGV 7658, 2015).

Por su parte, la **Comunidad Autónoma de Andalucía** sancionó en 1989 la Ley por la que se aprueba el Inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía y se establecen medidas adicionales para su protección (BOJA 201, 1989; BOE 201, 1989), que sobre la base de la legislación del Estado prevé y regula algunas cuestiones relativas a elementos de la infraestructura verde. De acuerdo con ambas normativas, se ha presentado, con fecha 2 de marzo de 2016, Proyecto de Decreto por el que se declaran determinadas Zonas Especiales de Conservación con funciones de conectividad ecológica e infraestructura verde¹⁷, por el que, con este carácter, se declaran determinadas zonas especiales de conservación, se incluyen en el Inventario citado y se establece ciertas medidas de gestión (incluyendo los correspondientes planes de gestión, mediante Proyectos de Orden para cada una de las zonas previstas) y protección de las mismas.

La **Comunidad Autónoma de Galicia**, en el marco de la legislación sobre ordenación del territorio y urbanismo, aprobó en 2011 el Plan de Ordenación del Litoral de Galicia (DOG 37, 2011), que incluye algunos de los elementos de la infraestructura verde, así como referencias a su finalidad.

Finalmente, en el ámbito autonómico, en la **Comunidad Autónoma de La Rioja** se creó en 2003 la Red de Itine-

¹⁷ Proyecto de Decreto por el que se declaran determinadas Zonas Especiales de Conservación con funciones de conectividad ecológica e infraestructura verde y se modifica la Disposición Adicional Segunda del Decreto 24/2007, de 30 de enero, por el que se declara el Espacio Natural de Sierra Nevada y se regulan los órganos de gestión y participación de los Espacios Naturales de Doñana y Sierra Nevada, de 2 de marzo de 2016: [<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/porta/web/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnextoid=01dcdcf537dd72510VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnextchannel=591d74ee211f4310VgnVCM1000001325e50aRCRD>].

rarios Verdes (BOLR 40, 2003), definida como el conjunto de infraestructuras de comunicación de trazado continuo destinadas al tráfico no motorizado; proyectadas, acondicionadas o construidas para uso público con fines de promoción del ocio accesible en la naturaleza, del deporte seguro, culturales y de protección del medio ambiente y que sean declaradas como rutas o vías verdes, y que integra vías verdes (que discurren por antiguas vías de comunicación autónomas fuera de uso) y rutas verdes (que discurren por trazados distintos a los de las anteriores).

Además, deben tenerse en cuenta algunas iniciativas de **las Administraciones Locales** en materia de infraestructura verde. Así, entre los más destacables, deben

mencionarse el proyecto de infraestructura verde del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz¹⁸, que está formada por un sistema de espacios verdes multifunción que en conjunto aportan notables beneficios ambientales, sociales y económicos, incluyendo los bosques que se extienden por la orla montañosa, la matriz agroforestal, las balsas y humedales, el Anillo Verde periurbano, las áreas verdes urbanas, y los ríos y arroyos que, junto con la red de vías verdes, conectan unos espacios con otros; el proyecto de cartografía de servicios ecosistémicos llevada a cabo por la Diputación de Barcelona a través de SITxell¹⁹ o el proyecto presentado por el Ayuntamiento de Zaragoza al Programa LIFE de la Unión Europea en 2012²⁰.

¹⁸ <http://www.vitoria-gasteiz.org/wb021/http/contenidosEstaticos/ad-juntos/eu/32/95/53295.pdf>

http://www.vitoria-gasteiz.org/we001/was/we001Action.do?aplicacion=wb021&tabla=contenido&idioma=es&uid=u25e08f9d_14a56aaea69__7fdf

https://www.vitoria-gasteiz.org/we001/was/we001Action.do?aplicacion=wb021&tabla=contenido&idioma=es&uid=u6cffe177_155be691705__7f86

¹⁹ SITxell Análisis Territorial: <http://www.sitxell.eu/es/mapes.asp>. Este proyecto fue financiado por la Oficina de Planificación y Análisis Territorial de la Diputación de Barcelona y llevado a cabo por el CREAM y el ICTA, y además, ha contado con el apoyo del Centro Tecnológico y Forestal de Cataluña (CTFC), el Instituto Catalán de Ornitología y la Unión de Pagesos.

²⁰ Proyecto Zaragoza+Natural: <https://www.zaragoza.es/cont/paginas/noticias/LIFE+%20ZARAGOZA1.pdf>



Diagnóstico

5

5.1 Los elementos de la infraestructura verde y el efecto de la escala de trabajo

Según su funcionalidad, y siguiendo lo indicado por la Comisión Europea, los grandes elementos que conforman la infraestructura verde serían las áreas núcleo, los corredores ecológicos, las áreas de amortiguación, otros elementos multifuncionales y los elementos urbanos. Los componentes que integrarán cada uno de estos elementos, no obstante, variarán en función de la escala de trabajo, descendiendo el nivel de detalle conforme aumenta la escala.

Se han definido tres escalas de trabajo y los componentes que integran los distintos elementos para cada una de ellas. No obstante, los mismos componentes pueden repetirse en las distintas escalas si bien su consideración y análisis será distinto para cada una de ellas.

I. Áreas núcleo: La biodiversidad tiene importancia prioritaria, incluso aunque esa zona no se encuentre legalmente protegida. Estarían compuestas por:

- Áreas de alto valor ecológico: que funcionan como los núcleos de toda la infraestructura verde. Estas áreas se encuentran con frecuencia bajo algún régimen de protección, como la Red Natura 2000, pero también otros espacios orientados a la conservación de la vida silvestre, por ejemplo, las áreas marinas protegidas, los parques naturales, etc.
- Otros ecosistemas bien conservados y áreas de alto valor ecológico fuera de los espacios protegidos: llanuras aluviales, humedales, litorales, bosques naturales y naturalizados, superficies ocupadas por Hábitats de Interés Comunitario prioritarios, etc.

II. Corredores ecológicos: Los corredores ecológicos tienen por objeto mantener la conectividad ecológica y ambiental mediante nexos físicos entre las áreas núcleo. Se describen los tres tipos de corredores que suelen identificarse y después algunos elementos que cumplen también funciones conectoras dentro de la infraestructura verde:

- Los corredores lineales: largas franjas de vegetación tales como setos, franjas de bosque o la

vegetación que crece en márgenes de ríos y arroyos.

- Stepping stones: una serie de pequeñas teselas, no conectadas, que favorecen a la fauna y a la flora los desplazamientos de un lugar a otro.

- Los corredores paisajísticos: elementos del paisaje sin interrupciones.

III. Otros elementos multifuncionales, donde se lleva a cabo una explotación sostenible de los recursos naturales junto con un mantenimiento adecuado de buena parte de los servicios ecosistémicos.

IV. Buffer zones o áreas de amortiguación, que protegen la red ecológica de influencias dañinas externas. Se trata de áreas transicionales donde se fomenta una compatibilización de los usos.

V. Elementos urbanos, como parques, jardines, áreas recreativas y deportivas, estanques y canales, techos, cubiertas y paredes verdes, entre otros.

A continuación definiremos los componentes que integrarían cada uno de estos elementos para las escalas de trabajo nacional, regional y local.

5.1.1 Elementos territoriales de la infraestructura verde a escala nacional

A escala nacional, los elementos territoriales básicos en España, se estructurarían del siguiente modo:

I. Áreas núcleo

- Áreas de alto valor ecológico:
 - Figuras reguladas en la Ley 42/2007 correspondientes a espacios naturales protegidos.
 - Espacios protegidos Red Natura 2000.
 - Espacios protegidos por acuerdos internacionales (excepto algunas zonas de las Reservas de la Biosfera).
 - Espacios protegidos por la legislación autonómica: paraje natural, parque regional, etc...
- Otros ecosistemas bien conservados y áreas de alto valor ecológico fuera de los espacios protegidos: llanuras aluviales, humedales, litorales, bosques naturales, etc. Para esta escala se incluirían:

- Las aguas superficiales continentales, de transición y costeras, según los inventarios de los Planes Hidrológicos de Demarcación.
- Los terrenos forestales, según definición de la Ley 43/2003, excluidas las plantaciones forestales.

II. Corredores ecológicos

- Corredores lineales:
 - Red de Vías Pecuarias, reguladas en la Ley 3/1995. A esta escala no se tendrían en cuenta su anchura.
 - Corredores definidos por Planes de Ordenación del Territorio de Ámbito Nacional y Regional.
 - Red Hidrológica y líneas de costa definidas por los Planes Hidrológicos de Demarcación.
- Stepping stones: Sin aplicación a esta escala.
- Grandes corredores paisajísticos.

III. Buffer zones o áreas de amortiguación

- Zonas de influencia forestal/Zonas de peligro de incendios forestales o similares en otras CCAA.
- Las plantaciones forestales, según definición de la Ley 43/2003.
- Espacios protegidos según convenios internacionales (Ley 42/2007): Reservas de la Biosfera (zonas tampón sobre las que no se superpone otra figura de protección).

IV. Otros elementos multifuncionales

En ellos se lleva a cabo una explotación sostenible de los recursos naturales junto con un mantenimiento adecuado de buena parte de los SE:

- Terrenos agrícolas extensivos/secano
- Sistemas agroforestales
- Zonas agrícolas de alto valor natural
- Zonas de agricultura de montaña

V. Elementos urbanos

Como grandes parques, jardines, áreas recreativas y deportivas, cinturones verdes, entre otros, con importancia suficiente para ser considerados a escala nacional. Podrían incluirse desde el punto de vista de los servicios ecosistémicos que cumplen y de sus implicaciones en el bienestar humano, puesto que pueden tener un carácter estratégico en cuanto pueden proveer de servicios a una parte importante de la población, a pesar de su reducida extensión.

5.1.2 Elementos territoriales a escala regional

A escala regional, los elementos territoriales básicos en España, se estructurarían del siguiente modo:

I. Áreas núcleo

- Áreas de alto valor ecológico:
 - Figuras reguladas en la Ley 42/2007 correspondientes a espacios naturales protegidos.
 - Espacios protegidos Red Natura 2000.
 - Espacios protegidos por acuerdos internacionales (excepto algunas zonas de las Reservas de la Biosfera).
 - Espacios protegidos por la legislación autonómica: paraje natural, parque regional, etc...
- Otros ecosistemas bien conservados y áreas de alto valor ecológico fuera de los espacios protegidos: llanuras aluviales, humedales, litorales, bosques naturales, etc. Para esta escala se incluirían:
 - Red de Reservas Naturales Fluviales.
 - Montes públicos.
 - Otros terrenos forestales, según definición de la Ley 43/2003, excluidas las plantaciones forestales.
 - Otras aguas superficiales naturales continentales, transición y costeras, según los inventarios de los Planes Hidrológicos de Demarcación.
 - Superficies ocupadas por Hábitats de Interés Comunitario prioritarios.
 - Áreas de especial interés que así vengan determinadas en los Planes de recuperación de especies amenazadas.
 - Otras zonas de alto valor ecológico.

II. Corredores ecológicos

- Corredores lineales:
 - Red de Vías Pecuarias, reguladas en la Ley 3/1995. A esta escala sí se tendría en cuenta su anchura.
 - Corredores definidos por Planes de Ordenación del Territorio de Ámbito Subregional, en su caso.
 - Dominio Público Hidráulico (DPH) y Dominio Público Marítimo Terrestre (DPMT) definidos por los Planes Hidrológicos de Demarcación.
- Stepping stones: Enclavados forestales y bosques islas.
- Corredores paisajísticos: Puertas verdes, cinturones urbanos, etc.

III. Buffer zones o áreas de amortiguación

- Las plantaciones forestales, según definición de la Ley 43/2003.
- Zonas de influencia forestal/Zonas de peligro de incendios forestales o similares.
- Terrenos agrícolas patrimoniales.
- Espacios protegidos según convenios internacionales (Ley 42/2007): Reservas de la Biosfera (zonas tampón sobre la que no se superpone otra figura de protección).

IV. Otros elementos multifuncionales

- Zonas de agricultura de montaña.
- Terrenos agrícolas extensivos/secano.
- Sistemas agroforestales.
- Zonas agrícolas de alto valor natural.
- Superficies ocupadas por Hábitats de Interés Comunitario no prioritarios fuera de los espacios protegidos.
- Espacios definidos por los Planes de Ordenación de Ámbito Subregional.
- Espacios en suelo no urbanizable definidos por Planes Generales de Ordenación Urbana.

V. Elementos urbanos

Como parques, jardines, áreas recreativas y deportivas, estanques y canales, cubiertas verdes, entre otros, con importancia suficiente para ser considerados a escala regional.

5.1.3 Elementos territoriales a escala local

A escala local, los elementos territoriales básicos en España, se estructurarían del siguiente modo:

I. Áreas núcleo:

- Áreas de alto valor ecológico:
 - Figuras reguladas en la Ley 42/2007 correspondientes a espacios naturales protegidos.
 - Espacios protegidos Red Natura 2000.
 - Espacios protegidos por acuerdos internacionales (excepto algunas zonas de las Reservas de la Biosfera).
 - Espacios protegidos por la legislación autonómica: paraje natural, parque regional, etc.
- Otros ecosistemas bien conservados y áreas de alto valor ecológico fuera de los espacios protegi-

dos: llanuras aluviales, humedales, litorales, bosques naturales, etc. Para esta escala se incluirían:

- Red de Reservas Naturales Fluviales.
- Montes públicos.
- Otros terrenos forestales, según definición de la Ley 43/2003, excluidas las plantaciones forestales.
- Superficies ocupadas por Hábitats de Interés Comunitario prioritarios fuera de los espacios protegidos.
- Áreas de especial interés que así vengan determinadas en los Planes de recuperación de especies amenazadas.
- Otras aguas superficiales naturales continentales, de transición y costeras, según los inventarios de los Planes Hidrológicos de Demarcación.
- Otras zonas de alto valor ecológico.

II. Corredores ecológicos

- Corredores lineales:
 - Red de Vías Pecuarias, reguladas en la Ley 3/1995. A esta escala sí se tendría en cuenta su anchura.
 - Corredores definidos por Planes de Ordenación del Territorio de Ámbito Subregional, en su caso.
 - Dominio Público Hidráulico (DPH) y Dominio Público Marítimo Terrestre (DPMT) definidos por los Planes Hidrológicos de Demarcación.
- Stepping stones: Enclavados forestales, bosques islas, charcas, majanos, vivares, grandes árboles aislados.
- Corredores paisajísticos: Puertas verdes, cinturones urbanos, etc.

III. Buffer zones o áreas de amortiguación

- Zonas de influencia forestal/Zonas de peligro de incendios forestales o similares.
- Las plantaciones forestales, según definición de la Ley 43/2003.
- Terrenos agrícolas patrimoniales.
- Espacios protegidos según convenios internacionales (Ley 42/2007): Reservas de la Biosfera (zonas tampón sobre las que no se superpone otra figura de protección)

IV. Otros elementos multifuncionales

- Zonas de agricultura de montaña.
- Terrenos agrícolas extensivos/secano.

- Superficies ocupadas por Hábitats de Interés Comunitario no prioritarios fuera de los espacios protegidos.
- Espacios definidos por los Planes de Ordenación de Ámbito Subregional.
- Espacios en suelo no urbanizable definidos por Planes Generales de Ordenación Urbana.
- Áreas restauradas o con plan de restauración por cumplimiento de normativa sectorial: explotaciones mineras, vertederos, etc...

V. Elementos urbanos

Espacios en suelo urbano o urbanizable definidos por Planes Generales de Ordenación Urbana como áreas verdes, parques, jardines, canales urbanos, ríos, riberas y dársenas, parques metropolitanos, huertos urbanos, estanques y humedales naturales y artificiales, caminos públicos y vías pecuarias, solares, áreas recreativas y de esparcimiento, zonas de exclusión de puertos, aeropuertos y otras grandes infraestructuras, infraestructuras de depuración y tratamiento de aguas, calles, árboles, fuentes, cubiertas verdes, jardines y pequeñas áreas verdes, senderos y rutas para bicicletas, cementerios, charcas, acequias y otras zonas húmedas, arroyos, ríos, riberas y áreas inundables, zonas recreo, juego y ocio, patios escolares.

5.1.4 Desglose de los componentes territoriales de la infraestructura verde

Desde una perspectiva general, y sin desglosar los componentes en función de la naturaleza multiescalar de la infraestructura verde, José Vicente de Lucio (2016) propone para España la siguiente clasificación de espacios como componentes territoriales de la red ecológica de infraestructura verde, en total 69 espacios:

Zonas de Red Natura 2000

1. ZEPA
2. LIC/ZEC

Espacios naturales protegidos

3. Parque nacional
4. Parque natural
5. Monumento Natural
6. Reserva natural
7. Área marina protegida
8. Paisaje Protegido

Áreas protegidas por instrumentos internacionales

9. Humedales de Importancia Internacional, del Convenio relativo a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas (RAMSAR).
10. Sitios Naturales de la Lista del Patrimonio Mundial, de la Convención sobre la Protección del Patrimonio Mundial, Cultural y Natural.
11. Áreas protegidas OSPAR, del Convenio para la protección del medio ambiente marino del Atlántico del nordeste (OSPAR).
12. Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM), del Convenio para la protección del medio marino y de la región costera del Mediterráneo.
13. Geoparques declarados por la UNESCO.
14. Reserva Biosfera.
15. Reservas biogenéticas del Consejo de Europa.

Protección de Humedales

16. Zonas sensibles a la contaminación por nitratos.
17. Reservas naturales fluviales.
18. Zonas, cuencas o tramos de cuencas, acuíferos o masas de agua de protección especial.

Montes

19. Zonas de Dominio Público forestal.
20. Montes de utilidad pública (MUP)
21. Montes protectores.
22. Montes privados y de socios sometidos a planes de gestión.
23. Montes vecinales en mano común sometidos a planes de gestión.
24. Zonas de alto riesgo de incendio.

Zonas con gestión ambiental de dominio público

25. Zonas de Dominio Público hidráulico.
26. Zonas de Dominio público marítimo-terrestre.
27. Vías Pecuarias.

Espacios sujetos a actividades agrarias protectoras de la biodiversidad

28. Figuras de la PAC: condicionalidad, reverdecimiento, desarrollo rural.
29. Áreas agrarias y forestales de alto valor natural (High Nature Value Farming, o HNV)
30. Espacios sujetos a Contratos territoriales Agrarios.

31. Áreas incluidas en Planes de razas autóctonas ganaderas.
32. Territorios con plantaciones para preservación de recursos genéticos.
33. Territorios con plantaciones sumideros de carbono.
34. Áreas con denominaciones de calidad (IGR)

Territorios delimitados en figuras de conservación orientadas a especies

35. Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y Especies Amenazadas.
36. Colmenares.

Infraestructura verde urbana

37. Arbolado urbano.
38. Parques y zonas verdes públicas.
39. Zonas verdes privadas y patios interiores.
40. Zonas verdes deportivas.
41. Estanques y balsas de inundación.
42. Ríos, arroyos y sistemas de drenaje urbanos.
43. Jardines y huertos comunitarios.
44. Cementerios.
45. Cubiertas, muros y fachadas verdes.
46. Áreas agrícolas periurbanas.
47. Alineaciones de árboles, setos vivos y arbustos.
48. Vías verdes y ciclistas.
49. Vías pecuarias.

Lugares, espacios o enclaves definidos y con objetivos de conservación de biodiversidad

50. Áreas identificadas dentro del Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición.
51. Espacios recogidos en Planes cinegéticos y cotos privados de caza.
52. Espacios gestionados por Bancos de hábitat o de conservación de la naturaleza.
53. Áreas de conservación comunal.
54. Espacios incluidos en Acuerdos de Custodia del territorio.
55. Territorios en explotación en producción ecológica.
56. Zonas incluidas en el Inventario español de Lugares de Interés Geológico.
57. Cuevas y otras infraestructuras subterráneas.
58. Territorios históricos incluidos como Bienes de Interés Cultural.

59. Zonas donde se realicen acciones de lucha contra la desertificación del PAND.
60. Reservas privadas.
61. Corredores, áreas de montaña y otros elementos de conectividad.
62. Zonas de agricultura de montaña.
63. Reservas marinas de pesca.

Lugares delimitados y gestionados para la conservación de la biodiversidad en los siguientes planes e instrumentos de ordenación

64. Plan hidrológico y planes Hidrológicos de Demarcación.
65. Plan Estratégico del Patrimonio Natural y la Biodiversidad 2011-2017.
66. Plan de ordenación de los Recursos Naturales .
67. Planes de ordenación de los Recursos Forestales.
68. Plan de ordenación territorial y plan urbanístico.
69. Plan y estudio de paisaje (Convenio Europeo).

5.1.5 Áreas protegidas

En este apartado, se esboza la situación a nivel estatal de algunos de los componentes territoriales más destacados de la infraestructura verde, debido a la biodiversidad que albergan.

De acuerdo al Capítulo III “Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas” de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, los espacios protegidos se tendrán en especial consideración a la hora de plantear la configuración de la misma.

Las áreas protegidas constituyen, a diferentes escalas, los nodos fundamentales del entramado ecológico que articula la infraestructura verde del territorio, en particular en la escala de paisaje (nacional o regional). Definen, por tanto, la base de la red ecológica del territorio, sobre la cual, otros elementos deben consolidar su coherencia e integridad funcional.

Las áreas protegidas presentan además una serie de ventajas claras desde el punto de vista natural, social y jurídico-administrativo:

- Disponen un marco normativo que respalda la delimitación de dichas áreas y que establece condiciones de uso y gestión en su interior (e incluso en su área de influencia).

- En la mayoría de casos, las áreas protegidas, son territorios excepcionales desde el punto de vista de la biodiversidad, con abundancia o presencia de especies amenazadas emblemáticas o de hábitats y especies de interés comunitario.
- Conforman espacios donde, en términos generales, está interiorizada por parte de la población local la importancia de su función en la conservación de la naturaleza. Los servicios ambientales que proporcionan sus hábitats y ecosistemas son valorados por las sociedades que habitan el territorio y su mantenimiento es entendido, en la mayor parte de los casos, como una garantía para la sostenibilidad de las actividades económicas.

Las principales funciones de las áreas protegidas como constituyentes de la infraestructura verde se analizan a continuación. Todas estas funciones establecen la importancia de dichas áreas en la configuración de la infraestructura verde en Europa.

5.1.5.1 La función de las áreas protegidas en el mantenimiento del Capital Natural

La Red Natura 2000, creada a través de la Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestre o Directiva Hábitats, concentra las áreas de mayor biodiversidad regional y también de mayor interés de conservación. En consecuencia, definen los territorios que en mayor medida son garantes del mantenimiento del capital natural del territorio y de su uso por las generaciones venideras. En este sentido, es lógico que dichas áreas sean consideradas como los nodos de la Red Ecológica.

5.1.5.2 La función de las áreas protegidas en la conectividad ecológica

La interconexión de las áreas protegidas permite el mantenimiento de gran número de procesos ecológicos, y el desplazamiento y dispersión de gran número de especies por el territorio. Las áreas ofrecen además una serie de ventajas y oportunidades, sobre todo vinculadas a su planificación y ordenación, que se traducen en diferencias sustanciales a la hora de abordar la mejora de la conectividad ecológica a escala regional o nacional o la solución de problemas y déficits relacionados con la fragmentación de hábitats y ecosistemas.

En cualquier caso, la visión tradicional de la conservación de la biodiversidad desde la protección de los espacios naturales, entendidos estos como territorios singulares aislados, resulta insuficiente. Si bien es cierto que la gestión de las áreas protegidas ha constituido, hasta la fecha, una de las herramientas prácticas más eficaces en la conservación y puesta en valor de la biodiversidad, es también necesario identificar, analizar y reconocer sus limitaciones.

El enfoque de las áreas protegidas como nodos fundamentales de un entramado ecológico que comprende al conjunto del territorio en el que se enmarca, puede contribuir de una forma determinante a superar las limitaciones vinculadas a los factores de aislamiento de los espacios con mayor valor natural, a asegurar los flujos ecológicos entre ellos y a romper la dicotomía tradicional que enfrenta a la gestión de las zonas protegidas desde la normativa y legislación ambiental frente a las áreas que carecen de este marco jurídico-administrativo.

Es especialmente reseñable la importancia de la conexión de las áreas protegidas en los contextos de incertidumbre impuestos por fenómenos como el calentamiento global o el cambio relativo en el nivel del mar. Parece evidente que las especies habrán de adaptarse a importantes modificaciones en los ecosistemas que sustentan sus hábitats y es previsible que precisen realizar desplazamientos en búsqueda de condiciones adecuadas para su desarrollo, incluso hacia áreas relativamente alejadas a las que en la actualidad definen su ámbito de distribución. Es necesario favorecer que estos desplazamientos puedan producirse mediante la habilitación de corredores diseñados a tal efecto, a través de la gestión y adecuación de áreas naturales y semi-naturales más allá de la red Natura 2000 y el conjunto de los espacios protegidos y por medio de la permeabilización y mejora general del paisaje y la matriz territorial.

El efecto sinérgico de los impulsores (drivers) del cambio global puede tener efectos devastadores sobre la biodiversidad de la Península Ibérica, pudiendo acarrear incluso la pérdida de las islas de biodiversidad que en una parte importante componen su red de áreas protegidas. Las actuaciones en dichas islas de biodiversidad deberán ir dirigidas en dos sentidos:

1. De forma general, hacia la preservación de los flujos genéticos entre poblaciones para favorecer el efecto de rescate de las poblaciones aisladas y así mantener su viabilidad.

2. En algunos casos, hacia la preservación de dicha insularidad a escala regional o nacional (macizos o sierras enteras) para mantener hasta donde sea posible la biodiversidad de algunos sectores que por sus propias condiciones ecológicas deben mantenerse como islas biogeográficas.

La conservación de la biodiversidad presente en las áreas protegidas pasa en cualquier caso por garantizar el mantenimiento de flujos ecológicos que puedan dar una oportunidad a las especies silvestres en la búsqueda y ocupación de nuevas áreas aptas a sus necesidades y requerimientos ambientales, dado el riesgo de que sus hábitats actuales puedan verse afectados, en el medio y largo plazo, por importantes dinámicas de cambio.

5.1.5.3 La función de las áreas protegidas como proveedoras de servicios ecosistémicos

La biodiversidad, que incluye la diversidad genética, de especies, hábitats y ecosistemas, conforma un capital natural de excepcional valor para el desarrollo social y económico de las distintas regiones, así como para el mantenimiento del bienestar de sus ciudadanos, de su seguridad, de la competitividad de sus actividades económicas y de la de subsistencia de su identidad y referencias culturales. Por tanto, la conservación de la biodiversidad no debe entenderse únicamente como una obligación moral, sino como un compromiso firme para la prosperidad de las generaciones venideras y una garantía de riqueza y bienestar social a medio y largo plazo.

Las áreas protegidas son los máximos exponentes del capital natural y la biodiversidad del territorio. La biodiversidad y los ecosistemas son fuente de bienes básicos tales como el abastecimiento de alimentos y agua de calidad (servicios de aprovisionamiento o suministro), pero además, participan activamente en la regulación de procesos determinantes en las actividades humanas, tales como el ciclo de los nutrientes, el secuestro de CO₂, la polinización de las plantas o la regulación del clima local (servicios de regulación). Por último, la biodiversidad y los ecosistemas generan también una serie de servicios intangibles o indirectos, tales como los relacionados con el paisaje o con el patrimonio y la identidad cultural, que aun cuando puedan resultar más difíciles de evaluar en términos de mercado, deben ser considerados desde el punto de vista de sus implicaciones sociales, económicas y vinculadas al bienestar humano.

Todo ello resulta aún más relevante en el contexto de las previsiones de cambio climático establecidas por dife-

rentes organismos, las cuales indican una tendencia hacia una mayor recurrencia de episodios extremos tales como sequías o lluvias torrenciales.

Tal y como ponen de manifiesto publicaciones recientes (IEEP, 2014), las áreas protegidas resultan esenciales en los servicios ecosistémicos que proveen a la sociedad, no sólo en su ámbito geográfico sino mucho más allá de sus límites administrativos (abastecimiento de agua a grandes áreas metropolitanas, control de la erosión, los riesgos de inundación y los balances sedimentarios a escala de cuenca, mitigación del cambio climático y absorción de CO₂, etc.).

5.1.5.4 La función de las áreas protegidas en la mejora de la resiliencia y capacidad de adaptación de los sistemas naturales, en el impulso a las estrategias de soluciones basadas en la naturaleza y en la restauración de áreas degradadas

Hay evidencias claras que demuestran que los ecosistemas naturales caracterizados por una gran diversidad de especies y hábitats y con mayor complejidad funcional y estructural de flujos y procesos naturales, son más productivos, más estables y menos vulnerables frente a las presiones externas (Hector & Bagchi, 2007; Midgley, 2012). Son, por tanto, más resilientes, es decir disponen de mayor capacidad de adaptación a vectores de cambio, incluyendo el cambio climático. El término resiliencia, que procede de la ecología, ha comenzado a ser aplicado también a la capacidad de adaptación y respuesta de las sociedades a los procesos y efectos de cambio global, tanto en términos ambientales como en términos económicos o de seguridad. Nacen conceptos tales como resiliencia socioecológica, ciudades resilientes o resiliencia al clima, que reconocen que el mantenimiento y bienestar de los sistemas humanos dependen de su capacidad de adaptación a los vectores de cambio de una sociedad globalizada y que dicha capacidad pasa, en gran medida, por garantizar una adecuada respuesta de los sistemas naturales que habitan o usan en sus diversas actividades e interrelaciones.

Ante este escenario, la utilización de soluciones basadas en la mejora y refuerzo de los ecosistemas y sus servicios (infraestructura verde), en lugar de soluciones exclusivamente tecnológicas (infraestructura gris), se ha demostrado en muchos casos muy eficaz en términos de coste-beneficio y resiliencia, lo que ha conducido a la progresiva incorporación de medidas de conservación o

restauración de ecosistemas en las estrategias de planificación territorial, económica o de prevención de riesgos naturales (IEEP, 2014).

Las áreas protegidas pueden, en este sentido, intervenir como referencias y laboratorios para la puesta en marcha de estrategias de valoración del capital natural, de seguimiento de los procesos de cambio global y de iniciativas innovadoras de restauración de ecosistemas que se apoyen en soluciones basadas en la naturaleza. Cabe reseñar que las áreas protegidas están constituidas por aquellos territorios donde mejor se conservan los procesos y dinámicas de los sistemas naturales y que, por tanto, además de constituir los grandes nodos de la red ecológica territorial, pueden contribuir significativamente en el diseño de estrategias y modelos de restauración en zonas con potencial ecológico o características similares. Para ello es determinante el avance y la mejora del conocimiento sobre los procesos y dinámicas naturales de los ecosistemas mejor conservados, más estables, más resilientes y con mayor capacidad de adaptación a los vectores de cambio (áreas protegidas), a partir de los cuales pueden definirse criterios de intervención y factores de éxito en las operaciones de restauración ambiental, mejora de la conectividad ecológica e iniciativas de infraestructura verde.

Atendiendo a la clasificación de los elementos que conforman la infraestructura verde en referencia a su escala de trabajo y recogida en el apartado anterior, los espacios protegidos se recogen como áreas núcleo en la mayoría de los casos, salvo algunas zonas concretas (zonas tampón de las Reservas de la Biosfera, por ejemplo) que se describen como zonas buffer o áreas de amortiguación.

Las áreas protegidas constituyen una red de múltiples territorios bajo diversos regímenes de protección diferentes (Figura 11).

5.1.5.5 Clasificación de las áreas protegidas en España

1. Espacios Naturales Protegidos (EENPPP)

- **Parques Nacionales:** regulados por su normativa específica en base a la Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de Parques Nacionales. La Red de Parques Nacionales en España está compuesta por 15 parques nacionales y cubre una superficie de más de 384.000 hectáreas (95% de la superficie es terrestre). La red de parques nacionales debe

ser representativa de los principales sistemas naturales presentes en el Estado español. En su Anexo recoge 40 sistemas naturales (27 terrestres y 13 marinos) que deben estar representados en la Red (Tabla 12).

- **Espacios Naturales Protegidos** que emanan de la Legislación estatal (Ley 42/2007) o autonómica. Por ejemplo, para el caso de Andalucía, además de las figuras establecidas en la Ley 42/2007 (Parques, Reservas Naturales, Monumentos Naturales y Paisajes Protegidos), se establecen los siguientes regímenes de protección: Parajes Naturales, Parques Periurbanos y Reservas Naturales Concertadas.
- **Áreas Marinas Protegidas (AMP)**, también establecidas en la Ley 42/2007, pero tratadas de manera individual por su singularidad.

El conjunto de áreas marinas protegidas se articula en la Red de Áreas Marinas Protegidas de España (RAMPE) que se establece en la Ley 41/2010, de 29 diciembre de Protección del Medio Marino. Los espacios marinos protegidos de competencia estatal que podrán formar parte de la RAMPE son:

- Las Áreas Marinas Protegidas.
- Las Zonas Especiales de Conservación y las Zonas de Especial Protección para las Aves en territorio marino, que conforman la Red Natura 2000 (recogidos de manera específica en el epígrafe 2).
- Otras categorías de espacios naturales protegidos, según establece el artículo 29 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre.
- Las áreas protegidas por instrumentos internacionales (recogidos de manera específica en el epígrafe 3), sin perjuicio de que su declaración y gestión se ajustará a lo dispuesto en su correspondiente normativa internacional.
- Las Reservas Marinas reguladas en la Ley 3/2001, de 26 de marzo, de Pesca Marítima del Estado (Reservas marinas de interés pesquero en España (Fuente: Europarc, 2014)

2. Red Natura 2000 (ZEC+ZEPA)

Hay que destacar la importancia de la red Natura 2000 en el conjunto de los espacios protegidos europeos. La Red Ecológica Europea Natura 2000 es un conjunto de espacios de alto valor ecológico definidos a nivel de la Unión Europea, que tiene por objeto garantizar la su-

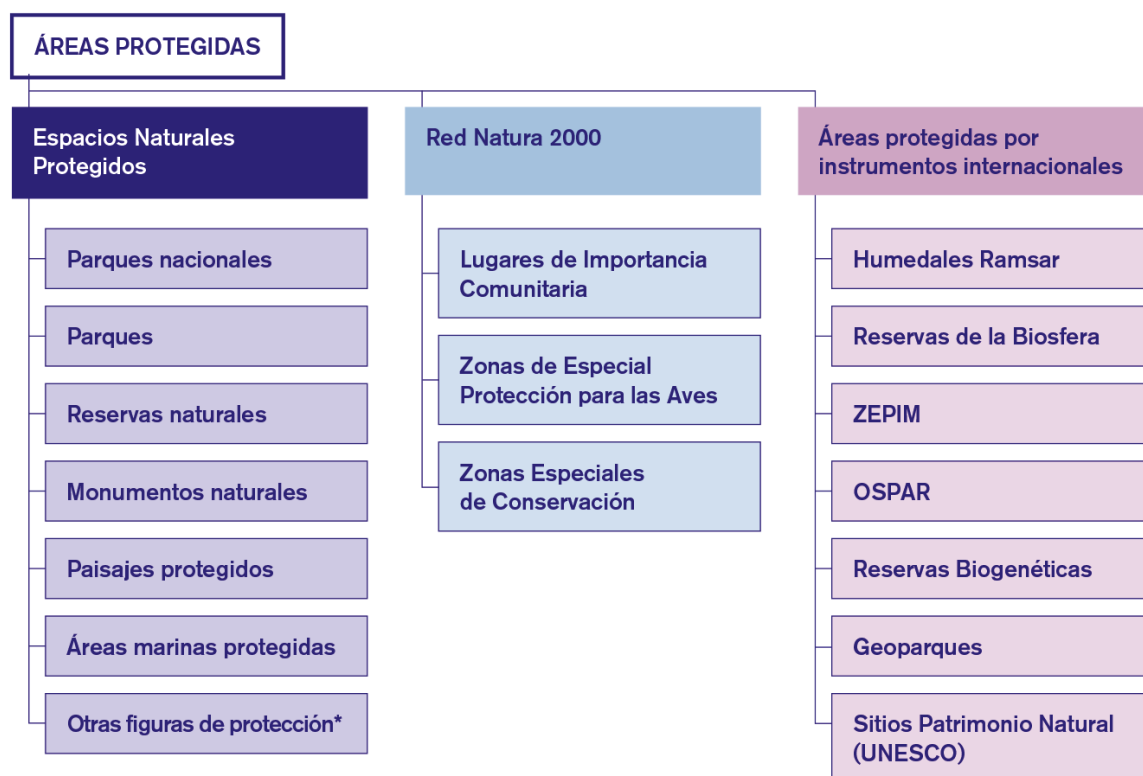


Figura 11. Clasificación de las áreas protegidas. Fuente: Europarc 2014.

pervivencia a largo plazo de los hábitats y especies de la Unión Europea de más valor y con más amenazas, siendo el instrumento comunitario clave para la protección de la biodiversidad.

De este modo, la red Natura 2000 se constituye como la base de la infraestructura verde de Europa. No sólo supone una importante reserva de biodiversidad y ecosistemas sanos, cuyo objetivo es revitalizar entornos degradados de todo el paisaje, sino que también ofrece numerosos servicios ecosistémicos a la sociedad, cuyo valor ha sido calculado entre 200.000 y 300.000 millones de euros anuales (Unión Europea, 2014).

En algunos casos autonómicos específicos la normativa autonómica los considera Espacios Naturales Protegidos, de la misma consideración que los recogidos en el epígrafe 1, que por ejemplo en Andalucía, se denominan Zonas de Importancia Comunitaria.

3. Áreas protegidas por instrumentos internacionales:

Espacios que tengan un reconocimiento internacional de alguna de las clases siguientes: Humedales Ramsar, Reservas de la Biosfera (MaB), ZEPIM, OSPAR, Reservas biogenéticas, Geoparques, Sitios Patrimonio Mundial por la UNESCO, etc. En su mayor parte, estas áreas coinciden en sus límites con territorios que ostentan otras cate-

gorías de protección. Las definiciones de algunos de los espacios protegidos por instrumentos internacionales de mayor entidad son:

- Los sitios Ramsar se designan porque cumplen con los Criterios para la identificación de Humedales de Importancia Internacional de la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971). El primer criterio se refiere a los sitios que contienen tipos de humedales representativos, raros o únicos, y los otros ocho abarcan los sitios de importancia internacional para la conservación de la diversidad biológica. Estos criterios hacen énfasis en la importancia que la Convención concede al mantenimiento de la biodiversidad.
- Las Reservas de la Biosfera son áreas representativas de territorios cuya importancia, tanto para la conservación como para el suministro de conocimientos prácticos que puedan contribuir a un desarrollo sostenible, ha sido reconocida internacionalmente por las Naciones Unidas.
- Las zonas especialmente protegidas de importancia para el Mediterráneo o ZEPIM son espacios naturales marinos o costeros que gozan de especial protección medioambiental basada en el Convenio de Barcelona (1976). Se crean para la protec-

Tabla 12. Figuras legales de protección según ley estatal y legislación autonómica

Figuras legislación estatal	Figuras legislación autonómica	
Parque Nacional	Parque Nacional	
Parque Natural	Parque Natural Parque Regional	Parque Rural
Reserva Natural	Reserva de Fauna Reserva Fluvial Reserva Integral Reserva Natural Reserva Natural Concertada Reserva Natural de Fauna Salvaje	Reserva Natural Dirigida Reserva Natural Especial Reserva Natural Integral Reserva Natural Marina Reserva Natural Parcial Refugio de Fauna
Monumento Natural	Árbol Singular Enclave Natural Monumento Natural	Monumento Natural de Interés Nacional
Paisaje Protegido	Paisaje Protegido	
Área Marina Protegida	Área Marina Protegida	
Otras designaciones	Área Natural Recreativa Área Natural Singular Biotopo Protegido Corredor Ecológico y de Biodiversidad Cuevas Espacio de Interés Natural Espacio Natural de Interés Local Espacio Natural Protegido Humedal Protegido Lugar de Interés Científico Microrreserva Microrreserva de Flora	Paraje Natural Paraje Natural de Interés Nacional Paraje Natural Municipal Paraje Pintoresco Parque Periurbano Parque Periurbano de Conservación y Ocio Régimen de Protección Preventiva Sitio de Interés Científico Sitio Natural de Interés Nacional Varias figuras para incorporar las áreas de la Red Natura 2000 en la legislación autonómica

Fuente: Europarc, 2014

ción de los ecosistemas marinos singulares a lo largo del Mar Mediterráneo.

- Las áreas OSPAR son espacios protegidos declarados en función del Convenio OSPAR (París, 1992), con el fin de establecer una red ecológicamente coherente de áreas marinas protegidas bien gestionadas en el Atlántico Noreste.
- Un geoparque es un territorio que presenta un patrimonio geológico notable que es el eje fundamental de una estrategia de desarrollo territorial sostenible basado en la educación y el turismo, y es reconocido como tal por la UNESCO.
- Patrimonio de la Humanidad o Patrimonio Mundial es el título conferido por la UNESCO a sitios

específicos del planeta que han sido propuestos y confirmados para su inclusión en la lista mantenida por el Programa Patrimonio de la Humanidad, administrado por el Comité del Patrimonio de la Humanidad, compuesto por 21 Estados miembros a los que elige la Asamblea General de Estados Miembros por un periodo determinado.

5.1.5.6 Datos cuantitativos sobre áreas protegidas

1. EENNPP

(Fuente: Banco de Datos de la Naturaleza. Actualización de la información: Declaraciones y/o modificaciones hasta Diciembre de 2015).

Diagnóstico

Tabla 13. Tabla resumen de los Espacios Naturales Protegidos en las distintas CC.AA

Administración competente	Nº de espacios	Superficie terrestre	Superficie marina	Total general	% terrestre protegido por administración competente
ANDALUCÍA (*)	334	2.575.147,90	68.390,13	2.643.538,02	29,39
ARAGÓN	24	168.156,13	0,00	168.156,13	3,52
CANTABRIA	36	150.980,76	1.868,36	152.849,13	28,41
CASTILLA Y LEÓN	28	760.325,09	0,00	760.325,09	8,07
CASTILLA - LA MANCHA	110	580.886,79	0,00	580.886,79	7,32
CATALUÑA	283	1.025.809,89	85.938,38	1.111.748,27	31,85
CIUDAD AUTÓNOMA DE CEUTA	0	0,00	0,00	0,00	0,00
CIUDAD AUTÓNOMA DE MELILLA	0	0,00	0,00	0,00	0,00
COMUNIDAD DE MADRID	9	120.892,07	0,00	120.892,07	15,06
C. FORAL DE NAVARRA	125	85.317,47	0,00	85.317,47	8,21
COMUNIDAD VALENCIANA	297	241.583,27	14.152,34	255.735,61	10,38
EXTREMADURA	84	315.334,18	0,00	315.334,18	7,57
GALICIA	98	359.466,17	39.314,80	398.780,97	12,11
IILLES BALEARS	81	74.709,36	25.680,96	100.390,32	14,89
ISLAS CANARIAS	146	302.133,05	37.173,23	339.306,29	40,59
LA RIOJA	9	167.624,40	0,00	167.624,40	33,25
PAÍS VASCO	42	99.844,80	4.138,37	103.983,18	13,83
PRINCIPADO DE ASTURIAS	56	233.567,85	4.108,16	237.676,01	22,01
MURCIA	13	61.523,13	122,49	61.645,62	5,44
MAGRAMA	1	0,00	234.950,33	234.950,33	0,00
Total general	1.773	1.298.868,76	345.488,35	1.644.357,11	14,47

* Incluye también la Red Natura 2000, de acuerdo a los metadatos existentes en la web del MAGRAMA

Fuente: Banco de Datos de la Naturaleza. Actualización de la información: Declaraciones y/o modificaciones hasta Diciembre de 2015

Tabla 14. Superficies de los Parques Nacionales de España					
Parque Nacional	Superficie terrestre (ha)	Superficie marina (ha)	Superficie total (ha)	Zona periférica de protección (ha)	Área de influencia socioeconómica (ha)
Aigüestortes i Estany de S. Maurici	14.119,00	-	14.119,00	26.733,00	145.057,75
Archipiélago de Cabrera	1.318,00	8.703,00	10.021,00	-	20.985,30
Cabañeros	40.856,00	-	40.856,00	-	182.292,52
Caldera de Taburiente	4.690,00	-	4.690,00	6.232,76	51.860,04
Doñana	54.252,00	-	54.252,00	59.877,55 (1)	200.601,86
Garajonay	3.984,00	-	3.984,00	4.558,95	36.812,06
Islas Atlánticas de Galicia	1.194,80	7.285,20	8.480,00	-	25.328,48
Monfragüe	18.396,00	-	18.396,00	97.764,00	195.500,53
Ordesa y Monte Perdido	15.696,20	-	15.696,20	19.196,36	89.290,44
Picos de Europa	67.127,59	-	67.127,59	-	133.683,56
Sierra de Guadarrama	33.960,00	-	33.960,00	62.687,26 (3)	175.593,40
Sierra Nevada	85.883,00	-	85.883,00	86.355,00 (2)	266.690,91
Tablas de Daimiel	3.030,00	-	3.030,00	4.337,32	82.113,86
Teide	18.990,00	-	18.990,00	7.374,32	127.958,28
Timanfaya	5.107,50	-	5.107,50	-	34.752,58
Totales (ha)	368.604,09	15.988,20	384.592,29	375.116,52	1.768.521,77

Notas:

(1) Se considera que la zona periférica de protección del Parque Nacional de Doñana incluye tanto la zona de protección del parque nacional como el territorio del Parque Natural colindante.

(2) En el caso de la zona periférica de protección del Parque Nacional de Sierra Nevada, ésta se considera equivalente al territorio del parque natural que rodea al parque nacional.

(3) La zona periférica de protección del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama incluye, en su vertiente segoviana, 7.011 hectáreas del Área de Protección Especial del Parque Nacional, constituida por la superficie de los Montes Matas y Pinar de Valsaín (en esta Área será de aplicación el régimen jurídico del Parque Nacional, salvo algunas excepciones).

Fuente de datos: los datos de superficies de los parques nacionales son los especificados en el contenido de sus disposiciones normativas de declaración, reclasificación o ampliación, y en el caso de los parques nacionales de Sierra Nevada y Ordesa y Monte Perdido en sus instrumentos de planificación, que incluyen la cifra de superficie. Los datos de superficies de las zonas periféricas de protección son los incluidos en la normativa, y en su defecto los calculados mediante sistemas de información geográfica a partir de la información cartográfica más actualizada disponible. Los datos de superficies de las áreas de influencia socioeconómica han sido calculados mediante análisis con sistemas de información geográfica a partir de la versión de límites de términos municipales actualizados a fecha de 18 de noviembre de 2015 por el Instituto Geográfico Nacional.

Fuente: MAPAMA, 2015

Tabla 15. Reservas Marinas de interés pesquero en España

Nombre de la Reserva	Sup. Total	Año declaración	Comunidad autónoma	Tipo de gestión
Bahía de Palma	2.394	1982	Baleares	Autonómica
Isla de Tabarca	1.754	1986	Valencia	Compartida
Islas Columbretes	5.593	1990	Valencia	Compartida
Cabo de San Antonio	10	1993	Valencia	Autonómica
Cabo de Gata-Níjar	4.613	1995	Andalucía	MAGRAMA
Isla de La Graciosa e Islotes del Norte de Lanzarote	70.439	1995	Canarias	Compartida
Cabo de Palos-Islas Hormigas	1.931	1995	Murcia	Compartida
La Restinga-Mar de las Calmas	1.180	1996	Canarias	Compartida
Isla de Alborán	1.650	1997	Andalucía	MAGRAMA
Freus de Ibiza y Formentera	13.617	1999	Baleares	Autonómica
Norte de Menorca	5.119	1999	Baleares	Autonómica
Masía Blanca	457	1999	Cataluña	MAGRAMA
Isla de La Palma	3.455	2001	Canarias	Autonómica
Migjorn de Mallorca	22.332	2002	Baleares	Autonómica
Desembocadura del Río Guadalquivir	4.080	2004	Andalucía	Autonómica
Isla del Toro	136	2004	Baleares	Autonómica
Islas Malgrats	89	2004	Baleares	Autonómica
Levante de Mallorca - Cala Ratjada	11.286	2007	Baleares	Autonómica
Os Miñarzos	2.163	2007	Galicia	Autonómica
Ría de Cedeira	720	2009	Galicia	Autonómica
Superficie total	153.018			

Fuente: Europarc 2014

2. Red Natura 2000

(Fuente: Banco de Datos de la Naturaleza. Actualización a 18/02/2016, según la información de los espacios Red Natura 2000 remitida por el MAPAMA a la Comisión Europea hasta esa fecha).

Tabla 16. Lugares de Importancia Comunitaria (LIC), muchos de los mismos ya declarados ZEC						
Administración competente	Número LIC	Superficie Terrestre LIC (ha)	Superficie Marina LIC (ha)	Superficie Total LIC (ha)	% Territorio C.A.	Sup. Total CCAA (ha)
Andalucía	189	2.526.411,71	68.798,85	2.595.210,56	28,84%	8.761.542,43
Aragón	156	1.046.501,76	0,00	1.046.501,76	21,93%	4.773.078,09
Cantabria	21	135.718,97	1.840,33	137.559,30	25,54%	531.367,18
Castilla y León	120	1.896.206,44	0,00	1.896.206,44	20,12%	9.422.714,56
Castilla - La Mancha	72	1.563.873,81	0,00	1.563.873,81	19,69%	7.941.031,22
Cataluña	115	959.341,25	85.917,43	1.045.258,68	29,79%	3.220.512,12
Ciudad Autónoma de Ceuta	2	630,53	836,20	1.466,73	31,83%	1.980,75
Ciudad Autónoma de Melilla	2	46,12	45,46	91,58	3,31%	1.394,63
Comunidad de Madrid	7	319.545,37	0,00	319.545,37	39,82%	802.557,79
Comunidad Foral de Navarra	42	280.848,22	0,00	280.848,22	27,04%	1.038.580,46
Comunidad Valenciana	93	623.435,16	15.754,38	639.189,54	26,79%	2.327.039,54
Extremadura	89	933.772,68	0,00	933.772,68	22,40%	4.167.917,52
Galicia	59	348.308,69	27.445,50	375.754,19	11,74%	2.967.888,15
Islas Baleares	138	96.315,84	106.460,07	202.775,91	19,20%	501.644,39
Islas Canarias	153	283.167,17	7.362,11	290.529,28	38,04%	744.406,58
La Rioja	6	167.545,79	0,00	167.545,79	33,23%	504.133,30
País Vasco	52	144.410,52	414,64	144.825,16	20,00%	722.169,57
Principado de Asturias	49	284.576,03	19.796,27	304.372,30	26,82%	1.061.094,37
Región de Murcia	49	167.424,40	27.013,74	194.438,13	14,80%	1.131.314,90
MAGRAMA	53	524,75	5.111.748,25	5.112.273,00	-	-
Total	1.467	11.778.605,21	5.473.433,24	17.252.038,43	23,27%	50.622.367,55

Fuente: Banco de Datos de la Naturaleza. (Actualización a 18/02/2016, según la información de los espacios Red Natura 2000 remitida por el MAPAMA a la Comisión Europea hasta esa fecha)

Diagnóstico

Tabla 17. Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA)						
Administración competente	Número ZEPA	Superficie Terrestre ZEPA (ha)	Superficie Marina ZEPA (ha)	Superficie Total ZEPA (ha)	% Territorio C.A.	Sup. Total CCAA (ha)
Andalucía	63	1.614.834,22	30.324,53	1.645.158,74	18,43%	8.761.542,43
Aragón	45	848.695,03	0,00	848.695,03	17,78%	4.773.078,09
Cantabria	8	78.031,19	1.072,66	79.103,84	14,68%	531.367,18
Castilla y León	70	2.001.825,96	0,00	2.001.825,96	21,24%	9.422.714,56
Castilla - La Mancha	38	1.579.154,66	0,00	1.579.154,66	19,89%	7.941.031,22
Cataluña	73	836.522,94	76.986,34	913.509,29	25,97%	3.220.512,12
Ciudad Autónoma de Ceuta	2	630,32	0,00	630,32	31,82%	1.980,75
Ciudad Autónoma de Melilla	0	0,00	0,00	0,00	0,00%	1.394,63
Comunidad de Madrid	7	185.404,84	0,00	185.404,84	23,10%	802.557,79
Comunidad Foral de Navarra	17	86.327,38	0,00	86.327,38	8,31%	1.038.580,46
Comunidad Valenciana	40	723.771,92	17.840,96	741.612,87	31,10%	2.327.039,54
Extremadura	71	1.102.403,89	0,00	1.102.403,89	26,45%	4.167.917,52
Galicia	16	88.405,34	13.064,07	101.469,41	2,98%	2.967.888,15
Islas Baleares	55	88.118,36	51.303,44	139.421,80	17,57%	501.644,39
Islas Canarias	43	271.201,48	6.080,10	277.281,58	36,43%	744.406,58
La Rioja	5	165.835,63	0,00	165.835,63	32,90%	504.133,30
País Vasco	7	40.491,46	1.426,02	41.917,48	5,61%	722.169,57
Principado de Asturias	13	222.917,59	16.590,42	239.508,01	21,01%	1.061.094,37
Región de Murcia	24	192.909,49	13.743,61	206.653,10	17,05%	1.131.314,90
MAGRAMA	47	55,05	4.969.765,67	4.969.820,72		
Total	644	10.127.536,75	5.198.197,80	15.325.734,55	20,01%	50.622.367,55

Fuente: Banco de Datos de la Naturaleza. (Actualización a 18/02/2016, según la información de los espacios Red Natura 2000 remitida por el MAPAMA a la Comisión Europea hasta esa fecha)

3. Áreas protegidas por instrumentos internacionales

- Reservas de la Biosfera españolas (enero 2016)
(Fuente: MAPAMA)

Tabla 18. Reservas de la Biosfera españolas (enero 2016)			
NOMBRE	SUPERFICIE Ha	PROVINCIA/ CCAA	AÑO DE DECLARACION/ AMPLIACIÓN
SIERRA de GRAZALEMA	51.695,00	Cádiz (Andalucía)	1977
ORDESA-VIÑAMALA	117.364,00	Huesca (Aragón)	(1977) 2013
MONTSENY	50.166,60	Barcelona y Girona (Cataluña)	(1978) 2014
DOÑANA	263.514,8 (T) 4.779,0 (M)	Huelva y Sevilla (Andalucía)	1980
MANCHA HÚMEDA	418.087,00	Ciudad Real, Cuenca y Toledo (Castilla La Mancha)	(1980) 2014
LA PALMA	70.832,0 (T) 9.870,0 (M)	Santa Cruz de Tenerife (Canarias)	(1983) 2002
SIERRA de CAZORLA, SEGURA Y LAS VILLAS	190.000,00	Jaén (Andalucía)	1983
MARISMAS de ODIEL	7.158,00	Huelva (Andalucía)	1983
URDAIBAI	22.041,00	Bizkaia (País Vasco)	1984
SIERRA NEVADA	173.110,80	Granada (Andalucía)	(1986) 2012
CUENTA ALTA DEL RÍO MANZANARES	47.500,00	Madrid	1992
LANZAROTE	84.610,0 (T) 38.000,0 (M)	Las Palmas (Canarias)	1993
MENORCA	69.441,1 (T) 1.745,2 (M)	Baleares	(1993) 2003
SIERRA de las NIEVES Y SU ENTORNO	93.930,00	Málaga (Andalucía)	1995
CABO de GATA-NÍJAR	38.000,0 (T) 12.000,0 (M)	Almería (Andalucía)	1997
EL HIERRO	28.700,4 (T) 900,0 (M)	Santa Cruz de Tenerife (Canarias)	2000
SOMIEDO	29.121,00	Asturias	2000
MUNIELLOS	55.657,00	Asturias	(2000) 2003
BARDENAS REALES DE NAVARRA	39.273,00	Navarra	2000
REDES	37.804,00	Asturias	2001
TERRAS DO MIÑO	363.668,90	Lugo (Galicia)	2002
DEHESAS DE SIERRA MORENA	424.400,00	Huelva, Sevilla y Córdoba (Andalucía)	2002
VALLE DE LACIANA	21.700,00	León (Castilla y León)	2003
PICOS DE EUROPA	64.315,00	León, Asturias y Cantabria (Castilla y León/Asturias/ Cantabria)	2003
MONFRAGÜE	116.160,00	Cáceres (Extremadura)	2003
VALLES de LEZA, JUBERA, CIDACOS Y ALHAMA	119.669,00	La Rioja	2003
BABIA	38.018,00	León (Castilla y León)	2004

Continúa en la siguiente página →

Tabla 18. CONTINUACIÓN			
NOMBRE	SUPERFICIE Ha	PROVINCIA/ CCAA	AÑO DE DECLARACION/ AMPLIACIÓN
GRAN CANARIA	65.594,8 (T) 34.863,8 (M)	Las Palmas (Gran Canaria)	2005
ÁREA DE ALLARIZ	21.482,00	Orense (Galicia)	2005
SIERRA del RINCÓN	15.230,80	Madrid	2005
EL ALTO BERNESGA	33.442,00	León (Castilla y León)	2005
LOS ARGÜELLOS	33.260,00	León (Castilla y León)	2005
LOS VALLES DE OMAÑA Y LUNA	81.159,00	León (Castilla y León)	2005
OS ANCARES LUCENSES Y MONTES de CERVANTES, NAVÍA Y BECERREÁ	53.664,00	Galicia	2006
LOS ANCARES LEONESES	56.786,00	León (Castilla y León)	2006
LAS SIERRAS DE BÉJAR y FRANCIA	199.140,30	Salamanca (Castilla y León)	2006
INTERCONT. DEL MEDITERRANEO ¹	414.286,8 (T) 9.248,0(M)	Cádiz y Málaga (Andalucía)	2006
RIO EO, OSCO Y TERRAS DE BURÓN	159.378,6 (T) 571,0(M)	Lugo y Asturias (Galicia/Asturias)	2007
FUERTEVENTURA	166.452,0 (T) 187.836,0 (M)	Las Palmas (Gran Canaria)	2009
TRANSFRONTERIZA GÊRES-XURÉS ²	62.916,00	Orense (Galicia-España)	2009
	267.958,00	Portugal	
LAS UBIÑAS - LA MESA	45.163,00	Asturias	2012
LA GOMERA	37.178,3 (T) 47.343,9 (M)	Santa Cruz de Tenerife (Canarias)	2012
MARIÑAS CORUÑESAS E TERRAS DE MANDEO	113.969,6 (T) 2.754,7 (M)	A Coruña (Galicia)	2013
TERRES DE L'EBRE	287.443,7 (T) 80.285,9 (M)	Tarragona (Cataluña)	2013
REAL SITIO DE SAN ILDEFONSO - EL ESPINAR	48.727,61	Segovia (Castilla y León)	2013
MACIZO DE ANAGA	15.489,01 (T) 33.238,06 (M)	Santa Cruz de Tenerife (Canarias)	2015
MESETA IBÉRICA ³	475.241	Zamora y Salamanca (Castilla y León/España)	2015
	657.365	Portugal	

T= terrestre
M= marina

Nota 1: En la superficie de la RRBB Intercontinental del Mediterráneo están incluidas las superficies de las RRBB de Grazalema y Sierra de las Nieves, porque se superponen.

Nota 2: La superficie de la zona portuguesa en la RB Gêres-Xures es de 267.958 ha.

Nota 3: La superficie de la zona portuguesa en la RB de la Meseta Ibérica es de 657.365 ha.

Las RB españolas suponen el 10,46% de la superficie terrestre española (504.645 km²)

Fuente: MAPAMA.

- Humedales Ramsar: La lista de humedales de importancia internacional Ramsar la componen actualmente 74 lugares que ocupan cerca de 300.000 hectáreas. Muchos de ellos son espacios también protegidos por la legislación española.
- ZEPIM. Protección del Mar Mediterráneo: España cuenta con 9 áreas declaradas como ZEPIM con una superficie total de 146.856 hectáreas:
 - Andalucía: Isla de Alborán, Fondos marinos del Levante almeriense, Cabo de Gata – Níjar y Acanuilados de Maro – Cerro Gordo.
 - Cataluña: Islas Medes y Cap de Creus.
 - Comunidad Valenciana: Columbretes.
 - Región de Murcia: Mar Menor y zona mediterránea oriental de la costa murciana
 - Islas Baleares: Archipiélago de Cabrera
- OSPAR. Protección del atlántico del nordeste: La red OSPAR cuenta con trece zonas en las aguas de España (aguas jurisdiccionales, incluyendo la zona económica exclusiva o aquellas zonas marinas donde el Estado ejerza su soberanía):
 - El Cachucho
 - Islas Atlánticas de Galicia
 - Banco de Galicia
 - Espacio marino de Cabo Peñas
 - Espacio marino de la Bahía de Cádiz
 - Espacio marino de la Costa da Morte
 - Espacio marino de la Costa de Ferrolterra - Valdoviño
 - Espacio marino de la Ría de Mundaka-Cabo de Ogoño
 - Espacio marino de las Rías Baixas de Galicia
 - Espacio marino de los Islotes de Portios - Isla Conejera - Isla de Mouro
 - Espacio marino del Tinto y del Odiel
 - Espacio marino de Punta de Candela - Ria de Ortigueira - Estaca de Bares
 - Golfo de Cádiz
- Áreas biogenéticas: España cuenta con la Albufera de Mallorca como reserva biogenética.
- Geoparques: En la actualidad hay en España diez geoparques:
 - Parque Natural del Maestrazgo (Teruel)
 - Parque Natural de las Sierras Subbéticas (Córdoba)
 - Parque Natural del Cabo de Gata (Almería)
 - Sobrarbe (Huesca),
 - Costa Vasca (Guipúzcoa)
 - Sierra Norte de Sevilla
 - Villuercas-Ibores-Jara (Cáceres)
 - Cataluña Central (Barcelona)
 - Molina y el Alto Tajo (Guadalajara)
 - El Hierro (Canarias)
- Sitios Patrimonio Mundial: España cuenta con 45 Sitios: 40 designados por sus valores culturales, 3 por sus valores naturales (Garajonay, Doñana y Teide) y 2 por sus valores naturales y culturales (Pirineos-Monte Perdido y la Isla de Ibiza).

5.1.5.7 Ubicación de la cartografía de áreas protegidas en España

1. Espacios Naturales Protegidos (EENPPP)

- Parques Nacionales: Descarga de los archivos shp en <http://www.mapama.gob.es/es/red-parques-nacionales/sig/>
- ENP que emanan de la Legislación estatal (Ley 42/2007) o autonómica: URL de acceso al servicio WMS: <http://wms.mapama.es/sig/Biodiversidad/ENP/wms.aspx?>
- Áreas Marinas Protegidas (AMP): URL de acceso al servicio WMS: <http://wms.mapama.es/sig/Biodiversidad/AMP/wms.aspx?>

2. Red Natura 2000 (ZEC+ZEPA): URL de acceso al servicio WMS: <http://wms.mapama.es/sig/Biodiversidad/RedNatura/wms.aspx?>

3. Convenios Internacionales

- Humedales Ramsar: URL de acceso al servicio WMS: <http://wms.mapama.es/sig/Biodiversidad/RAMSAR/wms.aspx?>
- OSPAR: URL de acceso al servicio WMS: <http://wms.mapama.es/sig/Biodiversidad/OSPAR/wms.aspx?>
- Reservas de la Biosfera (MaB): URL de acceso al servicio WMS: <http://wms.mapama.es/sig/Biodiversidad/MAB/wms.aspx?>
- ZEPIM: URL de acceso al servicio WMS: <http://wms.mapama.es/sig/Biodiversidad/ZEPIM/wms.aspx?>

5.1.6 Otros posibles espacios a incorporar en la Infraestructura verde

5.1.6.1 Vías pecuarias

Las Vías Pecuarias se definen, en síntesis, como las rutas por donde discurre o ha venido discurrendo el tránsito ganadero, pudiendo ser destinadas a otros usos compatibles y complementarios de carácter rural. La Ley 3/1995 indica que “son bienes de dominio público de las Comunidades Autónomas y, en consecuencia, inalienables, imprescriptibles e inembargables”. Dado que el enfoque normativo moderno de estas vías, emanado de la citada ley, trasciende su función ganadera para abarcar nuevas necesidades como el desarrollo sostenible y el respeto al medio ambiente, al paisaje y al patrimonio natural y cultural, las vías pecuarias deben constituir sin duda un elemento clave, único en Europa, en una Estrategia Estatal de Infraestructura Verde. De hecho, la Exposición de Motivos de la Ley 3/1995, de 23 de marzo, de Vías Pecuarias, ya valora varios aspectos fundamentales de este tipo de rutas, resumidamente:

1. Prestan un servicio a la cabaña ganadera nacional que se explota en régimen extensivo, con favorables repercusiones para el aprovechamiento de recursos pastables infrautilizados y para la preservación de razas autóctonas.
2. Son «corredores ecológicos», esenciales para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres.
3. Constituyen un instrumento favorecedor del contacto del ser humano con la naturaleza y de la ordenación del entorno medioambiental.

El conjunto de Vías Pecuarias de España se distribuye sobre 40 provincias que suman el 85% del territorio peninsular, formando una malla compleja de unos 125.000 km, con una extensión superficial de unas 425.000 ha, algo menos del 1% de la superficie nacional. Por su extensión y carácter vertebrador, las vías pecuarias constituyen un elemento primordial para la estrategia y la planificación territorial (Mangas, 1992), y deben representar un elemento conector del primer nivel en cualquier planteamiento de infraestructura verde y conectividad.

Es importante señalar que las vías pecuarias distan mucho de ser homogéneas en sus características. La Ley 3/1995, de 23 de marzo, de Vías Pecuarias las clasifica según su anchura en distintas tipologías:

- a) Cañadas, cuya anchura no excede de los 75 metros.
- b) Cordeles, cuando su anchura no sobrepase los 37,5 metros.
- c) Veredas, que tienen una anchura no superior a los 20 metros.

Como otros elementos de infraestructura verde, las vías pecuarias están condicionadas por la escala con que se consideren. A este respecto, debe distinguirse entre la Red Nacional de Vías Pecuarias y las redes estrictamente autonómicas.

En la Red Nacional de Vías Pecuarias (Ley 3/1995, art. 18) “[...] se integran todas las cañadas y aquellas otras vías pecuarias que garanticen la continuidad de las mismas, siempre que su itinerario discurra entre dos o más Comunidades Autónomas y también las Vías Pecuarias que sirvan de enlace para los desplazamientos ganaderos de carácter interfronterizo [...]”. El MAPAMA está trabajando actualmente en la delimitación de esta Red.

Las vías pecuarias que pasarán a integrar esta Red Nacional son las grandes cañadas reales de la Mesta (de la Plata, Leonesas Occidental y Oriental, Segoviana, Galiana, Sorianas Oriental y Occidental y Conquense) y sus ramales, que enlazan los pastos estivales eurosiberianos del norte de la Península (Montes de León, Cordillera Cantábrica y Sistema Ibérico) con los pastos de invernada del suroeste (dehesas de Extremadura, Valle de Alcadía y la Sierra Morena andaluza). En total, la Red Nacional de Vías Pecuarias incluirá más de 7.500 km en 9 grandes itinerarios (Tabla 19 y Figura 12).



Figura 12. Principales cañadas reales de la Península Ibérica. Fuente: MAGRAMA, 2013

Tabla 19. Cuadro resumen de la futura Red Nacional de Vías Pecuarias (borrador)

ITINERARIOS	DESDE	HASTA	LONGITUD APROX.
Cañada Real de la Plata o Zamorana			799,04
Itinerario Principal	Riello (León)	Herreryela (Cáceres)	533.495,19
Itinerario Alternativo 1: Valdesamerio-La Bañeza	Valdesamario (León)	La Bañeza (León)	68.392,67
Itinerario Alternativo 2: Guijuelo-Los Santos por Fuenterroble de Salvatierra	Guijuelo anejo Palacios de Salvatierra (Salamanca)	Los Santos (Salamanca)	21.866,45
Cañada Real de la Plata o Zamorana			799,04
"Itinerio Alternativo 3: Valdefuentes de Sangusín-Guijo de Granadilla"	"Valdefuentes de Sangusín (Salamanca)"	Guijo de Granadilla (Cáceres)	53.599,05
Ramal 1: Cordel Sanabrés	Porto (Zamora)	Benavente (Zamora)	121.688,73
Cañada Real Leonesa Occidental			962,83
Itinerio Principal	Soto y Amío (León)	Fuentes de León (Badajoz)	713.118,84
Ramal 1: Cañada Real de Boñar	Valdepiélago (León)	Villasabariego (León)	49.789,00
Ramal 2: Trujillo-Valverde de Leganés	Trujillo (Cáceres)	Valverde de Leganés (Badajoz)	199.921,90
Cañada Real Leonesa Oriental			934,45
Itinerario Principal	Maraña (León)	Montemolín (Badajoz)	727.480,73
Itinerario Alternativo 1: Villamuriel de Cerrato-Valladolid	Villamuriel de Cerrato (Palencia)	Valladolid (Valladolid)	35.411,03
Ramal 1: Cordel Cerverano	Redoño-Areños (Palencia)	Paredes de Nava (Palencia)	115.258,51
Ramal 2: Ramal de Pineda	Triollo (Palencia)	Fresno del Río (Palencia)	56.296,86

Continúa en la siguiente página →

Diagnóstico

Tabla 19. CONTINUACIÓN			
ITINERARIOS	DESDE	HASTA	LONGITUD APROX.
Cañada Real Burgalesa			864,26
Itinerario Principal	Entrena (La Rioja)	Valencia de Alcántara (Cáceres)	661.157,36
Itinerario Alternativo:Valladolid-Salamanca por Tordesillas	Valladolid (Valladolid)	Salamanca (Salamanca)	116.505,46
Ramal 1: Madrigal del Monte-Vertavillo	Madrigal del Monte (Burgos)	Vertavillo (Palencia)	77.302,42
Conexión Itinerario Princial-Ramal 1	Torrecilla del Monte/Santa Inés (Burgos)	Lerma anejo Santillán (Burgos)	9.291,36
Cañada Real Segoviana			748,98
Itinerario Principal	Ledanía nº 39 (Burgos)	Azuaga (Badajoz)	598.806,02
Ramal 1: Cañada Real Toledana	Camarena (Toledo)	Alcolea de Calatrava (Ciudad Real)	150.173,89
Cañada Real Galiana			410,63
Itinerario Principal	Brieva de Cameros/Ortigosa de Cameros (La Rioja)	Toledo (Toledo)	330.735,29
Ramal 1: Ramal de Villoslada de Cameros al alto de Santa Inés	Villoslada de Cameros (La Rioja)	Montenegro de Cameros/Vinuesa (SO)	21.587,35
Ramal 2: Ramal de La Poveda (SO)/Lumbreras (LO) a Vinuesa (SO)/Villoslada de Cameros (LO)	"La Poveda de Soria (SO)/Lumbreras (LO)"	Vinuesa (SO)/Villoslada de Cameros (LO)	58.310,52
Cañada Real Soriana Occidental			393,61
Itinerario Principal	Calatañazor (Soria)	Fuenterroble de Salvatierra (Salamanca)	350.457,50
Ramal 1: Cañada Real de la Pedriza	Calatañazor (Soria)	Burgo de Osma anejo Osma (Soria)	43.157,04
Cañada Real Soriana Oriental			1.058,04
Itinerario Principal	Arnedillo/Ocón (La Rioja)	Villanueva del Río y Minas (Sevilla)	819.854,61
Tramo Alternarivo: Las Aldehuelas-Almazán	Torrearevalo-Las Aldehuelas anejo Villoria (Soria)	Almazán (Soria)	85.421,85
Ramal 1: Ramal de Clavijo	Calvijo/Albelda de Iregua (La Rioja)	"Laguna de Cameros/Lumbreras (La Rioja)"	42.436,08
Ramal 2: Posadas-Sevilla	Posadas (Córdoba)	Sevilla (Sevilla)	110.332,30
Cañada Real Conquense			1.365,54
Itinerario Principal	Cuenca (Cuenca)	Cuenca (Cuenca)	35.221,19
Itinerario Occidental: Cuenca-Almodóvar del Campo	Cuenca (Cuenca)	"Almodóvar del Campo (Ciudad Real)"	276.920,07
Hoja Derecha	Fresneda de Altarejos (Cuenca)	La Hinojosa (Cuenca)	35.172,96
Hoja Izquierda	Fresneda de Altarejos (Cuenca)	La Hinojosa (Cuenca)	35.762,64
Ramal 1: Cañada Real de los Serranos	Socuéllamos (Ciudad Real)	Villanueva de la Reina (Jaén)	215.670,98
Itinerario Oriental: Cuenca-Jaén (por Albacete)	Cuenca (Cuenca)	Vilches (Jaén)	314.014,30
Ramal 1: Ramal de Murcia por Yecla	Monteagudo de Salinas (Cuenca)	Abanilla (Murcia)	239.956,23
Ramal 2: Ramal de Murcia por Jumilla	Casas de Benítez (Cuenca)	Murcia (Murcia)	212.823,26
TOTAL KMS RED NACIONAL			7.537,39

Fuente: MAPAMA

Por su parte, a escala regional, las vías pecuarias forman una red mucho más tupida e interconectada de caminos de menor anchura (Tabla 20), pero no por ellos menos importantes desde un punto de vista de conectividad. No obstante, es importante reseñar que el grado de atención que se ha prestado a estos elementos es muy diferente en las distintas zonas del país.

Tabla 20. Resumen de la situación de las vías pecuarias a escala nacional con anterioridad a la promulgación de la Ley 3/95 de Vías Pecuarias.

PROVINCIAS	Número total términos municipales (*)	Términos clasificación sin vías pecuarias	Términos con clasificación aprobada			Términos en trámite de aprobación	Términos pendientes de clasificar
			Número	Km V. P.	Ha V. P.		
Albacete	86	16	68	1.448	7.001	0	2
Alicante	139	10	93	1.876	5.374	8	28
Almería	103	3	47	1.645	5.274	2	51
Ávila	268	20	116	1.279	3.584	2	130
Badajoz	162	14	148	3.917	16.948	0	0
Baleares	-	-	-	-	-	-	-
Barcelona	309	8	6	69	97	4	291
Burgos	504	63	210	3.982	10.269	4	227
Cáceres	223	11	131	2.728	10.245	1	80
Cádiz	42	0	42	4.142	19.025	0	0
Castellón	140	1	68	2.149	6.538	7	64
Ciudad Real	98	7	90	3.373	15.096	0	1
Córdoba	75	0	70	4.714	12.814	0	5
Coruña, La	-	-	-	-	-	-	-
Cuenca	290	78	126	1.597	6.730	16	70
Gerona	250	14	1	7	3	0	235
Granada	198	14	175	3.215	12.290	1	8
Guadalajara	406	113	176	1.365	5.746	3	114
Guipúzcoa	-	-	-	-	-	-	-
Huelva	78	0	30	1.013	2.379	14	34
Huesca	349	38	157	2.537	10.968	66	88
Jaén	101	0	90	3.935	15.210	1	10
León	235	28	110	1.181	3.099	16	81
Lérida	320	0	5	118	468	1	314

Continúa en la siguiente página →

Tabla 20. CONTINUACIÓN

PROVINCIAS	Número total términos municipales (*)	Términos clasificación sin vías pecuarias	Términos con clasificación aprobada			Términos en trámite de aprobación	Términos pendientes de clasificar
			Número	Km V. P.	Ha V. P.		
Rioja, La	183	6	14	260	540	2	161
Madrid	183	7	164	3.608	12.228	6	6
Málaga	100	2	85	2.264	7.705	13	0
Navarra	-	-	-	-	-	-	-
Orense	-	-	-	-	-	-	-
Oviedo	78	7	0	0	0	0	71
Palencia	247	64	139	1.408	4.231	6	38
Pontevedra	-	-	-	-	-	-	-
Salamanca	386	49	156	1.451	4.856	2	179
Santa Cruz de Tenerife	-	-	-	-	-	-	-
Segovia	275	30	169	2.083	8.471	6	70
Sevilla	102	0	102	6.009	25.594	0	0
Soria	345	28	143	2.083	6.821	2	172
Tarragona	180	2	52	999	2.171	0	126
Teruel	282	9	33	1.281	3.824	5	235
Toledo	206	14	191	3.284	11.343	0	1
Valencia	265	4	190	3.149	9.965	2	69
Valladolid	235	8	205	3.175	9.176	6	16
Vizcaya	-	-	-	-	-	-	-
Zamora	307	35	147	1.487	4.702	10	115
Zaragoza	305	29	88	2.911	12.158	130	58
Totales	8.275	763	3.881	83.711	297.381	338	3.292

Fuente: Mangas Navas, 1992.

Tras la promulgación de la Ley de Vías Pecuarias (Ley 3/1995) a nivel estatal, algunas Comunidades han promulgado legislación propia y han elaborado planes de recuperación. En este grupo entran Andalucía (Decreto 155/1998, de 21 de julio), Aragón (Ley 10/2005, de 11 de noviembre), Castilla-La Mancha (Ley 9/2003, de 20 de marzo), Extrema-

dura (Decreto 49/2000, de 8 de marzo), La Rioja (Decreto 3/1998, de 9 de enero), Comunidad de Madrid (Ley 8/1998, de 15 de junio) y Comunidad Foral de Navarra (Ley Foral 19/1997, de 15 de diciembre). Como ejemplo, se muestra el siguiente caso de estudio de la Red de Vías Pecuarias de Andalucía y el Programa Puertas Verdes.

CASO DE ESTUDIO: Red de Vías Pecuarias de Andalucía y el Programa Puertas Verdes.

Andalucía cuenta con una red de vías pecuarias que asciende a un total de 34.081 kilómetros, lo que supone la red más extensa de España. Esta Comunidad ha realizado un importante esfuerzo de deslinde, amojonamiento y puesta en valor del dominio público pecuario.

Clasificadas por tipos, es llamativo que las vías pecuarias andaluzas con mayor extensión son las de menor anchura (veredas), lo que recalca la importancia de la escala en la consideración de estos elementos.

Tipo de vía pecuaria	Longitud total en Andalucía (km)
Vereda	13.602,336
Cañada	8.031,29
Cordel	7.178,683
Colada	5.012,801



RED DE VÍAS PECUARIAS DE ANDALUCÍA

Fuente: Junta de Andalucía, 2016

La Red de Vías Pecuarias de Andalucía está sirviendo como base para una interesante experiencia que posibilita interconectar los medios rurales con la ciudad, con importantes repercusiones desde el punto de vista de la infraestructura verde. Se trata del “Programa Puertas Verdes”, que beneficia a una población de 3,7 millones de habitantes conectando 26 núcleos urbanos andaluces de más de 50.000 habitantes con su entorno más inmediato a través de itinerarios no motorizados.

El resultado es un conjunto de Corredores Verdes y Puertas Verdes que articulan los ámbitos urbanos más densamente poblados con su entorno natural próximo, con puntos de interés cultural y con otros espacios relevantes como campus universitarios, parques periurbanos, parques metropolitanos, etc. A principios de 2016, este programa se había traducido en la adecuación de casi 500 km de vías no motorizadas que comunican grandes núcleos urbanos de las 8 provincias andaluzas con su entorno natural inmediato. Los objetivos de este programa son establecer una nueva relación campo-ciudad, incrementar la calidad de vida de los ciudadanos, propiciar la práctica de actividades deportivas no motorizadas, mejorar el paisaje en los entornos urbanos y portuarios y reducir las emisiones de CO₂.

Los beneficios del programa desde el punto de vista de la conectividad son también evidentes, a través de actuaciones tales como recuperación de terrenos, restauración paisajística y limpieza, que acompañan a otras más orientadas a la movilidad urbana y el uso público, como son la construcción de carriles bici, el acondicionamiento de caminos y la señalización.

5.1.6.2 Vías verdes

En España en 1993 había más de 7.600 kilómetros de líneas ferroviarias fuera de servicio. Desde esta fecha, estos antiguos trazados ferroviarios han sido el objetivo del Programa Vías Verdes, desarrollado por el anterior Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente y actualmente por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en colaboración con ADIF y RENFE Operadora, junto con las Comunidades Autónomas, Diputaciones, Cabildos y Ayuntamientos, así como ONGs, asociaciones de ciclistas y colectivos ciudadanos.

Existen actualmente más de 2.400 kilómetros (de ellos unos 200 Km en obras o licitación) de vías férreas en desuso que han sido convertidas en itinerarios cicloturistas y senderistas en el marco del Programa Vías Verdes. Hay en total 117 Vías Verdes en España, y han sido invertidos más de 171 millones de euros en el acondicionamiento

de estas infraestructuras, sin contar los costes de la rehabilitación de edificios ferroviarios, obras de mejora, dotaciones posteriores, promoción, gestión, etc. (Figura 13).

El concepto de Vía Verde incluye no sólo el acondicionamiento del trazado, sino también la instalación de servicios y equipamientos complementarios que se sitúan generalmente en las estaciones ferroviarias fuera de servicio, rehabilitadas con este fin. Esta rehabilitación suele realizarse a través de políticas de creación de empleo y de desarrollo rural y sostenible.

Aunque la conectividad ecológica no se encuentra entre los objetivos específicos del programa Vías Verdes, estas infraestructuras podrían incorporarse, con carácter secundario, dentro de una red estatal de infraestructura verde. Sería aconsejable someter a estudio las posibilidades de naturalización de estas vías (arcenes, plantación de setos) para potenciar su posible función como elementos de conexión ecológica.



Figura 13. Red Española de Vías Verdes. Fuente: Programa Vías Verdes, 2016

CASO DE ESTUDIO: Vía Verde de la Sierra Norte de Sevilla.

La Vía Verde de la Sierra Norte de Sevilla es un interesante ejemplo de como las vías verdes pueden articularse, además de para el uso público, para la conexión de espacios naturales de interés. Con una longitud de 19 km, esta antigua traza ferroviaria ha sido acondicionada para su uso peatonal y ciclista y dotada de un firme asfáltico con tratamiento “slurry” que permite su integración paisajista. Su recorrido discurre íntegramente por el interior del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, y conecta dos espacios declarados Monumento Natural, las Cascadas del Huéznar y el Cerro del Hierro.

Esta infraestructura es gestionada directamente por la dirección del Parque Natural, y su primer tramo, de unos 4 kilómetros, transcurre por una vía pecuaria. Constituye por tanto un modelo de como diferentes elementos territoriales tales como espacios naturales protegidos, vías pecuarias y antiguos trazados ferroviarios pueden integrarse para proporcionar nuevas soluciones conectivas.



Fuente: Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, 2016.

5.1.6.3 Sistemas de alto valor natural

La Ley 33/2015 que modifica la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y Biodiversidad incorpora en su Título I, Capítulo III, el marco estratégico de la Infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas. Además de enunciar los objetivos y las tareas a desarrollar a nivel nacional y autonómico para la elaboración de la estrategia citada, establece en el punto 3 del artículo 15 los espacios que deberán tener especial consideración, entre otros, para la planificación de la infraestructura verde.

En el enunciado de estos espacios se incluye a “los sistemas de alto valor natural originados como consecuencia de las buenas prácticas aplicadas por los diferentes sectores económicos”

En el contexto citado se identifican estos sistemas como aquellos que son resultado de la acción humana en el territorio con el objetivo de desarrollar una actividad

productiva cuya implantación ha supuesto el desarrollo de prácticas sostenibles, que colaboran con los objetivos trazados para el sistema de componentes que conforman la Infraestructura Verde (conectividad, funcionalidad ecosistemas, mitigación y adaptación al cambio climático, restauración ecosistemas...).

La agricultura de alto valor natural

El concepto de agricultura de Alto Valor Natural se ha ido acuñando y desarrollando desde la década de los noventa en la UE (High nature value farming, HN VF) para referirse a las actividades agrarias que por sus características y formas de manejo del territorio mantienen un alto nivel de biodiversidad y contienen además especies o hábitats de interés para la conservación, centrandolo sus objetivos en la puesta en valor de estos sistemas productivos frente a otros tipos de desarrollos agrícolas más intensivos.

El concepto de SAVN está asociado a espacios agrícolas con presencia de vegetación natural, mosaicidad de los usos del suelo, utilización casi nula de fertilizantes, fitosanitarios o altas cantidades de recursos energéticos e hídricos, etc. a diferencia de los sistemas intensivos cuyas prácticas pretenden mayor eficiencia y rendimiento en las producciones y que son una de las más importantes causas de pérdida de biodiversidad a nivel mundial.

No obstante el concepto de sistemas de alto valor natural (SAVN) ha ido evolucionando de forma que a los sistemas agrarios se han ido incorporando los forestales.

Como causa de la toma de atención en esta cuestión se ha puesto el énfasis en la promoción de políticas comunitarias que supongan el freno a la pérdida de diversidad biológica causada por la agricultura, centradas en la PAC (Política Agrícola Común) y en el PDR (Programa de Desarrollo Rural).

Mientras otros elementos o sistemas susceptibles de formar parte de la infraestructura verde están acotados y caracterizados en su papel en la red ecológica del territorio, y en gran medida sometidos a regulaciones específicas para su protección y mejora, la identificación y caracterización de los espacios de alto valor natural, no está adoptada o consensuada definitivamente a nivel europeo y nacional.

Con respecto a la identificación y caracterización de estos sistemas agrarios desde la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA) se ha desarrollado una metodología para identificar los territorios agrícolas y forestales de alto valor natural, basada en valores naturales (cobertura vegetal y biodiversidad) que ha permitido obtener unos resultados cuantitativos y unos patrones de distribución para el conjunto de los Estados Miembros de la UE (Figura 14: probabilidad de Zonas agrarias de alto valor natural HNV. Fuente JRC. 2008).

En estos resultados estimados para el año 2008, se advierte una importante probabilidad de existencia de zonas agrarias de alto valor natural en España, donde cerca del 55% de la superficie agraria útil tiene un alto valor natural (13 millones de hectáreas), lo que supone ocupar un lugar prioritario frente a gran parte del resto de territorios europeos.

En el ámbito nacional, la Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente realizó un informe en 2007, que desarrolla el diagnóstico sobre la situación de la biodiversidad en el medio agrario, indica las causas principales de los problemas de pérdida de biodiversidad y aporta recomendaciones y medidas para paliar dichos problemas. Aunque han pasado algunos años del estudio, todo indica que algunas de las causas permanecen y aún se han intensificado estas tendencias de orientación de los cultivos: mayor número de explotaciones agrarias intensivas, intensificación de la producción ganadera, uso de fertilizantes y fitosanitarios, erosión del suelo, consumo de agua,...

El estudio incluye medidas de conservación tanto desde instrumentos de protección de los hábitats vinculados al medio agrario, como los incentivos al desarrollo de la actividad agraria sostenible o las medidas agroambientales, los pagos compensatorios, etc., a incluir en los diferentes niveles institucionales, desde la reforma de la PAC y para el desarrollo rural hasta recomendaciones para la participación de la autoridad ambiental autonómica.

El estudio pone de manifiesto que en España en ese momento en torno a un 18,5% de superficie propuesta para la red Natura 2000 requieren de prácticas agrícolas extensivas, concentrándose en 15 provincias las superficies asignadas a red Natura 2000 en las que un 25% se corresponde con ZAVN.

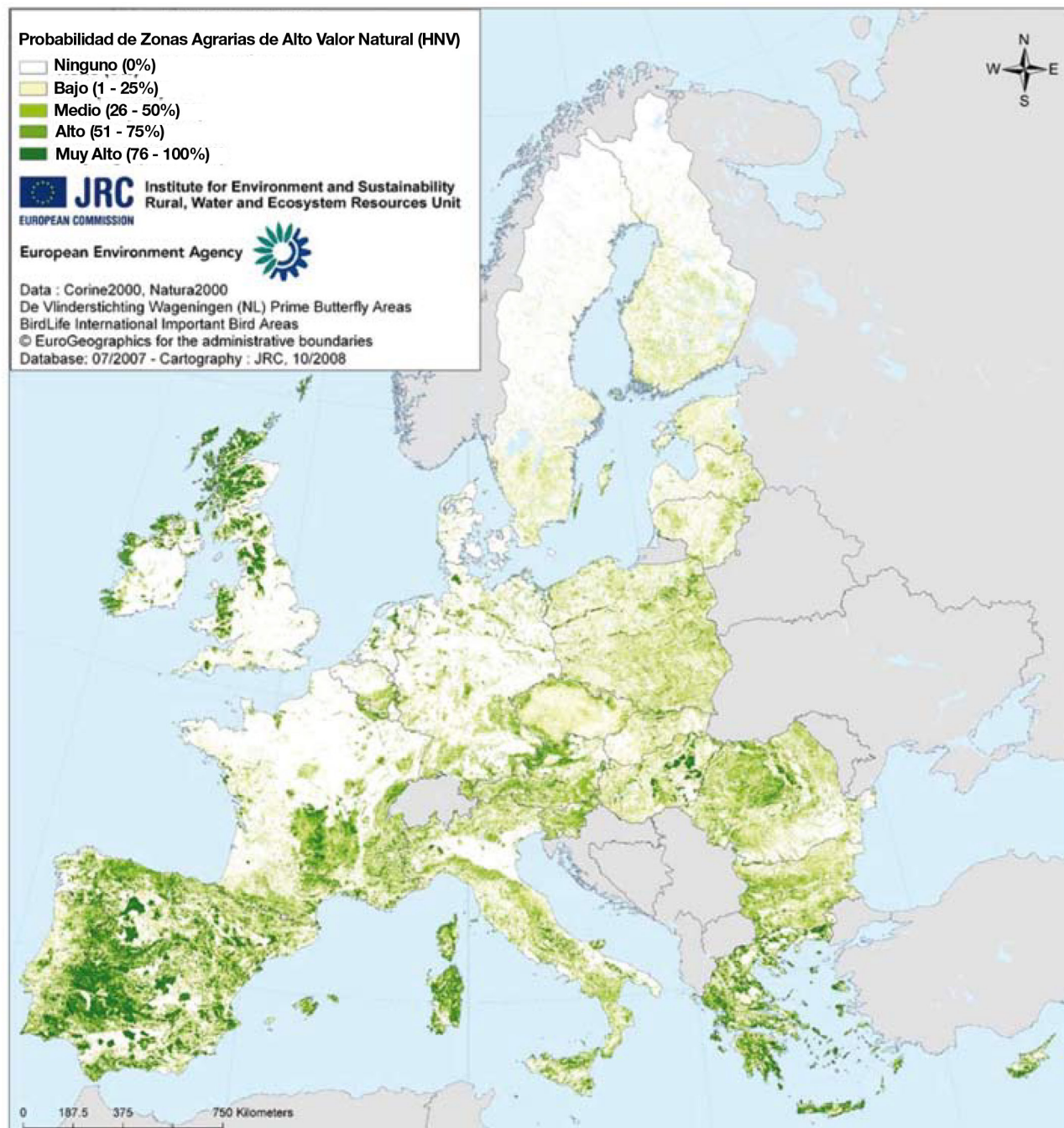


Figura 14. Estimación de los patrones de distribución de las Zonas Agrarias de Alto Valor Natural en la UE. Fuente: Celsa & Fuentelsaz, 2012

Buenas prácticas en agricultura: Agricultura y ganadería ecológica

Entre las buenas prácticas ambientales en la agricultura, cabe destacar los terrenos para cultivos agrícolas y ganadería ecológicas.

En España el control y la certificación de la producción ecológica es competencia de las comunidades autónomas. Los datos estadísticos referidos al año 2014 del MAPAMA (SGCDAE, 2015) se sintetizan en la Tabla 21 donde

en el año 2014, 1.663.189 ha estaban calificadas o en proceso de calificación como agricultura ecológica.

Estos datos están segregados por tipos de cultivos y en algunas Comunidades Autónomas las localizaciones de las explotaciones están georreferenciadas. Por ejemplo en Andalucía existen mapas de distribución geográfica que reflejan los terrenos en producción ecológica en soporte GIS, lo que permiten gestionar y cruzar la información con otros elementos componentes de la infraes-

Tabla 21. Superficie (ha) dedicada a la agricultura ecológica por Comunidades Autónomas en 2014.

SUPERFICIE DE AGRICULTURA ECOLÓGICA (ha). Año 2014				
Comunidad Autónoma	Calificada en primer año de Prácticas (a)	Calificada en conversión (b)	Calificada en agricultura ecológica (c)	SUPERFICIE TOTAL (a+b+c)
ANDALUCÍA	70.279,6365	22.584,7338	760.629,8685	853.494,2388
ARAGÓN	3.530,5900	2.123,1900	47.507,2100	53.160,9900
ASTURIAS	687,4765	643,6175	14.832,1494	16.163,2434
BALEARES	771,7127	1.433,5530	23.235,6775	25.440,9432
CANARIAS	391,0832	465,7419	8.325,6453	9.182,4704
CANTABRIA		222,0000	3.445,6283	3.667,6283
CASTILLA-LA MANCHA	7.483,8700	11.080,7000	266.034,9800	284.599,5500
CASTILLA Y LEÓN	4.987,2508	1.925,9803	21.850,4750	28.763,7061
CATALUÑA	22.898,1789	9.002,6169	73.905,0385	105.805,8343
EXTREMADURA	16.528,3562	15.635,4900	48.547,8150	80.711,6612
GALICIA	315,5698	473,5607	12.747,2737	13.536,4042
MADRID	429,7329	1.627,4363	6.289,4517	8.346,6209
MURCIA	2.139,9400	1.780,3100	53.619,9000	57.540,1500
NAVARRA	9.060,1200	969,1850	54.514,7840	64.544,0890
LA RIOJA	200,2349	334,7898	3.905,2435	4.440,2682
PAÍS VASCO	358,3600	454,8200	2.061,1900	2.874,3700
COMUNIDAD VALENCIANA	1.279,7899	2.095,6984	47.541,5067	50.916,9950
TOTAL NACIONAL (ha)	141.341,9023	72.853,4236	1.448.993,8371	1.663.189,1630

Fuente: SGCDAE, 2015

estructura verde. La Comunidad Autónoma con mayor número de operarios en producción ecológica es Andalucía (Figura 15).

Identificación de SAVN en España

Desde la Dirección General de Agricultura de la UE se recomendaron las directrices para la obtención de indicadores, elaboradas por el Instituto Europeo de Política Ambiental (IEEP) que permitieran establecer el valor natural de las superficies agrarias (Guidance document. The application of the High Nature Value. Impact Indicator). El objeto de este documento está dirigido a orientar a los indicadores de impacto dirigidos a evaluar el mantenimiento de las tierras agrícolas y forestales de elevado valor natural, que viene a evaluar el impacto de los programas de desarrollo rural (2007-2013) sobre la biodiversidad.

En España el Ministerio de Medio Ambiente y el Medio Rural y Marino realizó en 2011 a través del Instituto de Investigación en recursos Cinegéticos del CSIC, el trabajo “Modelización de las áreas agrarias y forestales de alto

valor natural” (Olivero et al., 2011) haciendo una adaptación de las pautas europeas citadas para caracterizar los SAVN de los específicos sistemas agrarios españoles. El estudio desarrolla un modelo que le permite identificar los SAVN en España, con la utilización de descriptores que una vez acordados por el conjunto del estado permite comparar los diferentes niveles de valor natural de los espacios. El estudio aporta valores para cada Comunidad Autónoma.

Del informe se deriva la existencia de amplias áreas con alto valor natural que sitúan a nuestro país en lugar preponderante a nivel comunitario. Este alto valor caracterizado a nivel general por la existencia de especies asociadas al medio agrario o especies de interés de conservación normalmente está relacionado con áreas extensivas y con la existencia de vegetación natural en ellas, lo que supone que la continuidad de los valores en cuanto a diversidad de especies y hábitats depende en gran manera de la continuidad de modelos agro-ganaderos poco intensivos. Se identifican gran variedad de este tipo de es-

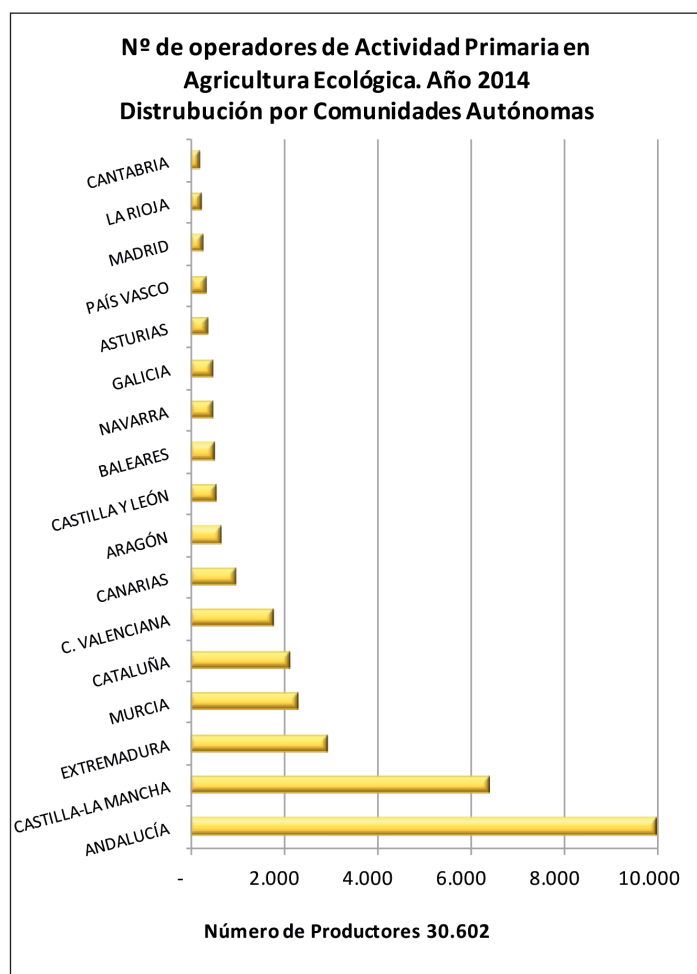


Figura 15. Número de operarios dedicados a la agricultura ecológica por CC.AA en 2014. Sector primario. Fuente: MAGRAMA, 2015b.

pacios en España: los mosaicos de cultivos extensivos de secano, terrenos con producciones extensivas de cultivos leñosos en secano como los viñedos, los olivares, frutos secos, la ganadería extensiva que utiliza los terrenos de prados con pastos no sembrados ni fertilizados, o los paisajes de dehesa que cubren una importante superficie en producción agro-ganadera del país.

La Figura 16, contenida en el citado estudio, muestra las zonas agrarias y forestales de alto valor natural, (considerando según las hipótesis de identificación que son zonas que tienen un valor natural más alto que la media más un tercio de la desviación estándar, calculadas para la zona biogeográfica correspondiente: mediterránea, eurosiberiana, zonas insulares). Se distinguen también las zonas cuyo valor natural se estima alto debido, simultáneamente, a sus particularidades como medio agrario y como medio forestal.

Sistemas de Alto Valor Natural (SAVN) y Red Natura 2000 (RN2000)

Es de destacar la aportación que el estudio realiza sobre la relación existente entre las AVN y RN2000. Se presenta el resultado para ambos modelos por separado de valor natural agrario y el forestal. Por una parte, se refieren a datos sobre el valor natural medio de las zonas AVN ubicadas en espacios de la red Natura 2000, y por otra parte, se aportan datos sobre el porcentaje de AVN que se localiza dentro de los espacios de la red Natura 2000 (Figura 17 y Tabla 22).

Tal y como se deduce de los datos anteriores, en torno al 40% de las zonas forestales de alto valor natural se encuentran dentro de la red Natura 2000. En cambio, menos del 30% de las zonas agrarias de alto valor natural se integran en la RN, fundamentalmente en zonas llanas y campiñas (por ejemplo, La Serena y los llanos de Cáceres

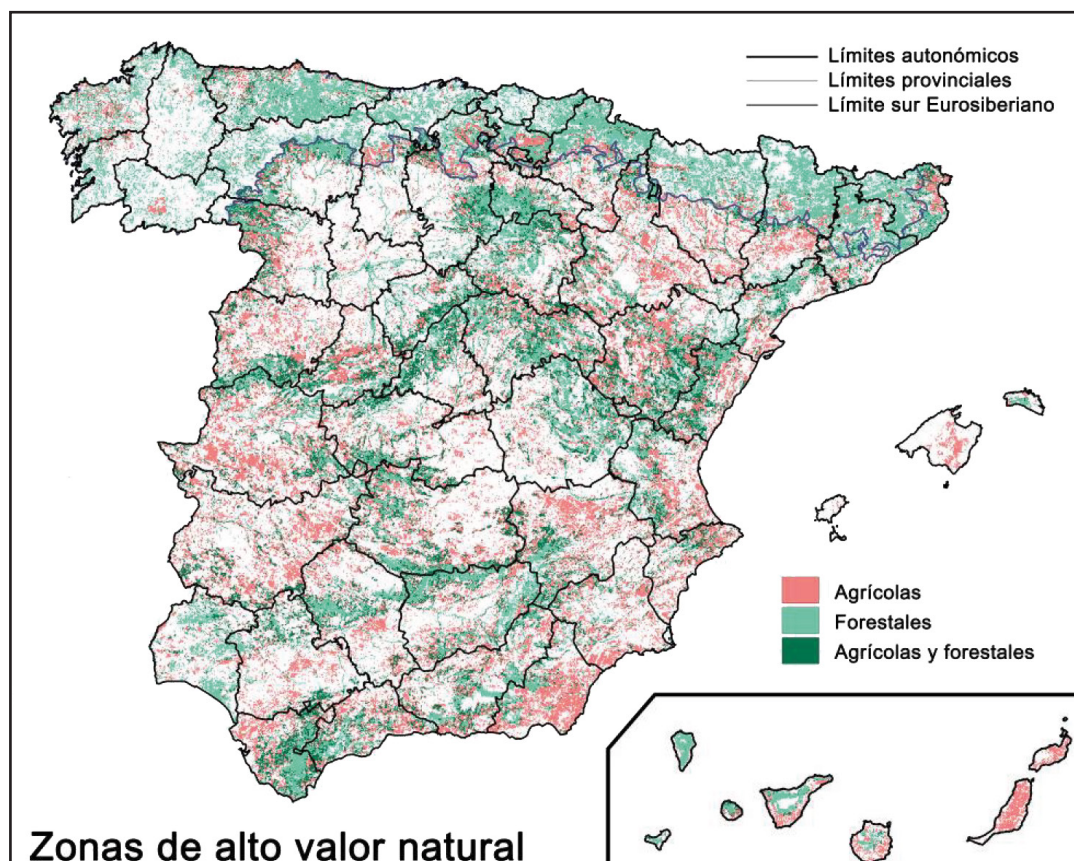


Figura 16. Estimación de las Zonas de Alto valor Natural identificadas en el territorio español. Fuente: Olivero et al., 2011

Tabla 22. Relación porcentual de solapamiento entre los SAVN, la red Natura 2000 y el conjunto del territorio español.

	Agrario	Forestal	Total
Valor natural, promedio en RN2000	31.2	29.8	-
Valor natural, promedio en España	28.8	27.0	-
% zonas de alto valor en RN2000	28.9	41.3	34.4

Fuente: Oliveiro et al., 2011

y de Alcántara en Extremadura, las estepas de Belchite y de la margen derecha del Ebro en Aragón, las Bârdenas Reales en Navarra, Humada y Peña Amaya en Castilla y León, Campiñas de Sevilla en Andalucía), aunque también en áreas relativamente montañosas como el Cabo de Gata y las sierras Subbética, Nevada y de Loja en Andalucía, Cap de Creus en Cataluña, y las sierras del Negrete y de Martés en la Comunidad Valenciana. En las Islas Canarias, la mayor parte de las zonas forestales de alto valor natural están protegidas, así como una representación importante de las zonas valiosas del medio agrario.

Las Comunidades Autónomas en las que existe un solapamiento menor entre áreas de la red Natura 2000 y zonas de alto valor natural son Galicia y las Islas Baleares.

A pesar del avance que supone este trabajo en cuanto a desarrollo de un modelo para identificar el valor de este tipo de sistemas agrarios y forestales, para el marco 2014-2020 no se ha desarrollado el concepto de los SAVN y por tanto no se han implementado las posibilidades de apoyo específico a través del Reglamento 1305/2013 del FEADER.

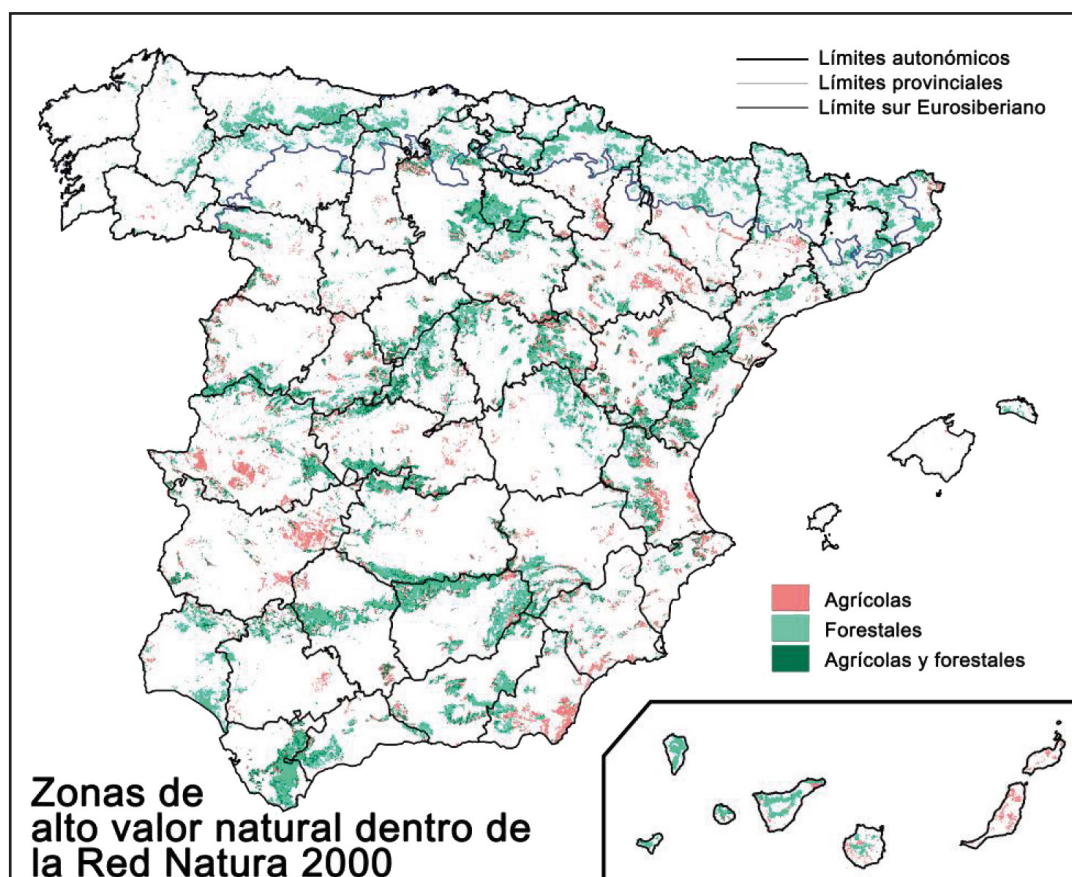


Figura 17. Identificación de las zonas de alto valor natural incluidas en la red Natura 2000. Fuente: Olivero et al., 2011.

Identificación de los SAVN a nivel autonómico

Existen experiencias aisladas que han iniciado en el ámbito de las CC.AA. un avance en la identificación y valoración de los SAVN.

Por ejemplo, el Gobierno de Navarra elaboró un trabajo de identificación y monitorización de los sistemas agrarios y forestales de alto valor en Navarra, con el objetivo de realizar el seguimiento y la evaluación del impacto económico, social y ambiental que tiene la aplicación del PDR de Navarra 2007-2013. Entre los indicadores para realizarlo se encuentra el relacionado con los SAVN.

El trabajo permitió la selección de zonas identificadas como de alto valor natural, y su clasificación en función del manejo de gestión sostenible. Finalmente se realizó el planteamiento de los indicadores que permiten reflejar la situación actual y la evolución de los sistemas identificados, y calcular el impacto de las medidas del PDR sobre estos sistemas.

En otras Comunidades Autónomas no se ha llegado a avanzar en este sentido.

Recomendaciones

- Para evitar procesos de abandono o reconversión hacia prácticas agrícolas donde se afecte negativamente a la biodiversidad, de la gran parte de los AVN que no están cauteladas por regímenes de protección específicos, será preciso aumentar o ajustar las medidas existentes para frenar dichos procesos.
- Vincular este tipo de delimitaciones geográficas con figuras de reconocimiento diferenciado de los productos de manera que pueda haber un apoyo diferenciado por parte de la sociedad vía consumidores, etc.
- La identificación de SAVN es competencia autonómica y debería basarse en el establecimiento de criterios de buena salud medioambiental de los ecosistemas, más allá de consideraciones estrictamente económicas.

5.1.6.4 Espacios “verdes”/“libres” en ámbitos territoriales, periurbanos y urbanos

La estrategia de la UE sobre la Biodiversidad señala para la consecución de sus objetivos la promoción de una infraestructura verde tanto en las zonas rurales como las urbanas (CE, 2014).

La comunicación, COM (2013) 249 final de la Comisión Europea: “La infraestructura verde, mejora del capital natural de Europa” ahonda en el interés de las soluciones de infraestructuras verdes en los entornos urbanos donde vive más del 60% de la población de la UE y donde la aportación de Servicios Ecosistémicos es aún más necesaria, desde beneficios para la salud, para el fortalecimiento comunitario, beneficios físicos, psicológicos y emocionales; beneficios económicos, y en general la mejora de la calidad de vida urbana.

En las orientaciones para el desarrollo de una infraestructura verde en la UE de la citada comunicación, se comenta que en la mayoría de los ámbitos sectoriales relativos al desarrollo regional, cambio climático, gestión de riesgos de catástrofes, agricultura/silvicultura y medio ambiente, la contribución de la infraestructura verde ya está reconocida, pero lo que se necesita es garantizar que pase a ser un elemento normalizado de la ordenación del territorio y del desarrollo territorial y que se integre plenamente en la aplicación de esas políticas. Es por ello que una revisión a los contenidos en los instrumentos de la ordenación del territorio proporciona pautas sobre los elementos que potencialmente pueden formar parte de la infraestructura verde.

Planificación Territorial

Según lo comentado anteriormente, los **elementos territoriales de la infraestructura verde**, se deben convertir en elementos normalizados de la ordenación del territorio y del desarrollo territorial, donde concurren la aplicación de las políticas territoriales y sectoriales (energéticas, ambientales, transporte, agricultura, etc.). Y es en las diferentes escalas nacional, regional y local donde se desarrolla su implementación.

La planificación territorial es una competencia de las Comunidades Autónomas en el Estado español, pero es en las nuevas regulaciones normativas autonómicas, o en la última generación de Planes de Ordenación Territorial, elaborados incluso en el marco jurídico de leyes más antiguas, donde se advierte esta nueva visión de sistemas verdes con funciones propias de infraestructura verde:

fomento de la conectividad ecológica, mejora de la biodiversidad, provisión de servicios ecosistémicos, o como instrumentos para mitigar y adaptarse al cambio climático. Aspectos por ejemplo como la conectividad están imbricados en las políticas territoriales que coordinan otras políticas sectoriales con incidencia sobre el territorio (transportes, actividades económicas, etc.), pero en general se ha venido observando una cierta desconexión de las políticas territoriales con las políticas de conservación de la naturaleza.

Son las nuevas legislaciones relacionadas con la ordenación del territorio las que se han hecho eco específico de la Agenda Territorial de la UE 2020, que propone el desarrollo integrado de las ciudades y zonas rurales mediante la mejora de su conectividad y accesibilidad a través de la salvaguarda de sus valores naturales, funciones ecológicas y servicios. Cabe destacar a nivel español la Ley 5/2014 de 25 de julio de Ordenación del Territorio, Urbanismo y Paisaje, de la Comunitat Valenciana, donde se configura la Infraestructura verde como una red interconectada de los espacios de mayor valor ambiental, cultural y visual que vertebrará el territorio y condiciona previamente la planificación territorial y municipal, y supone la planificación y gestión a escala.

En España, la Planificación Territorial, por lo general, supone el despliegue de una variada instrumentación para la Ordenación del Territorio referido al ámbito regional, a ámbitos subregionales, o ámbitos específicos del territorio, donde se integran gran parte de los elementos potenciales de formar parte de la infraestructura verde a escala territorial.

Estos planes de ámbito o interés supralocal, incluyen, entre otras, indicaciones sobre zonas para la compatibilización de usos en orden a la mejora y protección de los recursos naturales, del paisaje y del patrimonio histórico y cultural. Todo el sistema resultante para la mejora y protección del territorio citado, se caracteriza por las delimitaciones y/o regulaciones de los espacios, dependiendo de las escalas regionales o subregionales.

En España los Instrumentos de ordenación territorial se pueden tipificar de la siguiente manera:

- Directrices o Planes de Ordenación del Territorio de las Comunidades Autónomas (por ejemplo, el POTA).
- Planes Territoriales sectoriales de las Comunidades Autónomas.

- Planes de Ordenación del Territorio a escala subregional o comarcal.
- Instrumentos de planificación territorial o urbanística de ámbitos o elementos de interés supralocal (como Planes de Ordenación del Litoral, Planes Especiales de determinados ámbitos territoriales, p.e. Parques fluviales).

Los **Planes con cobertura regional**, normalmente incluyen estrategias y directrices sobre las que desarrollar un sistema de espacios verdes a las diferentes escalas del territorio que sirven de orientación para la planificación territorial y urbanística.

Sirva como ejemplo el **Plan de Ordenación del Territorio de Andalucía (POTA)** donde se establecen las siguientes determinaciones de interés para la constitución de la infraestructura verde:

[Se define el siguiente nivel de prestaciones de equipamientos de espacios libres para los 9 Centros Regionales de Andalucía: los “Espacios libres metropolitanos” (Parques metropolitanos, Parques periurbanos, Redes de articulación de los sistemas de espacios libres metropolitanos), cuyo desarrollo corresponde a los Planes de Ordenación Territorial de ámbitos subregionales (POT). Para la extensa red de ciudades medias de Andalucía se orienta hacia la generación de espacios libres supramunicipales, que incluye los Parques urbanos, parques periurbanos, redes de articulación del sistema de espacios libres supramunicipales, cuyo desarrollo corresponde igualmente a los POT.

El POTA reconoce los componentes del sistema Patrimonial territorial de Andalucía integrando el conjunto de espacios RN2000, RENPA, Los espacios incluidos en el catálogo de espacios y bienes protegidos de los Planes especiales de protección del medio Físico de ámbito provincial, o en su caso los suelos no urbanizables calificados de especial protección por el planeamiento territorial o urbanístico, las zonas de DPH y DPMT, las vías pecuarias y otros caminos naturales, inventarios de georecursos y humedales, y una serie de elementos y conjuntos valedores de protección cultural .

Aunque este Plan aprobado en el año 2006 no contempla expresamente el concepto de infraestructura verde sí que establece los criterios de estos espacios para la planificación territorial y urbanística en cuanto a la mejora cualitativa del diseño de las zonas

verdes y los espacios libres de carácter metropolitano o supralocal, contemplándolos en su triple condición de dotación urbana para el uso público, recurso ambiental y recurso en la ordenación, donde ya se incluyen criterios de mantenimiento de hábitats naturales y el tratamiento de espacios intersticiales que evidentemente colaboran con la conectividad (setos, lindes, riberas).]

La **planificación integral de ámbito subregional** se realiza a través de instrumentos de ordenación territorial cuyo objetivo, entre otros, es la identificación de zonas de protección y mejora del paisaje, de los recursos naturales y del patrimonio histórico y cultural. Es en estas zonas donde se establecen las compatibilidades de los usos del territorio para conservar y potenciar estos valores.

Con carácter general se incluyen los siguientes espacios:

- a. Espacios de protección ambiental
- b. Espacios de protección territorial
- c. Red de espacios libres

Los **espacios de protección territorial** normalmente obedecen a valores paisajísticos, valores naturales o seminaturales, recursos culturales, etc. se añaden a los ya cautelados ambientalmente. Son suelos protegidos susceptibles de formar parte de la infraestructura verde cuya identificación por parte de las CC.AA. es necesario para suplementar las denominadas áreas núcleo o en todo caso formar parte de las áreas de amortiguación que protegen la red ecológica.

En la escala nacional son de interés los terrenos citados que están vinculados o próximos a espacios incluidos en la red Natura 2000.

La **red de espacios libres de interés supralocal** puede integrar parte de los terrenos nombrados anteriormente tanto de protección ambiental como territorial, incluyendo otra serie de espacios con diversa denominación y funcionalidad en la estructuración del territorio: parques metropolitanos, parques fluviales, parques litorales, parques asociados a recursos culturales, parques forestales, parques comarcales, infraestructuras para el disfrute y la observación del paisaje, itinerarios recreativos, itinerarios paisajísticos, etc.

En cada plan se conforman modelos de ordenación del sistema verde que denominados en determinados

ámbitos territoriales anillos verdes metropolitanos, anillos verdes urbanos, estrategia verde, o como alusión a un sistema estructurante de espacios libres.

Esta red tiene una importancia a nivel subregional y regional y su funcionalidad normalmente está asociada con la referida a la infraestructura verde. Sin embargo, habría de valorarse a nivel de cada CCAA según su incidencia en la inclusión en la escala de la estrategia nacional. En este sentido parece adecuado que los espacios derivados de los Planes de las aglomeraciones urbanas o áreas metropolitanas, en todo caso una vez seleccionado el rango adecuado (población u otro tipo de índice), pudieran formar parte de la estrategia nacional, pasando a engrosar el resto de espacios de los planes de centros comarcales o ciudades medias, la estrategia regional.

La obtención de datos sobre los sistemas supralocales de interés citados para formar parte de la infraestructura verde es compleja, dada la variedad de instrumentos que los regulan y de elementos que los constituyen. No obstante se podría hacer una caracterización o lista previa para a partir de ésta, identificar o mapear estos sistemas sobre el territorio, independientemente de la valoración homogénea de valores (desconocidos) relativos a la biodiversidad y al estado de los ecosistemas presentes, así como la cuantificación real o potencial de provisión de bienes públicos relacionados con la salud, la seguridad, los beneficios sociales y ambientales.

Planificación Urbanística

En cuanto a la planificación urbanística se define como modelo de ordenación que emana de cada municipio. El sistema de instrumentos urbanísticos de la planificación en España desde hace pocas décadas viene superando el concepto de ordenación exclusiva de los núcleos urbanos abordando la integración del espacio rural y el urbano, donde los sistemas verdes del espacio urbano se configuran como las infraestructuras verdes que integran las ciudades en el contexto ambiental del territorio.

La legislación a nivel estatal no tiene incidencia específica sobre las alternativas a los sistemas, espacios verdes o estrategias en relación a elementos urbanos verdes, aunque está vigente el Reglamento de Planeamiento del año 1978 que establece los estándares mínimos subsidiariamente a la legislación de las CC.AA.

La legislación urbanística regional es la competente en establecer los modelos y requisitos. En este sentido cabe

señalar que la ordenación estructural de los municipios incluye un conjunto de sistemas generales entre los que se encuentra el sistema general de Parques, Jardines y Espacios Públicos, donde tradicionalmente los estándares mínimos que tiene que cubrir un municipio con respecto a la reserva para estos suelos (depende de cada CC.AA.) se encuentran en torno a 5-10m²/habitante, o en parámetros de edificabilidad residencial: alrededor de 5-10m²/40 m² de techo residencial. A estas cifras se deben añadir los denominados sistemas de parques y jardines de ámbito local que atienden a barrios o áreas concretas del municipio, y que para los nuevos barrios residenciales gira en torno al 10% del total de la superficie del sector.

Estos valores ofrecen una aproximación a la importante superficie que un municipio debe reservar de suelo para espacios libres públicos. Recordamos que la OMS recomienda 10m²/habitante para los ámbitos urbanos. En general, este conjunto de espacios de interés municipal o local responden a un concepto de espacio verde como equipamiento al servicio del esparcimiento, socialización, ejercicio físico, juegos, contacto con la naturaleza, etc., pero es en la concepción del urbanismo más moderna y de los espacios públicos en particular, desde la perspectiva de la salud y la educación, desde donde se han ido generando espacios libres públicos con mayores connotaciones de “naturalidad” que pueden responder más al concepto de infraestructura proveedora de bienes para la salud (sombra, aire fresco, provisión alimentos, espacios de educación y conocimiento, etc.).

La infraestructura verde periurbana

El cambio de concepto de espacio o zonas verdes como equipamiento a infraestructura verde, tiene su mayor repercusión en las áreas suburbanas, dado que son estas zonas las receptoras de las funciones biológicas de las ciudades.

El espacio suburbano es complejo y difícil de caracterizar pero podríamos centrar el diagnóstico en el consumo excesivo de suelo de las actividades de lógica urbana que no tienen cabida en la ciudad, el incremento de infraestructuras que encuentran en este ámbito el único espacio para su implantación, la movilidad excesiva que supone altos niveles de contaminación, la desnaturalización de los elementos naturales del territorio tales como la red de drenaje superficial, los elementos de valor cultural o etnológicos asociados normalmente a las prácticas tradicionales agrícolas, la contaminación de los suelos, etc. Coexisten no obstante espacios que aún conservan el ca-

rácter natural y el cultural que remite a la presencia de actividades rurales cercanas a la ciudad normalmente de aprovisionamiento de alimentos.

Es en estos espacios donde se pueden identificar elementos importantes para formar parte de la infraestructura verde a nivel municipal o inclusive regional: sistemas de regadíos tradicionales (acequias, balsas, charcas); hileras arboladas de caminos rurales; setos, sotos, y linderos con vegetación natural; áreas inundables, vegetación que acompaña a infraestructuras de la movilidad, etc. Cabe destacar la importancia en estos ámbitos de los ecosistemas agrícolas tradicionales que además de aportar beneficios económicos y sociales como el mantenimiento de rentas agrarias y el empleo y la conservación de unas formas de vida, sirve como soporte de la función identitaria del paisaje y del conjunto de servicios ambientales así como el mantenimiento y preservación de procesos biológicos y de la biodiversidad. Estos espacios agrarios que mantienen estas características aunque se hallen en espacios periurbanos deberían ser identificados por cada CC.AA. para formar parte de la infraestructura verde incluso a nivel nacional, como por ejemplo, en Andalucía, La Vega de Granada, La vega del Andarax, etc.

La infraestructura verde urbana

Además de los espacios públicos contenidos en la planificación urbanística ya citados, podemos encontrar espacios de importancia en la infraestructura verde a nivel local en el ámbito urbano: los jardines y patios particulares, las cubiertas y fachadas verdes, los espacios de agua (estanques, fuentes), los arbolados de las calles urbanas, los huertos urbanos, los equipamientos urbanos con espacios libres verdes (docentes, cementerios, deportivos, culturales, zonas de aparcamientos con verde), y en general cualquier tipo de superficie permeable con capacidad para soportar algún tipo de vegetación.

Una propuesta desglosada de elementos de infraestructura verde urbana sería la siguiente (Del Pozo & Rey, 2016):

1. Ámbito urbano y periurbano ámbito natural, seminatural y rural:

- Zonas verdes públicas, parques urbanos y periurbanos
- Espacios abiertos urbanos: plazas, bulevares
- Parques forestales
- Zonas verdes privadas y patios
- Arbolado urbano, setos vivos y arbustos

- Cubiertas y fachadas vegetales
- Huertos urbanos
- Jardines y huertos comunitarios
- Canales y arroyos urbanos
- Vías pecuarias
- Cementerios
- Paseos marítimos
- Estanques y balsas de inundación
- Ríos y arroyos
- Vías verdes y ciclistas
- Infraestructuras lineales
- Áreas agrícolas periurbanas
- Vertederos
- Zonas verdes de centros deportivos y educativos
- Aparcamientos
- Espacios vacíos y degradados, “descampados”
- Canteras y graveras abandonadas
- Sistemas de drenaje urbano, cunetas y estanques de retención

2. Ámbito natural, seminatural y rural

- Parques Nacionales
- Parques Naturales, Áreas protegidas, ZEPA, LIC, etc.
- Áreas forestales y Montes de Utilidad Pública
- Red hidrológica: Embalses, lagos, pantanos
- Red hidrológica: Ríos, arroyos y llanuras aluviales
- Litorales, marismas, humedales y dunas
- Campos agrícolas
- Vías pecuarias, cañadas reales y vías verdes
- Prados, setos y eriales
- Infraestructuras lineales
- Anillos verdes

En este sentido hay ciudades que están desarrollando estrategias para el fomento de la infraestructura verde urbana, entre las que cabe destacar la de Vitoria-Gazteiz, la de Zaragoza o el Plan Verde y de la biodiversidad de Barcelona.

5.1.7 Distribución a las diferentes escalas del territorio de los espacios susceptibles de formar parte de la infraestructura verde

Sobre lo dicho cabe sintetizar el conjunto de espacios libres o verdes citados susceptibles de formar parte de la infraestructura verde a las diferentes escalas. Es el caso de:

- Espacios/elementos con presencia de agua:
 - Espacios libres asociados a los elementos del sistema hídrico (parques fluviales, itinerarios fluviales).
 - Se asignarán a la escala nacional los correspondientes a elementos de la red primaria, o en caso de duda los correspondientes a sistemas libres en el ámbito de las aglomeraciones urbanas.
 - Se asignarán a la escala regional el resto de espacios
 - Sistemas de regadíos tradicionales.
 - Se asignarán a la escala nacional los sistemas que aún conservan en su mayoría la funcionalidad sin utilización de grandes aportes energéticos, y soportan espacios agrarios periurbanos de superficie relevante vinculados a aglomeraciones urbanas. (p.e. Vega de Granada, Huerta Valenciana, Parque agrícola del Llobregat, etc.)
 - Se asignarán a la escala regional el resto de espacios de similares características que las del punto anterior en el resto de ámbitos.
 - Terrenos protegidos del litoral, itinerarios y paseos marítimos, con superficies arboladas, y suelos permeables.
 - Se asignan a la escala nacional los correspondientes a suelos de protección por planes de ámbito regional. Por ejemplo Plan de protección corredor litoral de Andalucía. También paseos o espacios marítimos urbanos o periurbanos de aglomeraciones urbanas.
 - El resto de espacios se asignan a la escala regional o local, dependiendo de su superficie y ámbito de desarrollo.
 - Balsas y humedales no identificados en el inventario de humedales de la CCAA.
 - Se asignarán a la escala regional o local dependiendo de su superficie e incidencia.
- Espacios concebidos como parques, jardines, itinerarios, componentes del sistema de espacios libres de carácter territorial o el sistema de espacios libres municipal:
 - Espacios libres de parques, zonas verdes o jardines públicos,...
 - Se asignarán a la escala nacional los sistemas contenidos en planes de ámbito supramunicipal de las aglomeraciones urbanas identificadas como centros regionales.
 - Se asignarán a la escala regional los sistemas contenidos en planes de ámbito supramunicipal del resto de ámbitos que no son centros regionales. También se asignarán los sistemas de espacios libres de los planes de ordenación municipal, de los municipios de aglomeraciones urbanas.
 - Se asignarán a la escala local el resto de sistemas generales de ámbitos no metropolitanos y los sistemas locales.
 - Itinerarios recreativos, paisajísticos, caminos históricos, caminos rurales, etc.
 - Se asignarán a la escala nacional la red de caminos de los planes de ordenación del territorio de los ámbitos metropolitanos, y de estos exclusivamente los coincidentes con vías verdes y vías pecuarias o con itinerarios históricos que contengan recursos de alto valor cultural.
 - Se asigna a la escala regional los caminos definidos en el punto anterior, aunque no coincidan con VV o VVPP verdes.
 - Se asignan a la escala local el resto de sendas urbanas, caminos etc del planeamiento municipal
- Espacios agrícolas periurbanos o urbanos. Se tendrán en cuenta exclusivamente aquellos espacios que tengan una protección por la planificación territorial o urbanística en base a sus valores agrarios.
- Espacios agrarios periurbanos.
 - Se asignarán a la escala estatal los espacios agrarios con un importante valor territorial en base a sus valores naturales, sociales, identitarios, construidos, etc. (Huerta Valenciana, Vega de Granada), y que se enclavan en ámbitos de aglomeraciones urbanas.

- Se asignarán a la escala regional los espacios descritos en el apartado anterior del resto de ámbitos territoriales (Vega del Almanzora, Vega del Andarax, etc.).
- Se asignarán a la escala local todo el conjunto de espacios agrícolas que se insertan en los intersticios de la ciudad.
- Espacios agrarios urbanos.
 - Obedecen a los denominados huertos urbanos que se asocian a la escala local.
- Espacios verdes vinculados a la movilidad:
 - Vías ciclistas que llevan asociadas espacios permeables y vegetados.
 - Se asignan a la escala nacional los componentes de redes a nivel nacional o europea: eurovelo, etc.
 - Se asignan a la escala regional el sistema de carriles bicis de los planes sectoriales de movilidad ciclista de las CCAA.

5.2 Conectividad: Situación general e identificación de conectores ecológicos

5.2.1 Sobre la situación de la conectividad ecológica del territorio en España

A pesar de que en España la Red Natura 2000 cubre una parte importante de nuestro territorio, alcanzando un 30% de la superficie, la propia distribución de los espacios Red Natura y la fragmentación existente fuera y dentro de los espacios protegidos, determina una necesidad importante de conectividad en el territorio español.

Así, según el estudio del Joint Research Center “Connectivity analysis of Natura 2000 network” que analiza la conectividad estructural y funcional de los espacios de la Red Natura 2000, España presenta una conectividad funcional entre el 22% de las áreas forestales de Red Natura 2000, para una especie con una distancia de dispersión de 500 m, que se sitúa entre la más bajas de los países analizados. Respecto a la conectividad funcional, España se encuentra entre los países que menos conectividad alcanza entre sus zonas Red Natura 2000 (lo que está en función del tamaño, número y localización de las zonas Red Natura 2000, de la distancia funcional entre espacios y de la resistencia de la matriz territorial a la dispersión de flora y fauna). Sin embargo hay que decir que este estudio plantea un análisis poco detallado para abarcar el ni-

vel europeo y que no tiene en cuenta otras características del territorio como la diversidad de la matriz territorial, etc.

Por este motivo, para alcanzar la conectividad ecológica en España es necesario ir más allá de la protección de la Red Natura 2000 y otros espacios protegidos, además de que la propia coherencia de ésta es una premisa de la Directiva Hábitat. Además, muchos lugares clave para alcanzar la conectividad espacial estarán situados fuera de la Red Natura 2000.

No se cuenta con un diagnóstico global de la conectividad del territorio en España o, dicho de otro modo, del grado de fragmentación del territorio, su afección a los recursos naturales y necesidades específicas espaciales de mejora de la conectividad en nuestro país. Sin embargo, sí se tienen algunas referencias o estudios a más pequeña escala, que avanzan en este diagnóstico sobre el grado de afección de la conectividad territorial y las necesidades específicas de recuperación y protección de la conectividad que se derivan:

- Estudio de “Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways. A transnational case study from the Cantabrian Range to Western Alps” (Gurrutxaga *et al.*, 2011): En este estudio se muestra como las áreas montañosas de Pirineos y los Alpes tienen un importante papel conector entre áreas protegidas debido a la fragmentación existente por el paso de autopistas. Sin embargo, en la transición entre la Cordillera Cantábrica y los Pirineos y el Macizo Central Francés se detecta una importante pérdida de conectividad entre las áreas protegidas existentes en dicha zona, debido a la gran densidad de infraestructuras de transporte existentes.
- Estudio: “Evaluación de los cambios en la conectividad de los bosques: El índice de Área Conexas Equivalente y su aplicación a los bosques de Castilla y León”: Este estudio muestra que, en general, los bosques de Castilla y León aumentaron su tamaño y conectividad durante la segunda mitad del siglo. Ello indica que las nuevas zonas de bosque se situaron de forma que fueron capaces de jugar un papel conector beneficioso en términos del intercambio de flujos ecológicos entre el resto de zonas de hábitat forestal. Durante los primeros años del siglo XXI este incremento parece haberse ralentizado, detectándose incluso tendencias ne-

gativas en casi la mitad de las provincias, debido en ocasiones a la frecuencia y extensión de fuegos forestales, especialmente abundantes en Zamora y León.

- Tercer Inventario Forestal Nacional: En el marco del Tercer Inventario Forestal Nacional (precursor del Mapa Forestal 1:50.000) fueron la base para un informe de conectividad realizado dentro del marco del inventario (3IFN). Se realizó por provincias y se realizaron análisis específicos del patrón espacial, fragmentación y conectividad mayoritariamente estructural (usando índices de conectividad estructural), aunque también se estudió algún índice de conectividad funcional (software coneфор). Para los análisis de conectividad funcional se consideraron matrices de paisaje homogéneas (es decir, se mostraron figuras distintas sobre conectividad para especies con distintas especies de dispersión).
- Proyecto SISPARES: En el marco de Proyecto SISPARES (Sistema de los Paisaje Rurales Españoles). SISPARES se diseñó para evaluar los cambios y tendencias en la composición y configuración de paisajes (215 muestras de 4 km x 4km). Se compararon cuatro épocas distintas (1956, 1984, 1998, 2008) mediante la información obtenida por fotografía aérea, se evaluaron los cambios de composición y distribución de los paisajes y sus repercusiones en la conectividad de los paisajes forestales con respecto a esas épocas usando el software Coneфор (Saura et al. 2011, Martín-Martín 2013). Este estudio concluye que en particular, en Castilla y León se han producido aumentos notables en la conectividad forestal superiores a los que cabría esperar por el aumento de la superficie forestal.
- Proyecto para la provisión de datos forestales y servicio de Apoyo al European Foresta Data Centre, de la Comisión Europea: En el marco del proyecto para la provisión de datos forestales y servicio de Apoyo al European Foresta Data Centre, de la Comisión Europea, se realizó un Análisis Piloto de la Conectividad de los Espacios Forestales Natura 2000 en la Región de Castilla y León, como ejemplo para guiar la toma de decisiones de con-

servación y restauración (llevado a cabo por el JRC de la Comisión Europea y La Universidad Politécnica de Madrid (coordinado por Santiago Saura, 2015). En esta evaluación se estudió la distribución y configuración de los principales corredores entre espacios forestales protegidos en la zona de estudio, así como las implicaciones del uso de distintas metodologías y fuentes de datos en la definición de corredores. Este informe subraya la importancia de los Montes de Utilidad Pública y las riberas como elementos con un importante papel en la infraestructura verde, debido a su importante papel como facilitadores de flujo (permeabilizadores de la matriz del paisaje).

- Informes de evaluación del impacto del Plan Estratégico Nacional de Infraestructuras (2005-2020): El Ministerio de Fomento ha elaborado informes para evaluar el impacto del Plan Estratégico Nacional de Infraestructuras (2005-2020), que incluye evaluación sobre la conectividad de varias especies, sobre la cuales la fragmentación de hábitats es un factor importante por uno u otros motivos (ej. Lince, oso, tejón, marta, corzo). El informe evalúa y clasifica las carreteras respecto a su potencial efecto negativo sobre estas especies, además de proporcionar ciertas recomendaciones para mitigar impactos. Por ejemplo, y en concordancia con los marcos legales a este respecto, se han implantado varios pasos de fauna para evitar el efecto barrera y la fragmentación. Por ejemplo los situados en la A15 (Medinaceli-Soria) o en el AVE (Madrid-Salamanca).²¹

5.2.2 Avances en la identificación de conectores ecológicos en España

5.2.2.1 Iniciativas autonómicas y subregionales

En España las competencias en conectividad ecológica corresponden a las administraciones públicas autonómicas. Las Comunidades Autónomas presentan un desigual desarrollo en figuras como los corredores ecológicos. Las Comunidades Autónomas que más han avanzado en este sentido corresponden a la Comunidad Foral de Navarra, País Vasco, Región de Murcia, Andalucía y Principado de Asturias, que han definido una red autonómica de corredores ecológicos. Otras Comunidades que han delimitado algún tipo de corredor o han realizado estudios al respecto son Andalucía, Comunidad de Madrid, Extremadura, Comunidad Valenciana y Cataluña.

²¹ Además, en el enlace adjunto de la web del Departamento de Territorio y Sostenibilidad se localizan una relación de estudios y trabajos relacionados con la conectividad ecológica: http://mediambient.gencat.cat/es/05_ambits_dactuacio/patrimoni_natural/infraestructura-verda/connectivitat_ecologica/

A continuación se describen brevemente las diferentes iniciativas de identificación de redes de conectividad, aunque es importante aclarar que el grado de desarrollo y profundidad de las propuestas de redes de conectividad en las diferentes CC.AA. es muy diferente entre sí. Por ello, la exposición de las distintas iniciativas descritas a continuación no pretende situarlas al mismo nivel:

A. País Vasco

En el País Vasco la preocupación por la problemática de la pérdida de la conectividad del paisaje se recogió en el Programa Marco Ambiental autonómico 2000-2006, dentro de la meta de Protección de la Naturaleza y la Biodiversidad, donde se propuso el establecimiento de una Red de Corredores Ecológicos a escala regional para el año 2006.

De este modo, en 2005 se realizó un estudio para el establecimiento de una Red de Corredores Ecológicos de la Comunidad Autónoma de Euskadi (en adelante C.A.E.) (Gurrutxaga *et al.*, 2005) cuyos **objetivos principales** fueron:

- Delimitación de una Red regional de Corredores Ecológicos que permita la movilidad de la fauna sensible a la fragmentación del hábitat a escala regional entre espacios de la Red Natura 2000 a conectar.
- Proponer un régimen de uso y medidas de gestión de los elementos que forman la Red de Corredores, con fines de conservación y restauración de la permeabilidad territorial que ésta pueda proporcionar.

Otros objetivos particulares fueron:

- Identificación de especies, así como de tipos de biotopos que éstas habitan, afectadas por la problemática de la fragmentación de hábitats en la a escala regional.
- Identificación de hábitats que sufren fragmentación conectables por una red de corredores ecológicos de ámbito regional.
- Detección de puntos de intersección entre la Red de Corredores Ecológicos y la Red de Infraestructuras viarias, identificando puntos críticos y proponiendo medidas de permeabilización de barreras.
- Detección de áreas críticas de interacción entre la Red de Corredores Ecológicos y el suelo urbano y urbanizable.

Uno de los criterios que se han utilizado para establecer esta Red de Corredores ha consistido en la selección de espacios-núcleo a conectar, fundamentalmente aquellos espacios de la Red Natura 2000 que son los poseedores de hábitats-objetivo (tipo de hábitats que pueden ver favorecida su conectividad mediante una Red de Corredores Ecológicos a escala regional). Con respecto al diseño de corredores, se han seleccionado aquellas áreas del territorio de mayor potencial conector entre los espacios-núcleo, como son los **corredores de enlace y áreas de enlace**. Como elementos lineales que favorecen la coherencia de la red se incluyen **tramos fluviales de especial interés conector**, seleccionados en función del compromiso de conservación que existe sobre ellos, del estado de conservación y grado de ocupación de sus riberas y de su situación geográfica respecto a los espacios núcleo y corredores de enlace. Alrededor de los espacios-núcleo, corredores y áreas de enlace se delimitan zonas tampón de amortiguación frente a los posibles impactos negativos (“efecto borde”) de la matriz territorial, llamadas **áreas de amortiguación**. Por último, aquellas áreas degradadas que por su situación geográfica estratégica y potencial conector sean importantes de cara a la consolidación de las conexiones, se han hecho llamar **áreas de restauración ecológica**.

B. Comunidad Foral de Navarra

Navarra definió una red de corredores ecológicos como componentes estructurales de un sistema regional de áreas protegidas (García & Lekuona, 1998). El objetivo del trabajo fue la identificación mediante análisis de información georreferenciada y de ortoimágenes de las estructuras del paisaje que pueden tener un papel conector. El SIG fue la herramienta utilizada para establecer automatismos de cálculo y manejar un volumen elevado de información. Mediante la superposición de la Red de Espacios Naturales de Navarra (RENA) y la aplicación de nuevos criterios que permitían identificar los elementos lineales que discurren entre los espacios de esta red siguiendo una direccionalidad natural, obtuvieron la red de corredores biológicos potenciales objetivo. Con la que obtuvieron una imagen del sistema natural sostenible de Navarra con sus tres componentes básicos: áreas núcleo y corredores biológicos.

Para identificar estos elementos de conexión o áreas permeables del paisaje, las variables de análisis que se utilizaron fueron: usos del suelo, tipo de vegetación, heterogeneidad de hábitat, pendiente, orientación, tamaño y forma de cada mancha, aislamiento natural y antrópico,

fragmentación, presencia de hábitat de interés comunitario, densidad de infraestructuras y propiedad del suelo. A cada uno de los mapas generados se le asignó un peso específico así como un valor para cada clase, dentro de cada mapa. Se obtuvo un mapa final de permeabilidad estructural distribuido en categorías según su aptitud como conector.

A partir del mapa de permeabilidad estructural y del de espacios naturales prioritarios para la conservación se construyó la red de corredores ecológicos.

Finalmente, para la obtención de los trazados de los corredores biológicos se superpusieron los siguientes mapas:

- Lugares de Importancia Comunitaria y áreas sensibles para la conservación (RENA)
- Permeabilidad estructural del territorio obtenido anteriormente
- Red hidrológica con los cursos principales y los afluentes principales y secundarios
- Inventario de hábitats de la Red Natura 2000
- Red de vías pecuarias
- Áreas hipsométricas

C. Región de Murcia

La Región de Murcia realizó un informe en 2007 (ATECMA, 2007), promovido por la Dirección General de Medio Natural de la Región de Murcia, con el objetivo de diseñar una red de corredores ecológicos que asegure la funcionalidad de las áreas protegidas y aporte coherencia a la Red Natura 2000 de la Región de Murcia. Para ello, se realizó un análisis de conectividad para un conjunto de hábitats representativos de la Región de Murcia. El resultado de este análisis ha conducido a la identificación y caracterización de una red de zonas de alta conectividad o corredores ecológicos que permitirían la conexión funcional entre las áreas de la Red Natura en la Región de Murcia.

El trabajo de campo fue necesario para reconocer el terreno, principalmente para comprobar las características de estas áreas en cuanto a ocupación del suelo y posible presencia de elementos de conflicto que no hayan sido detectados en el estudio.

En total se obtienen 62 corredores ecológicos, de los cuales 11 corresponden a cauces fluviales. La superficie total de la red de corredores ecológicos de la región de

Murcia asciende a 201.717,65 ha, representando cerca de un 17,8% del territorio.

La conectividad con las Comunidades Autónomas limítrofes no han podido ser incluidas en el proyecto, pero se ha constatado que varios corredores podrían permitir la conectividad con otros espacios de la Red Natura 2000 situados en los límites autonómicos. Además, según el planeamiento de ámbito municipal se estima que la mayoría del suelo que forman los corredores es suelo no urbanizable.

Algunos puntos de conflicto se han tenido en cuenta en este estudio por ser críticos para la conectividad entre los que se encuentran las infraestructuras viarias (autovías, carreteras, vías férreas), urbanizaciones, usos industriales, usos agrícolas y degradación de las riberas fluviales.

En la actualidad, la Comunidad Murciana promueve la conexión de los bosques de la Región con otros bosque de la cuenca mediterránea para crear un **Corredor Verde Mediterráneo**, en otras palabras, abogan por la construcción de un corredor ecológico mediterráneo para luchar contra la deforestación y la degradación de los bosques, resolver el problema de la conectividad entre las diversas manifestaciones boscosas y favorecer la adaptación de los ecosistemas al cambio climático. Una vez desarrollado el Corredor Verde Mediterráneo se potenciará que el corredor cruce la costa francesa, bajando hacia Italia para crear un Arco Mediterráneo y subiendo hacia el centro y norte de Europa, para enlazar con el **Cinturón Verde Europeo** (EuropeanGreenBelt) (Gobierno de Murcia, www.carm.es).

D. Andalucía

La información para Andalucía sobre identificación de redes de conectividad está incluida en el apartado "5.2.3.2. Planes específicos de fomento de conectividad".

E. Comunidad de Madrid

La Comunidad de Madrid estableció un conjunto de actuaciones sobre las Vías Pecuarias que discurren por espacios naturales de la Red Natura 2000 o que sirven de conexión entre los distintos espacios, y que se conoce como **Plan Vías Natura** (Merino y Millán, 2010). Estas vías pecuarias forman parte del importante patrimonio natural que éstas representan en la Comunidad de Madrid, y que asciende a unos 4200 Km de cañadas, cordes, veredas y coladas, auténticos corredores ecológicos (Gobierno de la Comunidad de Madrid, www.viaspecuariasdemadrid.org).

La interconexión de la Red Natura 2000 a través del dominio público pecuario hace que las vías pecuarias de la Comunidad de Madrid participen de forma activa en la conservación de la naturaleza. Así, el Plan Vías Natura desarrolla actuaciones destinadas a fomentar la diversidad biológica y paisajística y la recuperación y la restauración de zonas de dominio público fragmentadas o degradadas (Gobierno de la Comunidad de Madrid, www.madrid.org).

Las citadas actuaciones se encuadran dentro de cuatro líneas principales:

- 1) Adecuación de vías pecuarias de interconexión
- 2) Uso público turístico y recreativo
- 3) Conservación de los recursos naturales
- 4) Dinamización y sensibilización social

La primera fase del plan se concentra en las cuatro grandes cañadas que cruzan de norte a sur el territorio madrileño, desde las alturas serranas a las llanuras manchegas. Las actuaciones van dirigidas a preservar la cobertura vegetal autóctona de cada lugar y a la señalización, al tiempo que se imparten campañas de sensibilización sobre el valor de las veredas (Gobierno de la Comunidad de Madrid, www.viaspecuariasdemadrid.org).

F. Principado de Asturias

Esta Comunidad también realizó un estudio para el establecimiento de una red ecológica a través de modelos espaciales (García, 2009). Para ello, se tuvo que recabar información disponible sobre la localización de especies de fauna catalogadas de los últimos años (especies focales), información sobre su hábitat y área de campeo, reconstrucción de su hábitat útil actual y se analizó la cartografía de 79 unidades de vegetación actual en el territorio, la situación de los espacios naturales protegidos y su zonificación en diferentes niveles de protección. Con estos datos, lo que se pretendió fue la construcción de información acerca de los puntos calientes de fauna catalogada y la vulnerabilidad de los hábitats actuales de éstas. A continuación, se buscaron los sistemas de conectores necesarios para permitir el tránsito biológico entre núcleos y romper su aislamiento, para ello se dividieron los hábitats de estudio

Los corredores analizados fueron:

- 1) Fluviales
- 2) Costeros

3) Zonas húmedas

4) Montaña y transversales

Los tres primeros ecosistemas cumplen la función de núcleo y conector, cuyo valor radica en la distribución geográfica de las especies que en ellos aparecen. La propuesta final contiene las zonas mejor conservadas de estos tres ecosistemas. Para el resto del territorio se buscaron vías de conectividad entre los núcleos clasificándose en función de su tamaño, en tres clases, primero empezando la conexión de aquellos de mayor tamaño, hasta tenerlos todos conectados a través de corredores.

Se tuvieron en cuenta aquellas infraestructuras y edificaciones que constituyen áreas de la matriz del paisaje con gran resistencia o fricción para la dispersión, que pueden funcionar como barreras de tránsito donde se potencian los impactos. Se determinaron dos criterios según la densidad de infraestructuras de transporte y el grado de alteración de los procesos ecológicos.

Esta propuesta de red representó un 33,9% del total de Asturias, incorporando buena parte de la costa, los principales cauces fluviales, y las pequeñas zonas húmedas dispersas por la región, todos los núcleos de hábitat de más de 500 ha (grandes y medianos) y los caminos óptimos de conexión de los núcleos. Del mismo modo, se incorporaron muchos pequeños parches en zonas de altitudes medias y bajas, en las rutas de los corredores, que aportan un importante nivel de continuidad. En total, la red de conectores entre núcleos supuso un total de 3.873 Km, el 84,89%, sumando 1.228 Km de cauces fluviales, con función de corredor para las especies fluviales estrictas; los humedales y el 75% de la costa.

G. Extremadura

Esta Comunidad es la primera que designa como figura legal de protección los corredores ecológicos y de biodiversidad. Hasta el momento se han designado y protegido los cuatro que se nombran más abajo haciéndose corresponder con cuatro cursos fluviales (Gobierno de Extremadura, Dirección General de Medio Ambiente, extremambiente.gobex.es). Estos ríos poseen valores naturales de notable importancia desde el punto de vista ecológico y paisajístico y están sumamente bien conservados. Tienen por finalidad contribuir a la conservación de la fauna, flora, aguas, geomorfología y en definitiva de los ecosistemas naturales y valores paisajísticos de los ríos. Asimismo, se pretende mantener su estructura lineal y continua como punto de enlace entre las ZEPA y LIC, para la migración, la distribución geográfica y el in-

tercambio genético de especies silvestres en armonía con los usos, derechos y aprovechamientos agrarios y ganaderos tradicionales, así como el desarrollo de actividades educativas, científicas, culturales, recreativas, turísticas o socioeconómicas compatibles con la protección de dichos espacios.

Los cuatro corredores, anteriormente nombrados, son:

- 1) Corredor Ecológico y de Biodiversidad río Guadalupejo
- 2) Corredor Ecológico y de Biodiversidad Pinares del Tiétar
- 3) Corredor Ecológico y de Biodiversidad río Bembézar
- 4) Corredor Ecológico y de Biodiversidad río Alcarrache

Del mismo modo, Extremadura también propone los Corredores Ecoculturales, tratándose de las cañadas y otras vías pecuarias. En tal caso se desarrollarán las medidas tendentes a su delimitación, conservación y uso sostenible. Actualmente no hay ningún Corredor Ecocultural en la Comunidad Autónoma de Extremadura (Gobiernos de Extremadura, Dirección General de Medio Ambiente, extremambiente.gobex.es).

H. Comunidad Valenciana

La Comunidad Valenciana tiene redactada una propuesta denominada **Plan de Acción de la Infraestructura Verde y Paisaje de la Comunidad Valenciana** (Generalitat Valenciana, 2011. <http://www.habitatge.gva.es>). En ella, hacen referencia a los corredores ecológicos, indicando a los cauces fluviales en su papel ecológico y paisajístico a la hora de conectar distintos territorios y áreas como los principales corredores ecológicos que conforman la base para la Infraestructura Verde. Apunta que la fragmentación es provocada de manera muy marcada por la conurbación, mayormente en la fase posterior al desarrollo de la infraestructura cuando se produce la fusión de núcleos urbanos que es la que provoca la separación física de espacios libres. Los ríos de esta Comunidad muestran procesos muy graves de degradación debido a las actividades antrópicas mermando su función de corredores ecológicos.

Los principales corredores fluviales propuestos por la Generalitat Valenciana son los que a continuación se enumeran:

- 1) Corredor fluvial del río Júcar
- 2) Corredor fluvial del río Segura
- 3) Corredor fluvial del río Mijares
- 4) Corredor fluvial del río Senia
- 5) Corredor fluvial del río Turia
- 6) Corredor fluvial del río Vinalopó

Para la delimitación de la Infraestructura Verde se procede a identificar los espacios de interés ambiental, cultural y visual, así como otros espacios que deber quedar libres de edificación para, luego, proceder a conectar estos espacios mediante una red de corredores ecológicos funcionales.

Los criterios que se proponen en este Plan de Acción Territorial para conectar el medio consisten en identificar los grandes espacios naturales y los principales corredores a nivel regional, después, a nivel supramunicipal se persigue lo mismo con otros elementos similares de menor rango, mientras que, en la escala municipal se profundiza en los aspectos visuales y en la función recreativa.

También consideran importantes otros corredores ecológicos y funcionales como son las ramblas, barrancos, vías pecuarias (cañadas, cordeles y coladas), vía Augusta, vías verdes, senderos y carreteras escénicas.

Se estima que existan posibles conflictos debido al planeamiento municipal (Planes Generales) y territorial (Planes de Acción Territorial sectoriales), así como con el trazado de otras infraestructuras, pero el Plan de Acción Territorial de Infraestructura Verde y Paisaje hace hincapié en que prevalecerá frente a las previsiones de los otros planes nombrados anteriormente, aunque específica que se podrán establecer medidas para compatibilizarlos.

Los conflictos que se produzcan entre la Infraestructura Verde y el trazado de una infraestructura deberán aportar soluciones técnicas que resuelvan la continuidad de ambos elementos mediante la adopción de soluciones técnicas como túneles, viaductos, soterramientos, pasos a distinto nivel, etc.

I. Cataluña

La información para Cataluña sobre identificación de redes de conectividad está incluida en el apartado 7.3.1 “Integración de elementos de interés conector en la planificación territorial”.

El Área Metropolitana de Barcelona (AMB) puede ser un buen ejemplo metodológico para el establecimiento de corredores ecológicos en zonas urbanas. Marull y Mallarach (2002) realizaron un estudio sobre conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona cuyo objetivo consistió en desarrollar una metodología capaz de parametrizar los diferentes conceptos relacionados con la conectividad ecológica del Área Metropolitana de Barcelona con la finalidad de aplicarla en la planificación territorial y en la evaluación estratégica del impacto ambiental de planes y programas.

El análisis de la conectividad ecológica se realizó para unas áreas ecológicas funcionales y con un modelo computacional de distancia del coste de desplazamiento, incluyendo el efecto de las barreras antropogénicas (tipo de barrera, distancia a la que se encuentra y uso del suelo afectado). Para ello se utilizaron tres índices denominados Índice de Conectividad Ecológica, Índice de Afectación de las Barreras e Índice de Fragmentación Ecológica.

Esta investigación permitió la determinación de áreas ecológicas funcionales, la evaluación de la fragmentación de los espacios libres, el cálculo del efecto de las barreras antropogénicas y el análisis de la conectividad ecológica metropolitana. La metodología descrita también permitió definir, no sólo la situación ambiental, sino también proyecciones a diversos escenarios futuros. De este modo, puede tener una aplicación directa en la evaluación estratégica del impacto ambiental.

J. Caso concreto de la provincia de Alicante

Como caso particular a escala subregional, destaca la provincia de Alicante que ha realizado un análisis incluido en la **Red de Parajes Naturales Municipales de la Comunidad Valenciana** (PANAMU) (Bonet y Terrones, 2011). Su principal objetivo es la creación de un marco homogéneo para las actuaciones relacionadas con la gestión de los Parajes Naturales Municipales, así como el diagnóstico general de la fragmentación generada sobre los hábitats naturales. Los Parajes Naturales Municipales representan un papel fundamental en el mantenimiento de la conectividad a escala provincial, pudiendo funcionar como áreas núcleo y nexos de unión entre el resto de Espacios Naturales Protegidos, integrándose en la red de Espacios Naturales Protegidos (ENP) y la consecuente mejora de la conectividad.

Los objetivos específicos desarrollados para alcanzar el objetivo general son los siguientes.

- Construcción de modelos de conectividad funcional para mamíferos forestales en la provincia de Alicante, utilizando Sistemas de Información Geográfica (SIG), por medio de análisis caminos de mínimo coste.
- Definición de la red de corredores de la provincia de Alicante.
- Valoración de la funcionalidad conectora de la Red de Parajes Naturales Municipales en la Provincia de Alicante.

En este análisis se han obtenido 23 áreas núcleo, agrupados en 9 grandes grupos, definido según la red de Espacios Naturales Protegidos de la provincia de Alicante.

El mapa final se obtuvo a partir de los mapas de áreas núcleo, valores de coste de viaje, red de corredores y Parajes Naturales Municipales.

En otro estudio realizado en la provincia, el objetivo general fue la realización de una cartografía temática basada en el diagnóstico general de la fragmentación generada sobre los hábitats naturales del sistema de conservación de la Comunidad Valenciana en la provincia de Alicante, por la Red Provincial de Carreteras de Alicante, utilizando modelos de conectividad funcional mediante SIG. Este objetivo se consigue a través de varios objetivos específicos:

- Generación de una cartografía temática de áreas sensibles a la fragmentación de hábitats de la Red Provincial de Carreteras de Alicante.
- Construcción de modelos de conectividad funcional para mamíferos forestales en la provincia de Alicante, utilizando SIG, por medio de análisis de coste de viaje.
- Identificación de los puntos de conflicto de la red local de carreteras, que tienen una importancia crítica en la conectividad ecológica de la provincia.
- Selección y priorización de los principales puntos de conflicto que puedan ser objeto de mejoras para la restauración de la conectividad ecológica.

En este estudio se obtuvieron unos puntos de conflicto, que en total suman 112 puntos de conflicto pertenecientes a la Red Provincial de Carreteras por la cercanía a áreas núcleo, su Intensidad Media Diaria y la importancia del corredor para la integridad de la red. Algunas medidas propuestas para mitigar los posibles impactos sobre la conectividad fueron la evaluación de alternativas de tra-

zados de las infraestructuras, señalización de los tramos más susceptibles de ser atravesados por la fauna silvestre, vallado perimetral para disminuir la muerte y el efecto barrera, instalación de pasos superiores e inferiores, túneles y viaductos, acondicionamiento y sobredimensionamiento de drenajes, habilitación de ecoductos, entre otras medidas.

5.2.2.2 Iniciativas supraautonómicas

Como modelo para este tipo de iniciativas se propone el titulado “Modelos de distribución de la calidad del hábitat y la permeabilidad del paisaje para el lince ibérico en la Península Ibérica” que realiza un análisis de conectividad ecológica entre las áreas poblacionales y de reintroducción del lince ibérico considerando la resistencia y heterogeneidad del territorio. Este proyecto está dirigido por Santiago Saura de la Universidad Politécnica de Madrid, en el marco del proyecto LIFE Iberlince.

En el estudio se aborda la aplicación de análisis de datos de seguimiento como los proporcionados por los collares GPS, para desarrollar, de manera conjunta y comparable para toda la Península Ibérica, un modelo de distribución de la calidad de hábitat para el lince ibérico y un modelo de la permeabilidad del territorio para acoger los movimientos dispersivos de esta especie. En concreto, las metodologías aplicadas consisten en funciones de selección de recursos que se articulan, desde el punto de vista estadístico, mediante modelos mixtos de regresión logística condicional. Estas metodologías se basan en considerar cada desplazamiento de un lince (entre dos localizaciones consecutivas registradas por el collar GPS) como una acción de selección de hábitat por parte del animal; desde la localización inicial existe una variedad de puntos disponibles a los que el lince puede desplazarse, pero sólo uno de ellos es realmente seleccionado. Comparando las características del medio en las zonas seleccionadas con las características presentes en las zonas disponibles (eventualmente accesibles) pero no elegidas por el lince ibérico es posible extraer de una manera objetiva y cuantitativa las preferencias en el uso del hábitat y el movimiento por parte de la especie.

5.2.2.3 Criterios elegidos para la identificación de redes de conectividad en Comunidades Autónomas

La selección de criterios es una de las fases más decisivas de la definición de redes ecológicas. Sin embargo, las Comunidades Autónomas que han avanzado en la iden-

tificación de redes de conectividad presentan importantes diferencias en la selección de metodologías, criterios y elementos de importancia para la conectividad (áreas núcleo y zonas de conexión) para el diseño de su red, así como la disparidad en la escala del mapa.

Los criterios que se emplean en mayor medida en los estudios científico-técnicos, propuestas, instrumentos de planificación del territorio, etc., analizados hasta ahora en las Comunidades Autónomas, son:

A. En cuanto a la elección de **áreas núcleo**:

- Áreas que presentan especies amenazadas o en peligro de extinción, lugares con gran número de vertebrados, zonas con gran biodiversidad, lugares con endemismos y con una posición biogeográfica concreta (Jongman *et al.*, 1995). Estas áreas se corresponden especialmente con zonas que pertenecen a la Red Natura 2000 o que presentan algún tipo de figura de protección (Parques Naturales, LIC y ZEC, ZEPA, Paraje Natural, Monumentos Naturales, Reservas de Microhábitats, etc.). Otra posibilidad sería definir el punto de partida y designar como áreas núcleo el sistema de espacios naturales protegidos en su conjunto.
- Áreas que presentan bosques autóctonos, bosques con espacios abiertos próximos, bosques abiertos con claros
- Cursos fluviales y vegetación de ribera
- Mosaicos agroforestales y matorrales, espacios abiertos
- Humedales
- Grandes zonas agrícolas-ganaderas
- Grandes zonas sin infraestructuras

B. En cuanto a los elementos del paisaje que cumplen la función de **corredores ecológicos**:

- Cursos fluviales y vegetación de ribera asociada
- Vías pecuarias (camino para ganado), vías verdes (ferrocarriles en desuso, caminos de canales y riberas), caminos rurales y forestales
- Zonas de alta conectividad entre áreas de la Red Natura 2000 con mayor número posible de asociaciones vegetales
- Zonas de alta conectividad entre áreas de la Red Natura 2000 para una única asociación vegetal si esta asociación vegetal tiene una distribución

restringida a un sector reducido de la Comunidad Autónoma o si la asociación tiene una distribución muy fragmentada

- Cadenas montañosas
- Valles
- Barrancos
- Litoral costero

Algunos elementos de los anteriormente nombrados, pueden tener doble función, tanto de área núcleo como de corredor ecológico, como es el caso de los elementos fluviales, costeros y humedales.

Muchas Comunidades enfocan el diseño de los corredores ecológicos en función de las especies a las que vayan a beneficiar, entre estos criterios se han utilizado para la selección de especies objetivo:

- Especies especialistas que más sufren los procesos de fragmentación ligadas a un hábitat concreto y presentan distribución dispersa.
- Especies especialistas que poseen la capacidad de dispersión limitada y que son sensibles a las distancias a recorrer y a las resistencias que oponen los diferentes usos del suelo.
- Especies de animales forestales de carácter generalista, con amplia distribución que canalizan movimientos por zonas forestales preferentemente y que para su desplazamiento escogen estructuras lineales (valles, barrancos, cauces fluviales, etc.).

El paso más avanzado en el diseño de redes de conservación se alcanzaría cuando el criterio no fuera sólo mantener la conectividad para ciertas especies sino el mantenimiento de la integridad del paisaje (De Lucio *et al.*, 2003).

Como ejemplo, cabe destacar el conjunto de proyectos LIFE que aborda la identificación de corredores para el oso pardo: Proyecto LIFE+ Corredores oso (LIFE07 NAT/E/000735, 2009-2011) y Proyecto LIFE Desfragmentación oso (LIFE12/NAT/ES/000192, 2013-2016), ambos coordinados por la Fundación Oso Pardo. En el LIFE07 NAT/E/000735 se identificaron los corredores entre las dos subpoblaciones actualmente existentes de esta especie, mediante la metodología de caminos de mínimo coste basados en una superficie de resistencia con resolución espacial de 500 m (Ballesteros *et al.* 2012). Los valores de resistencia se derivaron a partir de una función inversa de un modelo de calidad de hábitat realizado con

criterio experto en el que las carreteras fueron consideradas como barreras totales al movimiento de la especie (excepto viaductos y túneles).

En el proyecto LIFE 12/NAT/ES/000192 se identifican corredores y se aplican otros análisis de conectividad con nuevas metodologías y datos mejorados. Para este fin la Fundación Oso Pardo ha establecido un convenio con la Universidad Politécnica de Madrid (2014-2016) en el que se incluyen la elaboración de directrices de gestión basadas en nuevos análisis de definición de calidad de hábitat, resistencia y otros análisis de conectividad derivados de datos empíricos de presencia e información genética de la especie que se han venido desarrollando en el Proyecto del Plan Nacional de investigación del Ministerio de Economía y Competitividad (Gestión forestal para el fomento de la conectividad y disponibilidad del hábitat del oso pardo en la Cordillera Cantábrica: desarrollos metodológicos y propuestas espacialmente explícitas GEFOUR (AGL2012-31099) 2013-2016). De estos análisis se han derivado, las principales rutas de movimientos de la especie, así como los elementos del paisaje que aportan más resistencia y permeabilidad a su movimiento y se han identificado tanto áreas críticas para la restauración y fomento de la conectividad como aquellos puntos que constituyen una barrera de paso en las infraestructuras de transporte (Mateo-Sánchez *et al.*, 2014a, 2014b, 2015a, 2015b).

5.2.3 Avances en la protección de conectores ecológicos en España

Más allá de la identificación de redes de conectividad, en este apartado se analizan los avances realizados en la **protección y recuperación efectiva** de dichas redes una vez identificadas a través de procedimientos como su integración en el modelo territorial en planes de ordenación, su puesta en valor en los procesos de evaluación de impacto ambiental de planes y proyectos, aplicando legislación que les dote de ciertos grados de protección o llevando a cabo proyectos de restauración ecológica a gran escala de zonas de importancia para la conectividad, etc. A continuación se exponen los casos de Comunidades Autónomas que han realizado o están realizando avances en este sentido (Gurrutxaga, 2011).

5.2.3.1 Integración de elementos de interés conector en la planificación territorial

Varias Comunidades incluyen este tipo de medidas para evitar conflictos entre los distintos usos del suelo y evitar que el desarrollo socioeconómico no perjudique o lo haga

en la menor medida el funcionamiento de los sistemas naturales. Por ejemplo, País Vasco, Cataluña, Navarra, Murcia, Galicia, Valencia, Islas Baleares, Aragón y Canarias incluyen este tipo de criterios en su planificación territorial. En concreto, Cataluña ha establecido con más detalle planes territoriales parciales que incluyen la delimitación de corredores. Otros planes, como el andaluz se centran también en la conectividad ecológica.

Como ejemplo se puede citar el caso de **Cataluña**:

A. Planes territoriales parciales de Cataluña

Actualmente, el principal instrumento normativo que identifica conectores ecológicos a escala agrarios y no urbanizables como componentes de la ordenación del territorio. Para garantizar las funciones ecológicas, productivas y paisajísticas, se determina que el sistema de espacios libres conforme una red continua y con la mínima fragmentación posible.

El sistema de espacios abiertos incluye tres tipos básicos de suelo:

- Suelos de protección especial
- Suelos de protección territorial
- Suelos de protección preventiva

En los suelos de protección especial se identifican un grado de interés natural y agrario en todos los PTP si bien en algunos se detalla de forma explícita el valor de conectividad ecológica o la idoneidad para la creación de una red permanente y continua de espacios abiertos que garantice la biodiversidad y la vertebración del territorio con sus diferentes caracteres y funciones. Cabe considerar, por tanto, que el conjunto de PTP estructura una red de espacios especialmente protegidos que tiene por objeto la conectividad territorial y ecológica entre los espacios naturales protegidos de la red Natura 2000 y espacios incluidos en el PEIN (Plan de espacios de interés natural). Además de estos espacios protegidos, los distintos PTP incorporan en esta categoría otras zonas con figuras de protección, inventariados o con un plan de gestión: parques naturales, reservas naturales de fauna salvaje, refugios de fauna salvaje, zonas de caza controlada, montes de utilidad pública, espacios con acuerdos de custodia,

entre otros. De forma general, la metodología para identificar zonas de conexión se basan en criterios ecológicos (calidad del hábitat y su continuidad), dimensiones, presencia de conexiones fluviales, barreras y discontinuidades insuperables, de planificación y gestión (posibilidad, prioridad de conexión de espacios del PEIN, entre otros).

En el caso de algunos PTP (Comarques Gironines, Metropolità de Barcelona) se han identificado adicionalmente ámbitos de especial valor conector o puntos críticos para la conectividad ecológica afectados por contínuums urbanos. La normativa de los Planes establece regulaciones específicas para la evaluación ambiental de planes y proyectos que tengan incidencia en la función conectora de dichos ámbitos. En el caso del PTP de Terres de l'Ebre se identifican elementos del patrimonio natural que se protegen especialmente por razón de la función conectora y que deberán tratarse con especial cuidado en las actuaciones de transformación del suelo y en la construcción de nuevas infraestructuras de transporte.

Finalmente cabe señalar que las normas de ordenación territorial de los PTP establecen regulaciones específicas para el sistema de asentamientos urbanos y de infraestructuras de movilidad relativas a la conectividad ecológica. Por ejemplo adoptar soluciones que minimicen desmontes y terraplenes; evitar interferir en los corredores ecológicos e hidrográficos en infraestructuras de transporte que se sitúen en suelos de protección especial, etc. aspectos que deberán ser tenidos en cuenta en el estudio de impacto ambiental²².

B. Plan territorial sectorial de conectividad ecológica de Cataluña

Cataluña ha acabado los trabajos de elaboración de un Plan Territorial Sectorial de Conectividad Ecológica que lleva desarrollando desde 2009. El Plan identifica para todo el territorio de Cataluña los siguientes elementos clave para la conectividad: conectores principales terrestres y fluviales, conectores complementarios terrestres y puntos críticos para la conectividad. Estos elementos han sido delimitados en una cartografía específica. Así mismo, el Plan también define unos índices específicos de conectividad terrestre y de conectividad fluvial.

A falta de una previsión programada de aprobación del Plan, que establecería la obligación normativa de aplicar sus determinaciones, en estos momentos la Generalitat de Catalunya está trabajando para adaptar la información generada en estos trabajos a un formato usable y práctico, con el objetivo de hacerla utilizable en breve por

²² Una imagen de síntesis del sistema de espacios abiertos de los PTP con las distintas categorías de suelos de protección especial se puede encontrar en: http://territori.gencat.cat/web/.content/home/01_departament/plans/plans_territorials/plans_territorials_parcials/aprovats/sintesi_ptp/1_espais_oberts_categories_sol.pdf

parte de los gestores del territorio y difundirla al público en general.

La custodia del territorio, por su parte constituye también una fórmula que permite desarrollar políticas efectivas de conservación de la biodiversidad y del patrimonio natural en zonas de la matriz territorial, fuera o dentro de ENP, más allá de la acción de las administraciones públicas. Dichas zonas pueden convertirse en elementos clave de la infraestructura verde a escala local comarcal.²³

5.2.3.2 Planes específicos de fomento de conectividad

En este caso, se pueden citar como ejemplos las iniciativas de la **Junta de Andalucía**:

A. Plan Director para la Mejora de la Conectividad Ecológica en Andalucía

El Plan Director para la Mejora de la Conectividad Ecológica en Andalucía, actualmente en fase de borrador, se elabora con la **finalidad** de *garantizar y en la medida de lo posible mejorar, la conectividad ecológica en Andalucía de una forma integral, mediante el diseño de un programa de medidas priorizado en base a criterios técnicos y de viabilidad y a través del establecimiento de directrices de aplicación en los instrumentos estratégicos y de planificación vigentes, promovidos desde una amplia gama de departamentos y ámbitos sectoriales*. Su elaboración estaba ya recogida en la Estrategia Andaluza para la Gestión Integrada de la Biodiversidad, un referente clave, aprobado por Acuerdo de Gobierno de la Junta de Andalucía en el año 2011, que recoge ampliamente la temática de conectividad ecológica, tanto en sus principios estratégicos como en los niveles de diagnóstico y en el programa de medidas.

Para alcanzar dicha meta se establecen **6 objetivos generales**:

1. Promover la permeabilidad y la mejora de la conectividad ecológica en el conjunto de la matriz territorial de Andalucía.
2. Impulsar la configuración de una red ecológica de primer orden en Andalucía que favorezca la movilidad de las especies silvestres y mejore la coherencia e integración de la red natura 2000.

3. Desarrollar un sistema de seguimiento integrado de los procesos de fragmentación de hábitats y ecosistemas y de la conectividad ecológica en Andalucía.
4. Garantizar y reforzar la conectividad ecológica del territorio desde la coordinación y la aplicación de directrices y criterios de gestión en políticas sectoriales estratégica.
5. Favorecer la mejora de la conectividad ecológica desde el marco de la cooperación interterritorial e internacional y mediante el desarrollo de las políticas europeas en la materia.
6. Concienciar a la sociedad de los problemas derivados de la fragmentación de hábitats y promover el compromiso de sectores y ámbitos de actividad estratégicos en los objetivos de mantenimiento y mejora de la conectividad ecológica en Andalucía.

En lo que respecta a la **elaboración** del Plan se desarrollaron diferentes fases o etapas. Tras una fase previa de revisión de la información disponible se realizó un diagnóstico de la conectividad ecológica para el conjunto de la Comunidad Autónoma. El **diagnóstico** incluyó el análisis diferenciado de la conectividad para los hábitats y ecosistemas terrestres, para la conectividad fluvial y para la conectividad marina. En cada caso, el diagnóstico alcanzó un grado diferencial de desarrollo que dependió de la información disponible. El diagnóstico de la conectividad en los ecosistemas terrestres fue el que alcanzó la mayor profundidad, incluyendo dos niveles de análisis:

- Un diagnóstico cualitativo basado en la información cartográfica disponible en el que se evaluaron: (i) los condicionantes a la conectividad terrestre en Andalucía; (ii) los principales elementos que la componen, (iii) los principales ejes de dicha conectividad y (iv) los principales déficits y potencialidades del territorio para su mantenimiento.
- Un diagnóstico cuantitativo, basado en el denominado Índice de Conectividad Terrestre de Andalucía (ICTA), que se obtiene de forma continua para todo el territorio andaluz. La obtención del índice integra el cálculo de la resistencia (impedancia) que ofrece la matriz del territorio a los desplazamientos de los organismos para cada tipo de hábitat. De esta forma, la impedancia total incluyó una evaluación de las barreras entre hábitats, la existencia de áreas urbanas e infraestructuras y el efecto de borde.

²³ http://mediambient.gencat.cat/es/05_ambits_dactuacio/patrimoni_natural/infraestructura-verda/connectivitat_ecologica/

Tras la fase de diagnóstico, los **productos resultantes del Plan** adquieren una expresión territorial por cuanto se definen para unas entidades geográficas concretas. Sin embargo, la continuidad se asegura funcionalmente a través de un todo integrado (Red Ecológica Andaluza) y no exclusivamente por áreas concretas de territorio protegido. Además, se trata de una conectividad funcional y por tanto, no entendida exclusivamente a través de la contigüidad de hábitats, sino también por medio de la integridad de flujos ecológicos entre paisajes diversos.

De forma más concreta, **los elementos territoriales** que se establecen en el Plan para la formación de la Red Ecológica Andaluza incluyen:

- Un conjunto de áreas ecológicas funcionales (nodos de la red) constituidas por los Espacios Protegidos (Red Natura 2000 y otros de la RENPA no incluidos en Natura 2000) y los denominados Paisajes de Interés para la Conectividad Ecológica (PIC), que también destacan por su elevada biodiversidad.
- Las áreas que pueden mejorar sus funciones como conectores entre los nodos de la red y que deben dar continuidad e integridad a la misma. Se trata de las llamadas áreas prioritarias de intervención (API), que plasman sobre el territorio los ejes estratégicos de conectividad.
- Por último, áreas de refuerzo (AR) y áreas piloto (AP). Se trata de áreas preferentes donde aplicar directrices, actuaciones y medidas demostrativas de incremento de la permeabilidad del territorio y de mejora de los elementos para la conectividad.

Las medidas que el Plan propone para la mejora y mantenimiento de la conectividad ecológica en Andalucía se recogen en el **Programa de Medidas** cuya implementación se prevé en gran parte por medio de la integración de criterios y directrices específicas en políticas sectoriales estratégicas. Dicho Programa de Medidas se centra en 6 ámbitos de actuación que corresponden con los 6 objetivos generales definidos por el Plan: conjunto de la matriz territorial de Andalucía; espacios naturales de la Red Natura 2000 y Red Ecológica a escala regional; sistema de seguimiento integrado de la fragmentación de hábitats y ecosistemas; coordinación en las políticas sectoriales claves para la conectividad ecológica; cooperación interterritorial e internacional; compromiso de la sociedad y sectores socioeconómicos estratégicos.

Para cada ámbito de actuación (objetivo general) se definen unas líneas estratégicas y cada línea queda inte-

grada, a su vez, por una serie de objetivos específicos. Las medidas del Programa se definen para conseguir cada uno de estos objetivos específicos. En total se establecen 221 medidas agrupadas en 53 objetivos.

Finalmente, el Plan incorpora un **Programa de Seguimiento y Evaluación** que tiene un doble objetivo. Por un lado, evaluar los efectos del Plan sobre la conectividad, su grado de ejecución y el cumplimiento de los objetivos planteados. Por otro, generar información para detectar posibles déficits del Plan que permitan su revisión y modificación durante su desarrollo o al final del periodo de vigencia del mismo. Para realizar este seguimiento se actualizarán periódicamente una serie de indicadores (evolución de la conectividad, grado de ejecución y grado de cumplimiento) y se elaboran los correspondientes informes de evaluación del Plan.

B. Plan de Protección del Corredor Litoral de Andalucía

Otro referente andaluz en materia de conectividad ecológica, que merece ser destacado por el ejercicio de integración que desarrolla en materia de conservación y ordenación territorial, y por el tratamiento que realiza de la franja costera y para la interconexión del territorio litoral y los espacios interiores andaluces, es el Plan de Protección del Corredor Litoral de Andalucía.

El Plan de Protección del Corredor Litoral de Andalucía (PPCLA) aprobado por el Decreto 141/2015, de 26 de mayo, desarrolla los contenidos de planificación territorial en el litoral que establece la Ley 1/1994, de 11 de enero, de Ordenación del Territorio de Andalucía, modificada por el Decreto-Ley 5/2012, de 27 de noviembre, de medidas urgentes en materia urbanística y para la protección del litoral de Andalucía.

El objetivo principal del Plan es adoptar un sistema de protección integrado y coherente que preserve del proceso de urbanización aquellos terrenos que cuenten con características naturales, paisajísticas agrícolas o forestales relevantes, o cumplan funciones territoriales específicas para facilitar la conexión de la zona costera con el interior, impidan la conurbación o contribuyan a la mejora de la calidad ambiental y urbana.

El PPCLA es vinculante tanto para los Planes de Ordenación del Territorio de ámbito subregional como para los Planes con Incidencia en la Ordenación del Territorio y para el Planeamiento Urbanístico General, de manera que las determinaciones de este Plan que sean de aplicación directa prevalecerán sobre las determinaciones de los

planes subordinados al mismo anteriormente aprobados.

El ámbito del PPCLA viene definido con carácter general en el artículo 42.3 de la Ley 1/1994, de 11 de enero, e incluye los terrenos comprendidos en la franja de 500 metros de amplitud medida en proyección horizontal tierra adentro desde la línea que determina el dominio público marítimo-terrestre, de los términos municipales incluidos en el Anexo I de dicha Ley (municipios litorales).

En cuanto a los criterios de intervención que adopta el PPCLA con el objetivo de protección de la franja litoral se pueden citar los siguientes:

- Evitar la consolidación de nuevas barreras urbanas entre los espacios interiores y los del sistema litoral y proteger los valores ambientales, naturales, culturales, agrícolas, forestales y paisajísticos de los espacios litorales.
- Favorecer la biodiversidad a través de la continuidad de los espacios del interior con los del litoral y poner en valor los recursos paisajísticos
- Propiciar el mantenimiento de la franja litoral como recurso turístico básico evitando su colonización con nuevos usos residenciales estacionales.
- Armonizar la regulación de protección del suelo no urbanizable en el ámbito del Plan.
- Favorecer la adecuada integración de los bordes urbanos de contacto con los espacios protegidos y orientar los crecimientos hacia el exterior de la franja litoral. Propiciar el desarrollo urbano compacto.

Con el objeto de dar cumplimiento a los objetivos y criterios de ordenación planteados el PPCLA la estrategia de protección que contempla propone tres grandes categorías de protección:

- Zonas de protección ambiental. Se incluyen en esta categoría aquellos suelos que ya disponen de un régimen de protección derivado de su condición de Espacios Naturales Protegidos, montes de dominio público, espacios de la red Natura 2000, vías pecuarias y el dominio público marítimo terrestre e hidráulico. Estos suelos deberán ser clasificados conforme a la normativa e instrumentos de planificación que les sean de aplicación.
- Zonas litorales de protección territorial 1. Incluye los suelos que cuentan con características natura-

les o paisajísticas relevantes para la preservación de la franja litoral, colindantes con el dominio público marítimo terrestre o con espacios naturales protegidos, los sometidos a riesgos naturales y aquellos otros que permiten la conexión de la costa con los espacios naturales protegidos del interior. El planeamiento urbanístico deberá clasificar estos suelos como suelo no urbanizable de especial protección, y recoger y desarrollar en todo caso el régimen de usos establecido por el PPCL.

- Zonas litorales de protección territorial 2. Esta categoría recoge los terrenos que cuentan con valores naturales, paisajísticos o agrícolas, y los terrenos que permiten la conectividad de la costa con el interior, evitando así la conurbación o contribuyendo a mejorar la calidad ambiental y urbana, especialmente en zonas muy urbanizadas. Se incluyen también aquellos que por su posición en el frente litoral, aun cuando acogen usos de naturaleza urbana, generalmente irregulares, deben ser preservados de la urbanización. Los instrumentos de planeamiento general preservarán estos espacios Protección territorial de la urbanización mediante su clasificación como suelo no urbanizable de especial protección y establecerán las medidas necesarias para el mantenimiento de los recursos naturales existentes, de acuerdo con las determinaciones establecidas en el PPCL.

5.2.3.3 Integración en otras planificaciones sectoriales

Planificación forestal

Debido a la importancia de las áreas forestales en el mantenimiento de la conectividad, también existen menciones específicas para la conservación y fomento de la conectividad en el Plan Forestal Español, pero únicamente haciendo referencia a la red Nacional de Vías Pecuarias. Esto se traslada a los diferentes Planes Forestales Autonómicos como por ejemplo en el de Cantabria, Madrid, Extremadura, Canarias, País Vasco, Aragón y Cataluña incluyen, promoción, definición y restauración de corredores ecológicos):

- El Plan Forestal de **Extremadura** que propone en sus acciones la relativa a evitar la fragmentación de las poblaciones silvestres a través de la creación de una red de corredores ecológicos que conecten espacios, incluyendo su consideración en

la planificación y gestión del territorio. Ecosistemas fluviales y vías pecuarias deben jugar un papel importante, al igual que los paisajes intersticiales (setos, linderos), cuya presencia debe favorecerse especialmente en ambientes simplificados.

- El Plan Forestal del **País Vasco** 1994-2030 propone como medidas a adoptar a medio/largo plazo la consecución de una red de pasillos de vegetación natural que se extiendan por todo el territorio, sobre todo se debe actuar directamente sobre las riberas, mediante políticas de subvenciones o actuación directa de la Administración. También establece que se catalogarán aquellos caminos y cañadas que puedan tener alta aptitud para constituirse en corredores ecológicos, especificándose medidas de conservación y restauración.
- El Plan Forestal de las **Islas Canarias** propone el establecimiento de, como ellos lo designan, corredores pasillo a través de la repoblación con especies autóctonas.
- En **Cataluña** lo que tienen es el Plan Territorial Sectorial de la Conectividad Ecológica de Cataluña (PTSC) es un instrumento de planificación sectorial que constituirá el marco normativo y de actuaciones en materia de conectividad ecológica para el conjunto de la región.
- El Plan Forestal de **Cantabria**, incluye en sus objetivos ecológicos el diseño de una Red Regional de Espacios Naturales Protegidos, representativa y coherente, con definición de los criterios y principios para la conservación de los hábitats y especies silvestres en un marco planificado de ordenación y gestión de espacios naturales. (aunque aprobaron un nuevo plan forestal en 2014 que seguro que incluye mayor detalle).
- El Plan Forestal de **Madrid** 2000-2019 tiene como líneas de actuación principales referente a la protección de Espacios Naturales de Especial Interés, la disminución de las amenazas (urbanísticas, industriales, uso público, actividades extractivas, infraestructuras), mejora del estado de conservación y, por último, la disminución de la fragilidad, en la que una de sus puntos es la interconexión de los espacios naturales por medio de corredores.

También se ha incorporado en algunos planes de planes de ordenación de recursos forestales, como por ejemplo:

- Plan de **Ordenación de los Recursos Forestales del Espacio Natural «Lago de Sanabria y alrededores» (Zamora)** (2013). Considera fundamental el mantenimiento de la Conectividad para la conservación de las especies y los procesos ecológicos que se realizan en el hábitat, así como preservar la identidad del paisaje y promover el conocimiento sobre corredores ecológicos.
- Plan de **Ordenación de los Recursos Forestales de la zona de Almazán (Soria)** (2008). Incluye medidas de conservación y restauración de steppings stones o teselas puente y vegetación de ribera para el fomento de la conectividad.

Y a planes y proyectos de planes de ordenación de recursos naturales, entre los que se encuentran los forestales, como:

- Proyecto de Plan de **Ordenación de los Recursos Naturales del Parque Natural de Los Alcornocales** (2016) que muestra el interés en el fomento de la conectividad entre zonas de ribera y terrenos agrícolas y pastizales, y plantea puntos concretos donde aplicar medidas de desfragmentación en áreas objeto de ampliación del parque para disminuir el efecto de fragmentación del hábitat.
- Plan de **Ordenación de los Recursos Naturales del Cañón del río Lobos (Burgos)** (2010). Establece una serie de directrices para la protección del paisaje y para garantizar la conectividad. También vela por la conservación y recuperación de vías pecuarias que tengan interés como zonas de conectividad entre el Espacio Natural y otras áreas de valor ecológico.
- Plan de **Ordenación de los Recursos Naturales del Espacio Natural Sierra de Guadarrama (Segovia y Ávila)** (2010). Propone tomar medidas de mejora y restauración de la conectividad, actuando sobre aquellos elementos que ejerzan o puedan ejercer, funciones de corredores de dispersión y favorezcan la conectividad entre hábitats: cursos de agua, bosques de ribera, cercas vivas, vaguadas, vías pecuarias, etc.

No se tiene información respecto al grado de aplicación de las líneas de actuación incluidas en dichos planes forestales así como de su contribución a la conectividad global del territorio.

Programas de desarrollo rural

En los programas de desarrollo rural, la mayoría de Comunidades Autónomas incluye medidas que pueden contribuir a la conectividad como la restauración de setos, zonas riparias, elementos naturales en fincas, etc. como medidas específicas para fomentar la conectividad de las especies. Sin embargo, el presupuesto que se destina para este tipo de medidas en ocasiones es escaso o no se llegan a aplicar de forma significativa en muchas Comunidades Autónomas. Cuando se hace, en ocasiones no se realiza con una visión de conectividad a nivel comarcal, superando la escala de la finca o parcela concreta.

5.2.3.4 Integración de criterios preventivos en los procesos de evaluación ambiental

En Cataluña, el procedimiento de evaluación ambiental de planes, programas y proyectos incide claramente sobre la infraestructura verde de manera que se evitan, se reducen y se compensan los eventuales impactos que se pueden producir bajo los principios de la jerarquía de mitigación y de no pérdida neta de biodiversidad.

5.2.3.5 Identificación de puntos negros para fauna y desfragmentación de hábitat afectados por infraestructuras

Debido al gran impacto de las infraestructuras lineales sobre fragmentación de hábitats y por tanto, sobre la conectividad, el efecto barrera y la fragmentación causados por este tipo de infraestructuras se debe tener en cuenta a la hora de evaluar impactos ambientales (en referencia a las leyes de impacto ambiental comentadas en la sección anterior). Además otras leyes autonómicas a este respecto, como la de Andalucía (18/2003) incluye el requisito de establecimiento de pasos de fauna.

Asimismo, el Ministerio de Fomento ha elaborado informes (CITA) para evaluar el impacto del Plan Estratégico Nacional de Infraestructuras (2005-2020), que incluye evaluación sobre la conectividad de varias especies, sobre la cuales la fragmentación de hábitats es un factor importante por uno u otros motivos (ej. lince, oso, tejón, marta, corzo). El informe evalúa y clasifica las carreteras respecto a su potencial efecto negativo sobre estas especies, además de proporcionar ciertas recomendaciones para mitigar impactos.

También el MAPAMA ha producido una serie de documentos técnicos (2008-2011) para homogeneizar criterios para la priorización de desfragmentación de infraestructuras.

El documento número 6 de la serie, sobre identificación de áreas críticas de desfragmentación sugiere la combinación e integración de diferentes metodologías e indicadores para evaluar la conectividad y propone tramos de infraestructuras prioritarios para la desfragmentación (teoría de grafos, índices de disponibilidad de área (software Conefor).

5.2.3.6 Mejora de la conectividad de especies amenazadas

Integración en las estrategias y planes de conservación de especies

Las estrategias de conservación y los planes de recuperación y conservación para ciertas especies protegidas incluyen aspectos de fomento de la conectividad y prevención de la fragmentación de sus hábitats. Por ejemplo, los planes de recuperación del desmán ibérico, el lince ibérico, el oso pardo, el urogallo y el visón europeo. De nuevo sucede que el grado de aplicación de estas estrategias y planes es en ocasiones insuficiente.

Integración en proyectos de conservación de especies

Entre los proyectos de conservación de especies destacan (ver secciones anteriores):

- Mejora de la conectividad de poblaciones de lince ibérico en el marco del proyecto Iberlince
- Proyectos LIFE de conservación del oso pardo

5.2.3.7 Incorporación de la conectividad en la planificación de los espacios protegidos

En los planes de gestión de los espacios protegidos también pueden incluirse objetivos y medidas relacionados con la conectividad funcional entre distintos ecosistemas. Hay algunos ejemplos de planes de gestión que incorporan la conectividad en sus directrices, por ejemplo PORN de Montgró (Alicante), Plan de Gestión Natura 2000 de Sierra de Cantabria y Sierras Meridionales de Álava, Proyecto de PORN del Parque Natural de Los Alcornocales (Cádiz).

Sin embargo, a nivel general puede decirse que los criterios de conectividad no siempre son tenidos en cuenta a nivel de la planificación de espacios protegidos. Además, concretamente en cuanto a la Red Natura 2000, en la actualidad puede decirse que el grado de aplicación de medidas de conservación y específicamente de conectividad es todavía muy escaso, no habiéndose puesto en marcha o dotados de presupuesto los planes de gestión de los espacios protegidos.

5.2.3.8 Iniciativas de recuperación o conservación de corredores o infraestructura verde

Como ejemplo, destaca el *Programa de actuaciones de la infraestructura verde de Cataluña (2016-2020)* actualmente en fase de redacción. El Programa tiene como marco de actuación prioritaria los ámbitos situados fuera de los espacios naturales protegidos (ENP) ya que los ecosistemas presentes en la matriz territorial están sometidos a un elevado grado de presiones aunque tengan importancia en los procesos ecológicos a gran escala y la prestación de servicios ecosistémicos. En segundo lugar los ENP ya disponen en mayor o menor grado, de instrumentos propios de gestión y conservación de los valores naturales, si bien se prevé que se pueda actuar de forma singular dentro de ellos.

Los objetivos generales del Programa, ejes prioritarios y tipología de actuaciones son las siguientes:

1. Contribuir a la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de las funciones y los servicios ecosistémicos propios de los hábitats naturales. La consecución de este objetivo se realiza mediante el desarrollo de proyectos de mejora del estado de conservación de hábitats y especies, de la conectividad ecológica y del mantenimiento de las funciones y servicios ecosistémicos. La tipología de proyectos incluidos a este eje prioritario es:
 - Restauración ecológica, funcional y paisajística de ecosistemas degradados
 - Mantenimiento de la conectividad ecológica a diferentes escalas territoriales.
 - Actuaciones para eliminar o minimizar los efectos de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte
 - Recuperación de la conectividad fluvial mediante la eliminación o la reducción de barreras
 - Corrección de impactos de infraestructuras existentes (eléctricas, de gestión de recursos hídricos u otros) sobre la biodiversidad y el paisaje.
 - Mejora de las capacidades de los ecosistemas respecto la prestación de servicios ecosistémicos de provisión y regulación
2. Mejorar el medio ambiente urbano y la sostenibilidad de las actividades humanas. Las actuaciones enmarcadas bajo este objetivo quieren contribuir a la mejora del entorno donde se desarrolla la actividad humana,

especialmente en las ciudades y los espacios periurbanos mediante actuaciones de:

- Recuperación paisajística y de uso público en espacios marginales y degradados del ámbito urbano y periurbano
- Promover actuaciones basadas en los procesos naturales (Nature-Based Solutions) en los ámbitos de la energía, los residuos, el agua y la atmósfera
- Actuaciones de alcance territorial de adaptación al cambio climático

5.2.4 Conclusiones sobre la situación de España respecto a la identificación y protección de redes de conectividad

Una vez analizados los avances en el desarrollo de redes ecológicas en España se pueden concluir las siguientes carencias:

A. Carencias de información y escasa relevancia en los procesos de planificación sectorial y toma de decisiones

Existen ciertas carencias de información para identificar zonas prioritarias desde el punto de vista de la conectividad, aunque para un análisis preliminar de la conectividad existe información suficiente a determinada escala (de 50.000 o más). En concreto, uno de los retos más destacables sobre la información disponible, corresponde a la información espacial de zonas agrarias, puesto que no se dispone del detalle espacial de la superficie en cuanto a existencia de setos, bosquetes u otras estructuras de importancia para la conectividad. También ocurre que se da una falta de homogeneidad en la información entre unas CCAA y otras, así como con países colindantes.

Asimismo, también se detectan carencias de información a la hora de mostrar una caracterización general del nivel de conectividad del territorio a escala nacional, así como para reflejar el nivel de aplicación y mejora de la conectividad que pueda producirse por la puesta en marcha de los diversos planes, programas y proyectos que puedan tener un efecto beneficioso sobre la conectividad del territorio (acciones de conservación de la biodiversidad, Planes Forestales Autonómicos, Programas de Desarrollo Rural, etc.).

En un estudio realizado con encuestas a los responsables técnicos en materia de evaluación ambiental de los gobiernos de las distintas Comunidades Autónomas quedó de manifiesto que existe un amplio margen de mejora a la hora de integrar la conectividad ecológica en la toma

de decisiones (Gurrutxaga *et al.*, 2015). Los resultados de la encuesta a dichos responsables técnicos mostraron que, en su opinión, los tres aspectos con mayor margen de mejora son los siguientes:

- Encargar estudios de conectividad ecológica a distintas escalas para mejorar la información disponible sobre el tema.
- Incrementar la relevancia de los criterios de conectividad ecológica en los procesos de evaluación ambiental de planes y proyectos.
- Implementar conectores ecológicos en los planes municipales (planes generales de ordenación urbana y normas subsidiarias)

B. Falta de coherencia en los criterios para el diseño de redes ecológicas

En cuanto a los criterios utilizados por las CCAA no hay criterios comunes, es decir, no existen criterios prioritarios a la hora de diseñar una red ecológica. Unas comunidades, por ejemplo, utilizan como corredores ecológicos las vías pecuarias (más bien encaminado a creación de áreas recreativas y de esparcimiento humano), otras utilizan los ríos y su vegetación de ribera, cadenas montañosas, espacios naturales protegidos, etc.; en cuanto a las especies objetivo para las que se desarrollan los corredores ecológicos, unos diseños son para especies especialistas de amplia movilidad mientras que otros son para especies amenazadas o en peligro de extinción, por lo que existe una amplia variabilidad de criterios. Respecto a los criterios referidos a fenómenos físicos, su papel en la conservación es menos importante que las especies o el paisaje, pero se ha constatado que para la planificación de los usos del territorio son decisivos ciertos fenómenos como el flujo de energía y agua que raramente se incluyen en el diseño de redes ecológicas.

C. Ausencia de marco coordinado a nivel estatal para de definición y protección de conectores

Las iniciativas autonómicas, a pesar de la idoneidad y efectividad de algunas de ellas, generalmente están limitadas a los límites autonómicos, careciéndose en España de una visión de la conectividad del territorio a escala de Península Ibérica y de conexión con países limítrofes. En este sentido, se hace necesaria una coherencia a escala peninsular y supranacional para el establecimiento y protección de redes de conectividad supraautonómicas.

D. Escasa aplicación en el territorio

Los estudios de conectividad realizados desde el ámbito científico no llegan en general ponerse en práctica para hacer efectiva la conservación y restauración de redes de conectividad. Se hace evidente que aún queda mucho camino que recorrer para la protección y recuperación de conectores ecológicos.

Muchas de las propuestas de conectividad elaboradas a nivel autonómico aún no se han aplicado sobre el territorio debido a diversas causas; falta de compromiso político para incluir la protección de los conectores en la planificación territorial, falta de financiación para proyectos de restauración a gran escala de zonas importantes para la conectividad, etc. Otro aspecto importante es que en los planes y programas para el desarrollo de redes ecológicas en ciertas comunidades se especifican los objetivos principales pero no se marcan un rango de tiempo en el que se deban efectuar ni se asignan presupuestos para su puesta en marcha.

En este sentido, la definición de conectores ecológicos a nivel territorial necesita instrumentos normativos que obliguen a su consideración en la aplicación de las diversas políticas sectoriales, como la ordenación del territorio, la planificación de infraestructuras o la evaluación ambiental.

Igualmente, esta conclusión también puede aplicarse sobre la escasa aplicación en general de otras herramientas de financiación de medidas a menor escala que pueden mejorar la conectividad del territorio como por ejemplo medidas de los Programas de Desarrollo Rural o de otros Programas Operativos de Fondos Europeos (medidas para favorecer la conectividad en parcelas agrarias, medidas de restauración, desfragmentación de infraestructuras, etc.). Como muestra el estudio de la Comisión Europea, “Integration of Natura 2000 and Biodiversity into EU Funding EAFRD, ERDF, CF, EMFF, ESF”, se destina un bajo nivel de financiación a medidas de mejoras forestales a través de fondos FEADER, y un bajo nivel de financiación de aspectos medioambientales y mejora de la conectividad a través de fondos FEDER.

E. Falta coordinación y planificación de acciones que fomentan la conectividad

Tanto por parte de la administración central como por parte de las Comunidades Autónomas se llevan a cabo acciones orientadas a restituir y garantizar los procesos y funciones ecológicas (protección de especies amenazadas, puesta en marcha de medidas agroambientales, pro-

yectos de restauración forestal etc.), que pueden considerarse actuaciones de mejora de la conectividad y de la infraestructura verde, pero que están fuera de un marco debidamente planificado a nivel de territorio y de paisaje.

5.2.5 Recomendaciones para fomentar la conectividad

A continuación se muestra una serie de recomendaciones para definir, proteger, mantener y restaurar la conectividad territorial, agrupadas bajo los principales resultados del diagnóstico, según su relación con los mismos.

Carencias de información y escasa relevancia en los procesos de planificación sectorial y toma de decisiones

- A. Se completarán las carencias de información espacial existentes con el fin de avanzar en la identificación de zonas prioritarias para la conectividad, específicamente en cuanto al ámbito agrario y la presencia de elementos que favorecen la conectividad (como setos, bosquetes, muretes, puntos de agua, etc.)
- B. Se identificarán sectores en los que es preciso restaurar la conectividad ecológica (desfragmentar) que se encuentre afectada por el efecto de carreteras, ferrocarriles y canales. Asimismo se identificarán sectores en los que otras infraestructuras hidráulicas afecten la conectividad fluvial. Para ello se integrará la información ya existente, se completará el diagnóstico y se identificarán los sectores en los que se considere necesario llevar a cabo actuaciones de permeabilización de las barreras existentes mediante estructuras de conectividad (ecoductos u otro tipo de pasos de fauna en vías de transporte y dispositivos de pasos para peces y otro tipos en azudes y presas).
- C. Se identificará una red de conectores a nivel nacional donde se podrán integrar las iniciativas autonómicas existentes que hayan estudiado las zonas prioritarias para la conectividad funcional del territorio a una escala más detallada. Dicha red de conectores a nivel nacional se identificará siguiendo unos criterios establecidos y consensuados, que siguiendo las recomendaciones de documentos como “Guidance on the maintenance of landscape connectivity features of major importance for wild flora and fauna” (Kettunen *et al.*, 2007), se establecerán:
 - Identificando especies y hábitat de interés comunitario y/o presentes en los catálogos nacionales

o regionales de especies amenazadas que estén actualmente afectados por la fragmentación y/o el cambio climático.

- Analizando los requerimientos de conectividad funcional de estas especies y hábitat en cuanto a hábitat alcanzable y permeabilidad del territorio
- Procurando que la red de conectores a nivel nacional conecte zonas núcleo, entre los que se incluyan espacios Red Natura 2000 y otros espacios de importancia para la biodiversidad como:
 - Sistemas agrarios de alta valor natural
 - Ecosistemas húmedos y masas de agua y espacios adyacentes
 - Vías pecuarias
 - Refugios de fauna bajo proyecciones de cambio climático
 - Áreas críticas y zonas de importancia en planes de recuperación y conservación de especies

Esta red de conectores debe asegurar el cumplimiento del artículo 10 de la Directiva Hábitat que insta a los Estados miembros mejorar la coherencia ecológica de la red Natura 2000, mediante la gestión de los elementos del paisaje que revistan primordial importancia para la fauna y la flora silvestres. Se refiere a aquellos elementos que, por su estructura lineal y continua (como los ríos con sus correspondientes riberas, las vías pecuarias, o los sistemas tradicionales de deslinde de los campos), o por su papel de puntos de enlace (como los estanques o los sotos) resultan esenciales para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres:

- Fomentar proyectos de investigación sobre conectividad en el Plan Nacional de Investigación (medida 3.1.1.1).
- Desarrollo de herramientas para compartir el conocimiento (bases de datos, web, red, plataforma, etc) (Objetivo 3.1.2).

Falta de coherencia en los criterios para el diseño y gestión de redes ecológicas

- A. Se establecerán unos criterios comunes para la identificación de redes de conectividad a nivel nacional, autonómico y subautonómico de forma que se homogenicen los criterios entre las CCAA y se llegue a un entendimiento conjunto para la definición de las redes de conectividad en España

- B. Definir y favorecer la aplicación de criterios de gestión orientados a la mejora de la conectividad ecológica, adaptados a la variabilidad natural, paisajística, social y económica

Carencias de información y escasa relevancia en los procesos de planificación sectorial y toma de decisiones

- A. Se integrarán los requerimientos de protección y mejora de la conectividad funcional en todas las políticas sectoriales de forma que las acciones derivadas de estas políticas no disminuyan la conectividad funcional del territorio. Esto debe realizarse fundamentalmente con las políticas que más efectos tienen sobre los cambios en los usos del suelo: política agraria, de transporte, energía, planificación del suelo, etc. En concreto:

- Se integrará la protección de las redes de conectividad descritas a nivel nacional y autonómico en todos los instrumentos de planificación territorial y sectorial estatales y autonómicos, Los tipos de instrumentos de planificación a escala estatal y autonómica que se verían directamente afectados serían los siguientes:
 - Planes sectoriales del Estado con afecciones sobre la matriz territorial, como los referidos a las infraestructuras de transporte, planificación hidrológica, política agrícola, política forestal, etc.
 - Directrices regionales de ordenación del territorio de las Comunidades Autónomas, también conocidas como Planes de ordenación integral del territorio a escala regional (que sirven de base para los contenidos de i) los planes territoriales sectoriales autonómicos, ii) los planes de ordenación integral del territorio a escala subregional o comarcal y iii) el planeamiento municipal).
- Se aumentará la relevancia de la conectividad ecológica en la evaluación ambiental de planes y proyectos y en los procesos de evaluación ambiental estratégica de planes y programas. Para ello, la propuesta espacial de conectividad tendrá gran utilidad para que la conectividad sea un criterio de referencia en la EIA y EAE. Para proyectos no sometidos a EIA, se redactará un protocolo o procedimiento de evaluación.
- Se creará una legislación básica estatal de ordenación del territorio, en la cual se especificarían unos contenidos mínimos para las leyes e instrumentos

de las Comunidades Autónomas en la materia. Dentro de esos contenidos mínimos se incluirá una cartografía sobre conectividad ecológica en los instrumentos de planificación territorial de las Comunidades Autónomas y una regulación de usos común para las redes de conectividad territorial y elementos de interés conector.

- B. Se pondrán en marcha medidas para recuperar y mantener la conectividad a través de mecanismos existentes (gestión de espacios protegidos, planificación territorial, planificación de infraestructuras de transporte u de otro tipo, acciones para la conservación de especies amenazadas, planes de restauración forestal, medidas a cargo de Fondos Europeos) de forma coordinada entre la administración nacional y administraciones autonómicas para la consecución de objetivos específicos de mejora y protección de la conectividad en las zonas prioritarias identificadas. En concreto:

- Se aumentará la financiación comunitaria destinada a mejorar la conectividad territorial, haciendo uso de las opciones que ofrecen los reglamentos de los Fondos Europeos como FEADER, FEDER, FS y FEMP para financiar la infraestructura verde, los elementos conectores en ámbito agrario, etc.
- La planificación y gestión de la Red Natura tendrá en cuenta la necesidad de conectividad territorial, de forma que debe ser integrada en los planes de gestión de Red Natura 2000 con objetivos y medidas concretas, así como con asignación presupuestaria definida.
- Se orientará y aprovechará la financiación destinada a adaptación al cambio climático (como por ejemplo el Plan PIMA Adapta y posteriores) así como otras líneas de financiación estatales, para incluir acciones de restauración ecológica de la conectividad que contribuyan a los objetivos de la Estrategia.
- La desfragmentación en espacios afectados por el efecto barrera de infraestructuras no sólo debe contemplar las actuaciones de creación de estructuras de conectividad en la propia vía, sino también la restauración de hábitats de su entorno para garantizar una efectiva conectividad ecológica entre los ecosistemas fragmentados. En la priorización de sectores a desfragmentar se tendrá en consideración la afectación que las barreras de infraestructuras puedan suponer para hábitats de

interés comunitario o especies amenazadas o en peligro de extinción.

- Se crearán mecanismos para que los fondos procedentes de medidas compensatorias de nuevos proyectos puedan destinarse a la desfragmentación de espacios afectados por infraestructuras y en general, para la restauración de la conectividad ecológica.

Otros temas:

- A. Se establecerán las bases para fomentar la participación social en cada una de las fases de la conectividad: promoción de la información y sensibilización pública sobre la conectividad ecológica, involucrando a los distintos sectores con intereses en el territorio (agricultores, ganaderos, empresarios, ONGs, etc.) y a los diferentes departamentos de la Administración.
- B. Se elaborarán planes de seguimiento y vigilancia para comprobar que las redes ecológicas y los elementos del paisaje asignados como conectores ecológicos funcionan correctamente y son respetados por las políticas sectoriales. Para ello, se definirán indicadores relacionado con la conectividad ecológica y los sistemas integrados de seguimiento de aspectos de conectividad, biodiversidad y cambio global.

5.3 Fragmentación y pérdida de hábitats

5.3.1 El proceso de fragmentación y sus efectos sobre la biodiversidad

La fragmentación es un proceso de división de áreas de hábitats continuos en fragmentos que, a medida que se hacen más pequeños, quedan más aislados entre sí, y que, en conjunto, ocupan sólo una fracción de la superficie original del hábitat (Rosell *et al.*, 2003). Este proceso genera una limitación de la conectividad ecológica de los hábitats y las especies debido al efecto barrera, cuyo origen puede ser natural o antrópico (Makhzoumi & Pungetti, 2003). Además, el proceso se asocia a la destrucción y pérdida de hábitats que sobre todo afecta negativamente a especies con conductas y tendencias alejadas de los ambientes humanizados (AEMA-OFMA, 2011).

En la actualidad, el 30% del territorio de la Unión Europea presenta un grado de fragmentación entre moderado y alto según la Estrategia europea sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural [COM(2011) 244 final]. La tierra y el suelo son elementos

esenciales de los recursos naturales de la UE y, sin embargo, cada año se ocupan más de 1.000 km² de territorio para viviendas, usos industriales, carreteras o fines recreativos (AEMA, 2010a).

España, al igual que el resto de los estados miembros, sufre un proceso de fragmentación de hábitats que se incrementa año tras año y aunque sustenta, junto con los países escandinavos y bálticos, el territorio europeo con mayor diversidad biológica (Torres *et al.*, 2016), es preciso frenar dicha tendencia. La gran diversidad climática y orográfica de España es responsable de su gran riqueza biológica, siendo el país europeo con más variedad de mamíferos y reptiles y el que ocupa el tercer puesto en anfibios y peces (MAGRAMA, 2013b).

Según la Red Biodiversidad (2011), el territorio español cuenta con 10.000 especies de plantas diferentes. Se calcula que existen unas 20.000 especies de hongos, líquenes y musgos, y entre 8.000 y 9.000 especies de plantas vasculares (helechos y plantas con flores) que representan el 80% de las existentes en la Unión Europea y casi el 60% de las que se hallan en todo el continente. De este último grupo, más de 6.500 son plantas autóctonas, con unos 1.500 endemismos únicos en el mundo y otros 500 endemismos compartidos con el Norte de África. Respecto a la fauna, la Península Ibérica se caracteriza, también, por poseer la mayor riqueza biológica de Europa occidental, con un total de entre 50.000 y 60.000 especies animales, más del 50% de las especies existentes en la Unión Europea. De ellas, 770 especies son vertebradas, excluyendo los peces marinos. Por otro lado, en las islas Canarias habitan, debido a su aislamiento, el 44% de especies animales endémicas. Además, España presenta una gran variedad de hábitats, teniendo 121 tipos diferentes, lo que supone el 54% del total de hábitats existentes en toda la Unión Europea.

A pesar de estas cifras tan alentadoras en cuanto a la diversidad biológica en España comparada con otros estados miembros, y de las debidas figuras de protección de zonas con un elevado estado de conservación (en buena medida, desprovistas de presencia humana), no es suficiente para mantener el flujo biológico necesario entre hábitats y frenar la pérdida de biodiversidad. Por ejemplo, se ha detectado una enorme influencia de las infraestructuras sobre las áreas de distribución de especies emblemáticas de la Península Ibérica, entre las que se encuentran el águila imperial, el oso pardo o el lince ibérico, porque muestran una mayor prevalencia en las zonas alejadas del ser humano (Torres *et al.*, 2016). Sin

embargo, la conservación de la biodiversidad no supone únicamente proteger las especies y los hábitats por su propio interés, sino también mantener la capacidad de la naturaleza para proporcionar bienes y servicios a las sociedades humanas, y cuya pérdida tiene un precio elevado (AEMA, 2011). Los impactos generados por los procesos de fragmentación, unidos a otros motores de cambio como los cambios en los usos de suelo o el cambio climático, amenazan el estado de la biodiversidad en España y, por tanto, a aquellos procesos ecológicos que proveen de servicios ecosistémicos.

La intensidad de los efectos de la fragmentación sobre el territorio se puede estimar según la tipología de la infraestructura que lo causa (Tabla 23). Así, por ejemplo, el tren de alta velocidad es la infraestructura que más incide sobre los distintos componentes del territorio y supone un mayor impacto ecológico, sobre todo porque genera un efecto barrera muy elevado y dificulta la movilidad de la fauna (Pineda *et al.*, 2010).

Datos recientes, obtenidos a partir de técnicas de análisis espacial de alta resolución y del uso de funciones que describen la reducción de densidad poblacional, indican que el impacto de la fragmentación sobre la fauna silves-

tre en España se extiende prácticamente por todo el país. En el caso de las aves, el impacto de la fragmentación afecta al 55,5% del territorio, con una reducción prevista del 22,6% en el número de individuos. Respecto a los mamíferos, las cifras son más alarmantes, pues el impacto que ejerce la fragmentación sobre sus poblaciones afecta al 97,7% del territorio y el descenso previsto alcanza el 46,6% en el número de individuos (Torres *et al.*, 2016).

Con precedentes semejantes es prioritario emplear métodos para la mejora o la restauración de la conectividad. En este sentido, el artículo 18g de la Ley 33/2015, de 21 de septiembre, por la que se modifica la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, indica que se deben establecer y consolidar redes ecológicas compuestas por espacios de alto valor natural, que permitan los movimientos y la dispersión de las poblaciones de especies de la flora y de la fauna y el mantenimiento de los flujos que garanticen la funcionalidad de los ecosistemas. Asimismo, en su artículo 21, otorga un papel prioritario como corredores ecológicos a los cursos fluviales, vías pecuarias, áreas de montaña y otros elementos del territorio, lineales y continuos, o que actúen como puntos de enlace, con independencia de que tengan la condición de espacios naturales protegidos.

Tabla 23. Caracterización de la interferencia de las infraestructuras humanas y el entramado ecológico.

Infraestructura	Ocupación del terreno	Radio en planta	Pendiente máxima	Movimiento de tierra	Efecto barrera	Interferencia en movilidad animal
Autopista	Alto	Alto	Baja	Alto	Alto	Alto
Carretera	Medio-Alto	Medio	Media	Medio-Alto	Medio	Medio-Alto
Tren de alta velocidad	Muy Alto	Muy Alto	Muy Baja	Alto-Muy Alto	Muy Alto	Alto
Ferrocarril	Alto	Alto	Baja	Alto	Bajo	Bajo
Canal	Alto	Bajo	-	Alto	Muy alto	Medio-Alto
Tubería	Bajo	Bajo	Alta	Bajo-Medio	Nulo	Nulo
Transporte por cable	-	-	Muy Alta	Muy Bajo	-	-
Tendido eléctrico	-	-	Alta	Muy Bajo	-	Media

Fuente: Pineda *et al.*, 2010

En algunas comunidades autónomas han surgido iniciativas importantes relacionadas con la creación de estas redes de corredores ecológicos (EUROPARC-España, 2009; Gurrutxaga, 2011). Es el caso de Madrid (Sastre, 2002), País Vasco (Gurrutxaga, 2005), Asturias (García, 2008) o Murcia (ATECMA, 2007). A escala estatal también se han desarrollado metodologías de gran interés para fomentar la conectividad del paisaje, entre las que destaca el método de modelado espacial para la generación de

mapas de idoneidad de hábitats naturales y el modelado de la conectividad para hábitats zonales (Márquez-Barraso *et al.*, 2015).

Otra herramienta esencial para la mejora de la conectividad es la restauración ecológica enfocada a restablecer la biodiversidad en aquellos hábitats degradados, dañados o destruidos. La visión de una “restauración ecológica 2.0” (Higgs *et al.*, 2014) es especialmente útil para recuperar la conectividad ecológica y fomentar la in-

fraestructura verde, pues su finalidad es la optimización de la biodiversidad, los procesos ecológicos y la provisión de servicios ecosistémicos, teniendo en cuenta el marco ecológico, socio-económico y cultural (Rey Benayas & De Torre, 2016).

Del mismo modo, no hay que olvidar que el objetivo básico de la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas es conservar la biodiversidad. Para lograrlo no sólo deben delimitarse y protegerse aquellos espacios que albergan mayor biodiversidad, además han de llevarse a cabo actuaciones de conservación que consideren el conjunto del territorio como un sistema donde se incluya la gestión de la trama territorial y el conjunto de actividades de las poblaciones humanas locales, es decir, la gestión de los procesos ecológicos, tanto naturales como culturales (Pineda *et al.*, 2010).

Según Pineda *et al.* (2010), en España existen importantes lagunas jurídicas en cuanto a la protección de la conectividad de la matriz territorial, de modo que sería conveniente crear un “Observatorio de la Conectividad Ecológica Territorial”. Esta institución, como organismo independiente podría manejar información sobre los fenómenos físicos, biológicos y rurales-culturales que mantienen las conexiones ecológicas esenciales entre hábitats, así como evaluar permanentemente la importancia de estas conexiones, detectar y calificar jurídicamente lugares de tensión con actividades humanas y elaborar declaraciones de conectividad o de impacto ambiental ante obras e instalaciones públicas y privadas.

5.3.2 Tipos de fragmentación de hábitats

5.3.2.1 Fragmentación de hábitats por infraestructuras de transporte

La mayor parte del territorio europeo se encuentra tan fragmentado por las infraestructuras de transporte, que en 2001 el tamaño medio de las áreas no fragmentadas de la UE únicamente comprendía 130 km² (Luell *et al.*, 2005). Según el informe Landscape Fragmentation in Europe (EEA-FOEN report N° 2/2011) de la Agencia Europea de Medio Ambiente las infraestructuras lineales de transporte (carretera y ferrocarril) constituyen un factor determinante de la pérdida de biodiversidad en Europa. Entre las recomendaciones para reducir los impactos nocivos del transporte en el medio ambiente se encuentra mejorar el rendimiento medioambiental de todas las modalidades de transporte, incluido el uso eficiente de las infraestructuras (AEMA, 2015).

En España, aunque la superficie total del territorio fragmentado por estas infraestructuras lineales es bajo comparado con el resto de ocupaciones del suelo, la extensión lineal de la red de carreteras, a fecha de 31 de diciembre de 2014, tiene 166.284 Km, de los cuales, más de 15.048 km corresponden a carreteras de alta capacidad (autopistas de peaje y libres, y autovías). Así, España constituye en la actualidad el país de Europa con mayor longitud de este tipo de vías (Ministerio de Fomento, 2016). De hecho, el Plan Estratégico de Infraestructuras de Transporte contempla un incremento del 50% de la red de carreteras y del 200% del ferrocarril de alta velocidad para el año 2020 (PEIT, 2005).

Además, existen redes de carreteras gestionadas por las Comunidades Autónomas, Diputaciones y Ayuntamientos que aumentan el efecto de la fragmentación de hábitats en el territorio estatal. Las cifras de superficie lineal alcanzan los 71.397 km para carreteras autonómicas, 68.763 km para carreteras correspondientes a las Diputaciones y unos 500.000 km para viarios gestionados por los Ayuntamientos (Ministerio de Fomento, 2016), aunque en este caso, los valores también se refieren a las zonas urbanas.

España tiene aún un grado de fragmentación relativamente bajo en comparación con otros países de la UE (MAGRAMA, 2013c). En general, el valor promedio considerado como umbral crítico de densidad de infraestructuras a partir del cual se empieza a perder la funcionalidad natural del paisaje, donde se acogen poblaciones estables de especies sensibles a la fragmentación, es de 0.6 km de vía por cada km² de superficie (Forman & Alexander, 1998). Considerando el conjunto de las infraestructuras lineales de carreteras estatales, autonómicas y de las diputaciones, este umbral crítico ya se supera en España con una cifra del 0.61%. A ello hay que añadir las superficies lineales correspondientes a las infraestructuras ferroviarias.

El proceso de pérdida de hábitats provocado por el efecto de carreteras y ferrocarriles afecta negativamente a muchas especies autóctonas, que tienden a disminuir en abundancia y a reducir su área distribución. Por lo tanto, este proceso conduce a un incremento en el número de especies amenazadas y en los procesos de extinción a escala local (McKinney & Lockwood, 1999). Asimismo, las especies alóctonas invasoras pueden verse favorecidas por este proceso al expandirse fácilmente a través de las nuevas vías de comunicación hacia áreas que antes eran de difícil acceso.

Para evitar el impacto negativo de este tipo de fragmentación sobre las especies y los ecosistemas, surge el concepto de “desfragmentación”. La desfragmentación es el conjunto de acciones destinadas a recuperar o aumentar la conectividad ecológica en territorios afectados por infraestructuras lineales de transporte en funcionamiento y, en general, a mitigar cualquiera de los efectos asociados a la fragmentación de hábitats generados por estas vías (MAGRAMA, 2013c).

De este modo, con la aplicación de la desfragmentación se pretende (MAGRAMA, 2013d):

1. Reducir la mortalidad de fauna y los accidentes causados por la fauna silvestre
2. Reducir el efecto barrera
3. Restablecer la continuidad física entre los fragmentos de hábitats
4. Restablecer la conectividad ecológica entre hábitats, áreas naturales protegidas y otras áreas de especial interés de conservación
5. Mitigar las perturbaciones que afectan a los márgenes (en particular, el ruido y la iluminación)
6. En los casos más extremos, eliminar todos los impactos de la vía mediante desmantelamiento

Aunque la Península Ibérica acoge alrededor del 50% de las especies de plantas y vertebrados terrestres europeos y más del 30% de sus endemismos (Araújo *et al.*, 2007), las tasas de pérdida de biodiversidad a nivel global siguen aumentando (Sala *et al.*, 2000, Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica 2010).

De este modo, urge la aplicación de actuaciones de desfragmentación en todo el territorio estatal, con especial atención a aquellas infraestructuras lineales de transporte que atraviesan espacios protegidos, en los que se hace necesario restaurar, mantener o mejorar la conectividad ecológica a través de corredores ecológicos

Igualmente, es prioritario aplicar medidas que mejoren el flujo biológico entre hábitats protegidos y otras áreas no protegidas que potencialmente puedan ser incluidas como elementos territoriales en la red de infraestructura verde (Rey Benayas & De Torre, 2016). Así, las áreas de interés natural, como ríos, humedales, pastizales de montaña, bosques, etc. serían áreas prioritarias para aplicar medidas de desfragmentación (MAGRAMA, 2013d).

Existen avanzadas metodologías y orientaciones para actuar a favor de la desfragmentación de hábitats, entre otras, medidas de permeabilización como la construcción de ecoductos y pasos de fauna específicos, de reducción de mortalidad de fauna, de restauración de hábitats o reducción de perturbaciones. Estas medidas deben incluirse en los planes de obra civil como planes de desfragmentación integrados, donde se contemple la identificación de las zonas críticas y el diseño de medidas adecuadas para resolver los conflictos en cada una de ellas (MAGRAMA, 2013c, 2013d).

El MAPAMA, a través de la Acción COST 341 (Álvarez & Rosell, 2006), ha publicado una serie de documentos donde se describen distintos indicadores idóneos para la aplicación de la desfragmentación de hábitats a escala estatal y autonómica (MAGRAMA, 2013d). Entre los indicadores propuestos se encuentra el índice de densidad de la red de infraestructuras lineales de transporte (Figura 18) o el grado de fragmentación de hábitats calculado a partir del tamaño efectivo de malla (MAGRAMA, 2010) (Tabla 24). Asimismo, la documentación publicada aporta información detallada para la identificación de áreas a desfragmentar en forma de fichas que cada una de las comunidades autónomas puede aplicar en su ámbito territorial. Desde el marco de la “Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas” se recomienda la aplicación de esta metodología propuesta por el MAPAMA a través de la Acción COST 341 (MAGRAMA, 2014).

5.3.2.2 Fragmentación de hábitats por otras infraestructuras

La fragmentación de hábitats provocada por otras infraestructuras, de producción y distribución energética, intensificación y homogenización agrícola y silvícola, incendios forestales o especulación urbanística son también relevantes en España.

Según la Comisión Europea, las medidas para reducir de forma significativa la fragmentación y degradación de los espacios forestales y restablecer los bosques degradados pueden ayudar, por un lado, a mejorar el estado de conservación de especies y hábitats que dependen de la silvicultura o se ven afectados por ella y, por otro lado, a mejorar la prestación de servicios ecosistémicos asociados. La infraestructura verde puede hacer una aportación constructiva en este sentido proporcionando un marco coherente dentro del cual se conserven y potencien las

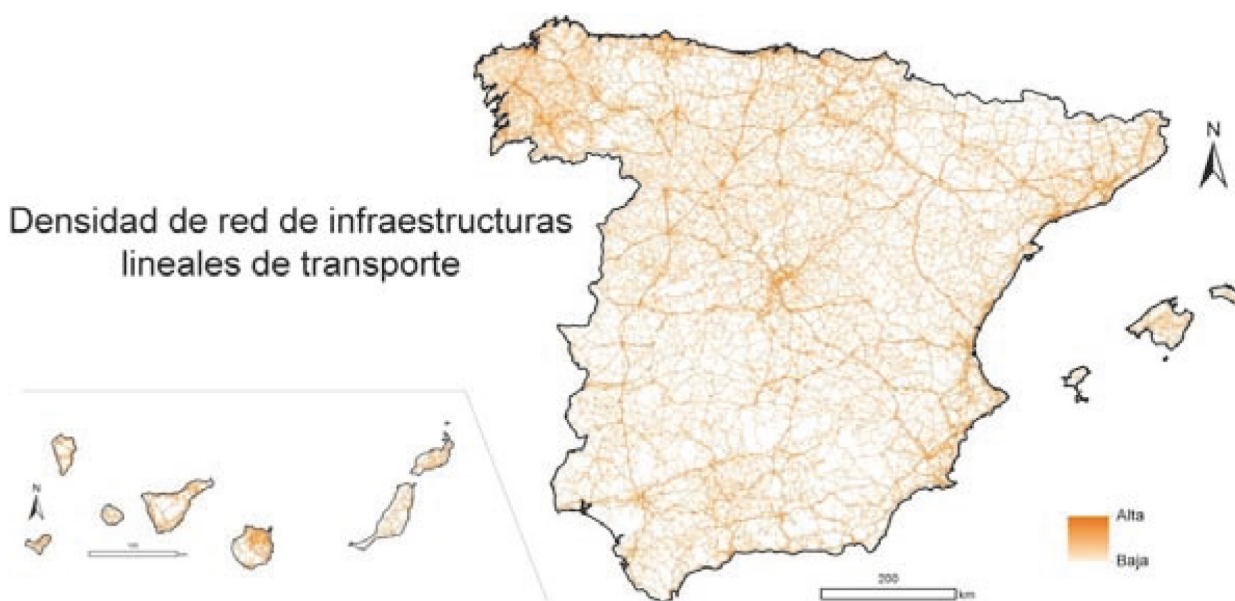


Figura 18. Representación cartográfica del índice de densidad de la red de infraestructuras lineales de transporte a nivel estatal. Fuente: MAGRAMA, 2013d

características y funciones naturales de las zonas forestales (COM(2013) 249 final).

Además, desde Europa se pretende fomentar la integración de la ordenación territorial y los ambientes agrícolas ya que las interacciones entre los usos del suelo y los procesos medioambientales son muy estrechos (AEMA, 2015).

En España, los medios agrícolas son los más perjudicados por la fragmentación de hábitats, en especial, aquellos que albergan una gran diversidad biológica. La actividad agraria tradicional ha ido creando a lo largo de los siglos una estructura rural integrada en la trama ecológica natural (Bernáldez, 1991). Es muy probable que la desaparición de especies en estos medios sea muy rápida en un futuro próximo, al verse agravada por la intensificación agrícola y el cambio climático (Torres *et al.*, 2016).

Por ello, las Zonas de Alto Valor Natural (ZAVN) (Figura 17), entendidas como aquellas que presentan una elevada riqueza de especies o de taxones que deben ser conservados y que están asociados al medio productivo, sobre todo agrícola y forestal, así como los Sistemas de Alto Valor Natural (SAVN), es decir, las fincas en explotación agraria o forestal que no sobreexplotan la fertilidad del suelo y mantienen la sostenibilidad ecológica del medio, son reservorios de biodiversidad y deben tener prioridad a la hora de restaurar la conectividad e implantar

una infraestructura verde. Asimismo, se deben tomar las medidas necesarias para mantener o restaurar la conectividad entre espacios naturales de alto valor ecológico en España, independientemente de que incluyan o no figuras de protección (Rey Benayas & De Torre, 2016).

La identificación de los problemas de fragmentación y las zonas de alta conectividad, así como la evaluación de la coherencia global y la conectividad ecológica de la Red Natura 2000 en España pueden constituir una buena base para mejorar la conectividad (Márquez-Barraso *et al.* 2015) y, en consecuencia, fomentar la infraestructura verde del territorio.

Otro de los problemas asociados a la pérdida de hábitats en España es el aumento e intensidad de los incendios forestales, que contribuyen considerablemente al incremento de la pérdida de biodiversidad en el territorio. Según cifras aportadas por el MAPAMA, el 56,14% de los incendios forestales que se produjeron durante el año 2011 en España se originaron junto a vías de comunicación como carreteras, pistas forestales y sendas (AD-CIF, 2013). Sin embargo, las causas que provocan los incendios desde las pistas forestales son más variadas que las originadas en otras vías, de modo que su complejidad a la hora de prevenirlos es mayor. El último informe del MAGRAMA (2016a) sobre incendios forestales en España muestra que la región Noroeste es la que sufre un mayor número de siniestros con un 52,29 %. Le sigue la

Tabla 24. Valores del tamaño efectivo de malla según el método de conexiones transfronterizas ($m_{\text{eff}}^{\text{CBC}}$, km²) y densidad efectiva de malla (s_{eff} , número de mallas por 1000 km²) para cada provincia de España

PROVINCIA	$m_{\text{eff}}^{\text{CBC}}$	s_{eff}	PROVINCIA	$m_{\text{eff}}^{\text{CBC}}$	s_{eff}
A Coruña	39,82	25,11	La Rioja	276,85	3,61
Álava	112,47	8,89	Las Palmas	112,42	8,9
Albacete	294,13	3,4	León	286,65	3,49
Alicante	74,79	13,37	Lleida	1147,38	0,87
Almería	346,04	2,89	Lugo	72,48	13,78
Asturias	355,41	2,81	Madrid	77,24	12,95
Ávila	256,04	3,91	Málaga	194,6	5,14
Badajoz	191,3	5,23	Murcia	253,59	3,94
Barcelona	164,96	6,06	Navarra	218,6	4,57
Burgos	112,45	8,89	Ourense	149,09	6,71
Cáceres	207,65	4,82	Palencia	136,13	7,35
Cádiz	355,32	2,81	Pontevedra	34,85	28,69
Cantabria	265,08	3,77	Salamanca	84,77	11,8
Castellón	149,16	6,7	Santa Cruz de Tenerife	135,23	7,39
Ciudad Real	323,32	3,09	Segovia	104,7	9,55
Córdoba	221,29	4,52	Sevilla	432,9	2,31
Cuenca	216,82	4,61	Soria	126,33	7,92
Girona	351,04	2,85	Tarragona	129,26	7,74
Granada	549,03	1,82	Teruel	221,12	4,52
Guadalajara	171,16	5,84	Toledo	150,09	6,66
Guipúzcoa	162,07	6,17	Valencia	229,3	4,36
Huelva	384,61	2,6	Valladolid	65,83	15,19
Huesca	746,99	1,34	Vizcaya	71,52	13,98
Illes Balears	269,94	3,7	Zamora	123,4	8,1
Jaén	608,56	1,64	Zaragoza	253,26	3,95

Fuente: MAPAMA, 2010

región de las Comunidades del interior peninsular, con el 31,44 %, la zona del Mediterráneo, con casi el 15,5%, y posteriormente Canarias, con el 0,77% del total (Figura 19).

Entre las diferentes actuaciones de prevención propuestas por el MAPAMA se encuentran la prevención integral (quemadas controladas) y las labores preventivas (clareos, podas y desbroces). Con ellas se pretende evitar la consecuente pérdida de hábitat para numerosas especies originadas por incendios. En el caso de daños producidos por incendios, la restauración ecológica puede ser una adecuada herramienta para restablecer, con especies autóctonas, los hábitats dañados o destruidos.

Por otro lado, la infraestructura de producción y distribución de energía en España, especialmente parques eólicos y tendidos eléctricos, ha alterado el paisaje tradicional, ha reducido la calidad de los hábitats, ha potenciado el efecto barrera y ha propiciado la mortalidad de fauna por colisión o electrocución (Rey Benayas & De Torre, 2016).

Para evitar estos riesgos, la SEO ha elaborado un documento de gran interés para evaluar el impacto de las instalaciones eólicas, tanto terrestres como marinas, sobre avifauna y quirópteros. El estudio pone de manifiesto la falta de una planificación eólica española que contemple una implantación territorial capaz de compa-

tibilizar los objetivos energéticos con los de conservación, y establece la necesidad de unas directrices claras para los Estudios de Impacto Ambiental que permitan el cumplimiento de sus objetivos (Atienza et al., 2011). En cuanto a los tendidos eléctricos, la SEO sostiene que mueren más de un millón de aves en España por colisiones y electrocución. Por ello, promueve el cumplimiento

del Real Decreto 1432/2008, de 29 de agosto, por el que se establecen medidas para la protección de la avifauna contra la colisión y la electrocución en líneas eléctricas de alta tensión, como base jurídica fundamental para evitar la instalación de más tendidos de diseño peligroso en áreas especialmente sensibles para las aves (SEO, 2016).

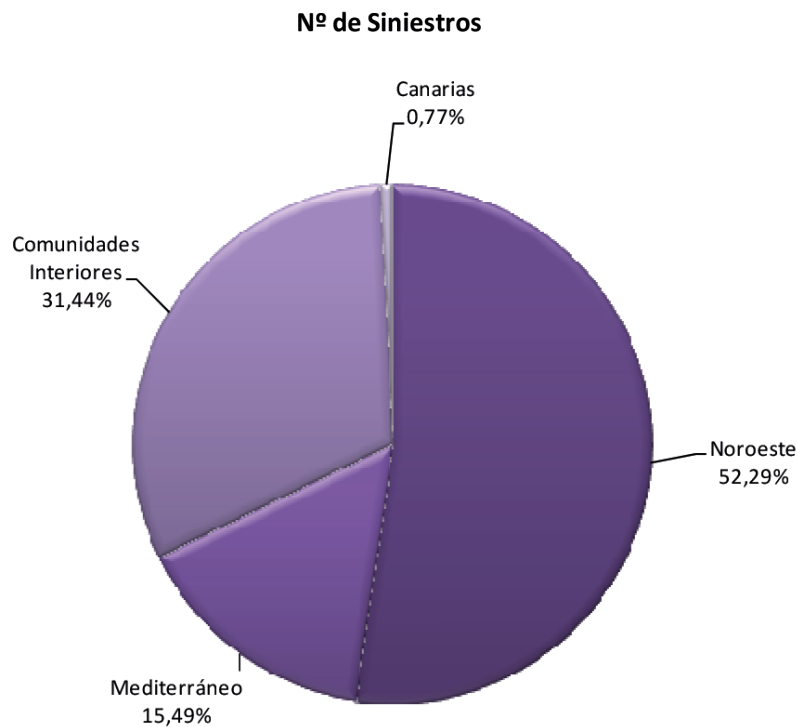


Figura 19. Porcentaje del número de incendios en las diferentes regiones españolas (Fuente: MAGRAMA, 2016a)

Respecto a la fragmentación originada por las infraestructuras y captaciones de los cursos fluviales, la construcción de azudes y presas en los cauces de ríos y arroyos es particularmente nociva, en la medida en que impiden o limitan el libre flujo de organismos asociados al mismo (Gurrutxaga & Lozano, 2010). Igualmente, las tasas de mortalidad de especies piscícolas asociadas a barreras locales en hábitats fluviales, pueden llegar a ser del 90% de los individuos en las turbinas de generación hidroeléctrica relacionadas con el paso de los peces (Larinier, 2000). Uno de los ejemplos más claros en España de los efectos de fragmentación ocasionados por la proliferación de presas en el último siglo es el de las anguillas (*Anguilla anguilla*), cuya área de distribución en la Península Ibérica se ha reducido a una franja costera que supone menos del 20 % del área que ocupaba a principios del siglo XX (Prenda et al., 2003). Otras especies como el sábalo (*Alosa alosa*), la saboga (*Alosa fallax*) y la lamprea

marina (*Petromyzon marinus*) desaparecieron del curso medio del río Guadalquivir como consecuencia de la construcción de una presa hidroeléctrica en Alcalá del Río (Sevilla) en 1931. Como caso extremo, el esturión (*Acipenser sturio*) se extinguió por completo tras varias décadas de regresión poblacional (Granado-Lorenzo, 1991).

Otra causa de fragmentación a considerar es el consumo y la especulación del suelo con fines urbanísticos. Estadísticas recientes de la Agencia Europea de Medio Ambiente indican en la década de los 90 del siglo pasado en la UE, fue urbanizada una superficie de unos 8.000 km², lo que supone un incremento del 5% del total de la superficie construida en solo 10 años (AEMA, 2010a). Según el último informe sobre el estado del medio ambiente en Europa, el desarrollo urbanístico, especialmente centrado en las áreas periurbanas, puede intensificar la presión ejercida sobre el medio ambiente. De hecho, estudios relacionados con la biodiversidad en zonas periur-

banas muestran que el grado de dispersión urbana (para una misma cantidad de área urbana) se asocia a la proliferación de especies de plantas no nativas y de aves generalistas (Concepción *et al.*, 2016). Por estos motivos, la Agencia Europea de Medio Ambiente, recomienda aplicar incentivos para la reutilización de terrenos y el desarrollo urbano compacto, así como adoptar planeamientos de infraestructura verde para fomentar la integración entre las distintas políticas sectoriales, reducir la fragmentación de hábitats y gestionar las medidas compensatorias (AEMA, 2015).

En este sentido, iniciativas como el premio “Capital Verde Europea” otorgado por la Comisión Europea (CE, 2014) promueven un desarrollo urbano más saludable, denso, verde e inteligente. En 2012 la ciudad española Vitoria-Gasteiz fue premiada con este galardón. Se trata de uno de los proyectos de infraestructura verde urbana más exitosos llevados a cabo en el estado español.

Finalmente, existen otros procesos de fragmentación en España que también deben ser considerados, como los generados por los vallados cinegéticos, las actividades industriales, en especial, las extractivas, o la desecación y degradación de los humedales. Todos ellos introducen un cierto efecto-barrera o afectan a la integridad de los organismos silvestres en sus desplazamientos. Así, para abordar la problemática de los procesos de fragmentación es necesario identificar con precisión las causas que lo provocan, de modo que las políticas sectoriales (urbanística, de transporte, energética, etc.) deben integrar soluciones al respecto con el fin de garantizar una eficaz política de conservación de la biodiversidad (Gurrutxaga & Lozano, 2010).

5.4 Ocupación del suelo

5.4.1 Introducción. Categorías de usos y cubiertas del suelo

Para este estudio se ha trabajado con la versión CORINE Land Cover European seamless vector database (RELEASE v18_5), actualizada a febrero de 2016, del Copernicus Land Monitoring Service, de la Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA). Se han cubierto 25 años mediante las bases de datos CLC1990, CLC2000, CLC2006 revisada y CLC2012. No se ha utilizado la versión del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG), por no disponerse aún de la capa CLC2012 ni del CLC2006 revisado (ver detalles metodológicos en Anexo II).

La distribución de la ocupación del suelo en España, según los datos del proyecto CLC2012 se refleja en la Figura 20. La mayor cobertura del suelo corresponde a los bosques y áreas semi-naturales, suponiendo cerca del 50% de la superficie nacional total (25.183.694 ha). A continuación le siguen las zonas agrícolas, que suponen el 47% de la superficie total (23.750.075 ha). Las zonas artificiales ocupan el 2,5% de la superficie de España (1.289.249 ha), mientras que los cuerpos de agua recogen el 0,7% (330.327 ha) y las zonas húmedas el 0,2% (97.927 ha) (Tabla 25).

5.4.2 Evolución de ocupación del suelo en España entre 1990-2012

Los cambios de ocupación del suelo en España han sido muy rápidos durante el período analizado. Los procesos de antropización han determinado un marcado aumento de las zonas artificiales (incluyendo zonas urbanas e infraestructuras), un aumento de los cuerpos de agua (prin-

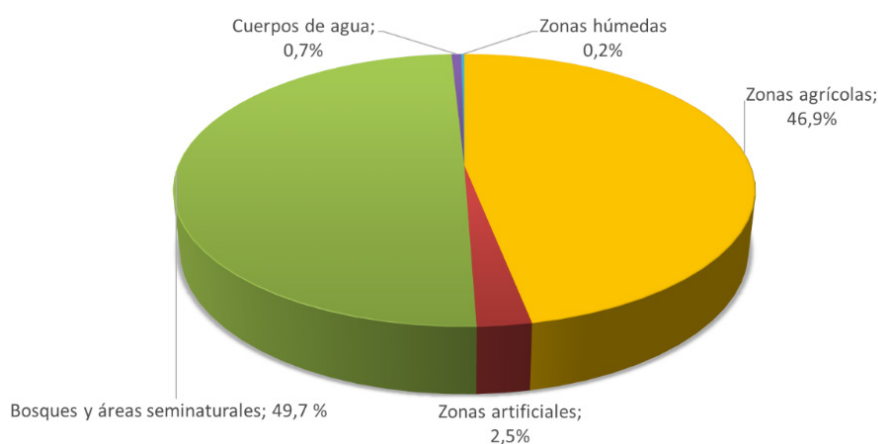


Figura 20. Distribución de las clases de cobertura del suelo en España en 2012. Clasificación CLC Nivel 1. Fuente: Elaboración propia a partir de la capa de cobertura CLC2012 v 18_5

principalmente embalses) y un ligero incremento de bosques y zonas semi-naturales; frente a una disminución de las zonas agrícolas y zonas húmedas (Figura 21; Tabla 25).

5.4.2.1 Cambios en la ocupación de zonas artificiales en España

La ocupación de zonas artificiales en España recoge más de un millón de hectáreas. Es la clase que ha sufrido un mayor cambio relativo de ocupación del suelo entre 1990 y 2012, con un incremento total de 93,5% en España (desde 666.215 ha en 1990 hasta 1.289.249 ha en 2012). El máximo incremento (40,1%) del período analizado ocurrió entre 2000-2006, seguido por el período 1990-2000 (25,4%), y siendo algo menor (10,1 %) entre 2006 y 2012, coincidiendo con el inicio de la crisis económica en 2007 (Figuras 21 y 22; Tabla 25).

La desagregación de las zonas artificiales en subcategorías (CLC Nivel 2) indican una tendencia al incremento en todas ellas de desde 1990 a 2012 (Figura 22; Tabla 26). La mayor proporción de zonas artificiales corresponden a tejido urbano y zonas industriales, comerciales y de transporte (Figura 23). Las zonas verdes artificiales, no agrícolas; zonas industriales, comerciales y de transporte; y zonas de extracción minera, vertidos y de construcción, aumentaron por encima del 100% entre 1990 y 2012, siendo el cambio relativo más acusado entre 2000 y 2006 (Tabla 26). El tejido urbano ha sufrido un incremento del 52% entre 1990 y 2012, y del 22% en el período entre 2000 y 2006 (Tabla 26). La mayor expansión de zonas artificiales se ha producido en la franja litoral, y en torno a Madrid y capitales de interior (Figuras 22a-d).

Tabla 25. Superficie (ha) de las principales clases de cobertura del suelo en España (1990, 2000, 2006, 2012) (ha) y cambios en ocupación entre 1990 y 2012 (%). Clasificación CLC Nivel 1

Clases de cobertura	1990	2000	2006	2012	% cambio 1990-2012
Zonas agrícolas	25.411.724	25.443.551	23.832.610	23.750.075	-6,5
Zonas artificiales	666.215	835.526	1.170.809	1.289.249	93,5
Bosques y áreas semi-naturales	24.189.757	23.950.459	25.239.941	25.183.694	4,1
Cuerpos de agua	277.929	314.214	310.605	330.327	18,9
Zonas húmedas	105.646	107.522	97.305	97.927	-7,3

Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC

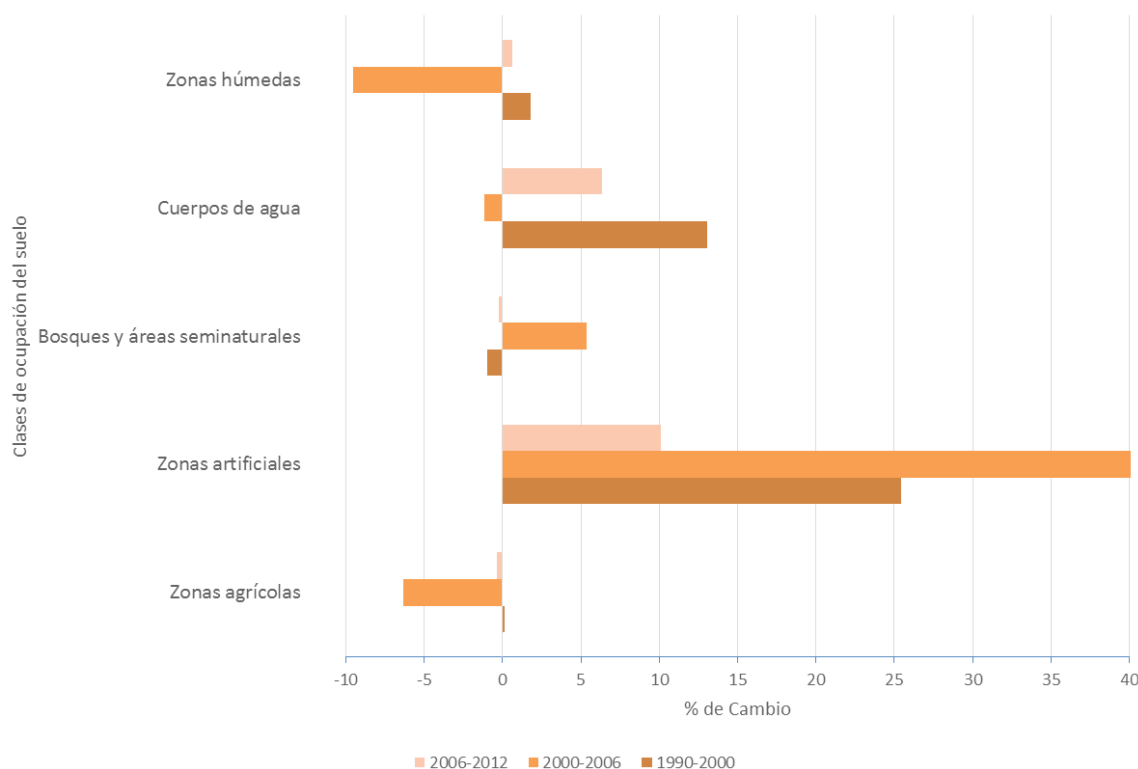


Figura 21. Porcentaje de cambio en la superficie de clases de cobertura del suelo entre 1990-2000, 2000-2006 y 2006-2012. Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de coberturas del proyecto CLC.

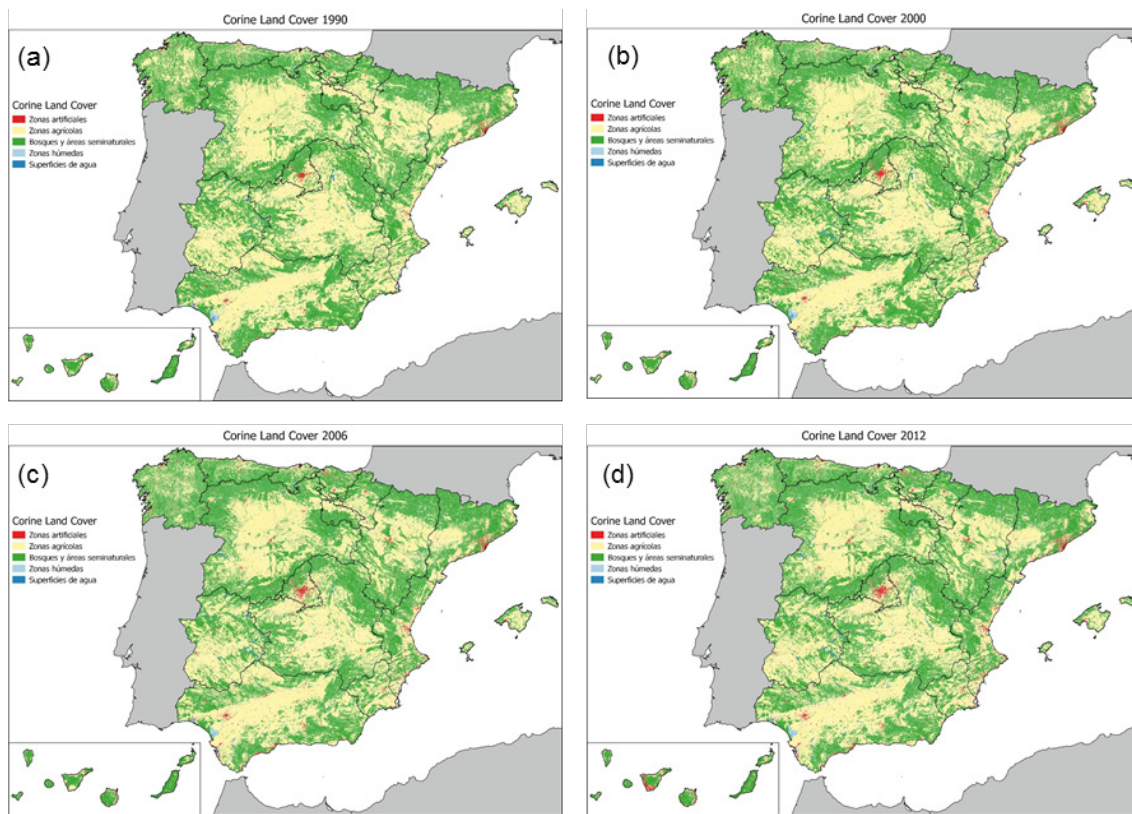


Figura 22. Distribución de la ocupación del suelo en España a partir de las capas de coberturas CLC en(a) 1990 (CLC1990), (b) 2000 (CLC2000), (c) 2006 (CLC2006), y (d) 2012 (CLC2012).

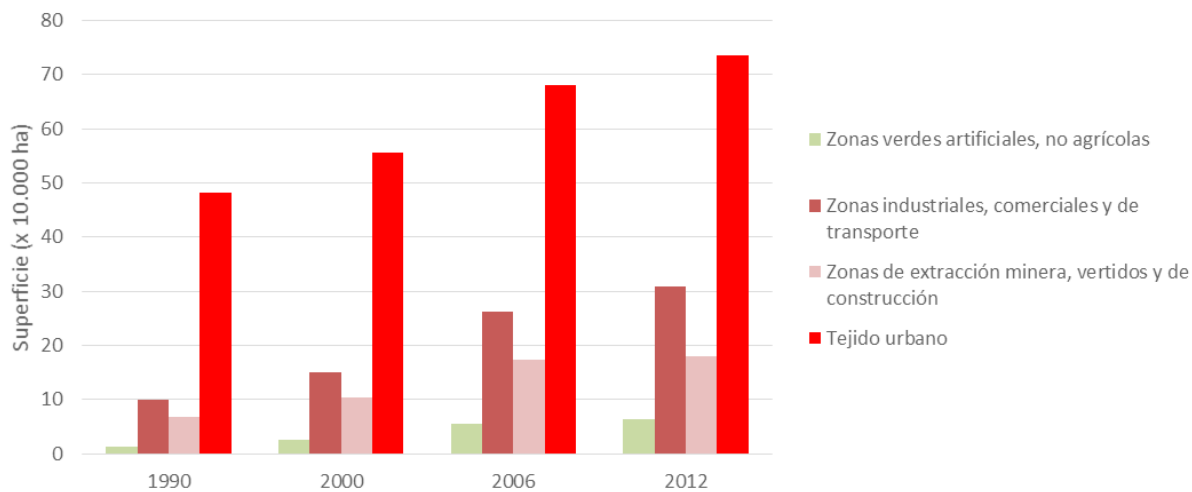


Figura 23. Superficie ocupada (ha) por las zonas artificiales en España en 1990, 2000, 2006 y 2012 (CLC Nivel 2). Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de coberturas del proyecto CLC

Tabla 26. Cambios en ocupación de las zonas artificiales entre 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 y entre 1990-2012 (%). Clasificación CLC Nivel 2

Zonas artificiales	1990-2000	2000-2006	2006-2012	1990-2012
Zonas verdes artificiales, no agrícolas	94,5	109,4	16,6	374,9
Zonas industriales, comerciales y de transporte	48,9	75,2	17,5	206,6
Zonas de extracción minera, vertidos y de construcción	50,4	67	4	161,1
Tejido urbano	15	22,4	8,3	52,4

Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC

Origen de la creación de zonas artificiales

El incremento de zonas artificiales entre 1990 y 2012 ha supuesto la transformación de otros tipos de ocupación, procedentes principalmente de la conversión de zonas agrícolas, con 311.812 ha, y bosques y zonas seminaturales, con 116.112 ha (Figura 24). Con una menor importancia, las zonas artificiales también proceden de la conversión de cuerpos de agua y de zonas húmedas (Figura 24). Este patrón de cambio se debe probablemente a la estructura de ocupación del suelo, dominada por las zonas agrícolas, y por bosques y zonas semi-naturales (Figura 20), además de factores socioeconómicos como la rentabilidad económica de las nuevas ocupaciones y las dinámicas expansivas (transporte, zonas industriales o comerciales y viviendas) (OSE, 2006).

Cambios en la ocupación de zonas artificiales en las Comunidades Autónomas

Respecto a las diferentes Comunidades y Ciudades Autónomas:

- Melilla y Ceuta son las Ciudades Autónomas con mayor porcentaje de zonas artificiales respecto al total de la Comunidad Autónoma en 2012 (62,7% y 43%, respectivamente). Le siguen Madrid (15%), Islas Canarias (10%), Comunidad Valenciana (5,9%) País Vasco (5,7%) e Islas Baleares (5,6%). Las Comunidades de interior de la península Ibérica tienen porcentajes menores (Figura 25a).
- Navarra es la Comunidad Autónoma en la que más han crecido las zonas artificiales, con un 207,8%

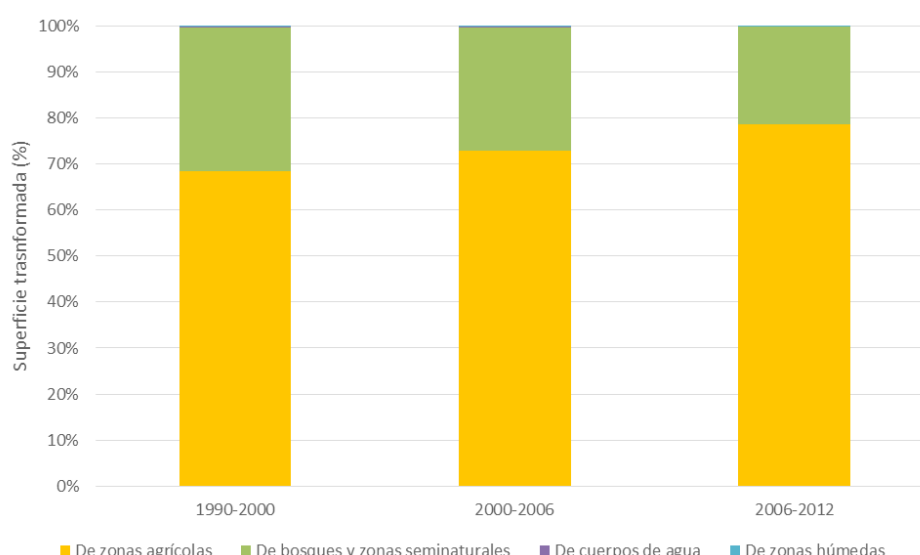


Figura 24. Origen de la creación de las zonas artificiales entre 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 (%). Clasificación CLC Nivel 1. Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cambios del proyecto CLC.

entre 1990 y 2012. Le siguen Castilla-León, La Rioja e Islas Canarias, con valores superiores al 140% (Figura 25b). Extremadura, Murcia, Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana, Aragón, País Vasco y Madrid superan el 100% de crecimiento en todo el período de referencia 1990-2012 (Figura 25b). Las Comunidades que menos han crecido en zonas artificiales desde 1990 hasta 2012 son Cataluña, Ceuta y Melilla, con valores inferiores al 35% (Figura 25b). Las Comunidades Autónomas situadas en el litoral del Levante mediterráneo presentaron elevados valores de tasa de crecimiento de zonas artificiales en el período 1990-2000: Islas Baleares (43,4%), Murcia (53,1%) y Comunidad Valenciana (48,9%). Este proceso se ha producido de forma rápida e intensa especialmente en el primer kilómetro de costa (OSE, 2006). Así mismo, en el período 1990-2000 además se producen importantes cambios en Madrid (49,2) y el litoral cantábrico (p. ej., Asturias 21,4%, Figura 25c).

- La Comunidad Valenciana también presentó elevados valores de cambio en el período 2000-2006 (43,6%), y algo menor en Murcia (33,2%, Figura 25c). En el período 2000-2006 presentaron un crecimiento muy rápido las Comunidades de Castilla-La Mancha (55,4%), Andalucía (56,3%), Aragón (62%), Castilla-León (69,4%), País Vasco (71,2%), La Rioja (79,1%) y Navarra (86,9%), siendo algo más bajos en Extremadura (23,4%). La Ciudad Autónoma de Ceuta (18%) e Islas Canarias (66,8%) desarrollaron su crecimiento máximo de zonas artificiales en el tercer período 2006-2012 (Figura 25c).

El crecimiento y desarrollo de las zonas artificiales, especialmente la creación de zonas urbanas y los impactos al litoral mediterráneo ha conllevado una mayor presión de transformación sobre zonas naturales, especialmente las coberturas forestales (Figura 24). La fragmentación se ha visto además potenciada por el desarrollo de infraestructuras. La expansión urbana, mayoritariamente de tipo difuso, ha sido especialmente intensa en las zonas de litoral del territorio español, teniendo como consecuencia tanto la pérdida de hábitats naturales como el incremento de la fragmentación, lo que tiene consecuencias directas en la conservación de la diversidad biológica. Previos análisis realizados sobre los 10 primeros kilómetros de franja costera han mostrado un crecimiento de zonas artificiales del 31,97% en el período 1987-2006 (OSE, 2006).

5.4.2.2 Cambios de ocupación en zonas agrícolas

Según estimaciones del CLC, en 2012 la ocupación de zonas agrícolas en España era de cerca de 24 millones de hectáreas (Figura 20). Dada su elevada superficie de ocupación inicial, la evolución de las zonas agrícolas en el conjunto de España indica una fuerte transformación del paisaje, con una pérdida neta global entre 1990 y 2012 de 1.661.649 ha (desde 25.411.724 ha hasta 23.750.075 ha), lo que corresponde a un descenso del -6,5% (Tabla 25). En términos relativos, durante el período 1990 al 2000, se produjo un mantenimiento con ligero incremento de la superficie de zonas agrícolas (0,1%) y luego un marcado decremento entre 2000 y 2006 (-6,3%), siendo la pérdida de cultivos menos acusada en el período de 2006 a 2012 (-0,3%; Figura 21).

La desagregación de la superficie de ocupación de las zonas agrícolas en subcategorías del Nivel 2 de CLC indica que la tendencia a la transformación de las mismas afecta especialmente a las zonas agrícolas heterogéneas, disminuyendo en un -34,8% (-3.094.423 ha) desde 1990 a 2012 (Figura 26, Tabla 27), y siendo especialmente rápidos los procesos de transformación entre 2000 y 2006. Por otra parte, las tierras de labor presentaron oscilaciones, con un incremento neto de 0,7% (correspondiente a 93.433 ha), mientras que los cultivos permanentes aumentaron su superficie (33,9%, 1.137.647 ha), principalmente por conversión desde las zonas agrícolas heterogéneas (Figura 26, Tabla 27). Asimismo, las praderas mostraron oscilaciones entre 1990 y 2012 (Figura 26), con un balance neto positivo del 30,5% (201.693 ha, Tabla 27).

Conversión y transformación de zonas agrícolas

La pérdida neta de zonas agrícolas entre 1990 y 2012 se ha producido desde zonas agrícolas heterogéneas a zonas artificiales, por transformación en usos comerciales, industriales e infraestructuras. En segundo lugar de importancia, han ocurrido transformaciones a bosques y zonas semi-naturales por abandono de cultivos y forestación, siendo menor las conversiones a zonas húmedas y cuerpos de agua (Figura 27). La proporción de zonas agrícolas que se transforman en bosques y zonas semi-naturales fueron más importantes en el período 1990 a 2000, mientras que entre 2000-2006 y 2006-2012 la proporción de pérdidas de suelo que pasan a zonas artificiales fue superior (Figura 27).

Los cambios en las zonas agrícolas responden a las transformaciones del modelo productivo, en el que se

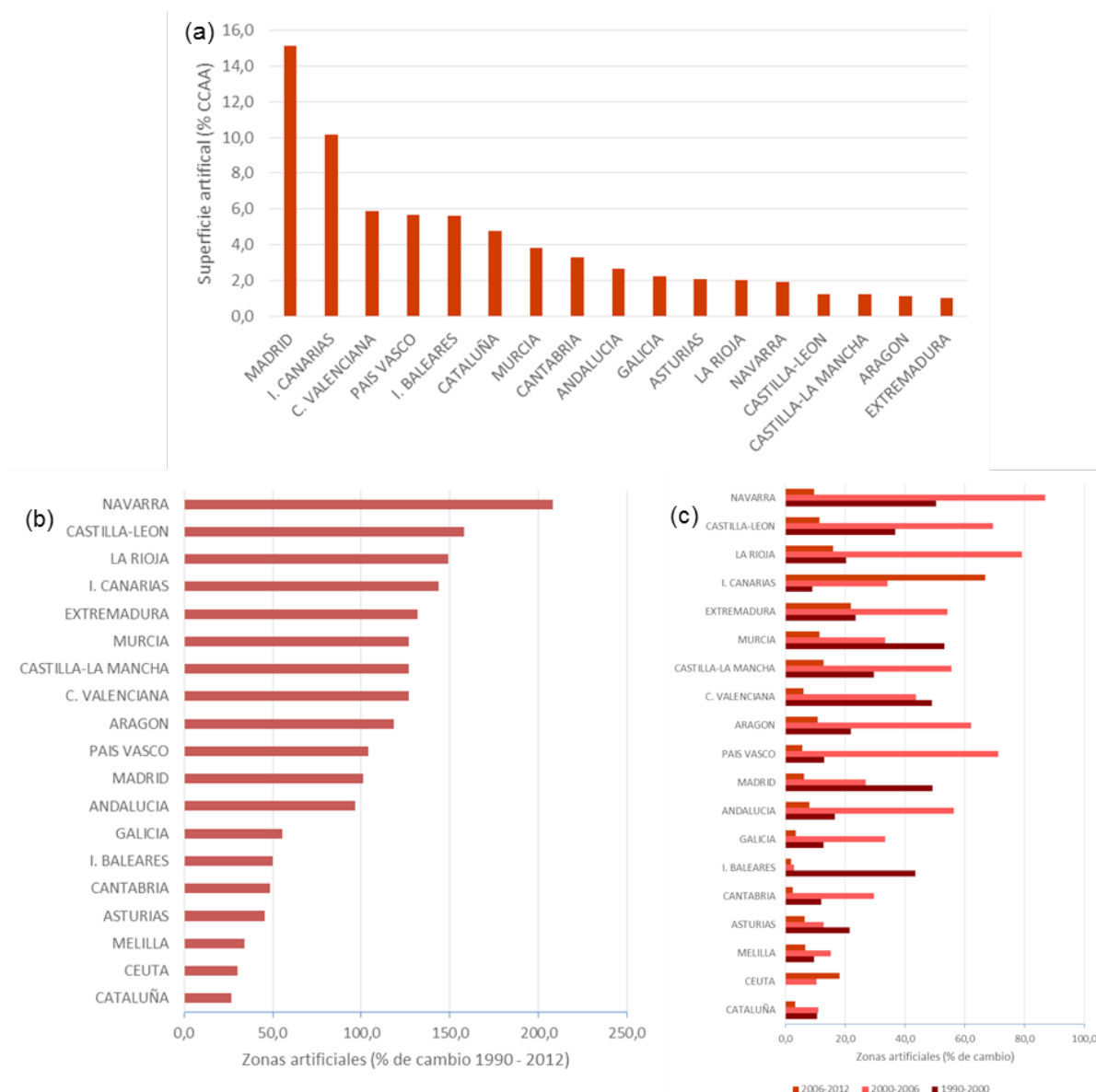


Figura 25. (a) Porcentaje ocupado en cada Comunidad Autónoma por zonas artificiales, excepto Ceuta (43%) y Melilla (62,7%), en el año 2012 (CLC Nivel 1); y porcentaje de cambio en la superficie ocupada por zonas artificiales (b) entre 1990 y 2012, (c) 1990-2000, 2000-2006 y 2006-2012 en cada Comunidad Autónoma, expresado en porcentaje de superficie de CCAA (CLC Nivel 1). Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC.

ha primado las producciones intensivas orientadas a una mayor rentabilidad de mercado, muy dependiente del regadío (OSE, 2006, Figura 28). En este sentido, la implementación de la Política Agraria Común (PAC) ha favorecido la intensificación agrícola, con un aumento de las áreas de regadío y el abandono de cultivos (OSE, 2006; 2011). El análisis de la evolución de las Estadísticas Agrarias del MAGRAMA (2009) muestra el proceso de cambio tanto hacia un abandono agrícola como hacia una intensificación del uso agrícola. Los cultivos de secano han sufrido una pérdida neta de superficie, correspondiente al abandono de las zonas marginales, y por otra parte se ha

producido un aumento de los cultivos de regadío, con un incremento de 490.720 ha entre 1990 y 2008 (Figura 28). El aumento de producciones agrícolas intensivas debido a la expansión de sistemas de regadío y cultivos intensivos ha causado localmente una tendencia hacia la reducción de zonas forestales, tanto en pérdidas de superficie como de conectividad.

Cambios en la ocupación de zonas agrícolas en las Comunidades Autónomas

- Andalucía, Extremadura, Murcia, Castilla-La Mancha, y las Islas Baleares superaron en 2012 el 50%

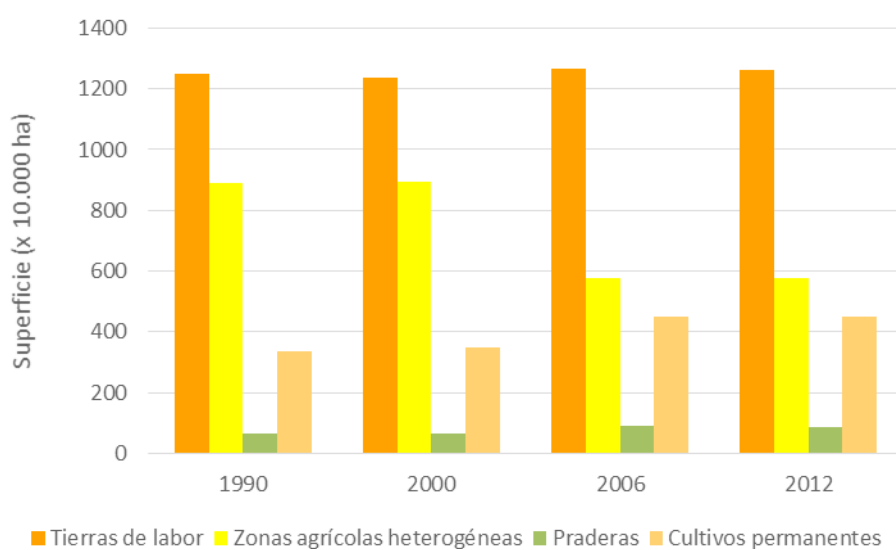


Figura 26. Superficie ocupada por las zonas agrícolas en España en 1990, 2000, 2006 y 2012 (CLC Nivel 2). Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC

Tabla 27. Cambios en la ocupación de zonas agrícolas entre 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 y 1990-2012 (%). Clasificación CLC Nivel 2

Zonas agrícolas	1990-2000	2000-2006	2006-2012	1990-2012
Tierras de labor	-1	2,4	-0,7	0,7
Zonas agrícolas heterogéneas	0,6	-35,4	0,3	-34,8
Praderas	-1,3	36,6	-3,2	30,5
Cultivos permanentes	3,3	29,3	0,2	33,9

Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC

de la superficie dedicada a las zonas agrícolas de la Comunidad Autónoma (Figura 29a). Los menores porcentajes de ocupación en 2012, por debajo del 30%, ocurrieron en Ceuta y Melilla, las Islas Canarias y la Cornisa Cantábrica (Asturias, Galicia, Cantabria, y País Vasco) (Figura 29a).

- La pérdida de zonas agrícolas ha sido generalizada en todas las Comunidades Autónomas, salvo en Andalucía y Extremadura (Figura 29b). Andalucía ha presentado un mayor crecimiento de zonas agrícolas, con 227.768 ha entre 1990 y 2012 (4,8% de la superficie de la Comunidad Autónoma). La pérdida relativa de zonas agrícolas ha sido muy pronunciada, en torno al 35%, en las Islas Canarias (-64.548 ha) y en Melilla (-212 ha, Figura 29b). En el caso de Ceuta, y dada su baja superficie inicial (62 ha), el aumento de zonas agrícolas ha sido de 125% entre 1990 y 2012. En la mayor parte de Comunidades Autónomas, el proceso de transformación de

las zonas agrícolas se produjo de forma más marcada en el período de 2000 a 2006, coincidiendo en el período de abandono, o de conversión en zonas artificiales (Figura 29c). Solamente en la Comunidad de Madrid, el período de mayores pérdidas de suelo ocupado por zonas agrícolas se produjo entre 1990 y 2000. En Melilla e Islas Canarias, el proceso de transformación continuó siendo elevado entre 2006 y 2012 (Figura 29c). En Ceuta, el período de 2000 a 2006 supuso un aumento del 307% de superficie, para descender en -45% entre 2006 y 2012.

5.4.2.3 Cambios de ocupación de bosques y zonas semi-naturales

La cobertura de bosques y áreas semi-naturales ha presentado un incremento global del 4,1% entre 1990 y 2012, correspondiente a 993.937 ha (Tabla 25). Las tendencias entre 1990 y 2000, fueron ligeramente negativas (-1%), po-

Diagnóstico

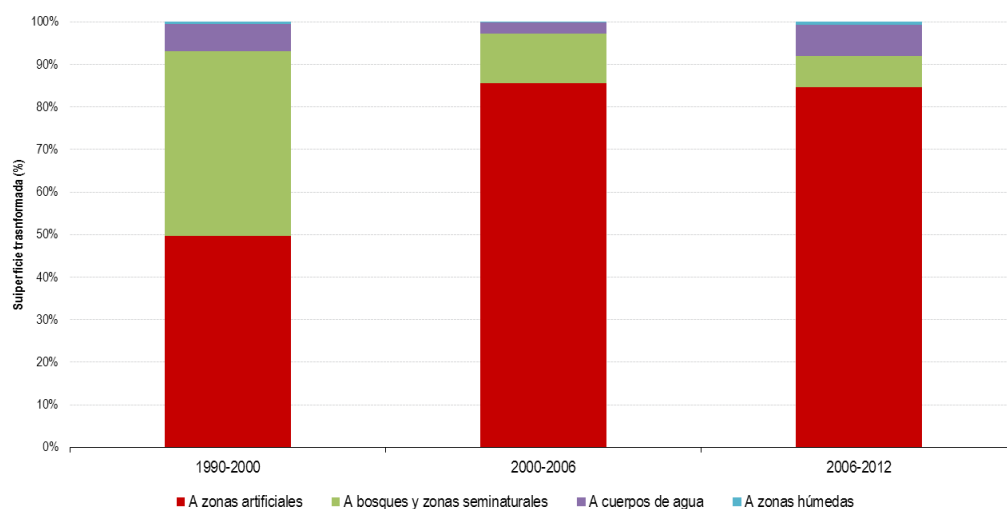


Figura 27. Pérdidas de zonas agrícolas entre 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 (%). Clasificación CLC Nivel 1. Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cambios del proyecto CLC.

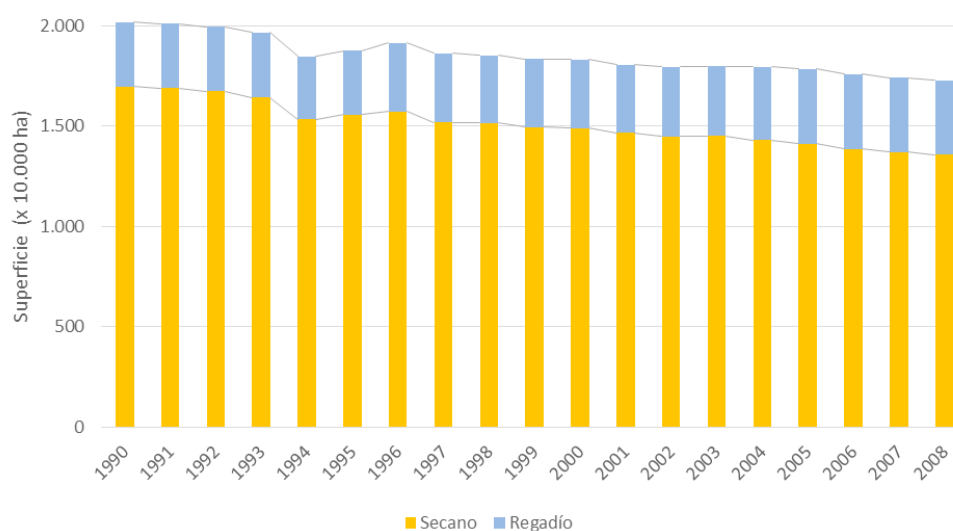


Figura 28. Evolución de la superficie de ocupación de tierras de cultivo en España (1990-2008), en función del régimen de regadío. Elaboración propia a partir de Estadísticas Agrarias del MAGRAMA (2009). Serie histórica de la distribución de la superficie geográfica según grandes grupos de usos.

sitivas entre 2000 y 2006 (5,4%), y relativamente estables entre 2006 y 2012 (-0,2%).

Estas oscilaciones se debieron a una conversión o intercambio entre espacios abiertos con escasa o sin vegetación, y matorrales y asociaciones de vegetación herbácea; y entre matorrales y bosques. El abandono de cultivos ha propiciado el aumento de matorrales y la posterior conversión de éstos en bosques.

Por otra parte, procesos derivados de perturbaciones, como los incendios forestales, pueden favorecer la conversión de bosques en matorrales en los 25 años

considerados en ese periodo. El resultado de la dinámica global ha sido el incremento de bosques entre 1990 y 2012, pasando de 9.283.336 ha en 1990 a 11.134.026 ha en 2012 (Figura 30, Tabla 28). La cobertura de matorrales y asociaciones de vegetación herbácea ha pasado de ocupar 13.637.782 ha en 1990 a 12.956.129 ha en 2012 (-4,5%) (Figura 30, Tabla 28).

Origen de las ganancias de los bosques y zonas seminaturales

La integración de España en la Unión Europea y sus efectos sobre las políticas agrarias y sociales, la despo-

blación rural y el paulatino abandono del sistema agrario, ganadero y forestal tradicional, unido a las políticas de forestación y conservación de espacios protegidos, son procesos que pueden haber contribuido a generar importantes transformaciones en los tipos de ocupación del suelo forestal. Las mayores ganancias de bosques y zonas semi-naturales proceden de zonas agrícolas y artificiales (Figura 31).

Estos procesos de cambio desde zonas agrícolas tuvieron mayor incidencia en el periodo 1990-2000, mientras que la transformación de zonas artificiales (principal-

mente desde zonas verdes artificiales no agrícolas) fue mayor en el periodo 2000-2006.

La política de reforestación durante las últimas décadas ha contribuido a un aumento de la superficie forestal. El Informe Situación de los Bosques y del Sector Forestal en España (SECF, 2010) indica que desde el inicio de las grandes políticas de repoblación forestal en el año 1940 y hasta el año 2008 se han repoblado en España más de 5 millones de hectáreas, lo que supone el 17,9% de la superficie forestal española delimitada en el Tercer Inventario Forestal Nacional. Las superficies repobladas por inicia-

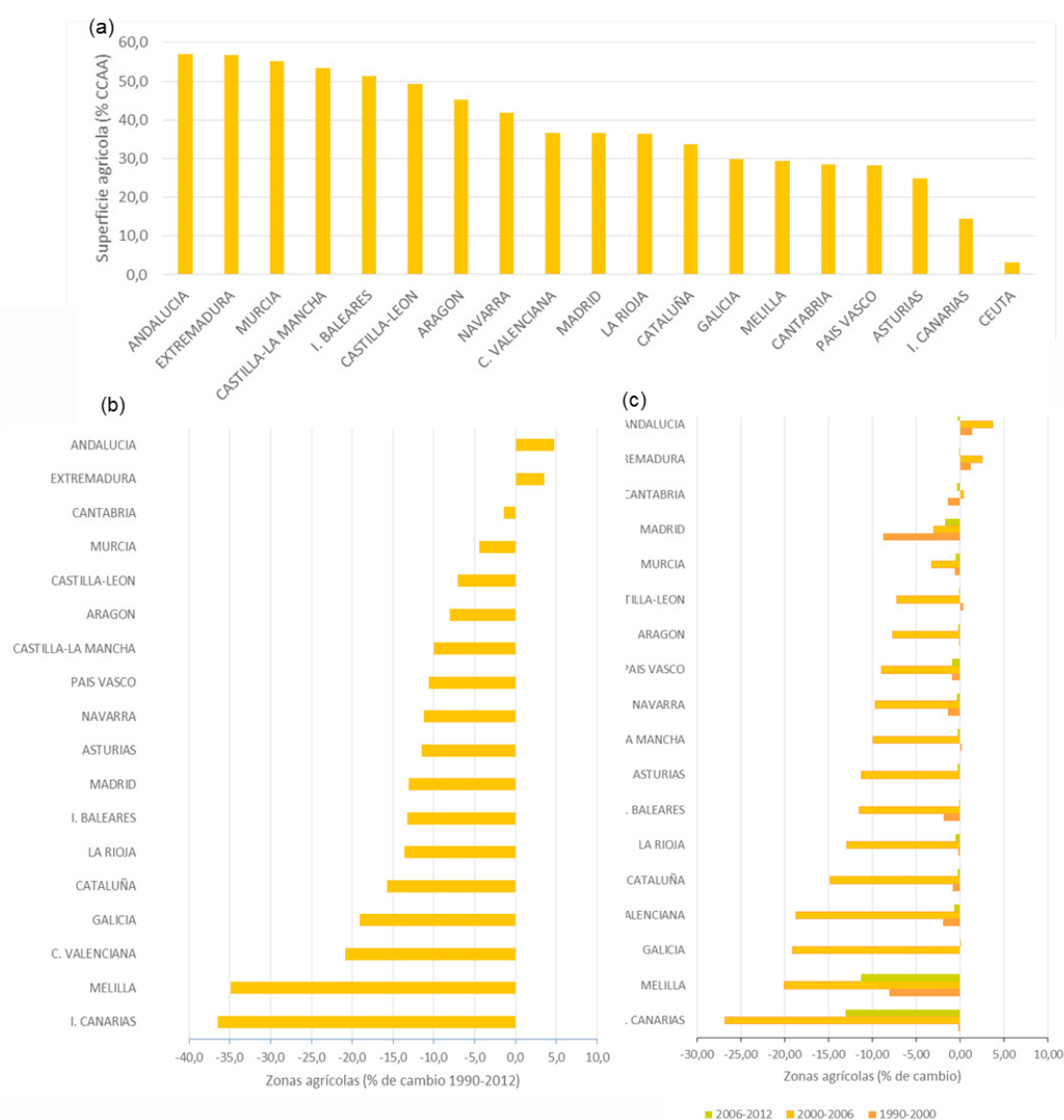


Figura 29. (a) Porcentaje ocupado por zonas agrícolas (CLC2012) y porcentaje cambio de la superficie ocupada por zonas agrícolas (b) entre 1990 y 2012, exceptuando Ceuta (126%) y (c) entre 1990-2000, 2000-2006 y 2006-2012 en cada Comunidad Autónoma, expresado en porcentaje de superficie de CCAA (CLC Nivel 1), exceptuando Ceuta. Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC.

Diagnóstico



Figura 30. Superficie de ocupación de bosques y zonas semi-naturales en España en 1990, 2000, 2006 y 2012 (CLC Nivel 2). Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC.

Tabla 28. Cambios en la ocupación de bosques y zonas semi-naturales entre 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 y 1990-2012 (%). Clasificación CLC Nivel 2

Bosques y áreas semi-naturales	1990-2000	2000-2006	2006-2012	1990-2012
Bosques	0,2	20,5	-0,6	19,9
Espacios abiertos con escasa o sin vegetación	-0,9	-10,1	-3,3	-13,8
Matorrales y/o asociaciones de vegetación herbácea	-1,8	-3,6	0,4	-5

Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC

tiva privada, estimadas en 1 millón de ha, sumadas a las públicas generan un total de 6 millones de ha en 70 años. De la superficie repoblada por iniciativa pública durante el periodo 1940-2006 (a excepción de la serie de años 1988-1991 y 2003-2004, sin datos), el 73% se ha realizado en terrenos forestales desnudos (3.590 millones de ha), el 13% sobre superficies afectadas por incendios o áreas en regeneración tras cortas de aprovechamiento (638 mil ha). La política de incentivos para la forestación de las áreas agrícolas menos productivas, establecida por la Política Agraria Común (PAC) ha favorecido la conversión de zonas agrícolas en bosques y zonas semi-naturales. Así, la forestación subvencionada desde 1994 sobre cultivos abandonados, supera las 700 mil hectáreas (Figura 32).

La Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad supuso importantes innovaciones en la red española de áreas protegidas, incluyendo diferentes figuras de protección, desde los Espacios Naturales Protegidos hasta las áreas protegidas por Convenios Internacionales. La política conservacionista desarrollada

en las últimas décadas ha generado un fuerte aumento en el número y superficie de Espacios Naturales Protegidos (Figura 33), lo que ha podido tener una importante repercusión en el mantenimiento y crecimiento de algunas coberturas y usos del suelo, y en concreto en la evolución de las zonas forestales y sistemas agrícolas tradicionales (Ruiz-Benito et al., 2010, Martínez-Fernández et al., 2015). España alcanza el 12,9% de la superficie bajo diferentes figuras de protección, superando los 7 millones de hectáreas de Espacios Naturales Protegidos (EUROPARC-España, 2014).

El 64% de la superficie protegida en España está compuesta por zonas forestales (bosques, matorrales y pastizales naturales), en gran medida situadas en zonas montañosas, según datos del anuario de EUROPARC-España (2014). Estos valores suben hasta el 79,29% según el Anuario de Estadística Forestal (2008). En cambio, en las áreas no protegidas las zonas agrícolas son mayoritarias y las tendencias de cambio parecen ser diferentes a las de las áreas protegidas (OSE, 2010).

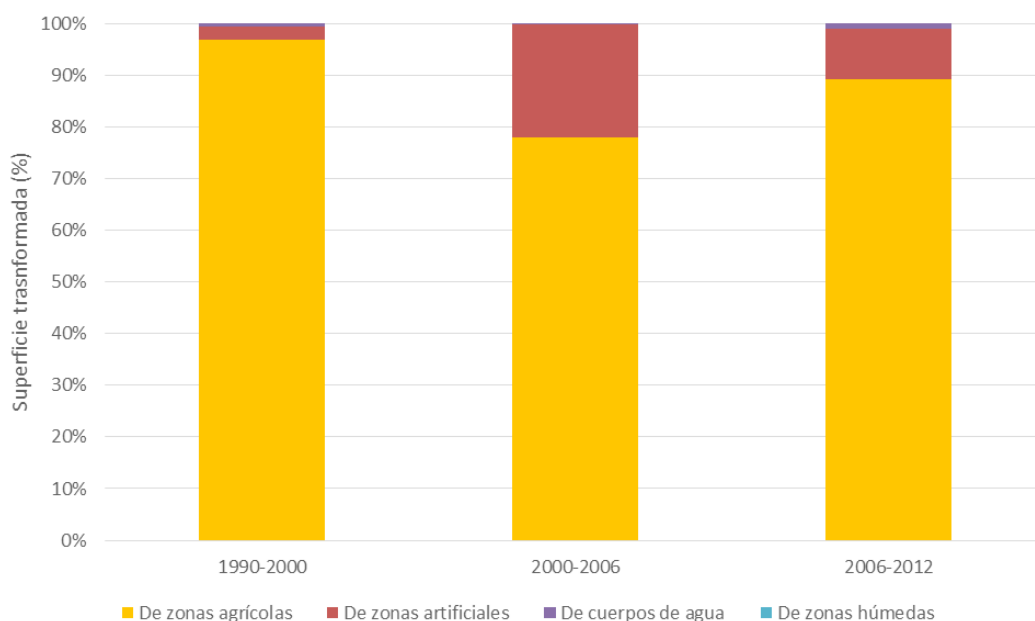


Figura 31. Origen de las ganancias de los bosques y zonas semi-naturales entre 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 (%). Clasificación CLC Nivel 1. Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cambios del proyecto CLC

El 40% de la superficie forestal está protegida por ENP o por la Red Natura 2000, o ambos (Tabla 29). Existen otras figuras de protección de convenios internacionales como MAB y RAMSAR, que sumarían otras 810.000 ha forestales con algún tipo de protección. En conjunto la red de áreas protegidas supone una importante herramienta para la conservación de bosques, zonas forestales y sistemas tradicionales. A pesar de las políticas de forestación y

de conservación, ha habido pérdidas de bosques y zonas semi-naturales entre 1990 y 2012. El análisis de las conversiones observadas en la serie CLC indica que el cambio hacia zonas agrarias (378.557 ha entre 1990 y 2012) se ha producido principalmente en Andalucía y Extremadura, Comunidades que han experimentado un cierto crecimiento agrícola (Figura 29). Además, el crecimiento urbano, industrial y de infraestructuras, ha supuesto la pérdi-

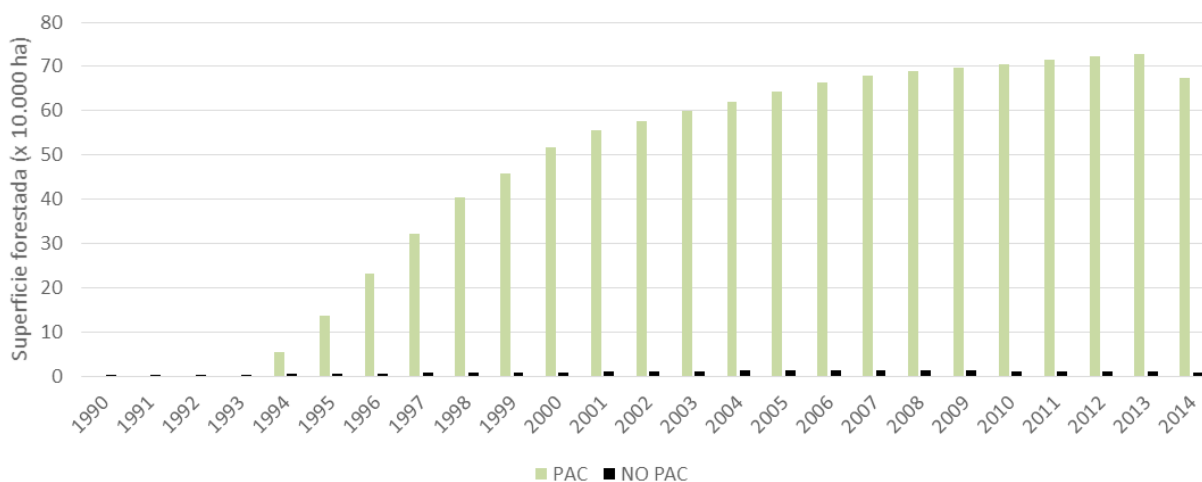


Figura 32. Cambios de ocupación desde zonas agrícolas a bosques y zonas semi-naturales. PAC: zonas agrícolas que han sido reforestadas con subvenciones de la Política Agrícola Común; No PAC: zonas agrícolas forestadas sin subvenciones de la PAC. Fuente: Elaboración propia a partir del Inventario Nacional de Emisiones Gases de Efecto Invernadero, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA, 2016b).

da de 116.111 ha de suelo forestal (Figura 34). Finalmente, la construcción de embalses ha sido el principal causante de la transformación de zonas forestales en cuerpos de agua, proceso que durante el período 1990-2000 fue especialmente importante en términos absolutos, y entre 2000-2012, en términos relativos (Figura 34).

Los incendios forestales han causado la modificación de la cubierta forestal en el periodo considerado. En el periodo de referencia CLC 1990-2012 se han quemado en España 3.056.313 ha de superficie forestal, según la Estadística General de Incendios Forestales (MAGRAMA, 2016c). La incidencia fue más importante entre 1992 y 1995, ya que solamente entre estos años ardieron cerca de 776 mil ha (Figura 35). A partir del año 2000 se aprecia una tendencia decreciente (a pesar del 2000 y 2005 más catastrófico) pero a partir del 2012 ha habido un repunte en la superficie afectada por incendios. Existen diferentes factores relacionados con los cambios de usos del suelo que han podido contribuir de forma determinante al incremento en el número, la extensión y la intensidad de los incendios forestales. La conectividad de las masas y la continuidad de combustible ha podido causar el aumento de biomasa y necromasa forestal inestable y altamente combustible; y la existencia de grandes extensiones forestales abandonadas y sin gestionar ha podido promover el aumento en la frecuencia e intensidad de incendios. Así, los incendios forestales han sido una de las principales causas de disminución de superficie y calidad de las masas forestales, aunque probablemente no queden reflejados directamente en los datos del IFN y del proyecto CLC.

Cambios de ocupación de bosques y zonas semi-naturales en las Comunidades Autónomas

- La Comunidad Autónoma con mayor porcentaje de superficie ocupada por bosques y zonas semi-naturales en 2012 fue las Islas Canarias, suponiendo más del 75% de su territorio, lo que equivale a 580.932 ha (Figura 36). Le siguen las Comunidades de la Cornisa Cantábrica: Asturias (73%, 771.344 ha), Galicia (67%, 1.991.316 ha), Cantabria (67%, 354.632 ha) y País Vasco (65%; 472.240 ha). En general, las Comunidades Autónomas tienen más de un 40% de su territorio ocupado por bosques. Andalucía presenta valores relativos de ocupación inferiores (38,6%) pero que dada su elevada extensión aporta el 13% de la ocupación total de bosques y zonas semi-naturales existentes en España (3.386.753 ha en 2012). Melilla, con el 7% (98 ha) en 2012 es la Comunidad con menor representatividad de esta cobertura del suelo (Figura 36a).
- Es precisamente Melilla la Ciudad Autónoma que ha experimentado un mayor incremento relativo de superficie de bosques y zonas semi-naturales entre 1990 y 2012 (Figura 36b). Las Comunidades del Levante (Islas Baleares, Comunidad Valenciana, Cataluña), algunas de las situadas al norte de la península Ibérica (Galicia, La Rioja, Navarra, Aragón, Asturias) así como Castilla-La Mancha, Castilla-León, e Islas Canarias presentaron los mayores aumentos en superficie de bosques y zonas semi-naturales entre 1990 y 2012 (Figura 36b), y especialmente en el período 2000-2006 (Figura 36c).

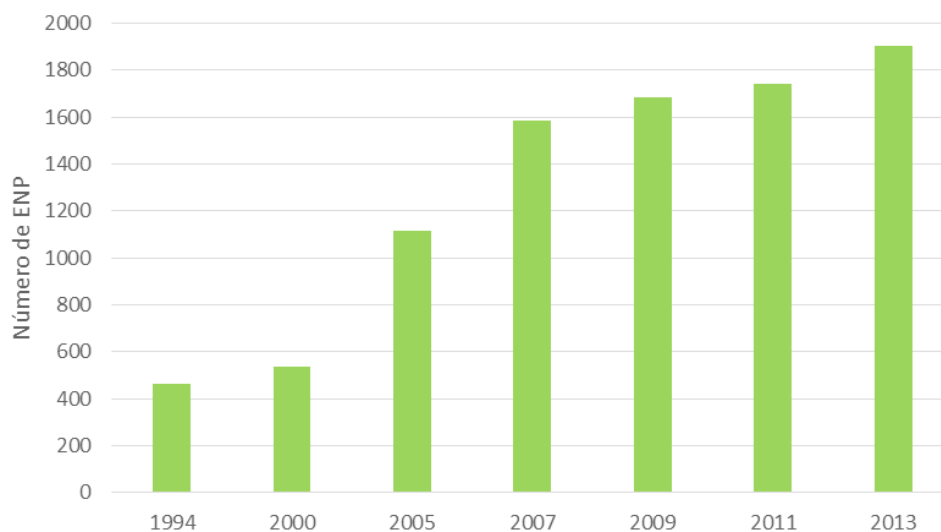


Figura 33. Evolución del número de Espacios Naturales Protegidos (ENP) declarados en España. Fuente: Elaboración propia a partir de los Anuarios de EUROPARC-España (2014).

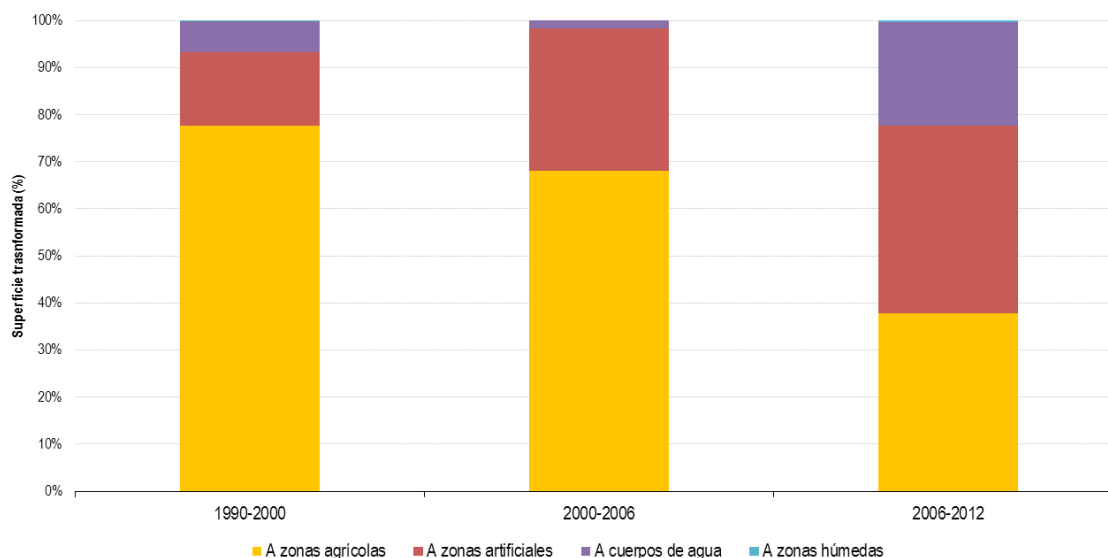


Figura 34. Pérdidas de los bosques y zonas semi-naturales entre 1990-2000, 2000-2006, y 2006-2012 (%). Clasificación CLC Nivel 1. Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cambios del proyecto CLC..

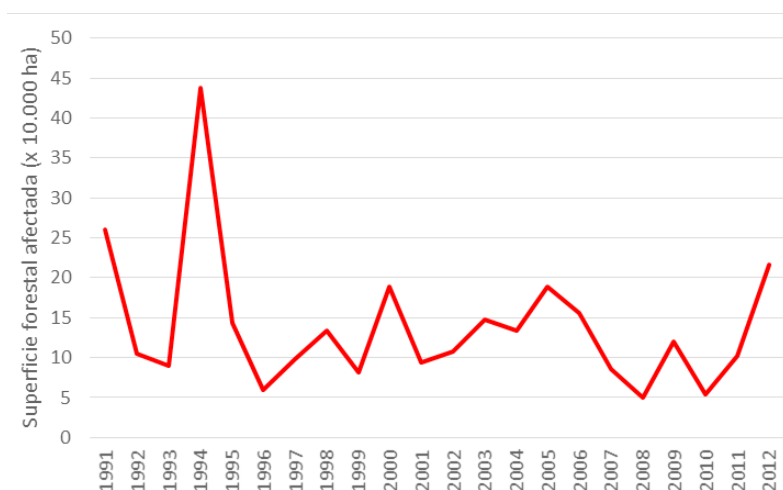


Figura 35. Evolución de la superficie forestal afectada por incendios (hectáreas). Periodo 1991-2012. Fuente: Elaboración propia a partir de la Estadística General de Incendios Forestales (MAGRAMA, 2016c).

Por otra parte, Madrid, Extremadura, Andalucía y Ceuta presentaron pérdidas de superficie correspondiente a bosques y zonas semi-naturales, especialmente entre 2000 y 2006 (Figuras 36b, c).

Los datos sobre la superficie forestal protegida (Tabla 29) según el Anuario de Estadística Forestal (2008) por Comunidades Autónomas nos indican que la Comunidad Autónoma con mayor porcentaje de superficie forestal protegida es Canarias, con algo más de un 60%. Además, coincide que es la Comunidad con un mayor porcentaje

de superficie total protegida (casi un 50%). Otras cinco Comunidades Autónomas (Andalucía, Madrid, Comunidad Valenciana, La Rioja y Baleares) tienen más de la mitad de su superficie forestal protegida. Galicia es la Comunidad con menor porcentaje de superficie forestal protegida (c. 15%) y superficie total protegida (12%, Tabla 29). Respecto a la superficie forestal protegida, en La Rioja y Canarias la superficie forestal representa más del 93% del total de superficie protegida, y hay otras seis Comunidades con más del 85%: Asturias, País Vasco, Galicia, Andalucía, Cantabria y Cataluña (Anuario de Estadística Forestal, 2008).

Diagnóstico

Tabla 29. Superficie terrestre protegida en cada Comunidad Autónoma. ENP: Espacios Naturales Protegidos, RN 2000: Red Natura 2000, %CAA protegida: porcentaje de superficie terrestre protegida respecto a la superficie terrestre de la Comunidad Autónoma, % Forestal protegido: porcentaje de superficie forestal protegida respecto al total de zonas forestales en cada Comunidad Autónoma

Comunidad Autónoma	ENP	RN 2000	Superficie (ha)	% CCAA protegida	% Forestal protegido
Andalucía	1.619.099	2.585.991	2.611.409	29,81	50,59
Aragón	155.167	1.354.658	1.357.607	28,44	40,94
Islas Canarias	302.110	348.034	366.734	49,26	60,77
Cantabria	154.083	146.816	154.501	29,05	36,46
Castilla-La Mancha	320.584	1.838.771	1.846.743	23,26	39,5
Castilla y León	629.477	2.461.078	2.463.517	26,15	34,9
Cataluña	979.078	963.168	1.008.011	31,3	44,37
Ciudad Autónoma de Ceuta	0	734	734	37,27	0
Comunidad de Madrid	110.144	319.844	322.075	40,13	53,88
Comunidad Foral de Navarra	84.962	252.962	262.528	25,28	36,37
Comunidad Valenciana	231.622	871.280	905.717	38,94	56,92
Extremadura	313.814	1.257.649	1.276.107	30,62	34,47
Galicia	357.731	344.325	365.619	12,32	15,77
Islas Baleares	74.345	113.894	135.412	26,98	51,18
La Rioja	166.418	167.585	167.669	33,26	53,48
País Vasco	102.997	145.240	168.043	23,24	29,95
Principado de Asturias	234.813	281.109	300.784	28,35	35,03
Región de Murcia	76.015	264.065	274.769	24,3	43,71
TOTAL	5.912.460	13.717.205	13.987.976	27,63	40,09

Fuente: Anuario de Estadística Forestal (2008)

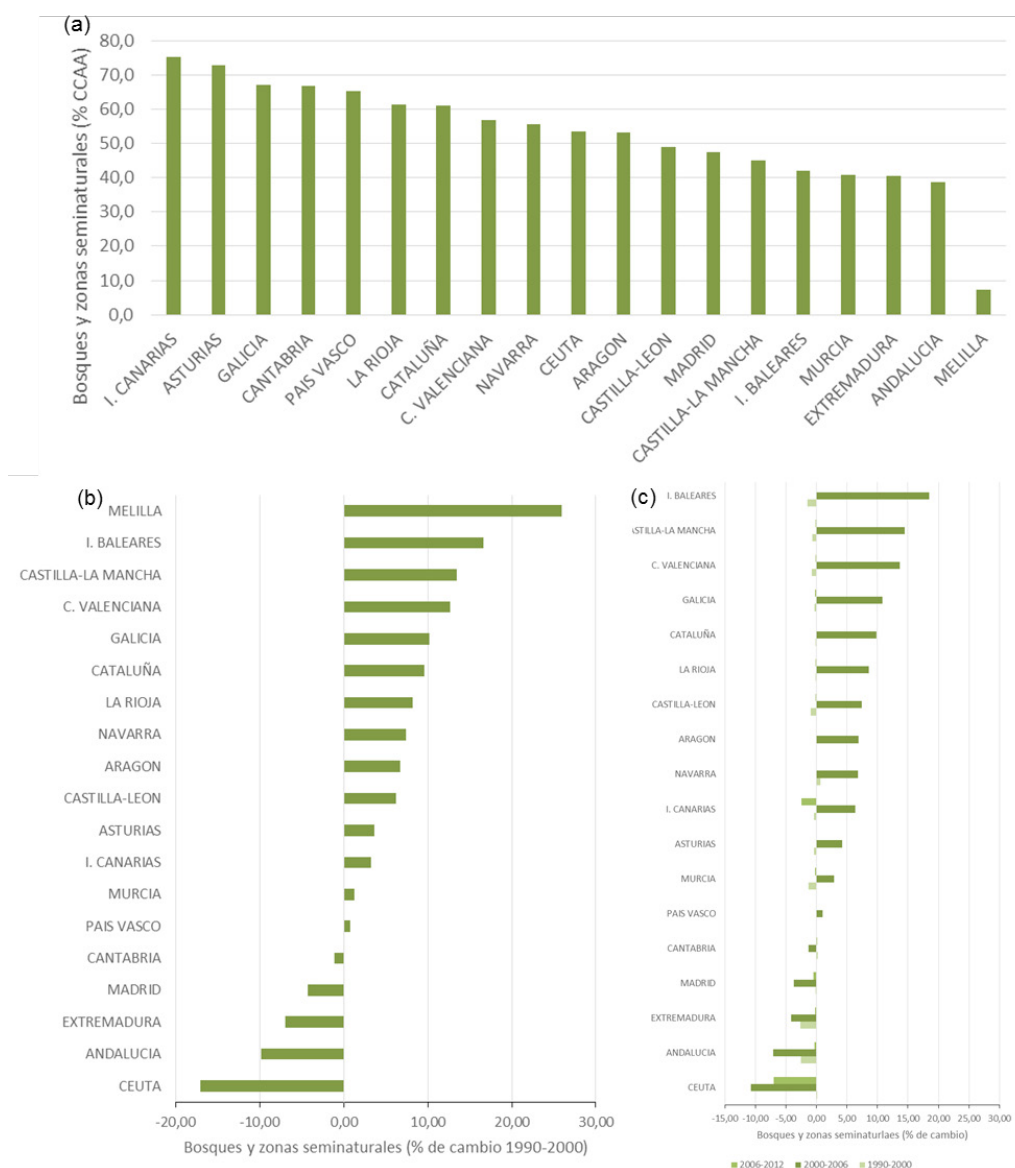


Figura 36. (a) Porcentaje ocupado por bosques y zonas semi-naturales en el año 2012 (CLC Nivel 1) y cambio de la superficie ocupada (b) entre 1990 y 2012, y (c) entre 1990-2000, 2000-2006 y 2006-2012 en cada Comunidad Autónoma, expresado en porcentaje de superficie de CCAA (CLC Nivel 1). Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC.

5.4.2.4 Cambios en la ocupación de cuerpos de agua y zonas húmedas

Las zonas húmedas y los cuerpos de agua, ocupan menos del 1% de la superficie de España (Figura 20), pero son esenciales para la conservación de la biodiversidad y muchos de los procesos ecológicos a escala de paisaje. Este es el caso de los humedales naturales, ya que desarrollan importantes funciones para el aprovisionamiento de bienes y servicios ecosistémicos, pero también de algunos de los sistemas artificiales de cuerpos de agua como las salinas, que albergan organismos y procesos ecológicos esenciales e interacciones bióticas. Los cuerpos de agua han experimentado un aumento neto del 18,9%, desde

277.929 ha en 1990 hasta 330.327 ha en 2012 (Tabla 25). La mayor tasa de cambio se produjo entre 1990 y 2000 (13,1% de incremento; Figura 21), siendo negativa entre 2000 y 2006 (-1,1%) y sufriendo un nuevo cambio de tendencia entre 2006 y 2012 (0,6%).

La dinámica de cambios viene marcada por las aguas continentales (Figura 37, Tabla 30), que se corresponde principalmente con la construcción de embalses. Se ha observado un incremento del 21,7% entre 1990 (250.814 ha) y 2012 (305.248 ha). La máxima transformación se produjo entre 1990 y 2000 (14,7% de incremento, Tabla 30). Este aumento ha ocurrido de forma paralela a la intensificación agrícola y el crecimiento urbano, ya que el

Diagnóstico



Figura 37. Superficie de cuerpos de agua en España en 1990, 2000, 2006 y 2012 (CLC Nivel 2). Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC.

Tabla 30. Cambios en ocupación de cuerpos de agua entre 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 y 1990-2012 (%). Clasificación CLC Nivel 2

Cuerpos de agua	1990-2000	2000-2006	2006-2012	1990-2012
Aguas continentales	14,7	-0,8	7	21,7
Aguas marinas	-2,5	-4,6	-0,6	-7,5

Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC

agua es un recurso principal limitante y clave para el desarrollo de actividades socio-económicas.

Las zonas húmedas han sufrido una pérdida neta de superficie del -7,3% en el período analizado (desde 105.646ha en 1990 a 97.927ha en 2012), experimentando un ligero aumento entre 1990 y 2000 (1,8% de incremento), una fuerte regresión entre 2000 y 2006 (-9,5%), y un ligero incremento entre 2006 y 2012 (0,6%, Tabla 25).

La desagregación (Nivel 2 CLC) de las zonas húmedas en continentales y litorales permite observar tendencias diferentes entre ambas (Figura 38, Tabla 31). Las zonas húmedas continentales han descendido en un 18%, sien-

do especialmente marcado entre 2000 y 2006 (-20,5%). En cambio, las zonas húmedas litorales han aumentado su cobertura en un 4,5% entre 1990 y 2012. En el informe OSE (2006), realizado con una base de datos diferente (CNIG), se compara el conjunto de los ecosistemas acuáticos artificiales (embalses, salinas y canales), con los naturales (humedales y zonas pantanosas, turberas, marismas, zonas llanas intermareales, ríos y cauces naturales, lagos y lagunas, lagunas costeras y estuarios) observándose que la superficie de sistemas acuáticos artificiales aumentó en un 19% mientras que los ecosistemas acuáticos naturales disminuyeron en un 3% entre 1987 y 2000.

Tabla 31. Cambios en ocupación de zonas húmedas entre 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 y entre 1990 y 2012 (%). Clasificación CLC Nivel 2

Zonas húmedas	1990-2000	2000-2006	2006-2012	1990-2012
Zonas húmedas continentales	1,7	-20,5	1,2	-18,1
Zonas húmedas litorales	1,8	2,4	0,2	4,5

Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC

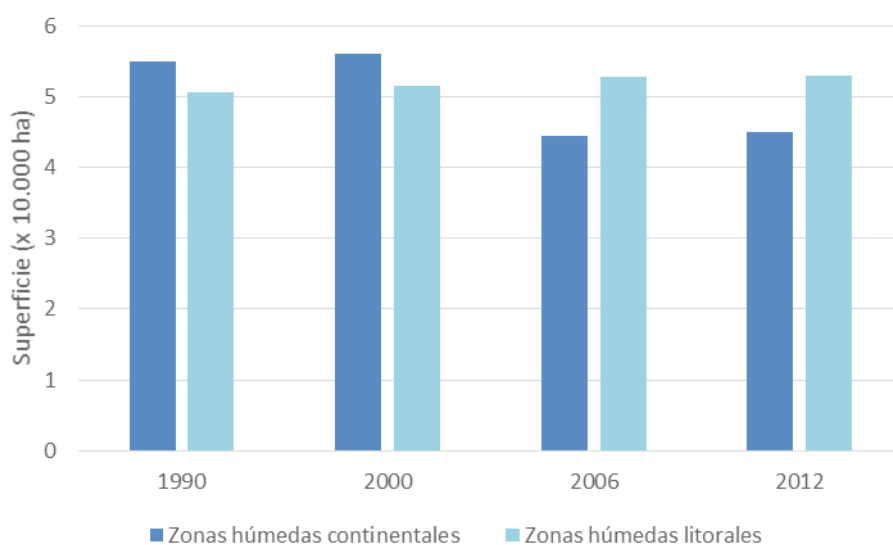


Figura 38. Superficie de ocupación de zonas húmedas en España en 1990, 2000, 2006 y 2012 (CLC Nivel 2). Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC.

Conversión de zonas húmedas

La mayor parte de las zonas húmedas que han desaparecido entre 1990 y 2012 se han transformado en zonas agrícolas (zonas cultivadas permanentemente), en zonas artificiales y en cuerpos de agua (principalmente salinas y láminas de agua) y en menor medida a bosques y zonas semi-naturales (Figura 39).

Los cambios han sido más intensos durante el período 1990 a 2000, en el que más del 40% de la cobertura

transformada cambió a zonas agrícolas y más del 30% a zonas artificiales (Figura 39). Entre 2000 y 2006 se convirtieron en cuerpos de agua 25%, en zonas agrícolas 20% y en zonas artificiales 55%. En el período 2006 a 2012 los análisis indican un aumento de la proporción de humedales transformados a cuerpos de agua (55%, Figura 39), si bien no se descarta que parte de esa reclasificación sea consecuencia de las limitaciones metodológicas anteriormente indicadas.

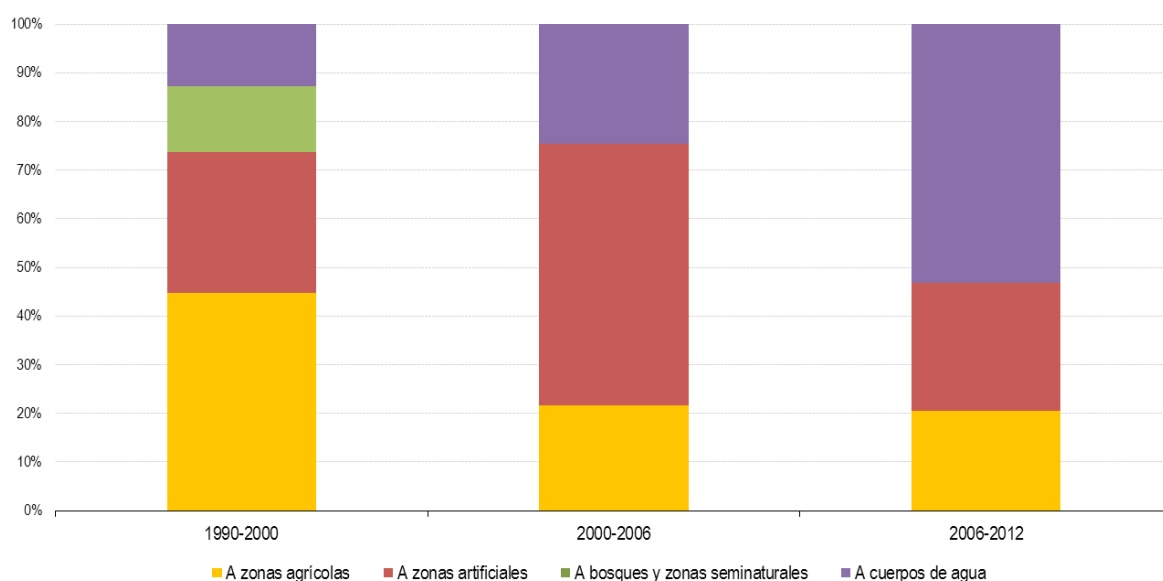


Figura 39. Pérdidas de zonas húmedas 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 (%). Clasificación CLC Nivel 1. Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cambios del proyecto CLC.

Cambios de ocupación de cuerpos de agua y zonas húmedas en las Comunidades Autónomas

- La Comunidad con mayor porcentaje de superficie cubierta por cuerpos de agua en 2012 es Extremadura, con 1,7% (71.139 ha), seguido de Cantabria con 1,1% (5.857 ha) y Andalucía con 0,97% (81.312 ha, Figura 40). En cuanto a superficie absoluta, Castilla-León con 41.870 ha (0,44%) y Castilla La Mancha con 34.846 ha (0,44 %) presentan también valores elevados de esta cobertura. Las Comunidades con porcentajes de superficies más bajas son Murcia con el 0,10% (1.133 ha) e Islas Canarias con el 0,19% (1.448 ha, Figura 40a).
- Andalucía presenta las mayores proporciones de zonas húmedas (0,76%, 66.807 ha,), seguida por Islas Baleares (0,61%, 3.075 ha), Cantabria (0,44%, 2.337 ha) y la Comunidad Valenciana (0,27%, 6.332 ha, Figura 40b). Castilla La Mancha es la Comunidad con mayor superficie de zonas húmedas con 6.587 ha en 2012 (0,08%). Mientras que Ceuta, Extremadura, La Rioja y Melilla no presentan prácticamente superficie de zonas húmedas en su territorio (Figura 40b).
- Navarra ha sido la Comunidad con un mayor incremento relativo de superficie ocupada por cuerpos de agua entre 1990 y 2012 (75%, 1.860 ha), siendo especialmente relevante entre 1990 y 2000, lo que puede deberse a la construcción de embalses como el de Itoiz, (Figura 41a, b). Le sigue Andalucía (46%, 25.774 ha; Figura 41a), con un período de máximo crecimiento entre 1990 y 2000. Ceuta, Melilla, La Rioja, Murcia y Baleares han experimentado pérdidas netas de superficie relativa de cuerpos de agua; mientras que Galicia, Madrid, Aragón, Cataluña e Islas Canarias prácticamente no han experimentado cambios entre 1990 y 2012 (Figuras 41a,b).
- De las 7.719 ha de humedales perdidos en España entre 1990 y 2012, 2.633 ha corresponden a Castilla La Mancha, 1.359 ha a Aragón), 1.332 ha a la Comunidad Valenciana y 1.006 ha a Castilla y León. Las Islas Canarias han experimentado el mayor crecimiento en cambio relativo entre 1990 y 2012, con el 66,5% aunque en términos absolutos corresponde a tan solo 33 ha (Figura 41d). Le sigue el País Vasco con el 18% de incremento (140 ha) y Galicia con el 17% (442 ha). Todas las Comunidades Autónomas han sufrido los cambios cuantitativos de ocupación en zonas húmedas más importantes en el período entre 2000 y 2006 (Figura 41d).

5.4.2.5 Conclusiones: tendencias en los cambios de cobertura y uso del suelo, posibles consecuencias y la importancia de la planificación

Entre 1990 y 2012 España ha experimentado cambios en la composición de sus paisajes. Los cambios en totales no han sido muy marcados en términos relativos en zonas agrícolas, bosques y zonas semi-naturales, ya que gran parte de los mismos ocurren a nivel interno, tanto hacia una mayor naturalización como antropización, y son espacialmente dependientes de la región y la protección del territorio (e.g. OSE 2006; Martínez-Fernández *et al.*, 2016). Es más marcado el cambio direccional en términos relativos hacia la ganancia de cuerpos de agua y aumento de zonas artificiales en el periodo de tiempo considerado. Debido a las limitaciones metodológicas relativas a la versión del CORINE Land Cover usada, no se han podido identificar cambios en superficies menores de 25 ha en el cálculo de las tasas de cambio (excepto para CLC2012, Buttner *et al.*, 2014), que pueden ser importantes en la dinámica del territorio, como por ejemplo, la gran importancia de pequeños humedales inferiores a dicha superficie, cuya dinámica territorial no ha sido posible recoger, además de generar diferencias respecto a estudios anteriores. Por estos motivos, estas diferencias se manifiestan de forma más patente si se comparan los resultados de este informe con los análisis de cambio CLC2000-CLC2006 (OSE, 2006).

Las zonas agrícolas han experimentado una pérdida absoluta en superficie, ya que si en 1990 ocupaban el 50,2% (25.411.724 ha), en 2012 pasaron a ocupar el 46,9% (23.75.0075 ha). Además de estos cambios de ocupación, se han producido cambios internos debidos principalmente a pérdidas de zonas agrícolas tradicionales y procesos de intensificación agrícola. Los procesos de abandono agrícola pueden asociarse a pérdida de la diversidad biológica y cultural, lo que está causando la homogeneización de paisajes europeos (Concepción *et al.*, 2012; Gurrutxaga, 2011; Concepción *et al.*, 2008; Rey-Benayas *et al.*, 2007; Donald, 2004). La intensificación agrícola mediante la conversión de secano a regadío y creación de olivares (MAGRAMA, 2009), además de alterar la capacidad productiva del territorio, modifica los ciclos hidrológicos, la calidad del agua (uso de fertilizantes y fitosanitarios) y puede afectar a la recarga y disponibilidad de los acuíferos (Bellot *et al.*, 2007). Estos cambios hacia una mayor intensificación están generalmente marcados por una mayor rentabilidad y la demanda de ciertos productos agrícolas, y se corresponden con las tendencias observadas a nivel europeo (Buttner y Kosztra, 2011).

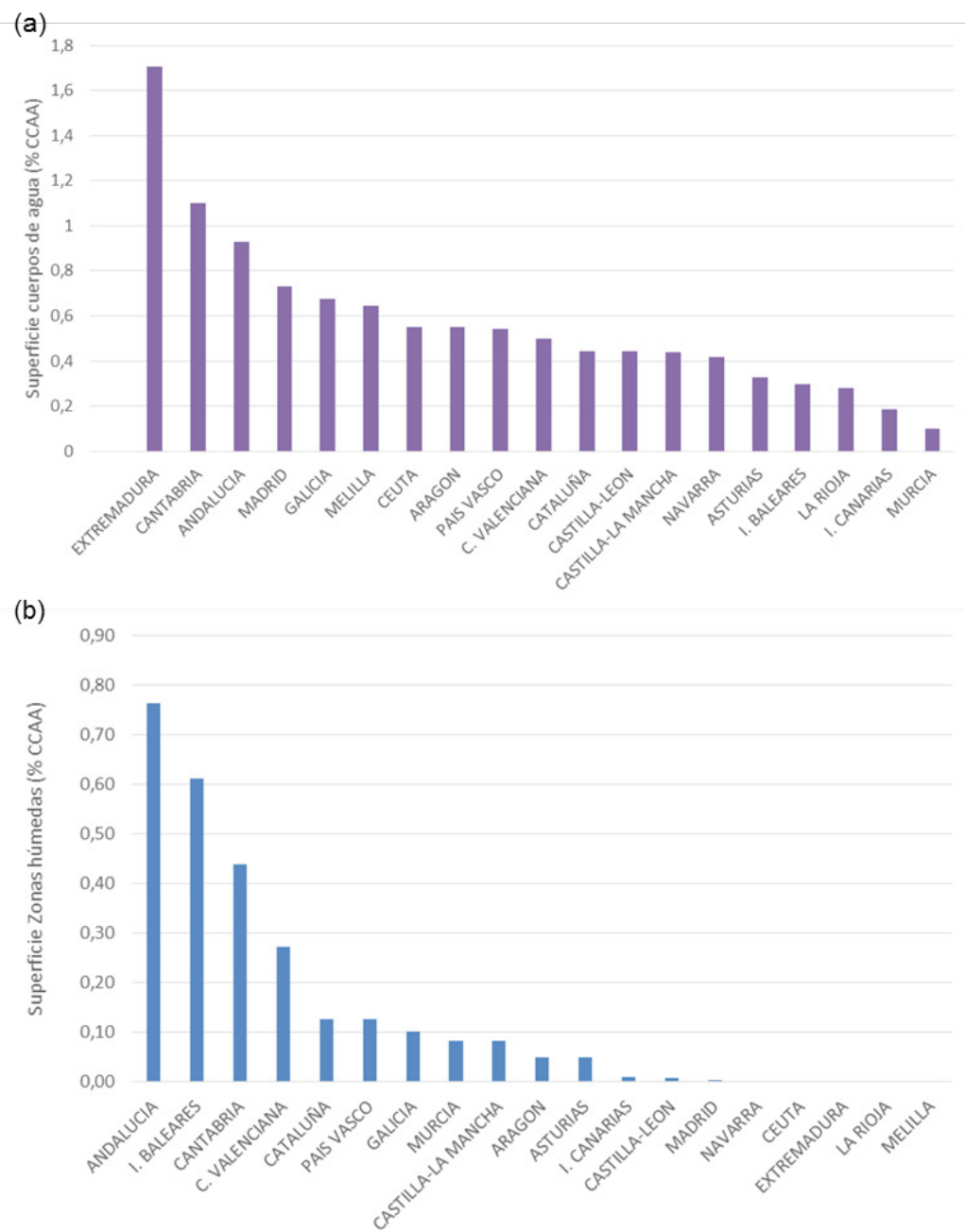


Figura 40. Porcentaje ocupado en cada Comunidad Autónoma por (a) cuerpos de agua y (b) zonas húmedas en el año 2012 (CLC Nivel 1). Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC.

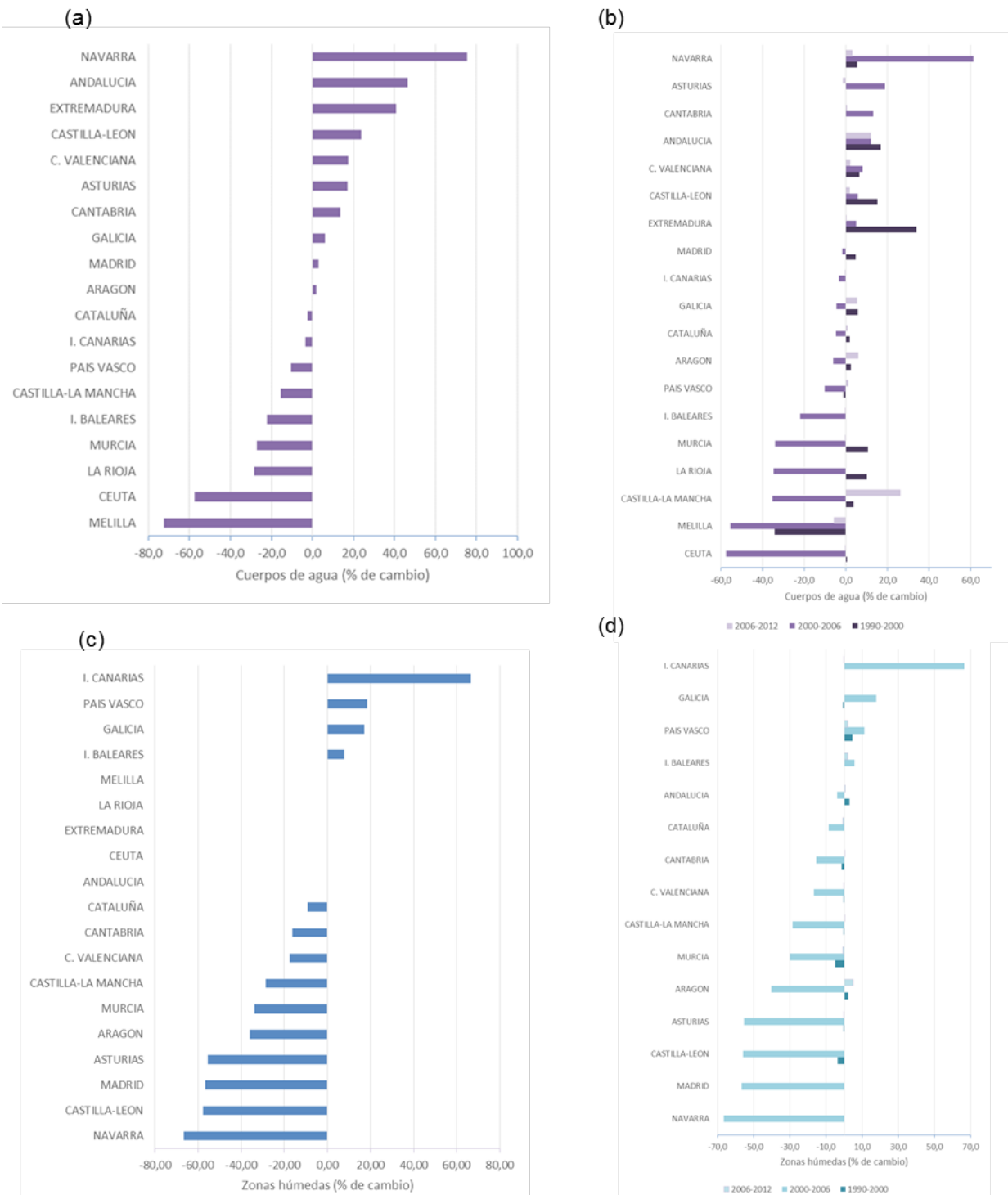


Figura 41. Cambio de la superficie ocupada por (a) cuerpos de agua entre 1990 y 2012; (b) zonas húmedas entre 1990 y 2012; (c) zonas húmedas entre 1990 y 2012; y (d) zonas húmedas 1990-2000, 2000-2006 y 2006-2012, en cada Comunidad Autónoma, expresado en porcentaje de superficie respecto al total de la Comunidad Autónoma (CLC Nivel 1). Fuente: Elaboración propia a partir de las capas de cobertura del proyecto CLC.

Los bosques y áreas semi-naturales han pasado de cubrir una superficie equivalente al 47,8% de España en 1990 (24.189.757 ha) a 49,7% en 2012 (25.183.694 ha). Parte de estas transformaciones han generado nuevas zonas de bosque por la aplicación de la Política Agraria Comunitaria (PAC) y procesos de abandono agrícola. En parte, se espera el papel crucial en los cambios de cobertura y uso del suelo gracias a la red de áreas protegidas (Espacios Naturales Protegidos y Red Natura 2000), que es importante para garantizar la conservación de zonas forestales y sistemas tradicionales (e.g. Ruiz-Benito *et al.* 2010). La creación de bosques sobre zonas sin vegetación puede tener efectos positivos sobre la diversidad, el ciclo hidrológico, los suelos y el clima (siendo además una herramienta ampliamente favorecida para la mitigación de la emisión de gases efecto invernadero). Sin embargo, a pesar del incremento absoluto de los bosques y zonas naturales, han sufrido fuertes cambios internos debidos a procesos derivados de perturbaciones que conllevan una mayor simplificación o degradación (Tabla 27), propiciando una pérdida de madurez de algunos ecosistemas forestales (OSE, 2006, 2011). Los incendios forestales, la conversión a zonas artificiales, y otros procesos de degradación han contribuido a la disminución de la superficie arbolada, lo que podría haber favorecido el aumento del matorral (Martínez-Fernández, doc. Interno; Alloza *et al.*, 2014). La pérdida de zonas forestales tiene implicaciones ecológicas directas para la diversidad (i.e. pérdida de hábitat y fragmentación) y el bienestar humano (i.e. pérdida de bienes y servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques). La pérdida observada en el periodo de 25 años del 7% de zonas húmedas naturales, puede suponer además importantes impactos para la diversidad y el mantenimiento de los ciclos hidrológicos.

Las zonas artificiales han aumentado en España un 93,5% entre 1990 y 2012 (1.289.249 ha), en parte desde ecosistemas naturales como bosques, mosaicos agrícolas y otra vegetación natural (OSE, 2006; 2011; 2012). El desarrollo de zonas artificiales en torno a las grandes ciudades y la línea de costa provocan impactos paisajísticos, generando contaminación y degradación, y afectando además de a los ecosistemas naturales, a la calidad ambiental y a sectores económicos y sociales. La mayor proporción de los cambios de ocupación se han producido de forma rápida entre 2000 y 2006, siendo el octavo país en Europa con mayores cambios en este periodo (Buttner y Korzka, 2011). Posiblemente la crisis económica ha frenado la transformación de zonas agrícolas y bosques en zonas artificiales a partir de 2006. La rapidez en la transforma-

ción del territorio impide una correcta planificación y adaptación direccional al cambio. La creación de zonas urbanas provoca tanto la pérdida de hábitats naturales y semi-naturales como la fragmentación del territorio, lo que puede disminuir los flujos de movimiento de las especies y materia entre hábitats, alterar los flujos hidrológicos y provocar la pérdida de diversidad, servicios ecosistémicos y adaptación al cambio. Asimismo, la expansión urbana produce la homogenización de las comunidades biológicas, en detrimento de las especies más raras y especialistas y favoreciendo la proliferación de especies generalistas y más comunes (Concepción *et al.*, 2016).

Las distintas categorías de ocupación del suelo presentan una valoración diferente para la sostenibilidad, en función de variables como el valor de reemplazo, el grado de sustituibilidad o los servicios ecosistémicos que desempeñan (Groot, 2006). En términos generales, las zonas húmedas, los bosques y zonas semi-naturales y las zonas agrícolas proporcionan una variedad de servicios ecosistémicos, por lo que lo ideal es una matriz de cobertura y uso del suelo que esté planificada a nivel nacional y regional. Esto es especialmente importante en países desarrollados donde la conservación del territorio va a depender en gran medida de la protección del territorio (Foley *et al.*, 2005). Además, las tendencias de cambio en el uso y cobertura del suelo se ven ampliamente influidas por procesos socioeconómicos, últimamente marcados por las actividades humanas, teniendo un impacto en el territorio directamente mediante la pérdida y fragmentación de hábitats naturales y semi-naturales, e indirectamente causando la pérdida de diversidad, contaminación, movimiento de especies, etc.

Por tanto, es necesario profundizar en cómo los procesos de antropización e intensificación del uso del suelo favorecen la fragmentación del territorio y afectan a la vulnerabilidad de los hábitats naturales, la conservación de la biodiversidad y la oferta de bienes y servicios ecosistémicos desde escalas regionales a escalas nacionales, donde la planificación de cambios en la ocupación y uso del suelo debe surgir. Es necesario, por tanto, desarrollar nuevas herramientas de planificación que dirijan y modulen los procesos de transformación, e incorporen las redes territoriales de conservación, más allá de la simple declaración de espacios protegidos, y favorecer la integración de las políticas sectoriales en aras de mejorar la capacidad de adaptación y reducir la vulnerabilidad del territorio.

5.4.2.6 Recomendaciones para los cambios ocupación del suelo

- Los Espacios Naturales Protegidos son herramientas fundamentales para la conservación de la diversidad y de hábitats naturales, semi-naturales y del patrimonio tradicional así como para frenar la conversión de usos del suelo, por lo que se debe garantizar que cuenten con adecuados planes de gestión y ordenación de recursos.
- Es necesario desarrollar nuevas herramientas de planificación que dirijan y modulen los procesos de transformación de los usos del suelo, e incorporen las redes territoriales de conservación.
- Tanto el abandono agrícola como los procesos de intensificación (por cambios a zonas agrícolas intensivas y zonas artificiales) ponen de manifiesto la necesidad de proteger tanto zonas forestales como zonas agrícolas tradicionales a escalas nacionales y regionales.
- El aumento de superficie de los bosques puede deberse a plantaciones promovidas por la PAC junto a procesos de naturalización favorecidos por el abandono agrícola, por lo que son necesarios estudios a escalas regionales y nacionales.
- El crecimiento de zonas urbanas y otras superficies artificiales debe ser planificado a nivel local, regional y nacional ya que tiene impactos directos en la diversidad debido a la pérdida directa de hábitat y fragmentación de zonas naturales y semi-naturales.
- Las pérdidas de zonas forestales, sistemas agrícolas tradicionales y zonas húmedas puede tener importantes implicaciones para la conservación de la diversidad, por lo que es crítico asegurar una adecuada planificación de la conversión de zonas artificiales y agrícolas, y una planificación y gestión de los incendios forestales.
- Es necesario desarrollar nuevas herramientas de planificación que dirijan y modulen los procesos de transformación, e incorporen las redes territoriales de conservación.

5.5 Situación climática

Hay un consenso científico generalizado sobre el origen antropogénico del cambio climático contemporáneo (IPCC 2013). El uso intensivo de las fuentes de energía fósiles que comienza con la revolución industrial, ha contribuido al aumento de las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero (CO₂, N₂O, CFC). La emisión de estos gases ha contribuido al efecto invernadero, lo que ha resultado en un rápido calentamiento global durante los últimos 50-60 años. El calentamiento en el sistema climático es inequívoco y, desde la década de 1950, muchos de los cambios observados no han tenido precedentes en los últimos decenios a milenios. Según el IPCC, el mundo se ha calentado aproximadamente 0,85 °C respecto a los niveles pre-industriales (período 1880-2012).

El calentamiento global ha desencadenado: aumento del nivel del mar, debido a la dilatación del agua y el derretimiento del hielo (glaciares, casquetes polares); mayor frecuencia de eventos climáticos extremos; retroceso de los glaciares y capas de hielo del Ártico; la modificación de la dinámica atmosférica y oceánica; y acidificación de los océanos.

5.5.1 Cambios observados en España

España por su ubicación geográfica tiene un clima de transición entre las latitudes templadas y las tórridas, con grandes contrastes térmicos y pluviométricos. El invierno es frío, o fresco, con bastantes similitudes con el clima del resto de Europa, mientras que el verano cálido o muy cálido es más parecido al del norte de África. Dicha ubicación geográfica y el carácter ondulatorio de la circulación global de la atmósfera determinan que las olas de frío y de calor se produzcan con cierta frecuencia. Las precipitaciones son escasas e irregulares en la mayor parte del territorio con períodos de sequías que se alternan con otros de abundantes precipitaciones (VVAA 2007).

Los registros fiables más antiguos de datos de temperatura y precipitación de que se dispone en España se remontan a la segunda mitad del siglo XIX (Brunet *et al.* 2006, Luna *et al.* 2012). Del estudio y análisis de estas series históricas se ha observado que las temperaturas muestran una tendencia generalizada al alza en todo el territorio español con incrementos que oscilan entre 1 y 2 grados en el periodo comprendido entre 1850 y 2005 (VVAA 2007). Esta tendencia no es homogénea, ni a escala temporal, ni espacial, de hecho:

- a lo largo del siglo XX se pueden diferenciar varios ciclos: uno de ascenso térmico, entre 1901 y 1949, un descenso desde esa fecha hasta 1972, un rápido aumento desde 1973 hasta 2000 (Figura 42) y un posterior estancamiento (Figura 43).
- el calentamiento ha sido más acusado en primavera y verano, y en las temperaturas máximas. Para tendencias observadas por estaciones ver Luna et al. (2012).
- por regiones, las más afectadas por el calentamiento son las situadas en la mitad oriental peninsular, cubriendo una amplia franja en torno al mediterráneo que se extiende desde Girona hasta Málaga, incluyendo Castelló, Valencia, Alicante, Murcia y el Sureste peninsular.
- en las Islas Canarias, los cambios en el comportamiento del clima son evidentes desde el punto de vista térmico, y similares a los observados en la Península.

Asimismo, se ha observado una disminución de los días fríos y un aumento de los cálidos por lo que, si se mantiene

esta tendencia, es de prever un incremento de las olas de calor similares a la registrada en el verano del 2003.

Respecto a la precipitación, las tendencias seculares y recientes no son tan fáciles de identificar dada la complejidad de la distribución espacial de las lluvias en España y su elevada variabilidad temporal. En el contexto de los últimos quinientos años, la reconstrucción del clima muestra la sucesión de periodos lluviosos y secos, de duración variable y sin cambios bruscos, tanto en el sur peninsular como en el norte (Figura 44).

Luna et al. (2012) señalan que para la precipitación desde comienzos del siglo XX, la tendencia de la media anual para todo el periodo es despreciable. En cambio desde mediados del siglo XX, la tendencia es notablemente negativa (-13.2 mm/10 años). En el análisis por estaciones del año, para los 108 años ninguna estación muestra tendencias apreciables. Desde 1951 el invierno muestra una tendencia decreciente de unos 10 mm/ 10 años, que sin embargo no alcanza la significación estadística. El verano en este periodo sí alcanza la significación estadística con una tendencia negativa de -3.3 mm / 10 años (Figura 45).

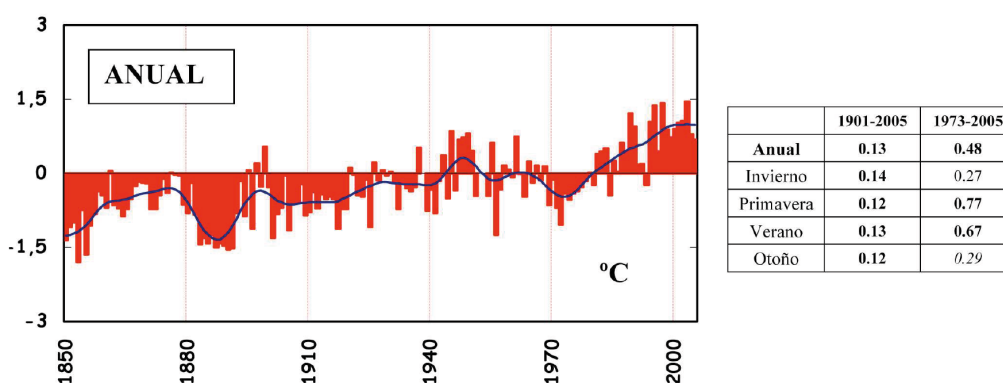


Figura 42. Variaciones anuales en el periodo 1850-2005 de la temperatura media diaria en España, expresada en anomalías (en °C) respecto a la media del periodo 1961-1990 (base de datos SDATS), calculada como un promedio sobre 22 estaciones. La curva en azul representa un filtro gaussiano de 13 años. La tabla indica las tendencias de temperatura (en °C/década) para todo el siglo XX (periodo 1901-2005) y para el periodo reciente de mayor calentamiento (1973-2005); las tendencias en negrita (itálica) son significativas con un nivel de confianza del 99 % (95%). Tomada de Luna et al. (2012).

Diagnóstico

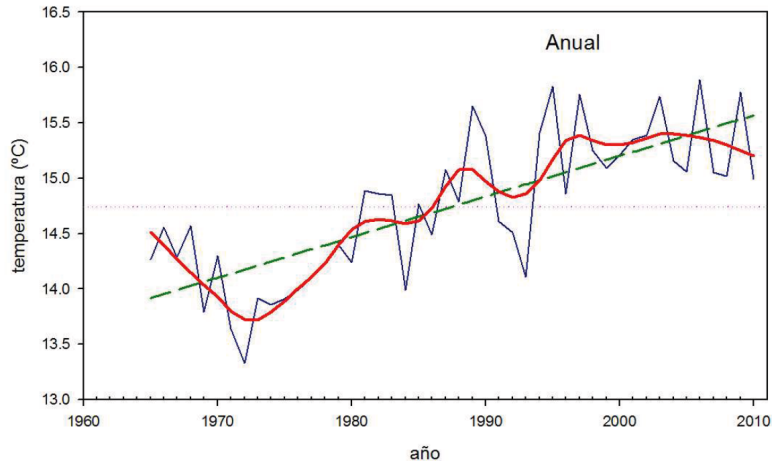


Figura 43. Evolución de la temperatura media anual y por estaciones para España peninsular y Baleares para el periodo 1965-2010. Se representa también la serie suavizada con un filtro loess (en rojo). Tomada de Luna *et al.* (2012).

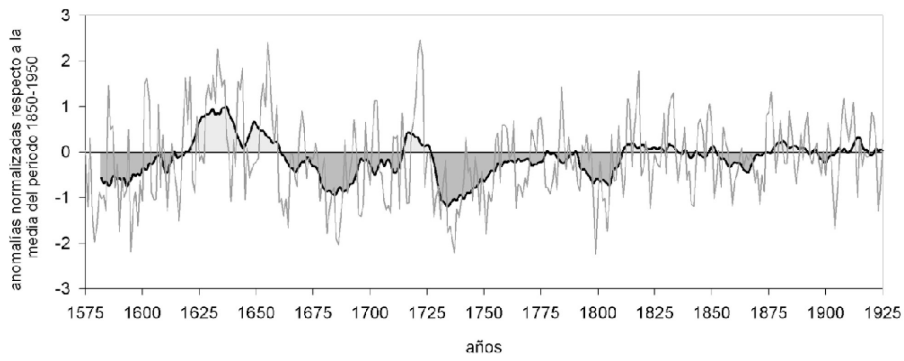


Figura 44. Anomalías de la precipitación anual del NW de España (1575-1925) -suavizado con media móvil de 15 años. Tomada de Castro *et al.* (2005).

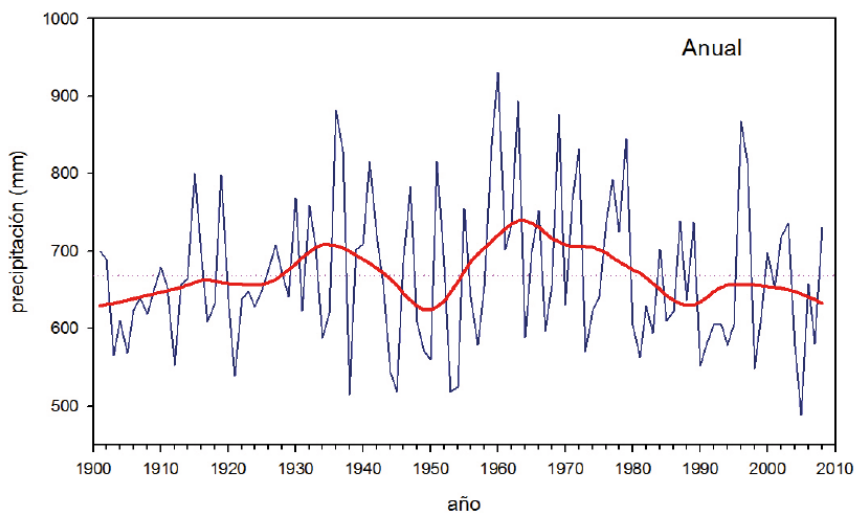


Figura 45. Evolución de la precipitación acumulada anual y por estaciones para España peninsular y Baleares para el periodo 1900-2010. Tomada de Luna *et al.* (2012).

5.5.2 Cambios esperados en España

Las previsiones climáticas futuras presentes en la literatura se basan en escenarios socioeconómicos a escala global que llevan asociados volúmenes de emisiones de gases de efecto invernadero (Tabla 32). Los modelos climáticos se alimentan de dichos escenarios, que son más o menos favorables según sean las emisiones de gases de

efecto invernadero menos o más abundantes respectivamente. Se han desarrollado previsiones regionalizadas para el caso español, que bajan la escala de resolución de los modelos desde la escala global a una escala más regional (para más detalle ver Mestre *et al.* 2015). En Morata (2014) se muestran escenarios climáticos regionalizados para España asociados a los escenarios publicados en cuarto informe del IPCC (IPCC 2013).

Tabla 32. Escenarios de emisión y sus características principales

Escenario	Características
A2	Emisiones altas. Mundo muy heterogéneo, basado en tradiciones locales y modelo familiar. Desarrollo económico y cambio tecnológico más lento que en otros grupos de hipótesis.
A1B	Emisiones medias. Mundo con crecimiento económico rápido basado en la utilización equilibrada de todo tipo de fuentes de energía y tecnologías nuevas y eficientes.
B1	Emisiones bajas. Mundo basado en la introducción de tecnologías limpias y el aprovechamiento eficaz de los recursos. Fomento de la sostenibilidad económica, social y ambiental.
E1	Fuerte mitigación. Objetivo de no sobrepasar 2°C de calentamiento.

Fuente: Morata 2014

5.5.2.1 Cambios esperados en las temperaturas

En cuanto a las proyecciones de temperatura, hay una tendencia al aumento del valor medio de la temperatura máxima a lo largo de todo el período, alcanzándose incrementos de entre 3-5°C a final del siglo XXI, manifestándose a final de siglo mayor incremento para los escenarios de mayores emisiones (Figura 46).

Además se presenta una tendencia menos pronunciada al aumento de la temperatura en las regiones costeras, así como en Valle del Ebro e Islas Baleares y más acentuada en el Pirineo y las regiones del centro y sur peninsular. El mayor incremento de temperatura máxima corresponde a los meses de verano de hasta 5-7°C, y es menos intenso en la zona cantábrica que en el resto de la Península. En invierno el valor medio esperado manifiesta un incremento con valores en torno a los 3°C (Morata, 2014).

5.5.2.2 Cambios esperados en las precipitaciones

Por lo que respecta a las precipitaciones, las tendencias de cambio a lo largo del siglo no son por lo general uniformes, con notables discrepancias entre los modelos globales, lo que resta fiabilidad al resultado. En Morata (2014) se señala una disminución general de la tasa de precipitación para el siglo XXI, aunque existen discrepancias entre los métodos de regionalización (dinámica y estadística).

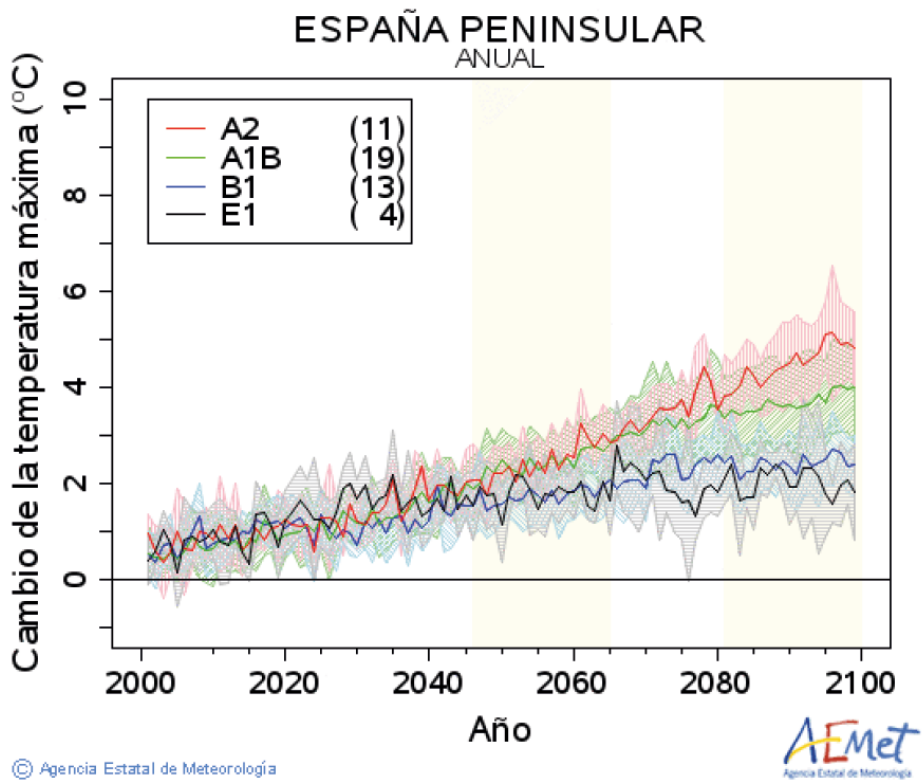
Para el escenario A1B, los resultados obtenidos mediante técnicas dinámicas (Figura 47) dan cuenta de mayor disminución de precipitación que los obtenidos con técnicas estadísticas. No obstante, la incertidumbre asociada a los resultados estadísticos es notablemente mayor que la obtenida para los resultados dinámicos. En cuanto a los cambios en las precipitaciones en las distintas áreas de la península ibérica, la misma autora señala que en general, se observa disminución de la tasa de precipitación en toda el área peninsular. En la mitad norte de la península se observa disminución de la tasa de precipitación entre 0-10%, mientras que en el resto del área la disminución varía entre 10-20%. Excepto Extremadura, Andalucía y Comunidad Valenciana que la disminución es entre 20-30%.

5.6 Restauración ecológica

5.6.1 Restauración ecológica en infraestructuras lineales

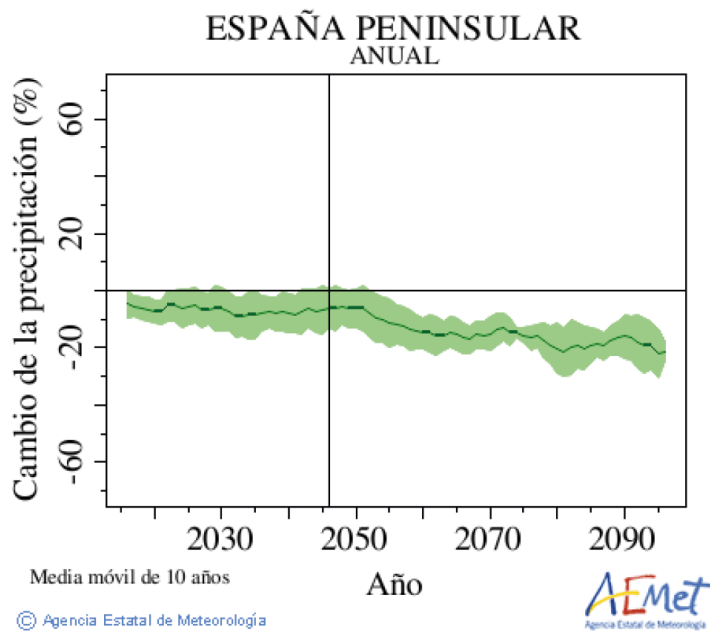
Estado de la restauración de espacios afectados por infraestructuras lineales. Enfoques convencionales

La restauración de espacios afectados por infraestructuras lineales se incluye como parte de las medidas correctoras de los proyectos de construcción. En lo que respecta a la corrección de impactos relacionados con comunidades vegetales, el enfoque actual de las medidas



© Agencia Estatal de Meteorología

Figura 46. Cambios en el valor medio anual de la temperatura máxima (°C) en España peninsular para el siglo XXI obtenida mediante técnicas de regionalización estadística. Entre paréntesis se recoge el número de proyecciones realizadas para cada escenario. En línea continua (sombreada) se representa el valor promedio (incertidumbre), las franjas verticales sombreadas indican las ventanas temporales en las que el número de regionalizaciones es máximo (tomada de Morata 2014).



© Agencia Estatal de Meteorología

Figura 47. Cambios esperados de anomalías de precipitación (PCP) para el siglo XXI promediados para el territorio español, obtenidos mediante regionalización dinámica (tomada de Morata 2014).

correctoras se basa en criterios técnicos y, en muchos casos, agronómicos y forestales, que con frecuencia están alejados de los principios promovidos por la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica. Para esta Sociedad, el diagnóstico específico de las condiciones locales y la identificación de un referente histórico o ecológico, orientan las acciones de restauración. Desde el propio sector se considera que la Administración ambiental responsable de la evaluación de las obras de restauración desconoce, en muchos casos, la existencia de estos criterios o, de conocerlos, no los aplica. En ocasiones esto se debe a la complejidad de trasladar estos conceptos a una Declaración de Impacto Ambiental (DIA) y, de ahí, al pliego de condiciones de los proyectos constructivos.

Originariamente, en el Anejo de Ordenación Ecológica, Estética y Paisajística editado por el Ministerio de Fomento, las medidas correctoras que deben aplicarse para corregir los impactos generados por la construcción de infraestructuras lineales se plantean como un conjunto de acciones con fines estéticos y de estabilización de los taludes. En la actualidad, este Anejo ha pasado a llamarse de “Integración ambiental” y considera que las medidas correctoras deben aplicarse con el fin de conseguir la estabilidad geotécnica, controlar la erosión y evitar la llegada de sedimentos a la vía. Sin embargo, en la práctica, el criterio de restauración estética domina incluso sobre el objetivo de control de la erosión.

En cualquier caso, y para cumplir con estos objetivos, en la actualidad se emplean una batería de técnicas estandarizadas como la aplicación de siembras y plantaciones de especies comerciales. Varios estudios han demostrado el fracaso de muchas de estas intervenciones. Algunas causas que explican este fracaso son (Mola *et al.*, 2001):

1. la falta de adaptación de las especies a las condiciones locales de los taludes (la pendiente, el escaso contenido de nutrientes, la baja retención hídrica de los antroposuelos)
2. la ejecución de estas medidas en momentos subóptimos, supeditados a los compromisos de la obra, y no a los condicionantes biofísicos
3. la deficiente ejecución de algunas obras

4. la dureza de las condiciones climáticas y edáficas

Asimismo, otros estudios han revelado que para que la cubierta vegetal que se establece en los taludes pueda contener los procesos de erosión, es necesario que ésta supere el 25%, y preferiblemente, el 50% (Andrés y Jorba, 2000). Bajo determinadas circunstancias (desmontes con orientación sur, por ejemplo) y en condiciones de clima mediterráneo es difícil conseguir este desarrollo de la vegetación. Además, las especies utilizadas en hidrosiembras con frecuencia no son especies tapizantes y, a pesar de poder conseguirse coberturas relativamente altas, no consiguen controlar la escorrentía superficial y los procesos erosivos (Tena, 2006). Por otra parte, la capacidad de un determinado nivel de cubierta vegetal para retener escorrentía y sedimentos depende de su distribución espacial (Bautista *et al.*, 2007). Una distribución funcional pero discontinua, permitiría reducir costes de mantenimiento (por ejemplo, aumentando la distancia de las líneas de riego) y generaría espacios libres que podrían favorecer la sucesión secundaria (Soliveres *et al.*, 2012).

Un elemento clave en la restauración de espacios afectados por infraestructuras lineales es la capa de suelo fértil (comúnmente denominada tierra vegetal), considerada como la capa superficial de suelo que contiene un banco de semillas viable. En el propio Anejo de Integración Ambiental antes mencionado, se refleja que “Se considera la retirada de una capa de entre 30 y 40 cm de tierra vegetal según la zona, que podrá reutilizarse en las labores de restauración”. Sin embargo, la potencia de ese primer horizonte edáfico varía en función de las condiciones climáticas de cada zona y de la edafogénesis. Desde el punto de vista ecológico, la mayor concentración de semillas, microorganismos y materia orgánica que configura el suelo se localiza en los primeros centímetros. Por tanto, la recolección de entre 30 y 40 cm de suelo diluye el banco de semillas y reduce las propiedades beneficiosas de los horizontes superficiales (Mola *et al.*, 2011). Además, la calidad del suelo también puede verse afectada por las condiciones de manejo. El apilamiento durante largos periodos y, en algunos casos, sin cumplir con las medidas recomendadas, reduce el potencial restaurador del banco de semillas de manera irreversible, al disminuir su capacidad de germinación (Rivera *et al.*, 2012). Con respecto al re-extendido de tierra vegetal, se asume que éste debe llevarse a cabo de manera homogénea. Cuando el volumen de tierra a extender supera el volumen de tierra retirado, normalmente se aporta tierra procedente de otras localizaciones²⁴. Estas evidencias muestran que los protocolos de restauración de infraestructuras viarias

²⁴ De este hecho se deduce que la construcción de infraestructuras muy comúnmente afecta a espacios más allá de la propia superficie ocupada por la vía o los taludes, mediante el acceso a este tipo de préstamos y la creación de vertederos.

que se emplean actualmente se basan en procesos de ensayo error y en la aplicación de conocimientos procedentes de contextos socio-culturales y ecológicos ajenos a la realidad española, y que es necesario desarrollar una base de conocimiento sólida para aumentar la eficiencia de las intervenciones.

Más allá de que el planteamiento y la ejecución de las medidas correctoras se estén llevando a cabo con más o menos acierto, el diseño de las propias infraestructuras es en sí un condicionante del éxito de los proyectos de restauración. El diseño de taludes rectilíneos y con acabado liso genera formas alejadas del equilibrio que estarán expuestas a procesos erosivos hasta que se establezcan

las redes de drenaje que canalicen la escorrentía superficial. Esta limitación es particularmente grave en zonas con clima mediterráneo, con eventos extremos de precipitación son frecuentes. Estas condiciones de estrés se hacen aún más patentes en taludes con pendiente de más de 40% y orientación sur (Bochet y García Fayos, 2004). Esta problemática se ha reducido con las modificaciones en el trazo de las vías incluidas en las vías de tercera generación. En éstas, las diferencias de cota son salvadas mediante la construcción de viaductos y la excavación de túneles. Este diseño genera infraestructuras con un potencial de fragmentación del territorio mucho menor, como es el caso de la variante A-4 de Despeñaperros (Figura 48).



Figura 48. Variante A4 de Despeñaperros. (Fotografía: Felipe Gabaldón. Licencia Creative Commons 2.0.).

En lo referente a la corrección y mitigación de impactos de las infraestructuras sobre las comunidades de fauna, el buen planeamiento de la infraestructura y su trazado puede ser clave, como también lo es la creación de zonas de paso (pasos de fauna). Estos pasos se realizan con múltiples objetivos: facilitar puntos de cruce seguros, evitar que se creen fragmentos de hábitats aislados, y facilitar el acceso y promover el mantenimiento poblacional. En la actualidad, el planeamiento de pasos de fauna se lleva a cabo siguiendo criterios de hábitat y presencia de determinadas especies, conectividad ecológica para

los desplazamientos de fauna y tramos conflictivos que puedan estar asociados a una alta mortalidad de individuos.

La densidad de pasos de fauna debe establecerse a partir de los requerimientos mínimos de permeabilidad que aseguran una densidad mínima. Esta densidad puede variar en función del tipo de hábitat circundante. En hábitats forestales o con interés de conservación, debería colocarse un paso por Km para grandes mamíferos y un paso cada 500 m para pequeños vertebrados. En cambio,

en hábitats muy transformados por actividades humanas, estas densidades se reducirían a 1 paso cada 3 Km y 1 paso cada Km, respectivamente. La topografía de la zona en la que se va a establecer el paso de fauna influye también en la disposición de los mismos. Por ejemplo, si la vía discurre entre desmontes, se optará por pasos superiores, mientras que si discurre en terraplén se optará por pasos inferiores.

No obstante, se debe tener en cuenta que las densidades citadas son meramente orientativas. La eficiencia de los pasos de fauna depende en gran medida de la especie considerada, las dimensiones del paso, el comportamiento de las especies y la estacionalidad de la actividad de la fauna (Jacques *et al.*, 1982; Vassant *et al.*, 1993a, 1993b). Cuando se analiza el uso de los pasos, tanto específicos (pasos de fauna *per se*) como inespecíficos (estructuras asociadas a la infraestructura lineal, como cubetas, drenajes, etc.), se observa que son usados por especies de distinto tamaño, indistintamente (Mata *et al.*, 2003). Sin embargo otras especies son reacias a utilizar pasos con ciertas características (por ejemplo, ungulados que no suelen cruzar por túneles largos; Grilo *et al.*, 2010; Mata *et al.*, 2005; Mata *et al.*, 2008). La variación en la actividad de los individuos a lo largo del año también puede afectar la eficacia de los pasos. Por último, las condiciones microclimáticas o la cobertura de plantas a la entrada del paso pueden ser factores clave que determinan el uso de los mismos por la fauna (Mata *et al.*, 2009; Serronha *et al.*, 2013; Villalva *et al.*, 2013).

Limitaciones de la Restauración Ecológica en espacios afectados por infraestructuras de transporte

1. No se incorpora el componente geomorfológico a la hora de diseñar los taludes y las propias infraestructuras y esto revierte directamente sobre el éxito de las medidas correctoras.
2. Los profesionales con formación en restauración de ecosistemas no intervienen en la toma de decisiones sobre las cuestiones referentes a la selección de alternativas de trazado, el diseño de taludes, la selección de especies y las técnicas de plantación y siembra.
3. Los enfoques y criterios de restauración ecológica de aplicación en los espacios afectados por infraestructuras lineales no aparecen de forma explícita en los Anejos de integración ambiental, ni en los pliegos de condiciones técnicas.

4. La formación y conocimiento de los técnicos encargados de la redacción de proyectos de restauración ecológica es escasa.
5. Los ecoductos, pasos superiores específicos para fauna y pasos superiores multifuncionales, son las estructuras de permeabilización más importantes que se pueden emplear para la restauración ecológica de zonas afectadas por infraestructuras lineales. Sin embargo, la creación de estos pasos está limitada por:
 - a. Factores geomorfológicos y de topografía. Si la cota de la infraestructura lineal se encuentra por debajo del relieve de la zona, será posible la construcción de un ecoducto o paso superior específico para la fauna. Pero si la cota queda por encima del relieve de la zona, ésta no será posible.
 - b. Factores económicos. La construcción de un ecoducto o paso superior específico para la fauna requiere cierta inversión económica.
 - c. Para garantizar la funcionalidad de los ecoductos o pasos superiores específicos para la fauna, éstos se deben situar en los sectores de desplazamiento habitual de la misma y en zonas con una baja perturbación antrópica.
 - d. No existen mecanismos adecuados para el control de la calidad de los proyectos, lo que representa un obstáculo para el desarrollo del sector.

Sobre la restauración ecológica en este tipo de infraestructuras se ha recopilado casos de éxito en el Anexo III.

Oportunidades para la Restauración Ecológica en espacios afectados por infraestructuras lineales

1. Geometría de las infraestructuras lineales y ocupación del territorio: las infraestructuras viales ocupan localmente grandes superficies (Valladares *et al.*, 2011) que atraviesan gran cantidad de ecosistemas y que pueden servir como corredores para un gran número de especies, especialmente polinizadores, mejorando así los servicios ecosistémicos asociados a este grupo funcional.
2. Mejora de la conectividad asociada a las acciones de restauración en infraestructuras lineales y fomento de la infraestructura verde, mediante una planificación integrada.
3. Acciones en áreas de influencia y zonas de servidumbre de paso: restauración de servicios ecosistémicos

en espacios degradados o altamente transformados como refugio de seres vivos (matriz agrícola de prácticas intensivas) e incremento del valor paisajístico.

4. Utilización de vías pecuarias y vías de tren abandonadas como corredores, conectores, refugios para la biodiversidad y recursos turísticos.
5. Mejora de las condiciones de viaje: diseño de entornos atractivos y seguros en vías de transporte.

Recomendaciones para la Restauración Ecológica en áreas afectadas por infraestructuras lineales

1. La restauración de zonas afectadas por infraestructuras lineales debe ajustarse a los **principios de la restauración ecológica** propugnados por la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica, y recogidos en el Marco Conceptual de esta Estrategia. Estos principios deben ser incluidos de manera explícita en los pliegos de prescripciones técnicas, y deberán ser consensuados con los agentes que intervienen en el desarrollo de los proyectos, de manera que se asegure su vigencia durante todas las fases del mismo.
2. La necesidad de llevar a cabo un “Inventario ambiental y descripción de los procesos e interacciones ecológicas o ambientales claves” se describe en el Artículo 1c del Anexo VI de la Ley 21/2013 de Evaluación Ambiental. En consecuencia, la Administración competente debe contemplar los plazos y asignar los recursos necesarios para que las obras de restauración incluyan un **diagnóstico específico y jerarquizado** que permita plantear la restauración de cada espacio concreto, prestando atención a su geomorfología, a las limitaciones ambientales (condiciones físico-químicas) y a las limitaciones asociadas a la características bióticas del entorno (filtros dispersivos, estructura y diversidad de las comunidades circundantes).
3. A partir del diagnóstico, se establecerán criterios e identificarán protocolos y técnicas de restauración para las **diferentes zonas** afectadas por la obra: taludes de infraestructuras lineales, zonas de préstamo temporal, zonas de almacenamiento, campamentos de obra, accesos provisionales, vertederos definitivos, áreas entre enlaces, zonas de descanso, etc.
4. La restauración de zonas afectadas por infraestructuras lineales debe ser acometida por **equipos multidisciplinarios**, que cuenten con la participación de **profesionales** con formación en restauración de ecosistemas. Estos profesionales deben tener cono-

cimientos sobre los criterios de la restauración ecológica, y experiencia en técnicas de sondeo, trabajos geotécnicos, diseño geomorfológico de taludes, autoecología de las especies, técnicas de revegetación y dinámica ecosistémica.

5. El proyecto de restauración debe establecer inicialmente unos **objetivos** concretos, realistas y cuantificables. Estos objetivos deben contemplar aspectos de seguridad y mantenimiento de las infraestructuras, pero también deben tener en cuenta el papel de la zona restaurada en la dinámica ecosistémica y del paisaje. Este paso es esencial para definir unos criterios objetivos de evaluación del éxito de las acciones, evaluar el retorno de la inversión y, en último término, mejorar la calidad de la restauración.
6. Los responsables de la restauración deben ser críticos con las **técnicas** utilizadas, supeditándolas a los objetivos definidos, y teniendo en cuenta su eficacia en las condiciones específicas de la zona restaurada. De esta manera, se debe evitar la repetición de técnicas de eficacia no contrastada, especialmente cuando los procesos naturales de sucesión, la no-acción, pueden proporcionar resultados análogos a la restauración activa.
7. Siempre que sea posible, se recomienda incorporar la **restauración geomorfológica** en el diseño de las propias infraestructuras. La restauración geomorfológica debe estar orientada a recuperar redes de drenaje que permitan organizar la escorrentía y crear geomorfologías estables. Este tipo de acciones puede favorecer la sucesión secundaria y permitir la reducción de costes de ejecución y mantenimiento.
8. Se deben fijar **plazos de ejecución y seguimiento** coherentes con la fenología y la dinámica de las especies y ecosistemas que se pretende restaurar. Se debe identificar de manera objetiva e independiente los momentos idóneos para el desarrollo de cada una de las acciones. Para ello, los expertos en restauración deben participar en la redacción del conjunto de la obra y en el diseño del plan de trabajo.
9. Se debe considerar de manera minuciosa la **composición del material vegetal de reproducción** (mezclas de semillas, brinzales) **y de otros materiales aportados** (suelos, enmiendas, mantas, fajinas, etc.) para evitar invasiones biológicas, contaminación y erosión genética, ralentización de la sucesión y aparición de trayectorias sucesionales no deseadas.

10. Se debe abandonar el concepto geotécnico de ‘tierra vegetal’, aplicando los conocimientos de edafología para gestionar los **suelos**, evitando el deterioro y pérdida de un recurso que es insustituible y escaso. Se deben promover agencias autonómicas encargadas de coordinar las transferencias de suelos y garantizar la correcta gestión de los suelos como organismo vivo.
11. Las medidas correctoras asociadas a la **desfragmentación** de infraestructuras y a reducir los efectos negativos de éstas sobre la fauna deben diseñarse a escala de paisaje y, de manera específica, considerando la etología, fenología, incidencia de atropellos y la dinámica de las especies para las que son construidas. El diseño, ejecución y seguimiento de estas medidas también debe llevarse a cabo en base a un diagnóstico específico del entorno.
12. La **investigación aplicada y la gestión adaptativa** son necesarias para resolver las incertidumbres que aún perduran en la restauración de zonas afectadas por infraestructuras lineales, y desarrollar técnicas más eficientes que reduzcan la relación coste: beneficio. También para desarrollar ecotecnología novedosa que abra oportunidades de negocio. La Administración abrirá una línea de financiación orientada y coordinada para promover actividades de I+D, que facilite la colaboración entre las empresas del sector y los centros de investigación.
13. El **intercambio de conocimiento** es esencial para optimizar el uso de recursos y garantizar una restauración ecológica de calidad. La Administración, en colaboración con el resto de grupos de interés implicados, creará una comisión con el objetivo de recopilar información y facilitar el flujo recíproco de la misma: identificar lagunas, facilitar la investigación orientada y difundir sus resultados. Se creará un catálogo de acceso libre que contenga información básica sobre los proyectos realizados, así como copia de los pliegos de condiciones y la memoria del proyecto.
14. Estas directrices serán integradas en la redacción de unos **estándares de buenas prácticas** para la restauración de zonas afectadas por los diferentes tipos de infraestructuras lineales.

5.6.2 Restauración ecológica de montes

Estado de la restauración ecológica en montes

La Ley de Montes (43/2003, de 21 de noviembre y su modificación por la Ley 21/2015, de 20 de julio) define los

terrenos forestales en sentido amplio, incluyendo arbolado, matorrales, pastizales y terrenos yermos. Por lo tanto, en este apartado, bajo el término restauración forestal se abordará la restauración del conjunto de ecosistemas terrestres. Los proyectos de restauración forestal que se vienen realizando en España se pueden encuadrar en cinco grupos: 1) proyectos de restauración hidrológico-forestal promovidos por el Estado (MAPAMA), 2) proyectos de restauración post-incendio, acciones de lucha contra la desertificación y aumento de arbolado promovidos por las CC.AA., 3) proyectos de forestación de tierras agrícolas relacionados con la PAC, 4) restauración de riberas, promovidas por las Confederaciones Hidrográficas, Ayuntamientos y ONGs, y 5) restauración en espacios mineros y vertederos, generalmente realizada por empresas explotadoras o subsidiariamente por las CC.AA. Las plantaciones con fines exclusivamente productivos no se han considerado en este análisis. La restauración de riberas, zonas costeras y minas se tratan en otros apartados de esta estrategia. Finalmente, las acciones relacionadas con la forestación de tierras agrícolas y la recuperación de montes quemados, por su magnitud e importancia social, reciben aquí una atención especial.

Superficie afectada e inversiones realizadas

La superficie restaurada es un indicador que refleja de manera relativamente inmediata el grado de eficiencia de las políticas de restauración emprendidas. Los datos disponibles hacen referencia únicamente a superficie repoblada y nunca (o en rarísimas ocasiones) a superficie restaurada. Atendiendo a la primera, la superficie total restaurada en todo el territorio nacional en el período 1983-2013 ascendería a 1.796.292 ha, cifra que representa el 6,5% de la superficie actualmente clasificada como forestal (Tabla 33).

Algunas de las CC.AA. carentes de un marco legislativo o estratégico que contemple la restauración forestal son las que, por norma general, despliegan los datos más negativos. En Cataluña, desprovista de marco estratégico, la superficie restaurada representa apenas el 1% de su superficie potencial. En las Islas Baleares, carente tanto de legislación como de planificación propia, el 0,63%. En Canarias, falta de marco legislativo, el 1%. Estos datos ponen de manifiesto la relación entre la operatividad política, y las bases legales y estratégicas. La excepción, en este caso, la constituye la Región de Murcia: sin normas ni marco planificador propio que desarrolle la cuestión restauradora, presenta un prominente 8,8% de superficie restaurada respecto de su superficie forestal potencial

Tabla 33. Resumen de resultados del análisis autonómico sobre superficie repoblada/restaurada

Comunidad Autónoma	Período de estudio*	Superficie total restaurada (ha)	Media anual (ha/año)	Proporción respecto a superficie forestal potencial (%)
Andalucía	1983-2011	423.083	14.589	6,3
Aragón	1983-2012	47.642	1.588	1,6
Asturias	1983-2009	36.020	1.334	3,5
Cantabria	1983-2012	14.566	486	2,8
Castilla-La Mancha	1983-2011	218.483	7.534	2,9
Castilla y León	1983-2013	431.894	13.932	4,8
Cataluña	1983-2012	27.522	917	1
Comunidad de Madrid	1983-2011	28.661	1061	4,6
C. Valenciana	1983-2011	52.872	1.823	3,7
Extremadura	1983-2011	154.106	6.164	3,7
Galicia	1983-2011	212.183	8.841	7,2
Islas Baleares	1983-2013	3.132	108	0,63
Islas Canarias	1983-2011	7.746	287	1
La Rioja	1983-2011	16.225	676	3,7
Navarra	1983-2011	21.449	794	2,7
País Vasco	1983-2011	75.119	3.414	10
Región de Murcia	1983-2009	25.589	948	8,8

* No hay datos concernientes a los años 1988 y 1989 para las Comunidades Autónomas de Aragón, Asturias, Cantabria, Madrid, Galicia, Canarias, La Rioja, Navarra y País Vasco.

Fuente: Cuenca (2014) a partir de Anuarios de Estadística Forestal (MAGRAMA, 1983 a 2011), Informe 2013 de la Sociedad Española de Ciencias Forestales (SECF) y diversas recopilaciones e informes estadísticos autonómicos

(datos de WWF), proporción superada sólo por la del País Vasco. Esta situación probablemente es debida a la condición de destinataria prioritaria de fondos europeos que ostenta esta región.

Si bien es patente que la posesión de unos marcos normativo y planificador autonómicos adecuados en materia de restauración puede estar correlacionada de manera más o menos inmediata con cuestiones como la de exteriorizar cifras aceptables de superficie restaurada/repoblada, no se debe perder de vista que en dicha ecuación pueden entrar en juego factores de diversa índole, intrínsecos de cada Región (condicionantes climáticos, indicadores de vulnerabilidad frente al cambio climático, un estado de por sí favorable de los ecosistemas forestales, etc.) y que, consecuentemente, hacen que unas Comunidades tengan más necesidad de restaurar que otras. Además, se debe recordar que la finalidad última de las intervenciones no pasa por reforestar mucho, sino por hacerlo de una manera adecuada y en coherencia con unas necesidades concretas.

Los recuentos económicos disponibles son muy limitados, dispersos y de reducida accesibilidad, de modo que es prudente considerarlos como datos de moderada representatividad. De acuerdo con las estimaciones de Cuenca (2014), las inversiones medias anuales en restauración rondan los 7,3 millones de euros, aunque con grandes variaciones entre CC.AA., desde los 21 millones de euros/año invertidos en Castilla-La Mancha (1993-2011), hasta los 1,5 millones/año invertidos en Navarra (1999-2012; Tabla 34). La relación promediada es de 5.051 € ha⁻¹. Obviando los valores extremos de Canarias y Madrid, la inversión media es de 3 375 € ha⁻¹. Una parte significativa de las restauraciones/repoblaciones proviene de fondos comunitarios en sus distintos formatos (Fondos de Cohesión, FEOGA, FEADER, FEDER, etc.), seguida por fondos autonómicos. De hecho, las políticas de forestación de la Unión Europea promovidas en los últimos años se han aplicado principalmente en los países mediterráneos, con España a la cabeza (Zanchi *et al.*, 2007). La importancia de los citados fondos europeos, contenidos en su gran

mayoría en el marco de acción de la PAC, revela un tratamiento de la restauración a nivel europeo de mayor conexión con la política agraria que con la ambiental.

Por su parte, la cofinanciación estatal con fondos no comunitarios queda relegada a las acciones emprendidas en el seno de programas nacionales como, fundamentalmente, el Plan Nacional de Restauración Hidrológico-Forestal (<http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/desertificacion-restauracion-fo->

[restal/restauracion-hidrologico-forestal/rhf_plan_restauracion.aspx](http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/desertificacion-restauracion-fo-restal/restauracion-hidrologico-forestal/rhf_plan_restauracion.aspx)), el Plan de Acción Nacional contra la Desertificación y la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. Además, se debe señalar que, con carácter general, la financiación estatal a las CC.AA. no está condicionada a recomendaciones técnicas o proyectos de calidad, sino que atienden a motivaciones políticas o incluso mediáticas, como ha ocurrido tras grandes incendios forestales (WWF, 2014).

Tabla 34. Análisis de las inversiones realizadas en el ámbito de la restauración/repoblación en las diferentes CC.AA. Se muestran únicamente las CC.AA. para las que se dispone de datos económicos

CC.AA.	Periodo de estudio	Inversión	Media anual (M€/año)	Superficie intervenida (ha)*	Relación coste / superficie intervenida	Fuente/s financiación principal/es
		M€			(€/ha)	
Andalucía	2000-2011	130,6	11	60.831	2.148	Presupuestos autonómicos y Fondos Europeos
Aragón	2002-2006	25,3	5,1	5.214	4.852	Presupuestos autonómicos
Asturias						Fondos europeos
Cantabria						-
Castilla-La Mancha	1993-2011	400**	21	142.300	2.811	Fondos europeos
Castilla y León						Presupuestos autonómicos
Catalunya						Presupuestos autonómicos y estatales (Convenio para la Restauración Hidrológico-Forestal)
Comunidad de Madrid	1999-2005	42,7	6,1	6.082	7.030	Presupuestos autonómicos
Comunidad Valenciana						Presupuestos autonómicos y estatales
Extremadura	2000-2007	42	5	49.800	897	Fondos europeos
Galicia						-
Islas Baleares	2013	1,4	-	231	6.060	Presupuestos autonómicos
Islas Canarias	2000-2006	45,2	6,4	3.052,50	14.807	Fondos europeos
La Rioja	2004-2007	10	2,5	4.925	2.030	Presupuestos autonómicos
Navarra	1999-2012	20,7	1,5	4.289	4.826	Fondos europeos
País Vasco						-
Región de Murcia						Fondos europeos

* Se indica la superficie afectada durante el lapso temporal para el que se dispone de datos económicos en cada caso (p. ej., en Andalucía se intervino en 60.831 ha durante el período 2000-2011).

** El dato económico castellano-manchego hace referencia únicamente a forestación de tierras agrarias.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos proporcionados por las Administraciones Autonómicas, memorias de seguimiento de los distintos Planes Forestales Regionales, y diversas recopilaciones e informes estadísticos autonómicos

Principales actores de la restauración forestal

En general, la dirección técnica de las obras de restauración la ha ejercido la propia Administración autonómica, mientras que la ejecución de las obras es asumida normalmente por empresas privadas, especialmente en los últimos años (Tabla 35). Así ocurre en Andalucía, Asturias, Castilla y León, Comunidad Valenciana, Islas Baleares y Región de Murcia.

En marzo de 2015 se presentó el Plan PIMA Adapta, que incluye actuaciones en costa, dominio público hidráulico y Parques Nacionales, con una inversión total de 12.097.104 euros (Tabla 36). Estas actuaciones, no obstante, apenas afectan a los ecosistemas terrestres discutidos en este apartado.

Consideraciones técnicas sobre la restauración forestal

Los proyectos de restauración forestal con frecuencia se realizan sin tomar suficientemente en consideración su **integración funcional en el paisaje**, particularmente por lo que respecta a la conectividad ecológica y a la propagación de plagas y del fuego.

En relación a las actuaciones enmarcadas en el Plan Nacional de Actuaciones Prioritarias en materia de Restauración Hidrológico-Forestal, el 85% del área de intervención es de propiedad y gestión privada. El 15% restante corresponde a terrenos públicos (MAPAMA). Por el contrario, en la mayor parte de las CC.AA., las acciones de restauración ejecutadas se enclavan en terrenos en régimen de propiedad pública, siendo las únicas Autonomías en las que ocurre a la inversa Cataluña, Baleares, Canarias y País Vasco²⁵ (Tabla 38). Independientemente de lo anterior, se debe poner de manifiesto que, según el Plan Forestal Español (2002), apenas un tercio de la superficie forestal española es de titularidad pública, situación que se agrava en algunas CC.AA. como Cataluña (77% de superficie forestal privada) o Baleares (93%). Este escenario choca frontalmente con la concepción social del monte y de su restauración, teniendo en cuenta que los espacios públicos (en un contexto de buena gestión) son la base central para el mantenimiento de las funciones y los servicios ecosistémicos. Finalmente, las labores de restauración en zonas afectadas por incendios forestales, en caso de darse, se limitan casi exclusivamente a montes

de utilidad pública, que apenas representan el 30% de la totalidad de la superficie forestal (WWF, 2014).

Es oportuno comentar que la venta del patrimonio natural público es, actualmente, una realidad en algunas regiones del territorio nacional. Tal vez el caso más actual sea el de la Comunidad de Castilla-La Mancha, cuya Administración, en 2012, identificó 57 de los 228 MUP de titularidad autonómica existentes en la Comunidad como susceptibles de venta (Ecologistas en Acción, 2013). Naturalmente, este tipo de escenarios políticos, además de representar verdaderos obstáculos y frenos ante una correcta gestión del medio natural, revelan un tratamiento material e incluso especulativo del mismo.

En cuanto a las especies empleadas en los proyectos de restauración, la escasez de registros y recuentos autonómicos oficiales dificulta una valoración cuantitativa rigurosa. No obstante, la información recabada permite conocer algunas tendencias en las últimas tres décadas. Así, en CC.AA. como Asturias, Canarias y País Vasco se han empleado especies de crecimiento rápido, alóctonas e incluso con cierto potencial invasor.

Por otro lado, se ha comprobado que la monoespecificidad sigue siendo una opción demasiado generalizada. En gran parte de las CC.AA., las plantaciones monoespecíficas con pinos se han realizado de manera casi sistemática. Esta tendencia ha sido especialmente observable en Comunidades como Aragón, Asturias, Castilla-La Mancha, Madrid, Islas Baleares, La Rioja y Murcia (Tabla 37). En algunas CC.AA. se ha comenzado a dar pasos hacia una mayor diversificación: en Castilla y León, por ejemplo, se emplean actualmente más de diez especies diferentes en la mayoría de los proyectos. La situación es pareja en la Comunidad Valenciana. En Canarias, destaca el uso de frutales como el castaño o la higuera.

²⁵ Para los casos canario y vasco, el dato sobre titularidad debe tratarse como apunte orientativo, dado que la única información encontrada al respecto hace referencia a los trabajos de repoblación realizados entre los años 2006 y 2010 (Anuarios de Estadística Forestal, MAGRAMA).

Tabla 35. Principales agentes y fuentes de financiación de los proyectos de restauración forestal		
CC.AA.	Realización de los trabajos	
	Dirección técnica	Ejecución obras
Andalucía	Administración Autonómica	Empresas privadas*
Aragón	-	-
Asturias	Administración Autonómica	Empresas privadas*
Cantabria	-	-
Castilla-La Mancha	-	-
Castilla y León	Administración Autonómica	Empresas privadas*
Cataluña	Administración Autonómica	Administración Autonómica
Comunidad de Madrid	-	-
Comunidad Valenciana	Administración Autonómica	Empresas públicas**
Extremadura	-	-
Galicia	-	-
Islas Baleares	Administración Autonómica	Administración Autonómica y empresas privadas
Islas Canarias	-	-
La Rioja	-	-
Navarra	-	-
País Vasco	-	-
Región de Murcia	Administración Autonómica	Empresas privadas*

* Externalización a través de licitaciones públicas.
 ** Al menos desde 2006, la empresa privada ha adquirido mayor protagonismo.

Fuente: Elaboración propia

Tabla 36. Actuaciones previstas en el Plan PIMA Adapta relativas al dominio Público Hidráulico (DPH) y a Parques Nacionales (PPNN), con indicación de la provincia afectada y del presupuesto asignado			
Actuación	Provincia	Presupuesto estimado	Vinculación con la adaptación al cambio climático
Ejecución del proyecto de restauración de la Laguna de Lastras de Cuéllar y Hontalbilla (Segovia) – DPH	SEGOVIA	700.000	Pérdida de valores ambientales en espacios de alto valor ecológico degradados afectados por sequía, frecuentación y cambio climático.
Proyecto de restauración fluvial mediante infraestructura verde en el río Ucero – DPH	SORIA	610.000	Adaptación al cambio climático mediante la mejora del estado de masas de agua, recuperación ambiental, defensa contra fenómenos extremos y sumidero de CO ₂
Ejecución de infraestructuras para la restauración y regeneración de nuevos hábitats para anfibios amenazados por el cambio climático - PPNN	Red de Parques Nacionales, y eventualmente centros y fincas adscritos al OAPN	400.000	Los anfibios se encuentran entre los grupos de vertebrados más sensibles a los cambios ambientales y, por lo tanto, más afectados por el cambio climático. Existen experiencias de éxito en distintos PPNN (entre otros, en el del Guadarrama) basadas en la disposición de nuevos hábitats (charcas) para especies de anfibios muy amenazadas.

Diagnóstico

Tabla 37. Nomenclatura científica y común de especies de las que se tiene constancia de su empleo en labores de restauración/repoblación en diferentes CC.AA. La lista probablemente no es exhaustiva. No se ha encontrado información para las CC.AA. de Andalucía, Cantabria, Cataluña y Galicia

Especies		CC.AA. en la/las que se utiliza
Nombre científico + autor	Nombre común	
<i>Betula alba</i> L.	Abedul blanco	CyL
<i>Betula pubescens</i> subsp. <i>celtibérica</i> (Rothm. & Vasc.) Rivas Mart.	Abedul celtibérico	Ast
<i>Castanea sativa</i> Mill.	Castaño	IC
<i>Ceratonia siliqua</i> L.	Algarrobo	RM
<i>Fagus sylvatica</i> L.	Haya común	PV
<i>Ficus carica</i> L.	Higuera	IC
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Fresno norteño	Nav
<i>Juniperus cedrus</i> Webb & Brethel.	Cedro de Canarias	IC
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	Enebro rojo o de la miera	CAM, RM
<i>Juniperus phoenicea</i> L.	Sabina negral	IC, LR, RM
<i>Juniperus thurifera</i> L.	Sabina albar	CAM
<i>Olea europaea</i> L.	Olivo	IB, IC, RM
<i>Phoenix canariensis</i> Chabaud	Palmera canaria	IC
<i>Picea abies</i> (L.) Karst.	Píceas común	PV
<i>Pinus canariensis</i> C. Sm.	Pino canario	IC
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Pino carrasco o alepo	Ara, CLM, CAM, CV, IB, LR, Nav, RM
<i>Pinus nigra</i> Arnold	Pino negro o laricio	Ara, CLM, CyL, LR, Nav, PV
<i>Pinus pinaster</i> Aiton	Pino rodeno	Ast, CLM, CyL, CV, LR, PV
<i>Pinus pinea</i> L.	Pino piñonero	C-LM, CyL, CAM, Ext, LR
<i>Pinus radiata</i> D. Don	Pino insigne o de Monterrey	Ast, IC, PV
<i>Pinus sylvestris</i> L.	Pino silvestre	Ara, Ast, C-LM, CyL, Nav
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	Lentisco	RM
<i>Populus alba</i> L.	Chopo blanco	Nav
<i>Populus nigra</i> L.	Chopo negro	LR
<i>Prunus avium</i> (L.) L.	Cerezo silvestre	CyL
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	Abeto de Douglas	PV
<i>Quercus coccifera</i> L.	Coscoja	Nav, RM
<i>Quercus faginea</i> Lam.	Quejigo o roble valenciano	CAM, LR
<i>Quercus ilex</i> L.	Encina o carrasca	Ara, CyL, CAM, CV, Ext, IB, LR, Nav
<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.	Roble albar	CyL, Nav
<i>Quercus pyrenaica</i> Willd.	Melojo	CyL
<i>Quercus robur</i> L.	Roble	Nav
<i>Quercus rubra</i> L.	Roble americano	PV
<i>Quercus suber</i> L.	Alcornoque	CLM, CyL, CAM, Ext
<i>Rhamnus lycioides</i> L.	Espino negro	CAM, RM
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	Serbal de los cazadores	CyL, LR
<i>Tetraclinis articulata</i> (Vahl) Mast.	Ciprés de Cartagena	RM
<i>Ulmus minor</i> auct. non Mill.	Olmo común	Nav

La **procedencia del material vegetal** es mayoritariamente propia, es decir, la mayor parte de este material proviene de regiones de procedencia locales. La producción del material forestal se ha llevado a cabo mayoritariamente dentro de la Red de Viveros de cada C.A., aunque algunas CC.AA. desmantelaron su sistema de viveros públicos. Andalucía, Aragón, Castilla y León, Islas Baleares, Comunidad Valenciana y Canarias cuentan con red de viveros propios.

Las **técnicas** de restauración se limitan, de forma relativamente generalizada, a labores de repoblación que, además, en muchos casos se sobredimensionan. La importancia de los proyectos de restauración forestal se ha medido con demasiada frecuencia en términos de superficie tratada, que no restaurada (Cortina *et al.*, 2015). Por ejemplo, en el caso de recuperaciones de masas forestales tras un incendio, se ha recurrido a plantaciones en zonas donde podría haber sido más útil emplear otros tratamientos selvícolas de apoyo a la regeneración natural (WWF, 2014). En lo referente a la maquinaria para la preparación del terreno, la utilización de tractores y retroexcavadoras de cadenas es muy generalizada, empleándose en al menos el 70% de las CC.AA. Por otro lado, se comprueba la introducción de la retroaraña en algunas CC.AA. (Cataluña, Comunidad Valenciana e Islas Baleares), y un abandono generalizado de ciertas técnicas de alto impacto, tales como los aterrazamientos.

Las CC.AA. han identificado la necesidad de llevar a cabo labores de **mantenimiento**, y reservar las partidas presupuestarias necesarias para su ejecución. De este modo se garantiza, durante las primeras fases, la adaptación de las masas forestales a las nuevas condiciones del terreno. El mantenimiento se tiene en cuenta de forma relativamente frecuente (en Andalucía, Asturias, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Cataluña, Comunidad Valenciana, Islas Baleares y Región de Murcia; Tabla 38), aunque durante plazos breves (dependientes de la gestión de cada CC.AA., desde 2 años en Andalucía hasta 5 en Asturias e Islas Baleares), y se limita, de forma casi exclusiva, a la reposición de marras.

El **control de calidad** de las obras de restauración es fundamental para garantizar la calidad de la ejecución del proyecto (Navarro *et al.* 2009). El seguimiento y evaluación post proyecto suponen etapas indispensables para valorar el éxito del mismo y así poder extraer conclusiones sobre la respuesta de los ecosistemas forestales ante las intervenciones (Bautista & Alloza, 2009). De cara al futuro, estas tareas contribuyen a reducir el grado de

incertidumbre, pudiéndose crear una base experimental que reduzca la subjetividad en el diseño y mejore el conocimiento científico. La evaluación y el seguimiento resultan imprescindibles para cuantificar la eficacia de las estrategias diseñadas y la eficiencia de las inversiones efectuadas.

Sin embargo, hay una carencia sistemática de mecanismos en este ámbito (Tabla 38, Nunes *et al.*, 2016), más en cuanto a contenido que a continente, es decir, generalmente se contemplan pero de una manera escasamente planificada. Por ello, su consideración frecuentemente depende de cada proyecto concreto. El único criterio utilizado de forma generalizada es la supervivencia de la planta –como ocurre en Asturias, Comunidad Valenciana e Islas Baleares, olvidando otros aspectos clave como el cumplimiento de los objetivos previstos, las desviaciones producidas respecto al proyecto inicial y los efectos sociales, económicos y ambientales de las actividades ejecutadas. Finalmente, cabe tener en cuenta que, en la medida en que la restauración ecológica pretende optimizar la provisión de servicios ecosistémicos, la evaluación de la restauración debería incorporar la participación de los actores sociales (Rojo *et al.*, 2012), fenómeno harto infrecuente.

El estudio e identificación de **áreas prioritarias** en función de sus atributos intrínsecos (ecológicos, socio-económicos, culturales, etc.) se considera una herramienta estratégica fundamental de cara a lograr restauraciones integradas e integradoras. Este tipo de mecanismos se recogen a nivel estatal a través del Plan Nacional de Actuaciones Prioritarias en materia de Restauración Hidrológico-Forestal, en cuyo marco de acción se previó la intervención en 3,5 millones de hectáreas, fundamentalmente bajo criterios hidrológicos (erosión, riesgo de avenidas e inundaciones, calidad de aguas, etc.; MAPAMA). De ellas, 1,1 millones de ha (el 32% de la superficie de actuación) corresponden a trabajos de repoblación forestal. El resto se reparte entre los siguientes tipos de acciones: forestación de tierras agrarias (31%), tratamientos selvícolas (11%), mejora e implantación de pastizales (2%), prácticas de conservación de suelos (23%) y restauración de riberas (1%).

Muchas de las leyes autonómicas contemplan de forma generalizada la priorización de zonas de actuación. Sin embargo, mandatos legales relativos a esta cuestión como el aragonés, cántabro, castellano-manchego, madrileño, canario, riojano o navarro se enmarcan exclusivamente en la restauración hidrológico-forestal y/o

Tabla 38. Indicadores de la situación actual de la restauración forestal. Las siglas MVMC corresponden a Montes Vecinales en Mano Común

CC.AA.	Priorización zonas de actuación	Coordinación inter-autonómica	Titularidad	Labores de mantenimiento	Evaluación y seguimiento	Información y participación pública
Andalucía	NO	NO	Pública	SÍ	NO	NO
Aragón	SÍ	-	Pública	-	-	-
Asturias	NO	NO	M.V.M.C.	SÍ	SÍ	NO
Cantabria	SÍ*	-	Pública	-	-	-
Castilla-La Mancha	SÍ	-	Pública	SÍ	-	-
Castilla y León	SÍ	NO	Pública	NO	NO	NO
Cataluña	NO	NO	Privada	SÍ	NO	NO
Comunidad de Madrid	SÍ*	-	Pública	-	-	-
Comunidad Valenciana	SÍ	NO	Pública	SÍ	SÍ	NO
Extremadura	NO	NO	Pública	-	-	-
Galicia	-	-	M.V.M.C.	-	-	-
Islas Baleares	SÍ	NO	Privada	SÍ	SÍ	SÍ
Islas Canarias	SÍ*	-	Privada	-	-	-
La Rioja	SÍ	-	Pública	-	-	-
Navarra	SÍ*	-	Pública	-	-	-
País Vasco	SÍ	-	Privada	-	-	-
Región de Murcia	NO	NO	Pública	SÍ	NO	NO

* Limitada a restauración hidrológico

Fuente: Elaboración propia

post-incendio, excluyendo otro tipo de criterios como el fomento de la biodiversidad, de la conectividad, de servicios ecosistémicos, etc. En su traslación al plano operativo, se ha evidenciado que en muchas de las CC.AA. la priorización no se basa en una planificación previa, realizándose en ocasiones a escala de proyecto, y en base a criterios de los técnicos y de índole política. Este es el caso de comunidades como Andalucía, Asturias, Castilla y León o Cataluña. Excepción notable es el Plan de Acción Territorial Forestal de la Comunidad Valenciana (PATFOR), que recoge un mapa de priorización basado en servicios ecosistémicos y biodiversidad.

La **cooperación inter-autonómica** es prácticamente nula (Tabla 38). La conexión entre las CC.AA y el Gobierno Estatal está supeditada y restringida casi exclusivamente a temas de financiación, según información directa de Comunidades como Andalucía, Cataluña, Comunidad Valenciana y Región de Murcia. Esta situación choca con la concepción de bosque como ecosistema de implicaciones globales e inter-escalares defendida en multitud de

tratados internacionales y en documentos estratégicos esenciales como el propio Plan Forestal Español y diversos planes forestales regionales.

Además, el flujo **de información y cooperación entre el sector científico-técnico y los órganos de administración** competentes muestra, en general, notables deficiencias. En este sentido, cabe destacar el gran conocimiento adquirido en los últimos años en el campo de la restauración, y el potencial técnico y científico de las diferentes entidades y organismos que trabajan en este ámbito. Ello convierte a España en un país de referencia en restauración a nivel mediterráneo. Las Administraciones, sin embargo, no incorporan el conocimiento científico disponible en la planificación, gestión y ejecución de las estrategias y proyectos de restauración.

Por otra parte, no se impulsan procesos de **participación** efectivos en los que la población local pueda implicarse en el futuro de los nuevos bosques (WWF, 2014). Esta cuestión se aborda de forma limitada en prácticamente todas las CC.AA. (Tabla 38; salvo excepciones como el

Plan de Acción Territorial Forestal de la Comunidad Valenciana), siendo una cuestión vagamente propuesta en la mayor parte de los planes forestales regionales. En la práctica, es aún menos considerada, y se limita, en muchos casos, a reuniones y consultas no vinculantes –por ejemplo en Asturias, Castilla y León, y en Cataluña y Andalucía, en caso de grandes incendios forestales. La Comunidad Balear dispone de una *Xarxa Forestal*, instrumento de participación, operativo desde 2004, que incluye a grupos de acción regionales, líderes locales, entidades públicas, etc. en las negociaciones.

Por último, en cuanto a la redacción de las **memorias técnicas de los proyectos** de restauración, existen diversas carencias generalizadas relativas a contenidos mínimos exigibles: (i) caracterización edáfica, (ii) análisis fisiográfico (altimetría, pendientes, división en zonas homogéneas según fisiografía, etc.) y climatológico, (iii) estudios sobre la vegetación y fauna, que olvidan algunos términos y límites, como por ejemplo la exposición de inventarios o la realización de previsiones de evolución bajo diferentes escenarios, (iv) estudios de perturbaciones potenciales (sanidad vegetal, incendios forestales –incluyendo sus causas, peligrosidad y frecuencia, vientos, avenidas, etc.), (v) estudios de antecedentes y experiencias restauradoras próximas, (vi) consideraciones profundas sobre cuidados posteriores a la restauración y mantenimiento, (vii) estudios para la evaluación del impacto ambiental, (viii) identificación del ecosistema de referencia, y (ix) pronóstico de la evolución del ecosistema (posibles trayectorias sucesionales) en escenarios de no intervención.

Forestación de tierras agrícolas

La expansión e intensificación de la agricultura implica pérdidas globales de biodiversidad. Las medidas de restauración ecológica pueden reducir esas pérdidas, así como mejorar la provisión de servicios ecosistémicos por parte de los agroecosistemas (Barral *et al.*, 2015). Las plantaciones forestales realizadas en terrenos agrícolas constituyen una herramienta con gran potencial restaurador, pudiéndose considerar elementos clave de la infraestructura verde (IV) en estos sistemas. El resultado de las plantaciones es, en la mayoría de casos, la creación de parches forestales en una matriz más antropizada y, por lo general, de menor valor ecológico; aunque a este respecto existen excepciones (Oñate *et al.*, 2003). La forestación en estos terrenos puede dar lugar a la creación y mejora de la infraestructura verde del agroecosistema, tanto a escala local como de paisaje. Las actuaciones de

forestación realizadas en estos terrenos han supuesto un cambio significativo en el paisaje agrario. Pero además, la herramienta de forestación bajo adecuadas directrices tiene un potencial enorme para la creación de capital natural y de infraestructura verde, así como para la prestación de servicios ecosistémicos.

La actividad forestadora en terrenos agrícolas experimentó un impulso significativo en España con las políticas europeas de financiación de repoblaciones a los propietarios de explotaciones. Estas políticas, impulsadas a principios de la década de los 90, se enmarcan dentro de las denominadas medidas complementarias de la Política Agrícola Común (PAC). Desde la perspectiva de la PAC, los objetivos de estas actuaciones han sido (MAPA, 2006):

1. Retirar tierras agrícolas marginales del cultivo.
2. Contribuir a diversificar la actividad agraria, así como las fuentes de renta y de empleo.
3. Favorecer la corrección de los problemas de erosión y desertificación que sufren determinadas zonas españolas, así como la conservación y mejora de los suelos, la conservación de la fauna y flora, y la regulación del régimen hidrológico de las cuencas.
4. Apoyar una gestión del espacio natural compatible con el equilibrio del medio ambiente, cooperando al desarrollo de ecosistemas forestales beneficiosos para la agricultura.
5. Contribuir a la disminución del riesgo de los incendios forestales y a la mejora de los recursos forestales.

Las actuaciones de forestación en tierras agrícolas se han financiado mediante distintos instrumentos legislativos europeos (traspuestos a las escalas estatal y autonómica) que se sucedieron en varios programas plurianuales. Durante los periodos 1993-1999 y 2000-2006 fueron financiadas por el Fondo Europeo de Ordenación y Garantía Agrarias (FEOGA), mientras que en el periodo 2007-2013 el apoyo provino del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER). Este instrumento también proporciona los fondos para las actuaciones de forestación dentro del Programa Europeo de Desarrollo Rural 2014-2020 (www.mapama.gob.es).

Durante más de dos décadas, el programa de forestación en tierras agrícolas ha supuesto un esfuerzo repoblador sin precedentes en nuestro país en terrenos de propiedad particular, superando en varios años la actividad

repladora de las Administraciones públicas (MAPA, 2006). Esto ha permitido generar un patrimonio natural que constituye una infraestructura verde de enorme importancia a escala de todo el Estado. Hay que precisar, no obstante, que el ritmo de forestación durante estos años ha sido irregular, en función de las prioridades en la asignación de fondos y de la situación económica del país (Figura 49).

Las actuaciones de forestación comenzaron con un ritmo muy fuerte que se mantuvo durante la década de los 90 (primer periodo de financiación), en la que se re-

blaron más de 500.000 ha. España fue, en ese momento, el país que más fondos captó de este instrumento de financiación (del Campo *et al.*, 2008), alcanzándose tasas de forestación próximas a las 100.000 ha anuales. Durante los dos periodos posteriores, el ritmo de forestación con cargo a este programa se redujo considerablemente. Además, los últimos años de la serie contienen muchas lagunas de información por Comunidades Autónomas, que en algunos casos no presentan sus datos. Según la información disponible, la superficie total de actuación hasta 2012 fue de 766.000 ha, un 4% de la superficie arbolada en nuestro país.

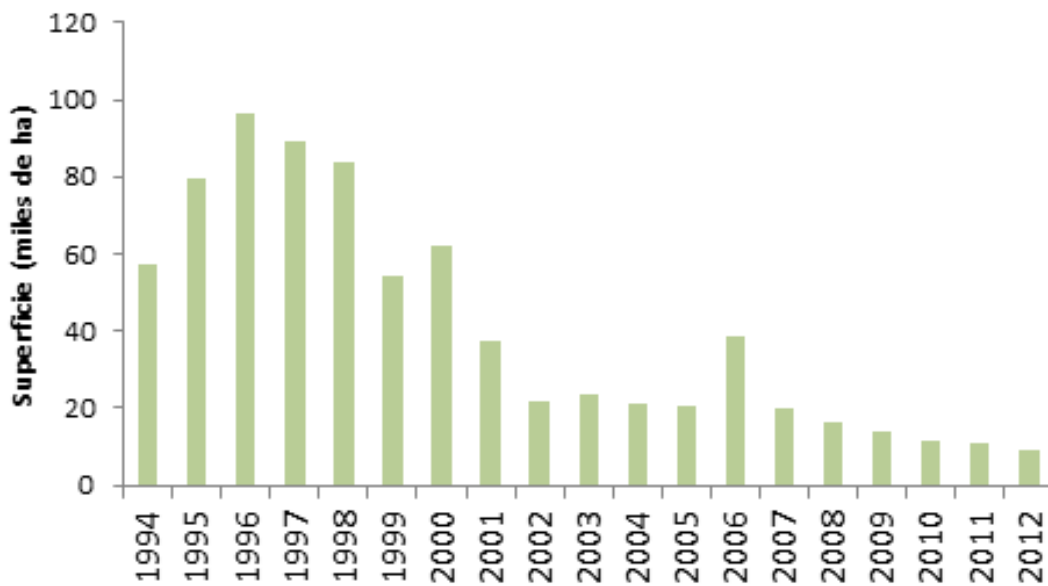


Figura 49. Superficie forestada en España con cargo al programa de forestación de tierras agrícolas (miles de ha). FUENTE: MAPA, 2006 y Anuarios de Estadística Forestal 2007-20012, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

El desarrollo del programa se articula normativamente hasta el nivel de CC.AA. Éstas han legislado adecuándose a sus características sociales y ecológicas particulares. Por eso es difícil establecer patrones generales que describan las masas forestales resultantes. El área media de la propiedad forestada fue de 13 ha hasta el año 2006 (MAPA, 2006), aunque con una gran variabilidad por regiones, reflejo del tamaño de la propiedad agrícola en cada una. Así, de las 3,2 ha de media en Cantabria, se llega a las 48 ha en Extremadura (MAPA, 2006).

La selección de especies en las forestaciones ha seguido, en general, criterios de compatibilidad ecológica, habiendo desarrollado cada C.A. procedimientos de comarcalización con bases técnicas diferentes (Junta de

Castilla y León, 2015). Asimismo, la normativa establece generalmente compensaciones económicas por el uso de especies de crecimiento lento, con mayores subvenciones. En las regiones mediterráneas, predominan éstas, particularmente las especies del género *Quercus*, seguidas de los pinos de crecimiento lento (Vadell *et al.*, 2016). Las masas creadas también incorporaron especies arbustivas y de matorral. El resultado ha sido la incorporación de un abanico de especies amplio en comparación con estándares de repoblación forestal anteriores (MAPA, 2006). En cuanto al diseño de las plantaciones, en la mayoría de casos se ha orientado a la creación de masas arboladas con espesuras completas, sin un criterio técnico de reparto espacial de las especies, con predominio de la aleatoriedad.

Dada la realidad específica de los paisajes mediterráneos, con categorías naturales y de uso ausentes en otros ámbitos europeos, muchas forestaciones se han realizado sobre terrenos que, si bien recibían renta agrícola antes de la forestación, correspondían a antiguas zonas cultivadas que fueron abandonadas en los años sesenta y que en el momento de la forestación se encontraban en fase de recuperación pasiva (eriales a pastos; Montiel, 2004). La plantación de estos terrenos (aproximadamente un 50 % del territorio forestado, Vadell *et al.*, 20016) ha contribuido a la desviación de los objetivos iniciales de la PAC, ya que no ha supuesto la retirada de tierras agrícolas marginales cultivadas. Asimismo, en muchos casos la forestación ha interrumpido los procesos de restauración pasiva (Montiel, 2004), y ha afectado a grandes propiedades, que se han visto muy beneficiadas por las actuaciones subvencionadas, debido a la economía de escala.

Como resultado de las actuaciones, España cuenta con cerca de un millón de hectáreas de masas forestales inmersas en matrices agrícolas o en eriales, formadas por especies diversas con predominio de *Quercus* esclerófilos y pinos autóctonos. Sin perjuicio de las desviaciones respecto a los objetivos, y a las posibles limitaciones de las masas creadas, lo que se deriva de las cifras absolutas es que nos encontramos ante una iniciativa sectorial cuyas repercusiones territoriales son innegables. Las masas creadas están cumpliendo ya funciones y prestando servicios ecosistémicos que las califican como infraestructuras verdes genuinas. De las medidas que se adopten para su gestión futura se derivará la mayor o menor relevancia de su papel como infraestructura verde dentro de los sistemas agrarios.

La restauración de montes quemados

Desde los años 1970, los incendios forestales constituyen la máxima prioridad en la gestión forestal de los montes en el ámbito mediterráneo europeo. La percepción pública y, con frecuencia política, del impacto de los incendios forestales es muy catastrofista: se suele asumir que un bosque quemado se destruye, no se regenera y, por lo tanto, necesita ser restaurado (repoblado). En consecuencia, la evaluación pública del éxito de la política forestal relacionada con los incendios se mide en términos aritméticos de “superficie repoblada vs. superficie quemada”. Esta visión simplista obvia el hecho de que muchos bosques quemados se regeneran de forma espontánea y no precisan repoblaciones. Un efecto colateral negativo es que se priorizan las inversiones en repoblaciones, que tienen más rendimiento mediático, sobre

otras actuaciones que con frecuencia son más necesarias como las de ayuda a la regeneración, silvicultura preventiva, conversión de monte bajo a monte alto, etc., actuaciones que entran perfectamente dentro del concepto de restauración ecológica.

Los proyectos se priorizan en función de la disponibilidad de terrenos forestales públicos, de presión social y política, y de disponibilidad de presupuesto. Los dos últimos factores se relacionan con la superficie quemada. Los grandes incendios, los mega-incendios según denominación reciente, tienen gran impacto mediático y movilizan financiación compartida entre Estado central y las Autonomías para realizar trabajos de restauración del monte quemado. Por lo tanto, la priorización de los proyectos de restauración de montes quemados se puede definir como catástrofe-dependiente.

Dado que el fenómeno de los grandes incendios forestales apareció en España a finales de los años 1970, los proyectos de restauración forestal se realizaron, de partida, siguiendo los criterios técnicos de la restauración hidrológico-forestal, de larga tradición en España. Las repoblaciones llevaban aparejadas hidrotecnias y trabajos de preparación del suelo y de las vertientes para el control de la escorrentía y de la erosión a corto plazo, y la repoblación forestal para la regulación hidrológica a largo plazo (De Simón *et al.*, 2004). El gran desarrollo de los estudios de ecología del fuego y restauración post-incendio en España y en otros países afectados por incendios forestales, ha permitido ir introduciendo matices y nuevas técnicas a la restauración de montes quemados. En la actualidad, la restauración después de incendio se plantea en tres etapas temporales en función de la dimensión temporal de los impactos y de los objetivos de restauración forestal propuestos (Vallejo & Alloza, 2012):

1. Actuaciones de emergencia para la estabilización del suelo y el control de la escorrentía (riesgo de inundaciones) y de la erosión, incluyendo la gestión de la madera quemada. En Estados Unidos, el Servicio Forestal ha desarrollado protocolos específicos para esta etapa (Burned Area Emergency Response, BAER, https://www.fs.fed.us/eng/pubs/pdf/BAERCAT/lo_res/TOContents.pdf).
2. Ayuda a la regeneración de las especies clave, a 2-5 años vista, que incluye eventuales plantaciones o siembras, clareos en el caso de regeneración excesiva de pinos, resalveos para especies de *Quercus* a monte bajo, etc.

3. Restauración forestal en la perspectiva del largo plazo, en función de los objetivos de gestión y planificación forestal, incorporando la perspectiva de la prevención de probables nuevos incendios, del aumento de la biodiversidad y de la resiliencia, y de la adaptación al cambio climático. Dos libros relativamente recientes desarrollan gran parte de los avances conseguidos en los últimos años en el conocimiento sobre la restauración de montes quemados (Cerdà & Robichaud, 2009; Moreira et al., 2012). La aplicación práctica de las nuevas aproximaciones a la restauración de montes quemados se ha desarrollado en sendas guías, una enfocada al control de la erosión en Galicia (Vega et al., 2013) y otra genérica, orientada a condiciones mediterráneas (Alloza et al., 2014).

Limitaciones derivadas de la situación actual y otras limitaciones potenciales

En las últimas décadas, en España, las Administraciones Autonómicas han sido los principales agentes de actuación en restauración ecológica, dadas sus competencias legales en materia de montes. Desde esta perspectiva, hay que reconocer el enorme esfuerzo económico y operativo realizado. Sin embargo, el reciente cambio de paradigma experimentado en el marco teórico de la restauración ecológica pone de relieve que las restauraciones realizadas en las últimas décadas deben resintonizar con la realidad científica en este campo. Esto atañe a los siguientes elementos:

- La restauración ecológica en España tradicionalmente no ha delimitado y valorado los problemas a abordar y, en muy raras ocasiones, ha involucrado a los sectores sociales afectados. En la práctica, no existen **procesos participativos** propiamente dichos. Los procesos de información y participación pública están muy poco considerados en la práctica, limitándose en muchos casos a reuniones y consultas, sin capacidad de decisión alguna. La experiencia restauradora en España no ha contado con la necesaria visión holística (cultural, histórica, socioeconómica...) que aporta la inclusión de actores sociales implicados en la toma de decisiones. Una mayor participación de los actores sociales en la planificación de la restauración ecológica también debe facilitar su implicación en la conservación de los montes restaurados y ofrece oportunidades de ampliación de los proyectos de restauración a través del voluntariado y de las iniciativas de custodia del territorio.

- El punto anterior, a su vez, afecta a la **priorización** de las intervenciones. En general, las acciones de restauración no se han priorizado desde perspectivas integradoras. Los servicios ecosistémicos han quedado habitualmente fuera de los procesos de priorización. Los criterios de priorización desarrollados en el Plan Nacional de Restauración Hidrológico-Forestal, muy centrados en el riesgo de desertificación, son insuficientes. Es necesario desarrollarlos, incorporando protocolos y mapas de priorización de las acciones de restauración que tengan en cuenta criterios ecológicos y socioeconómicos a diferentes escalas, y se enmarquen en políticas sostenibles de planificación del territorio.
- En términos generales, no se han establecido **metas** de la restauración ecológica, más allá de objetivos cuantitativos, en términos de hectáreas repobladas o árboles plantados. Esto es observable en las diversas notas de prensa publicadas por las Administraciones Autonómicas. Por otro lado, las memorias técnicas de algunos proyectos de restauración ecológica llevados a cabo en Andalucía, Asturias, Castilla y León, Comunidad Valenciana e Islas Baleares, han mostrado una absoluta carencia de estudios o descripciones de los ecosistemas de referencia hacia los que se pretende dirigir la restauración.
- Por otra parte, **el concepto de “restauración ecológica”** se ha simplificado excesivamente. Este concepto engloba un amplio conjunto de medidas (siembras de especies herbáceas, tratamientos silvícolas, fomento de animales dispersantes, etc.) que tienen como fin la recuperación de un ecosistema degradado, dañado o destruido. La repoblación forestal sería tan sólo una de ellas.
- La definición de los **ecosistemas de referencia** que se pretenden restaurar es con frecuencia vaga o inexistente. Las actuaciones de restauración ecológica deben estar orientadas a restaurar estructuras, pero también funciones y SSEE. En el caso concreto de las zonas afectadas por incendio, existe una ausencia de reflexión sobre su gestión y restauración: se restaura la misma estructura y composición vegetal que la afectada por el incendio. Determinadas masas forestales que hace unas décadas tenían unos objetivos de producción, hoy ya no la tienen, y sin embargo, las medidas de res-

- tauración que se proyectan tienden a restituir el mismo tipo de masa forestal. (WWF, 2014)
- Al menos en las últimas tres décadas, las **inversiones** realizadas (a tenor de los datos disponibles) reflejan tendencias de poca eficiencia económica en CC.AA. como Islas Canarias (en torno a 15.000 €/ha intervenida) y Madrid (7.000 €/ha; Tabla 34). La ausencia de análisis de coste-beneficio limita la incorporación de criterios económicos en la toma de decisiones sobre cómo gastar los fondos destinados a restauración, y dificulta la asignación de fondos para la restauración ecológica y la rendición de cuentas.
 - Se han realizado demasiadas **actuaciones con una sola especie**. Ésta sigue siendo una opción demasiado generalizada.
 - La intervención en **terrenos privados** es insuficiente. Sin embargo, cerca del 70% de la superficie forestal en España es privada. Esto acarrea contradicciones con diversos elementos del proceso restaurador (beneficio social/unidad de inversión, priorización multicriterio, restaurabilidad). La restauración ecológica es, al fin y al cabo, una herramienta social y pública.
 - Las **labores de mantenimiento** son insuficientes. Aunque su planificación es relativamente frecuente, se suelen realizar durante plazos muy breves y variables, y suelen estar limitadas a la reposición de marras.
 - Los protocolos de **control de calidad, evaluación y seguimiento** son deficientes, ya que se suelen limitar a conteos de supervivencia de planta, sin tener en cuenta la diversidad de objetivos ecológicos y socio-económicos de la restauración.
 - La **información disponible** sobre las acciones de restauración es limitada, dispersa y de reducida accesibilidad. Esto dificulta la mejora de la calidad de las intervenciones, y favorece la repetición de errores.

Limitaciones relativas al marco legal y normativo

- Existe un notable **desamparo legislativo** a las escalas nacional y autonómica, que conlleva manejos administrativos poco eficientes en términos económicos y técnicos (objetivos, mantenimiento, monitoreo, etc.). También en términos de resultados (correlación entre ausencias de marcos normativo/planificador propios y menores porcentajes de superficie restaurada).
- Si bien todas las CC.AA. se ocupan de la restauración, las **respectivas normas específicas, con carácter general, son inconcretas e incompletas**, existiendo grandes diferencias regionales, en cuanto a cuestiones como la regulación del pastoreo, la caza o la saca de la madera. La falta de financiación a largo plazo, la excesiva burocratización y la ausencia del nuevo concepto de monte al que guiar la restauración se configuran como las principales debilidades de los proyectos de restauración.
- Una cuestión importante es la **inexistencia de normas propias sobre restauración ecológica a nivel estatal**. La principal consecuencia de ello es un tratamiento legal intersectorial e indirecto, de relativo calado institucional. La restauración forestal a nivel estatal encontró su espacio regulador más sustancial en la Ley 43/2003 de Montes, que si bien no define la noción de restauración forestal, proporciona un marco jurídico básico que muchas de las Autonomías han desarrollado en coherencia a sus escenarios forestales propios. El documento carece de una definición explícita de restauración forestal, empleando términos como “replantación forestal”, “forestación” y “reforestación”, de alguna manera, cercanos a ésta. La nueva Ley de Montes (21/2015), por la que se modificó la anterior, no aportó novedades en este aspecto: en ninguno de sus artículos se hace referencia a la restauración forestal, salvo en preceptos referidos a restauración hidrológico-forestal y post-incendio.
- Se ha podido comprobar que si bien la mayor parte de las CC.AA. poseen normas propias que recogen, de alguna forma, la restauración forestal, a excepción de Cantabria, Extremadura, Islas Baleares, Islas Canarias y Región de Murcia, la mayoría de estas **normas autonómicas trasladan a su ámbito las mismas carencias detectadas en la Ley Estatal** con respecto a la restauración. En relación a las Autonomías carentes de legislación propia en materia de montes, con cierta seguridad se puede concluir que tal situación acarrea un manejo administrativo forestal menos eficaz a la hora de garantizar la conservación de los procesos y servicios forestales en el tiempo. En este sentido, se ha podido comprobar que algunos de los datos

más negativos sobre superficie restaurada concurren en CC.AA. sin normativa propia, como es el caso de las Islas Baleares o las Canarias, donde la proporción de superficie restaurada en el período 1983-2013 con respecto a sus superficies forestales potenciales fue de 0,63% y 1%, respectivamente. De este modo se evidencia que un desamparo jurídico de los espacios forestales entraña dificultades y riesgos que afectan incluso a las cuestiones más básicas como el incremento catastral de superficie repoblada. Además, el análisis legislativo ha evidenciado una patente desactualización de muchas de las Leyes forestales autonómicas; es el caso de las normas andaluza (1992) y catalana (1988), en las que además no se aprecian elementos distintivos que trasciendan los manejados por la norma básica y desplieguen mandatos más ajustados a su contexto forestal propio.

- Se comprueba que tres CC.AA. carecen de un **marco estratégico** que recoja la restauración forestal (Cataluña, Islas Baleares y Murcia). En relación a las CC.AA. que sí poseen un marco estratégico que la contempla, resalta la concepción tradicional de restauración empleada en muchos de estos Planes, y la consideración predominante de criterios económicos frente a otros (ecológicos, servicios ecosistémicos, etc).
- Existe poca **coordinación** inter-autonómica, entre las CC.AA y el Gobierno Estatal, y entre éste y la Administración europea, así como entre el sector científico-técnico y los órganos de Administración competentes.

Limitaciones relativas a la forestación de tierras agrarias

- La forestación de tierras agrícolas se ha desarrollado con distintos objetivos, en gran medida condicionados por las líneas estratégicas de la PAC. Pero en cualquier caso, el proceso global ha resultado en una suma de **múltiples iniciativas privadas inconexas**, con directrices emanadas desde las distintas Administraciones, carente de objetivos territoriales y sólo con unas vagas indicaciones ambientales, referidas a las especies más adecuadas (Montiel, 2004).
- Por tanto, **no se han incorporado hasta el momento verdaderos criterios de restauración ecológica** en el diseño de las forestaciones creadas (ver Mar-

co Conceptual). En particular, el papel que hoy en día desempeñan estas masas en aspectos como el fomento de la conectividad del paisaje dista mucho del que le correspondería en proporción a la magnitud de los esfuerzos invertidos. Podemos decir que, en este sentido, se ha perdido una oportunidad para optimizar la eficiencia hacia el cumplimiento de objetivos ecológicos.

- La falta de integración y planificación de las ayudas ha llevado, en casos puntuales, a **efectos ambientales negativos**, como la sustitución de dehesas y pastizales en el caso de forestaciones realizadas sobre eriales a pastos, la destrucción de suelos por prácticas repobladoras inadecuadas y la modificación de hábitats protegidos como las zonas esteparias (MAPA, 2006).
- Las estadísticas sobre las características de las superficies repobladas al amparo de estas políticas son muy deficientes y fragmentadas, especialmente a partir de 2006. Esto dificulta la elaboración de una estrategia nacional para la orientación de nuevas políticas. En sentido parecido, se ha perdido el Observatorio de Forestación de Tierras Agrícolas, creado en 2005 con la intención de hacer un seguimiento de la evolución de las forestaciones y evaluar el grado de cumplimiento de sus funciones como la captura de C (González de Zulueta *et al.*, 2009).
- De acuerdo con la cronología de su establecimiento (Figura 49), se está cumpliendo en una gran mayoría de superficies el plazo de finalización de las ayudas de compensación de rentas (20 años), lo que arroja **incertidumbre** sobre el futuro de las masas creadas (Vadell *et al.*, 2016).
- El programa de forestación de tierras agrícolas está siendo, hasta el momento, una **línea de subvenciones aprovechada de forma desequilibrada** por los distintos tipos de propietarios, con un excesivo peso de grandes fincas y Ayuntamientos para obtener un rendimiento económico de tierras sin producción agrícola antes de la subvención, sin contribuir a la reducción de excedentes agrícolas (Montiel, 2004; MAPA, 2006).
- Las actuaciones se realizan por iniciativa del **propietario agrícola, quien es responsable de su ejecución**. Esto implica limitaciones sobre el diseño y propósito de los trabajos de restauración que el poder público puede imponer, y obliga a buscar

fórmulas imaginativas que orienten las actuaciones sin incrementar sensiblemente la complejidad de las directrices que se marquen desde la normativa.

- El concurso de varias Administraciones en el diseño de las herramientas de forestación de tierras agrícolas y en su ejecución, con distintos niveles jerárquicos y estrategias políticas y de planificación diferentes, hace muy difícil la coordinación para establecer medidas de forestación que sean coincidentes hacia objetivos complejos como la restauración ecológica.

Oportunidades para implementar la restauración de montes

La restauración ecológica, en este caso la forestal, no debe ser considerada únicamente como una opción dependiente de panoramas ecológicamente desfavorables, sino que debe constituirse como un instrumento de planificación de las actividades humanas en el territorio español, capaz de promover y potenciar los múltiples beneficios que nos proporciona el capital natural. Es, además, una actividad generadora de nichos potenciales de empleo y negocio, vinculados a la gestión sostenible del patrimonio natural. Se debe tener en cuenta que la restauración de montes a través de líneas de subvención han supuesto y suponen fuentes de financiación de Administraciones locales para la mejora del medio ambiente en sus municipios.

De igual modo, en los últimos años, muchas de las grandes marcas nacionales e internacionales han ido incorporando los denominados Departamentos de “responsabilidad social corporativa”, cuyos objetivos tienen una vinculación directa con el medio ambiente y, fundamentalmente, con los beneficios que obtienen a través de una determinada valoración social positiva generada mediante el respeto por el entorno. Agredir el medio se valora negativamente, al menos en un buen porcentaje de la población. Por tanto, que un ente público actúe en su beneficio, en este caso a través de la restauración ecológica, previsiblemente aumentará su popularidad.

Si se asegura un uso estratégico y eficiente de los recursos económicos públicos, aprovechando las medidas e instrumentos financieros disponibles a escala europea (FEADER, FEDER, etc.) y haciendo cumplir los principios de transparencia y participación se puede emprender la aplicación de la restauración ecológica a gran escala.

En este marco existen diversos instrumentos que pueden apoyar la restauración ecológica:

- Incluir en el Programa Nacional de Desarrollo Rural, financiado a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) 2014-2020, la realización de actuaciones de restauración según los artículos 17.1.d, 20.1.a y f, 22, 23, 24, 25, 27, 34 y 35.
- Aumentar la dedicación de Fondos Europeos de Desarrollo Regional (FEDER) a actuaciones de restauración, utilizando las diversas prioridades estratégicas de inversión del Reglamento de los Fondos FEDER que posibilitan este tipo de acciones.
- Aprovechar la financiación destinada a adaptación al cambio climático (como por ejemplo el Plan PIMA Adapta y posteriores) así como otras líneas de financiación estatales, para incluir acciones de restauración ecológica que contribuyan a los objetivos de la Estrategia.

Para garantizar un uso eficiente de los fondos, se debería supeditar la financiación a proyectos Autonómicos a la priorización de la Estrategia y a buenas prácticas de diseño y ejecución de proyectos. El Gobierno Estatal debe asegurar mecanismos de evaluación en las actuaciones realizadas con sus fondos.

Asimismo, otra oportunidad es el fomento de la inversión privada mediante estímulos financieros:

- Aplicar una desgravación del 30% de la cantidad invertida o desembolsada, aplicable en la cuota del IRPF y el Impuesto sobre Sociedades, en fincas forestales con instrumento de ordenación forestal aprobado, siempre que la inversión esté prevista dentro del contenido del mismo.
- Emplear los sistemas de compensación de emisiones de carbono impulsados a través del Real Decreto 163/2014, exclusivamente en el caso de que las empresas que hacen el cálculo de huella cuenten con un plan de reducción efectivo.

Por otro lado, se pueden aprovechar instrumentos de planificación ya existentes para incorporar medidas de restauración ecológica:

- Incluir las medidas de restauración ecológica necesarias en los Planes de Gestión de los lugares de la Red Natura 2000, para alcanzar el estado de conservación favorable de los hábitats y especies de interés comunitario presentes en los mismos. De acuerdo con el conocimiento disponible, estas medidas deben estar suficientemente detalladas y presupuestadas en los planes.

- Asegurar la inclusión de las actuaciones necesarias de restauración ecológica en los planes de recuperación y conservación de especies amenazadas.
- Asegurar que las restauraciones que den cumplimiento al “Pago Verde” o “greening” de la PAC contribuyen a objetivos ambientales a escala paisaje, teniendo en cuenta criterios de conectividad paisajística, conservación de biodiversidad, beneficios agronómicos, etc.

Otras oportunidades generadas por la restauración de montes incluyen:

- Las superficies afectadas por la restauración forestal en general, y por la forestación de tierras agrarias, en particular, son muy grandes, por lo que estos ecosistemas están proporcionando servicios asociados a su magnitud como la captura de C (MAPA, 2006) o el control de procesos erosivos. Además, también realizan otras funciones, como la mejora de la conectividad, especialmente en la matriz agrícola, la creación de hábitats y refugios, así como la dispersión de propágulos, además de contribuir al control integral de daños bióticos a los cultivos (MAPA, 2006; Barral *et al.*, 2015; Rey Benayas *et al.*, 2015; Vadell *et al.*, 2016).
- El empleo de nuevas especies, permite generar conocimiento sobre la producción en vivero y el manejo post-plantación de especies de alto interés para la restauración.
- La forestación de tierras agrícolas supone un cambio en la clasificación del tipo de uso de suelo a forestal, lo que garantiza un mayor nivel de protección normativa del territorio.
- El marco normativo actual favorece cada vez más la plantación de setos e islotes forestales en los campos agrícolas. Así, por ejemplo, las prácticas ambientales del Pago Verde de la PAC proponen la dedicación de, al menos, un 7% de las hectáreas elegibles, salvo las de pastos permanentes, a superficies de interés ecológico (Rey-Benayas *et al.*, 2016).

Recomendaciones para implementar una restauración de montes de calidad

1. Incorporar, tanto en el orden prioritario de asignación de fondos como en las directrices técnicas de actuación, **criterios de restauración ecológica**, en la línea de las directrices que proporciona la SER (2004) y el Marco Conceptual de esta Estrategia, y en consonan-

cia con los objetivos incluidos en el Plan Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 2011-2017.

2. **Redefinir los criterios de evaluación de la restauración ecológica.** La percepción del éxito de los programas de restauración forestal debe pasar de la valoración de las superficies repobladas, a la valoración de los proyectos que han conseguido los objetivos de restauración propuestos, en términos de mejora de la composición (biodiversidad), estructura y funcionalidad del ecosistema forestal, y de los servicios ecosistémicos que se derivan. Dado que la restauración ecológica es extremadamente cara, tanto en términos económicos como energéticos, los proyectos deben priorizarse y ejecutarse muy cuidadosamente, en superficies moderadas, donde se puede garantizar el éxito de las actuaciones, y en la perspectiva de fomentar, a largo plazo, la expansión de las especies introducidas y el restablecimiento de los procesos naturales.
3. Promover las medidas necesarias para **reducir la vulnerabilidad de los ecosistemas restaurados al fuego**, incluyendo medidas que aumenten la resistencia y la resiliencia del ecosistema y del paisaje al fuego: uso de especies rebrotadoras, reducción de la carga de combustible, incorporación del pastoreo, etc. En esta línea, promover también las labores silvícolas que faciliten la evolución de los pinares coetáneos y monoespecíficos hacia bosques más diversos y funcionales, reduciendo su vulnerabilidad al fuego y al estrés climático. Integrar estas labores en los protocolos de restauración de ecosistemas forestales.
4. Se debe **desarrollar una priorización de zonas de actuación con criterios comunes para todas las CC.AA.** Identificar las áreas prioritarias para la restauración con criterios objetivos y transparentes de fundamento ecológico (conservación de biodiversidad, análisis de riesgos, diversificación de hábitats de baja resiliencia y conectividad paisajística), socio-cultural y económico. Concentrar preferentemente los esfuerzos de restauración en terrenos degradados, en los que la restauración pasiva esté inhibida o fuertemente condicionada evitando, en particular, la forestación sobre eriales y otros espacios en proceso de recuperación natural. Emplear protocolos de evaluación de montes quemados que permitan identificar áreas de actuación urgente y elevada protección, donde el riesgo de erosión sea elevado y la recuperación natural improbable o excesivamente lenta, zonas de intervención a medio y largo plazo, y zonas de no intervención.

5. **La restauración ecológica forestal se debe desarrollar a escala del paisaje y a largo plazo.** La planificación de los proyectos de restauración ecológica debe tomar en consideración la dimensión paisajística funcional (y estética). Por una parte, la configuración espacial del terreno restaurado debe minimizar la propagación de plagas y del fuego. Por otra parte, asumiendo que las superficies restauradas deben constituir núcleos de dispersión de las especies introducidas a medio y largo plazo, la configuración espacial de la restauración debe considerar la conectividad en la perspectiva de facilitar la colonización y expansión de las especies introducidas. En este sentido se debería incorporar la plantación de elementos lineales como los linderos, bordes de caminos o la red de drenaje dentro de las actuaciones subvencionables (Rey Benayas et al., 2016). También establecer tamaños mínimos de actuación en las parcelas que permitan la creación de hábitats interiores netos para el refugio de fauna (Santos y Tellería, 1998). Para ello deberán identificarse las especies amenazadas en la zona y establecer estos criterios ajustados a las necesidades del hábitat de dichas especies. Finalmente diseñar espacialmente las plantaciones en zonas agrícolas para crear una red de núcleos de dispersión que actúen en caso de abandono de la actividad en terrenos adyacentes (Rey Benayas y Bullock, 2012).
6. Mejorar el proceso de **elección de especies**, basándolo en procedimientos cuantitativos como la definición de nichos ecológicos (Gastón y García Viñas, 2011) o el Atlas de Idoneidad de Especies Leñosas de la Península Ibérica (<http://www.opengis.uab.cat/idoneitatPI/presentacio.html>) para la elección de especies compatibles, y en el conocimiento de los atributos morfofuncionales acordes con las circunstancias de la restauración. Integrar escenarios de cambio climático en estas decisiones. Incrementar, además, el acervo de especies posibles, extendiéndolo particularmente a especies de los estratos arbustivos, de matorral y herbáceos, especialmente cuando estas especies cumplan funciones clave en los ecosistemas en restauración (suministro de polen, refugio de fauna, alimento, facilitación, etc).
7. Incorporar criterios de naturalidad en la **distribución espacial de poblaciones y comunidades**. En el diseño de la disposición espacial de los individuos de las plantaciones pluriespecíficas deben incorporarse criterios que, sin incrementar la complejidad en exceso, garanticen la viabilidad y persistencia de un mínimo de individuos por especie en el horizonte temporal de su longevidad natural.
8. **La estrategia de restauración ecológica se debe armonizar con otras políticas.** Integrar los planes derivados de la Estrategia en una planificación del territorio a escala paisaje y armonizarla con otras políticas (agrícola, forestal, desarrollo rural, biodiversidad, etc). Incluir las medidas de restauración ecológica necesarias en los Planes de Gestión de los lugares de la Red Natura 2000 para alcanzar el estado de conservación favorable de los hábitats y especies de interés comunitario presentes en los mismos. De acuerdo con el conocimiento disponible, estas medidas deben estar suficientemente detalladas y presupuestadas en los planes. Coordinar el diseño de las actuaciones de forestación con las directrices que establezcan los planes de ordenación cuando coexistan en la zona de actuación, figuras de protección como espacios de la Red Natura 2000, parques naturales, etc. Es particularmente importante considerar las interacciones entre la vegetación implantada y la fauna protegida, como por ejemplo en el caso de aves esteparias cuyas poblaciones no prosperan en matrices con abundancia de parches arbóreos.
9. Asegurar la inclusión de las actuaciones necesarias de restauración ecológica en los planes de recuperación y conservación de especies amenazadas. Asegurar que las restauraciones que den cumplimiento al “Pago Verde” o “greening” de la PAC contribuyen a objetivos ambientales a escala paisaje, teniendo en cuenta criterios de conectividad paisajística, conservación de biodiversidad, beneficios agronómicos, etc.
10. Se debe **hacer un uso estratégico y eficiente de los recursos**. Es prioritario asegurar un uso estratégico y eficiente de los recursos económicos públicos, aprovechando las medidas e instrumentos financieros disponibles a escala europea (FEADER, FEDER, etc.) y haciendo cumplir los principios de transparencia y participación.
11. En relación con los puntos anteriores, se debe generar una **política de subvenciones** que permita continuar las labores de restauración iniciadas con la plantación e incrementen el valor potencial para la provisión de bienes al propietario, de servicios ecosistémicos, y de infraestructura verde. En este sentido, se considera particularmente importante el fomento de medidas de silvicultura preventiva contra incendios, así como

de la desfragmentación del paisaje agrario incorporando estratégicamente nuevas plantaciones.

12. Se debe **crear, en coordinación con las CC.AA., un banco o base de datos** que contenga información de todos los proyectos de restauración financiados con dinero público, por la necesidad de disponer de una información territorial amplia que permita el análisis, de carácter temporal o espacial, a largo plazo. Esta base de datos incluirá una cartografía de forestaciones como base para estudios sobre el cumplimiento de compromisos acerca de los servicios ecosistémicos (captura de C, conectividad). Deberá contener, además de la información cartográfica, la información más relevante del proyecto y del plan de seguimiento.
13. Es prioritario crear comités técnico-científicos, inter e intra-CC.AA., para incorporar el conocimiento científico disponible en la planificación, gestión y ejecución de la Estrategia. A modo de ejemplo, existe un enorme acervo de conocimiento relativo a las diferentes fases de la repoblación que debería ser adoptado por los gestores (Pernán et al., 2013; Oliet et al., 2013; Oliet et al., 2003; Piñeiro et al., 2013). De igual forma, crear grupos multidisciplinares, integrados por técnicos e investigadores para la ejecución, seguimiento y evaluación de los trabajos de restauración y para asegurar que los proyectos cumplen con unos criterios de calidad. Estos comités también asegurarán la coordinación de las diferentes medidas de restauración ecológica a incluir en la planificación territorial.
14. Es necesario **impulsar estrategias de participación pública en todas las fases de la restauración**, para acercar esta disciplina a la sociedad y hacerla partícipe y responsable en la toma de decisiones. Divulgar asimismo las actuaciones de restauración y beneficios previstos, para incrementar el grado de conocimiento y transparencia.
15. Los **estándares para la certificación de obras restauración forestal**, desarrollados por WWF-Adena en colaboración con expertos procedentes de diversos sectores, deberían ser adaptados y aplicados de forma rutinaria para garantizar la calidad de las intervenciones.
16. **Revitalizar el Observatorio de Forestación de Tierras Agrícolas** como herramienta de evaluación de los efectos de esta política y para ayudar en la toma de decisiones en un proceso de gestión adaptativa.

5.6.3 Restauración ecológica de espacios mineros

Importancia socio-económica de la minería en España

Contexto general

España dispone en su territorio de yacimientos muy diversos, lo que da lugar a una variada e importante producción minera que representa el 0,3 % del PIB (Figura 50). La producción de roca ornamental es muy destacada, especialmente en el caso de la pizarra, aunque ha disminuido recientemente (Estadística minera de España 2013). En los últimos años se ha producido una caída de la producción de carbón, especialmente de antracita (-66%) y una reducción del número de explotaciones de minería metálica (cobre, cinc, níquel, oro, plata, plomo y wolframio). En cuanto a los otros productos de cantera (entre los que destacan arcilla, arena y grava, arena silíceas, caliza, cuarcita, dolomía, granito, margas, ofitas y yeso), la caída continúa (-13%).

Si se considera la evolución en el periodo 2009-2013, el valor total de la producción minera en España descendió en cerca del 9%. Según datos del Banco de España, el índice de producción industrial de las industrias extractivas en España cayó casi el 40% entre 2005 y 2011. Respecto a la distribución del valor de la producción vendible por Comunidades Autónomas, en 2013, Andalucía fue la C.A. que más contribuyó, con un 25,8%, seguida de Cataluña con el 20,4% y Castilla y León con un 11,2%.

La superficie ocupada por zonas de extracción minera en España ha incrementado apreciablemente en las últimas décadas, pese a la disminución del número de explotaciones. Entre los años 1987 y 2005 se pasó de 46.063 ha (0,091% de la superficie nacional) a 75.575 ha (0,149%), mientras que prácticamente se mantuvo la superficie ocupada por escombreras y vertederos (0,012%) que pasó de 6.098 ha a 5.914 ha (Informe del Observatorio de Sostenibilidad de España 2014).

En cuanto a la superficie de explotación restaurada anualmente, no existen datos que abarquen todas las CC.AA. En la comunidad de Madrid, de los 314 km² de superficie afectada por la actividad minera (3,91% del total), el 40% ha sido o está siendo rehabilitado, por lo que la superficie afectada es en realidad de 188 km² (Activos Ambientales de la Minería en España, CONAMA 2008). En la Comunidad Autónoma de La Rioja las explotaciones mineras apenas ocupan el 0,09% de la superficie (4,54 km², Gobierno de La Rioja y ANEFA, 2006), y las empresas

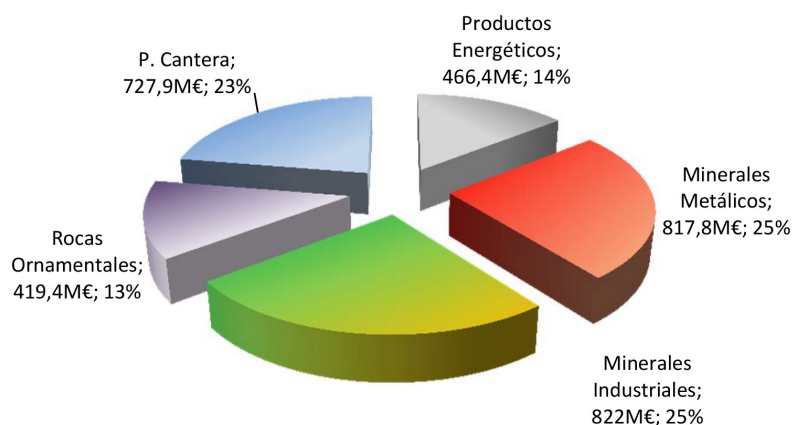


Figura 50. Producción minera en España en Millones de € y en porcentaje sobre el total. Fuente: Ministerio de Industria, Energía y Turismo, 2013

mineras han depositado, en 2005, 5.698.894 euros para garantizar la ejecución de los planes de rehabilitación. En Cataluña la superficie ocupada por actividades extractivas es de unas 15.000 ha (497 explotaciones autorizadas; Dirección General de Energía, Minas y Seguridad Industrial, Generalitat de Catalunya. Datos de 2014 no publicados), la mayoría de las cuales son explotaciones de calizas (36,9 %), arcillas (23,8 %) y gravas (14 %). La cantidad depositada en calidad de fianzas en esta C.A. en 2015 es de unos 3 millones de euros. Como dato orientativo, la superficie restaurada acumulada desde 1986 asciende a 4.520 ha (Memoria del Consell dels Àrids, 2015). Sin embargo, parte de esta superficie restaurada corresponde a espacios regenerados espontáneamente y no a acciones deliberadas de restauración. La media de inspecciones de inicio de periodo y final de garantía desde 2008 ha sido de 58 y 46 respectivamente. El importe acumulado de devolución de fianzas desde 1988 ha sido, aproximadamente, de 55 millones de euros. Desde 1999, de los expedientes de restauración subsidiaria, 23 han sido ejecutados directamente por el Departament de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya, 25 se han cerrado mediante la intervención del titular, propietario o Ayuntamiento, y 37 se mantienen abiertos. La cantidad destinada a restauraciones subsidiarias entre 1999 y 2014 ha sido de 500.000 euros aproximadamente, y la inversión para 2015 asciende a unos 250.000 euros. Desde 2012, se ha abierto 66 expedientes sancionadores a empresas. En el “Inventario de actividades extractivas abandonadas en Cataluña” llevado a cabo en los años 90, se documentaron cerca de 1800 fichas de labores mineras desarrolladas con anterioridad a la normativa ambiental, Llei 12/1981, que habían permanecido sin restaurar hasta el momento (Serra y Pedrat, 2013).

Análisis por sectores

A. La minería del carbón

Se calcula que la minería de carbón a cielo abierto ha afectado a más de 5.000 ha en el norte de las provincias de León y Palencia generando impactos localizados pero importantes (Alday *et al.*, 2010). Los desmontes generalmente se han llevado a cabo en formaciones boscosas, principalmente robledales de roble albar, *Quercus petraea* (Matt.) Lieb., y roble melojo, *Quercus pyrenaica* Willd., contribuyendo a una mayor fragmentación, si cabe, de estas masas.

La Dirección General de Energía y Minas, de la Junta de Castilla y León acometió, entre los años 2001 a 2005, una serie de actuaciones encaminadas a corregir y mitigar los impactos producidos por antiguas labores mineras del carbón, ya abandonadas, en esta Comunidad Autónoma, que suponían riesgos para las personas y animales, y afectaban al entorno. En primer lugar se realizó un inventario completo de las zonas de potencial riesgo, que tenía como principal objetivo localizar y valorar los diferentes elementos de riesgo, obteniéndose una clasificación que priorizaba el orden de las actuaciones a desarrollar, según el grado del riesgo evaluado. Toda la información se integró en un Sistema de Información Geográfica. Con esta base se seleccionaron 41 actuaciones, localizadas principalmente en León y Palencia, elaborándose los Proyectos Básicos de Actuación específicos. Entre 2001 y 2005 se invirtieron 4.995.719 €, procedentes de los fondos del Plan del Carbón, así como de recursos propios aportados desde la Junta de Castilla y León. Los trabajos se encaminaron a eliminar riesgos y rehabilitar el entorno, tanto de labores mineras como de escombreras y apiles abandonados, intentando además contribuir a la mejora

medioambiental del entorno, evitando, en la medida de lo posible, la degradación estética del paisaje, y favoreciendo el uso racional de las áreas afectadas. Como principal criterio de selección de las actuaciones se consideró el grado del riesgo para las personas y animales, considerando la naturaleza de los elementos causantes de dicho riesgo, y teniendo en cuenta la magnitud de la actuación requerida, la proximidad a núcleos de población y el acceso al área afectada. Las actuaciones de eliminación de riesgos incluyeron: (i) demolición de edificios e infraestructuras abandonadas o en desuso, (ii) cierre y sellado de bocaminas, (iii) relleno de cortas, calicatas y huecos, (iv) eliminación, remodelado y perfilado de escombreras, (v) acondicionamiento superficial y siembra, (vi) desecación o eliminación de balsas, (vii) acondicionamiento de cauces, (viii) instalación de escolleras y muros filtrantes, (ix) diversas actuaciones en fuentes y manantiales, (x) creación de desagües y recogida de lixiviados, (xi) apertura y mejora de accesos y viales, (xii) construcción de bermas de protección, (xiii) plantaciones arbóreas, (xiv) señalización del entorno, y (xv) limpieza y reducción del impacto visual (Activos Ambientales de la Minería en España, CONAMA 2008).

Las 24 explotaciones de carbón a cielo abierto que se abrieron en Teruel desde 1978 hasta 2009 han ocupado una superficie en torno a las 3.266 ha (Nicolau *et al.*, 2010). De ellas, aproximadamente 1.617 ha ocupadas se han recuperado para otros usos tras el cese de la actividad minera, 865 ha han quedado sin posibilidad de aprovechamiento y 884 ha siguen en explotación. La mayor parte de la superficie correspondía originalmente a cultivos en secano de cereal (32%), matorral-pastizal (31%) y bancales abandonados (14%).

Las explotaciones de mayores dimensiones corresponden a lignito pardo, localizadas en Galicia: Meirama y As Pontes. Esta última posee la escombrera exterior de mayor superficie restaurada en España (1.150 ha), donde las herbáceas cubren el 29% de la superficie, el matorral el 12%, el arbolado el 57% (39% frondosas y 18% coníferas), y las zonas húmedas el 2% restante (Activos Ambientales de la Minería en España, CONAMA 2008).

En Cataluña en la actualidad no existe minería del carbón activa, aunque fue una actividad importante entre finales del siglo XIX y principios del XX. Una de las últimas explotaciones (Carbones del Pedraforca, en Saldes) cerró en 2009, con una emblemática y pionera restauración a cielo abierto que combina morfologías talud-berma reforestadas con *Pinus sylvestris* realizada ente los años 1986-

1988, y morfologías organizadas en minicuevas con pastizales (1990-1993).

La Unión Europea ha prolongado hasta el año 2018 las ayudas al sector del carbón, bajo la condición indispensable de que para esa fecha todas las minas deficitarias que hayan recibido ayudas públicas, echen el cierre (Decisión 2010/787/UE del Consejo, de 10 de diciembre de 2010, relativa a las ayudas estatales destinadas a facilitar el cierre de minas de carbón no competitivas). Esta decisión prevé, en su consideración quinta, que los Estados Miembros puedan tomar medidas destinadas a aliviar las consecuencias sociales y regionales del cierre de esas minas. En este sentido, el Ministerio de Industria, Energía y Turismo de España ha acordado con las Organizaciones Sindicales y Empresariales, un Marco de Actuación para la Minería del Carbón y las Comarcas Mineras para el período 2013 a 2018, al que se ha trasladado esta necesidad. Entre los objetivos del Acuerdo se recoge el de fomentar el desarrollo de proyectos de infraestructuras y actuaciones medioambientales, como la restauración de zonas degradadas y espacios afectados, que estimulen iniciativas empresariales en las comarcas mineras. Por tanto, en el caso de las explotaciones de carbón existe una potencial fuente de financiación para actividades de restauración regulada por el RD 675/2014 “Bases reguladoras de Proyectos de Infraestructuras del Plan de la Minería” de agosto de 2014, también conocido como el Plan Miner. Para el periodo 2013-2018 hay establecida una inversión en restauración con fondos del estado de 125.000.000 € a complementar con un 20% adicional por las CCAA, dentro de la partida de infraestructuras públicas. No obstante, en mayo de 2016, todavía no se ha activado esta iniciativa, estando pendientes de firma los convenios con las CC.AA.

B. Los áridos

El sector de los áridos es el sector minero español más importante en cuanto a volumen de producción, número de explotaciones y empleo total generado, directo más indirecto. Los últimos datos publicados por la estadística minera, revelan que hay 1.500 empresas de áridos realmente activas repartidas por toda la geografía nacional, con 2.500 explotaciones de áridos censadas, de las que unas 1.600 están activas (57 % del total de explotaciones mineras españolas; <http://www.aridos.info>). Por el enorme volumen de producción, el sector es hoy en día aún el principal proveedor de materias primas para la construcción y para la industria española, lo que le confiere el carácter de sector estratégico. Desde el máximo de 2006 (486 Mt), el consumo ha descendido cerca del 81,4%. Se-

gún datos oficiales, la producción de áridos (para la construcción y otros usos industriales) alcanzó en 2013 los 112 Mt. La tendencia descendente del sector de la construcción iniciada en 2008, aunque se ha mantenido en 2014, ha visto frenada sensiblemente su tendencia (Figura 51).

Impactos de la minería. La otra cara de la explotación

La extracción de minerales y rocas es una actividad necesaria para nuestra sociedad que contribuye a nuestro bienestar. Sin embargo, la actividad minera ocasiona también un intenso impacto ambiental que reduce los servicios ecosistémicos, también necesarios para nuestra supervivencia y bienestar (Nicolau y Moreno, 2005), especialmente en explotaciones a cielo abierto (Martínez-Ruiz y Fernández-Santos, 2001). Se genera un cambio severo en el relieve y el paisaje al excavar grandes huecos y almacenar los estériles, donde previamente se ha eliminado la cubierta vegetal, el suelo y toda la fauna asociada, además de la trama de interacciones bióticas y abióticas de los ecosistemas, ensambladas a lo largo de largos períodos de tiempo (Jorba, 2016). A nivel hidrológico, los cambios en la red de drenaje pueden incrementar los picos de crecida, con la posible contaminación física y química de las aguas, y afectar a la recarga de los acuíferos y al flujo sub-superficial. La misma explotación y circulación de maquinaria asociada genera impactos en la calidad del

aire local por liberación de partículas y gases, que suele afectar a las áreas vecinas, en función de la circulación atmosférica y de la frecuencia de los riegos en las vías de comunicación de la concesión.

A todos estos problemas ambientales, hay que añadir que tanto los huecos de explotación como las escombreras sin restaurar, derivadas de la minería del carbón o determinadas explotaciones de áridos, queden en una situación de degradación sin posibilidades de aprovechamiento. Esto determina valoraciones sociales muy negativas en cuanto a impacto paisajístico (Svobodora *et al.*, 2012).

La pérdida de servicios ecosistémicos es muy acusada, viéndose afectados tanto servicios de provisión (agua, agricultura, ganadería, forestal, biodiversidad), como de regulación (ciclo del agua, ciclo del carbono) y culturales (turismo, valores identitarios del paisaje). Por ello la conflictividad social en torno a las actividades mineras es elevada y la actitud de una parte de la sociedad en relación a estas actividades es cada vez más exigente. La principal causa de la fuerte oposición social a la minería es su dificultad para ser compatible y coexistir con proyectos de desarrollo local basados en el turismo (Maestrazgo de Teruel y Valencia), con la calidad del agua (Borobia en Soria-Zaragoza, Las Cruces en Sevilla, El Bierzo) y con los

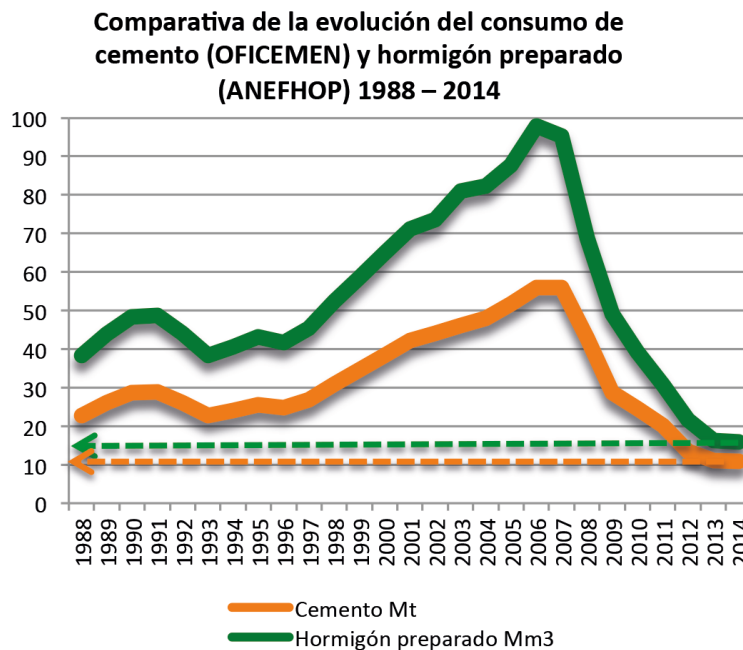


Figura 51. Comparativa de la evolución del consumo de cemento (OFICEMEN) y hormigón preparado (ANEFHOP) a lo largo del periodo 1988-2014. Fuente: ANEFA, 2015.

valores paisajísticos (El Bierzo, Cinco Villas). Sin duda, el sector de la minería debe realizar una profunda reflexión sobre su compatibilidad con otros recursos y valores del territorio, percibidos como imprescindibles para su bienestar por las sociedades afectadas, si quiere mantener sus expectativas económicas.

Para hacer compatible la minería con la sostenibilidad de los territorios y de los ecosistemas, habría que actuar en tres niveles:

1. Reducir la minería prescindible mediante medidas como la reutilización de minerales.
2. Aplicar planificación minero-ambiental a aquellos recursos que lo permitan (rocas ornamentales, etc.) y conceder permisos de explotación en zonas poco sensibles ambientalmente, a fin de reducir su impacto ambiental.
3. Restauración efectiva de los ecosistemas afectados (Nicolau y Moreno, 2009). Es esta última, la restauración, la actividad sobre la que recae la función de conseguir la sostenibilidad ambiental de la minería, para lo cual está regulada normativamente. Por ello resulta imprescindible que las restauraciones mineras sean efectivas, construyendo nuevos ecosistemas, nuevo capital natural que proporcione un flujo de servicios ecosistémicos que contribuya al bienestar de la sociedad. Sin embargo, las restauraciones mineras con demasiada frecuencia no cumplen sus objetivos. En los párrafos siguientes se muestra una fotografía sobre la práctica de la restauración desalentadora.

Análisis de la práctica actual de la restauración en minería

Mientras que en el contexto internacional, la restauración de minas tiene un recorrido largo (EEUU, Canadá, Australia, Reino Unido) en España las actuaciones son relativamente recientes. Todo ello, a pesar de disponer, relativamente pronto, de un marco legislativo específico (Martínez-Ruiz *et al.*, 1996). La Ley de Minas de 1973 ya contemplaba las posibles repercusiones ambientales de las actividades extractivas, aunque no estableciera, todavía, normas específicas y detalladas acerca de cómo minimizarlas o corregirlas. Se tardaría casi una década en desarrollar una normativa que exigiera un proyecto de restauración junto al de explotación minera (RD 2994/1982 y normativa subsiguiente; actualmente derogada por el RD 975/2009 y su modificación posterior, RD 777/2012). Es en la década de los 80 cuando comienzan

a aparecer, a todos los niveles, normas específicas sobre estudios de impacto de actividades sobre el territorio y la debida protección ambiental del mismo, que también incluyen las de las actividades mineras. Sin embargo, no en todas las CC.AA. la exigencia legal ha sido la misma. En el caso particular de la Comunidad Autónoma de Castilla y León, ha existido un vacío legal, desde la actualmente derogada Ley 8/1994, en cuanto a la obligatoriedad de someter a Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) las explotaciones de recursos mineros energéticos y metálicos a cielo abierto. En CC.AA. como Cataluña, donde existe una normativa específica de restauración de actividades extractivas temprana (Ley 12/1981 y RD 343/1983), los planteamientos de las restauraciones han sufrido grandes cambios conceptuales a lo largo del tiempo, con visiones poco vinculadas a la restauración ecológica.

La mayoría de las restauraciones mineras que se llevan a cabo en España tienen una base paisajística más que ecológica. El objetivo prioritario es reverdecer un espacio yermo, y no tanto la recuperación de los ecosistemas de referencia, como dehesas (minería de uranio en Salamanca y Badajoz; Lozano y Ruíz, 2015) o bosques de *Quercus sp.* (minería del carbón en el norte de León y Palencia; Milder *et al.*, 2013; Alday *et al.*, 2015). Se parte de relieves, tanto en morfologías finales post-explotación como en escombreras, organizados en taludes de elevada pendiente, bermas (terrazas) y cunetas. El objetivo de la restauración se centra en revegetar/naturalizar estas topografías abruptas. Para ello se pone el énfasis en recuperar la estructura básica del sistema más que sus funciones: colocar la tierra vegetal (*topsoil*) y/o sustratos alternativos para conformar un protosuelo, promover una cubierta de herbáceas que controle la erosión en taludes, y plantar posteriormente árboles y arbustos, aplicando riegos, fertilizantes y otros productos, si se considera necesario y hay disponibilidad económica. En el caso de los frentes de explotación, el objetivo es su ocultación con pantallas de diversos tipos (vegetales o escombreras) o su suavizado y/o cubrimiento vegetal.

Cuando el enfoque ha sido agroforestal, este planteamiento agronómico ha dado resultados exitosos en casos en los que se ha actuado de manera muy cuidada, como la agricultura de secano productiva en explotaciones en Teruel, agricultura de regadío en explotaciones en El Clotet (Alicante), Puertollano y Yepes (Toledo), pastizales de alta montaña en Coto Bello (Asturias) y en el Macizo del Pedraforca (Cataluña) donde se combinan plantaciones de *Pinus sylvestris* con pastizales. Sin embargo, en la gran

mayoría de explotaciones los resultados han sido deficientes.

En zonas de España con precipitaciones escasas y concentradas, como el ámbito mediterráneo, la principal causa del fracaso ha sido el desajuste entre el régimen de precipitaciones y la obra de restauración. La **erosión hídrica** se ve propiciada por las topografías abruptas, como las que genera el modelo “talud-bermacuneta” (Nicolau, 2003). Se trata de relieves con taludes rectilíneos escalonados en bermas (terrazas), y con una red de drenaje formada por cunetas para evacuar el agua generada en sus superficies y recogida en las bermas. Este sistema de drenaje se ha revelado incapaz de evacuar la escorrentía de los eventos pluviales más intensos y requiere mantenimiento frecuente. A menudo el agua queda retenida en las bermas, ocasionándose su rotura y la formación de cárcavas. Por otro lado, los taludes sin red de drenaje pueden experimentar procesos de erosión laminar y en regueros muy intensos. Éstos se pueden ver favorecidos por la entrada de escorrentías exógenas desde la cabecera de los taludes, a causa del incorrecto funcionamiento de cunetas superiores o bermas, o de la existencia de segmentos superiores de talud que son abruptos o convexos, y que actúan como áreas-fuente de escorrentía. Como consecuencia, los deslizamientos y la inestabilidad son frecuentes en escombreras y materiales de relleno utilizados en la remodelación de los relieves finales. Sin embargo, este modelo tiene una larga tradición en todo el sector minero, y viene siendo reproducido y aceptado sistemáticamente desde la Administración minera, y explicado y promovido desde cátedras del ámbito minero. Un ejemplo singular es la original restauración con topografía en cuencas de Utrillas, Teruel (Nicolau, 2003).

Un segundo factor responsable del fracaso de las restauraciones mineras actuales está vinculado a la **inadecuada gestión de los materiales edáficos**. En muchas ocasiones no se retiran ni gestionan apropiadamente los suelos originales. Tampoco se aprovechan formaciones superficiales –coluviones, por ejemplo- con buenas propiedades físicas y elevado potencial como sustratos edáficos. Debido a las características de muchos de nuestros suelos, poco desarrollados, la cantidad de suelo natural disponible suele ser escasa. Como consecuencia de ello, son escasos los sustratos para cubrir las superficies generadas y surge la necesidad de recurrir a materiales estériles con propiedades físico-químicas inadecuadas (texturas muy finas o muy gruesas; estériles ácidos, etc.).

Una tercera causa de escaso éxito está relacionada con las **prácticas de revegetación**. Las elevadas pendientes y el escaso control de la escorrentía hacen recaer el control de la estabilidad superficial en la cubierta vegetal. Así, la principal función de las cubiertas herbáceas reside en su capacidad para reducir erosión. Además, estas cubiertas contribuyen a la naturalización del espacio visual. Por ello, se suelen favorecer especies estériles de rápido crecimiento. Además de la escasa gama de especies autóctonas disponibles en el mercado, y especialmente de genotipos locales, y más allá de una incorrecta selección de las especies, hay que destacar la ausencia de criterio ecológico a la hora de ensamblar comunidades funcionales. Así, la práctica frecuente de establecer una siembra inicial de herbáceas ha propiciado que, en ocasiones, éstas frenen la entrada de especies colonizadoras, y reduzcan las tasas de supervivencia y crecimiento de brinzales introducidos, al competir con ellos (Soliveres *et al.*, 2012). En áreas forestales, la plantación suele completar el proceso de revegetación. Sin embargo, las plantaciones suelen ser poco diversas, con predominio de elementos arbóreos sobre los arbustivos. Además, la regulación sobre procedencias y calidad de planta es insuficiente, y más centrada en el uso forestal comercial que en la restauración (Cortina *et al.*, 2006). Tampoco es frecuente que en los programas de restauración se considere la creación de hábitats concretos o el fomento de interacciones vegetales-fauna, que podrían, por ejemplo, facilitar la expansión natural del bosque desde el borde colindante a las minas, sin necesidad de plantar (Milder *et al.*, 2013; Alday *et al.*, 2015).

Por último, las **tareas de mantenimiento** (riegos, reposición de marras, desbroces, eliminación de especies exóticas, tratamientos fitosanitarios...) son muy escasas en el sector, y su incumplimiento no suele ser motivo de sanciones ni requerimientos por parte de la Administración, pese a que pueden ser causa de fracaso.

La solución que se adopta tras la extracción de áridos en terrazas aluviales acostumbra a ser simple. La misma explotación no suele generar desniveles excesivos y, en general, se sitúa en entornos agrícolas. La restauración a usos agrícolas suele ser la principal opción aplicada, y consiste en crear nuevos campos de cultivo mediante la redistribución de los suelos originales decapados, frecuentemente de buena calidad, o la aportación de tierras desde fincas vecinas. El principal problema de estas intervenciones reside en crear una red de drenaje funcional para las nuevas condiciones morfológicas. Sin embargo, en este ámbito, el mismo interés del explotador (si es el

propietario de la parcela), o los acuerdos entre propietario y explotador permiten disponer finalmente de campos productivos.

En el caso de restauraciones basadas en ecosistemas acuáticos, los resultados han sido también escasamente exitosos. Esta alternativa se suele aplicar en explotaciones extractivas autorizadas en Dominio Público Hidráulico (actualmente muy restringidas), en zonas donde la impermeabilidad de los materiales lo favorece (arcilleras) o en huecos finales (en As Pontes, restauración orientada a la creación de extensos lagos en los huecos finales; Guitián-Ojeda, 1995). La rapidez con que estos ecosistemas se regeneran y atraen fauna es muy atractivo para las empresas, que deben invertir poco en su restauración. Sin embargo, en la mayoría de casos el diseño de estas lagunas y balsas no permite obtener su máxima potencialidad como elemento favorecedor de fauna, como a veces se pretende difundir. La existencia de una diversidad de profundidades y contornos lobulados que permita la instalación de vegetación helofítica, junto con espacios de agua libre favorece una gran diversidad de fauna, aunque esto se planifica pobremente. Una correcta renovación del agua, no siempre diseñada ni conseguida, permite evitar contenidos excesivos de nutrientes que deriven en situaciones de eutrofia y anoxia que afectan a macrófitos acuáticos y fauna invertebrada y vertebrada asociada. Todo ello suele comportar una degradación progresiva del humedal y un escaso éxito de la restauración. Las islas obtenidas mediante montículos de tierra parecen ser mejor acogidas por las aves nidificantes que las islas flotantes establecidas mediante técnicas de bioingeniería.

En muchas explotaciones, la recogida de las aguas de escorrentía acaba generando balsas y lagunas temporales y permanentes, pero endorreicas y de escasa vida útil, por la colmatación generada con el arrastre de sedimentos. Este mosaico de aguas temporales y zonas revegetadas ofrece una gran diversidad de hábitats de interés, aunque habitualmente ha sido mal interpretado en los programas de restauración. Un buen ejemplo de este tipo de situaciones se ha generado en la restauración de la explotación Sanson (Santa Creu de Olorda, Barcelona), donde la escorrentía se ha organizado por cotas con sus correspondientes lagunas temporales.

Por desgracia, en la práctica de la restauración minera, la mayoría de los esfuerzos y recursos económicos se centran en las etapas iniciales, para conseguir un rápido establecimiento de las comunidades de plantas, capaz de frenar la erosión y la dispersión de la contaminación, y se

suele olvidar el desarrollo a largo plazo de la comunidad vegetal y de su fauna asociada (Martínez-Ruiz y Fernández-Santos, 2001).

Principales limitaciones para la Restauración Ecológica en minería

La restauración ecológica de espacios mineros tiene como principal objetivo generar sistemas complejos, ensamblar comunidades de organismos en ecosistemas capaces de atender la demanda de capital natural y servicios ecosistémicos de la población. Para ello, en primer lugar se deben desactivar los procesos que bloquean la integración del ecosistema: erosión, competencia de herbáceas, ausencia de propágulos, etc. Posteriormente, se deben activar procesos clave como la producción primaria, el reciclado de materia orgánica, la facilitación entre especies vegetales, la llegada de diásporas, etc. Todo ello, a sabiendas que: a) se debe trabajar a varias escalas (micrositio, hábitat, paisaje); b) el énfasis se debe poner en los procesos, más que en la estructura, y c) no se pretende establecer comunidades finales, sino crear las condiciones para que la comunidad se ensamble de manera espontánea.

A continuación se proponen los criterios y actuaciones más adecuados para llevar a la práctica las diferentes fases de la restauración ecológica en entornos mineros:

1. **Remodelado del terreno.** Tradicionalmente, el remodelado del terreno de huecos mineros ha consistido en el llenado o retrolenado del hueco, en los casos en que la disponibilidad de materiales lo permitía (cierta minería del carbón, por ejemplo), o en la construcción de distintos sistemas talud-berma o terrazas. En algunos casos el proyecto de restauración contempla su uso como vertedero de materiales de derribo o de tierras excedentes de obra civil, que también permiten una restitución morfológica casi total. La restitución morfológica original puede ser adecuada en zonas llanas, rellenado de cortas o huecos. Pero es menos aconsejable en laderas, puesto que su estabilidad, con las pendientes originales, no es igual en los materiales de partida (normalmente consolidados), que en los de relleno (no consolidados).

En el ámbito del remodelado del terreno, las restauraciones mineras han experimentado un cambio sustancial en los últimos años. El origen de este nuevo enfoque se debe a que, desde hace ya muchos años, se viene evidenciando un notable fracaso del modelo talud-cuneta-berma, debido a la inestabilidad de las

topografías finales que, además, difieren sustancialmente de los patrones geomorfológicos naturales.

De hecho, en espacios mineros, en los que el relieve y la hidrología han sido severamente transformados, no sería posible llevar a cabo una verdadera restauración ecológica sin la restauración geomorfológica. En efecto, un principio básico de la restauración ecológica es empezar por desactivar el proceso causante de la degradación del ecosistema (Balaguer, 2013) que, en el caso de la minería frecuentemente es la erosión hídrica. Ello hay que abordarlo desde todas las fases de la restauración -incluidas la revegetación y la gestión de los sustratos- aunque la más influyente es la generación de un relieve estable (Nicolau, 2010).

En este contexto, las aproximaciones convencionales (talud-berma, terrazas), no son formas “de equilibrio”, y por ello, no son estables en el largo plazo. En restauración ecológica interesa diseñar y construir formas del terreno estables allí donde el relieve original ha sido transformado por actividades extractivas. Para ello, es necesario encontrar un referente geomorfológico, también estable, desarrollado en condiciones ambientales similares (Martín Duque et al., 2010, 2015). Este referente geomorfológico puede tener, incluso, una componente histórica, asociada a transformaciones ancestrales del relieve (Balaguer et al., 2014). En este contexto, algunos enfoques promueven reconstruir cuencas hidrográficas funcionales, que recuperen la dinámica y valores de la línea base respecto a escorrentía, erosión, transporte y sedimentación, buscando conseguir, además, una integración visual y paisajística. En otros casos, la morfología generada tras el abandono de las actividades mineras es estable. Este es el caso de algunos frentes de explotación de canteras de calizas, granitos y basaltos. Para estos espacios también es posible diseñar y construir relieves naturalizados. En este sentido, es importante destacar que España es pionera en el desarrollo de la restauración geomorfológica a nivel europeo (Martín Duque y Bugosh, 2014, Martín Moreno et al., 2016). Los trabajos realizados en La Revilla (Martín Duque et al., 2010) y La Higuera (Segovia), Somolinos, Machorro, María José y Nuria (Guadalajara) y arcilleras de Campredó (Tarragona) son algunos ejemplos de restauración geomorfológica. Sin embargo, aún es preciso realizar esfuerzos para adaptar las metodologías de restauración geomorfológica a un ámbito extractivo como el español, en el que abundan explotaciones pequeñas (tipo cantera), y en el

que es común la existencia de importantes desniveles (frentes de explotación).

2. **Manejo de los sustratos.** Pocas empresas identifican el suelo y la vegetación como recursos naturales a preservar. La retirada del suelo (‘montera’ o ‘tierra vegetal’) se suele realizar de forma limitada y/o inadecuada, aunque exista obligación legal de hacerlo (Orden de 13 de junio de 1984 que desarrolla el RD 1116/1984; RD-L 9/2000 y Reglamento; Decreto 329/1991). Esto, junto a una conservación de los acopios de materiales edáficos deficiente, reduce significativamente el potencial para su reutilización (Anderson et al., 2008; Shrestha y Lal, 2011). La deforestación inicial tampoco suele llevar asociada un aprovechamiento de los restos vegetales como mulch, fuente de progámulos o combustible.

En consecuencia, los sustratos añadidos sobre los estériles de relleno rara vez son suelos propiamente dichos, sino subsuelos o tierras disponibles en las proximidades del entorno a restaurar. La correcta gestión de la tierra vegetal de la misma concesión, suelo que cubre el yacimiento antes de comenzar la explotación, es una asignatura pendiente en España (Rivera, 2012). Existen recomendaciones genéricas que aparecen en muchos *Manuales Técnicos*, aunque este aspecto no es prioritario en las inspecciones periódicas de los técnicos de la Administración y su implementación es limitada.

En los últimos años se ha desarrollado el concepto de tecnosuelo, que incluye suelos/sustratos creados artificialmente. La escasa disponibilidad de suelo natural para la restauración, ha llevado a desarrollar prácticas de creación de “suelo” a partir de estériles, mediante la adición de materiales orgánicos como compost o lodos de depuradora. Este planteamiento es sugerente, y ofrece la posibilidad de utilizar enmiendas orgánicas. Sin embargo, es aconsejable ponderar los beneficios y los riesgos que comporta. Hay que tener en cuenta el riesgo de generar sustratos muy fértiles, que promuevan el rápido crecimiento de la vegetación, pero faciliten el establecimiento de una comunidad vegetal no deseada (Jorba, 2016). Por otra parte, los tecnosuelos suponen el aporte masivo de un componente nuevo al ecosistema, con el consiguiente riesgo de introducir organismos ajenos al mismo, especialmente microflora y edafofauna. Por tanto, el uso de tecnosuelos debería estar restringido a aquellas situaciones en las que la disponibilidad de suelo local es insuficiente.

te, y debería contar con todas las precauciones para garantizar que no compromete el objetivo último de la restauración.

El diseño de las explotaciones, con escasa visión ecológica, no suele mantener pequeñas áreas naturales que actúen como fuentes de dispersión de semillas y organismos dentro de la concesión, y todo el peso de la reconstrucción del ecosistema se sostiene a partir de las acciones de revegetación. En cambio, se necesitan periodos de tiempo muy dilatados para que se recupere la fauna del suelo de forma espontánea (Andrés *et al.*, 2006). Para fomentar la edafofauna, de escasa movilidad pero muy afectada por la manipulación de los suelos, es importante disponer de zonas no alteradas próximas, que favorezcan su dispersión progresiva hacia la zona en fase de restauración.

Una correcta gestión de los suelos originales donde se minimice o elimine la fase de acopio sería el escenario ideal para mantener su calidad biótica y físico-química. El RD 975/2009, que considera que cualquier material acopiado durante un periodo superior a 3 años debe considerarse y tratarse como un residuo, puede ayudar a que, para evitar que se abra un expediente de residuos mineros con sus correspondientes avales, exista una mejor gestión de los suelos.

- 3. Revegetación.** La introducción de la vegetación suele hacerse mediante siembras o plantaciones. La técnica más utilizada para las siembras es la hidrosiembra, importada desde la revegetación de taludes de vías de comunicación. El objetivo de esta intervención es la introducción de semillas de especies herbáceas de rápido crecimiento (Martínez-Ruiz y Fernández-Santos, 2001; Martínez-Ruiz *et al.*, 2007; González-Alday *et al.*, 2008), con el fin de generar coberturas que minimicen la erosión e inicien el proceso de naturalización. Estas actuaciones presentan ventajas y limitaciones. Las composiciones de las siembras comúnmente comerciales suelen incluir especies y variedades no nativas, poco adaptadas a las condiciones de destino, como son sustratos con escasa capacidad de retención hídrica (Josa *et al.*, 2012; López-Marcos *et al.*, 2013) que vinculados a los ambientes Mediterráneos áridos y semiáridos, suelen proporcionar resultados pobres y fracasos reiterados. Sin embargo, en condiciones más húmedas puede darse el efecto contrario, determinando tapices herbáceos densos y muy permanentes en el tiempo. En los últimos años, se ha explorado el uso de especies nativas, herbáceas y subarborescentes,

en las siembras (Jorba *et al.*, 2007), aunque la disponibilidad de semillas es reducida, con el consecuente encajecimiento del material. El interés de las compañías en ampliar esta oferta es aún limitado, mientras no se aprecie una demanda que pueda sostener esta vía de negocio.

En ambientes forestales, con posterioridad a las siembras, o paralelamente a ellas, se suelen realizar plantaciones, básicamente de pinos y, en menor medida, de *Quercus sp.* y arbustos (Lozano y Ruiz, 2015). La selección de brinzales de calidad en vivero es prácticamente nula en el sector minero y, con frecuencia, se plantan individuos estructuralmente y funcionalmente deficientes (relación parte aérea/parte subterránea desequilibrada, pobremente ramificados, demasiado esbeltos, escasa capacidad de enraizamiento, etc.).

Las plantaciones pueden ser vía de dispersión de especies exóticas, asociadas a los materiales y sustratos utilizados en viveros, que suelen provenir de fuera de España. Se han detectado diferentes especies de planarias exóticas en viveros y se ha constatado que algunas de estas especies están colonizando espacios naturales donde se han realizado tareas de restauración (Álvarez-Presas *et al.*, 2014).

Tanto las siembras como las plantaciones deben plantarse con criterios muy distintos a los considerados hasta la fecha. La introducción de vegetación debe planificarse de acuerdo a los objetivos del programa de restauración, y debería contemplar los ritmos de ensamblaje de la comunidad. Sería deseable establecer una secuencia de fases de intervención diseñadas en función del grado de complejidad de la comunidad conseguida, aunque la misma normativa donde se establecen periodos de garantía cortos, impide esta posibilidad, salvo en el caso de que las empresas desistan de recuperar sus fianzas rápidamente.

Incentivar una mayor disponibilidad de especies nativas y promover una calidad de planta orientada a la restauración serían metas deseables. Los diseños de plantaciones orientadas a fomentar la fauna deben también favorecerse. Generar islas con vegetación natural dentro de las concesiones, que puedan actuar como fuentes de dispersión, permitiría fomentar la regeneración natural.

- 4. Fauna.** Aunque la regeneración natural mediante fauna es posible (Wong y Bradshaw, 2002; Bochet *et al.*, 2007; Alday *et al.*, 2013; Coulson *et al.*, 2014), los

programas de restauración rara vez contemplan esta opción, y la selección y distribución espacial de las plantaciones responde más a criterios paisajísticos o heredados de las antiguas plantaciones forestales. Hasta hace pocos años, la fauna apenas aparecía en los programas de restauración. Ha sido en la última década cuando se ha visto que la fauna ofrece la posibilidad de que las explotaciones tengan un valor ambiental añadido. Los mejores ejemplos de ello se tienen en graveras y explotaciones de arcilla, donde la restauración suele pasar por la creación de lagunas y balsas, que suelen ser rápidamente colonizadas por vegetación y fauna sin apenas intervención. Aunque los criterios de creación de estos humedales deben sufrir una revisión conceptual profunda, no hay que descartar el efecto paisajístico y ecológico que ofrecen. Algunos ejemplos a destacar son el Meandre Vell en Gerona, galardonado con un premio europeo de desarrollo sostenible y actualmente zona ZEPA, o la marisma de Santpedor (<http://www.illa.cat/santpedor/index.php/aiguamoll-de-la-bobila>) en Cataluña, la restauración de la gravera el Puente en Aranjuez, dentro de una zona ZEPA, o la gravera del Parque Regional del Sureste, en Madrid. En ambientes terrestres, desde la Administración Ambiental se están marcando directrices para compensar o minimizar los efectos de la explotación en determinados hábitats y dirigiendo las restauraciones finales hacia la creación de hábitats y protección de especies concretas. En Lérida, las extracciones de áridos deben tener asociada una superficie paralela para mantener las poblaciones de aves esteparias. En canteras que forman parte del área de caza del águila perdicera en Cataluña existe la obligación de mantener aproximadamente 2 ha de hábitat para fomentar la presencia de conejos, y esta obligación se mantiene cada vez que existe una bajada de cota. También se obliga a dejar paredes verticales y zonas yermas para el fomento de la collalba negra.

5. Conservación de especies protegidas y de la biodiversidad local. Un aspecto ha cambiado el planteamiento del sector extractivo en la última década. Se ha constatado que la minería genera ambientes singulares que favorecen la conservación de especies protegidas (<http://www.uepg.eu/key-uepg-topics/case-studies/biodiversity>) y de la biodiversidad local. El fomento de la biodiversidad ha sido la bandera que muchas empresas extractivas enarbolan para demostrar la sostenibilidad de sus actividades con el medio ambiente y

compensar así el impacto severo que generan. Si bien el sector ha realizado un gran esfuerzo para promover estas actitudes entre sus empresas, existen aspectos que merecen comentario. En primer lugar, las empresas parecen más predispuestas a aplicar criterios de biodiversidad a sus restauraciones cuando esto representa una reducción de costes significativa o son de fácil ejecución. Un claro ejemplo corresponde al fomento de aves rupícolas, ya que conservar taludes rocosos casi verticales, sin tratamientos de revegetación, simplifica mucho el proceso. Sin embargo, se ha puesto de manifiesto que estas poblaciones de aves pueden instalarse incluso durante la fase de explotación, complicando la actividad minera. Por ello, no todas las empresas están dispuestas a implementar Planes de Gestión de la Biodiversidad, o lo hacen de forma parcial, por los inconvenientes que esto puede representar. Esta reticencia se ha puesto de manifiesto con más intensidad a raíz de la crisis que está sufriendo el sector, que depende de la demanda casi diaria y no facilita una organización de la explotación compatible con periodos concretos de nidificación de determinadas especies rupícolas. Otro elemento que condiciona la implementación de protocolos de biodiversidad es la tipología de las empresas. Las PYMES del sector tienen recursos mucho más limitados que las multinacionales, y esto puede condicionar el alcance de sus expectativas. En cambio, algunas multinacionales instaladas en España suelen tener protocolos de Biodiversidad vinculadas a su Grupo, especialmente si sus sedes se ubican en países con trayectorias ambientales más exigentes y más arraigadas, aunque el desarrollo de estos planteamientos a nivel español es aún muy preliminar.

Esta problemática está incidiendo sobre la filosofía y los objetivos de los proyectos de restauración, y obliga a realizar una revisión profunda de qué hacer, para qué, y según qué patrón/necesidad local y territorial, aún pendiente. De hecho, aunque las iniciativas en este ámbito son diversas, muchas de ellas lideradas desde las empresas, es necesario definir un marco local y territorial donde desarrollar esta revisión, que armonice las potencialidades y necesidades de recursos mineros, con las necesidades de conservación y protección de hábitats. Esta herramienta sería de gran utilidad para poder lograr una mayor compatibilidad entre demandas y oportunidades.

6. Evaluación-monitoreo y marco temporal. Hasta la fecha, las evaluaciones de los proyectos de restauración

ejecutados han sido mínimas. Además, no han sido lideradas desde las Administraciones, sino desde centros de investigación y Universidades, y patrocinadas a partir de fondos diversos. Sin embargo, en muchos casos los proyectos de restauración han favorecido sistemas herbáceos, aunque los objetivos fueran forestales (Jorba, 2015). Puede que la base de este resultado tan decepcionante esté precisamente en esperar que la naturaleza actúe según nuestras expectativas, a partir de una única intervención, sin gestión posterior. El conjunto de factores que incide en la evolución de un ecosistema joven es demasiado complejo para poder mantener esta hipótesis. La monitorización de estos espacios a medio y largo plazo sería clave para establecer, como mínimo, umbrales de tolerancia de desviaciones y logros.

Sin embargo, la normativa actual no ofrece el marco legal necesario para que este proceso de restauración se controle y se desarrolle adecuadamente. En la Directiva de EIA no se contempla la exigencia de realizar el seguimiento de la actuación una vez aprobada. El Reglamento español de EIA no regula el seguimiento ni la post-auditoría, aunque el RD-L 9/2000 es claro respecto a la importancia de realizar una correcta vigilancia, para garantizar la eficacia del proceso EIA y la integración de las variables ambientales. En cuanto al responsable del seguimiento y la vigilancia del cumplimiento de lo establecido en la Declaración de Impacto Ambiental (DIA) es el órgano sustantivo, como recoge el Capítulo IV del Reglamento. En España se han adoptado disposiciones que obligan a la realización de un Programa de Vigilancia Ambiental (PVA), el cual debe incluirse en el Estudio de Impacto Ambiental (EsIA). Sin embargo, no se especifican ni el contenido mínimo obligatorio ni orientaciones sobre aspectos a considerar en él. Según el Reglamento, es la DIA la que tiene que establecer las prescripciones pertinentes sobre la forma de realizar el seguimiento, de acuerdo con el PVA, por lo que a través de la DIA se puede mejorar el PVA. Además, según la Ley 21/2013, no todas las explotaciones están obligatoriamente sometidas al procedimiento de EIA, lo que genera un vacío legal sobre esta vigilancia. En algunas CC.AA. como Cataluña, todas las concesiones mineras deben realizar una EIA (ley 20/2009), aunque los aspectos del PVA tampoco quedan suficientemente detallados.

Otra limitación es que, aunque el procedimiento de EIA incluya un programa de vigilancia ambiental poco definido e incluya las medidas correctoras genéricas,

no incluye los aspectos vinculados al programa de restauración. Una evidencia de esta situación es la no disponibilidad de información sobre proyectos de restauración ejecutados ni en las asociaciones gremiales, ni en las Administraciones.

Los mismos periodos de garantía establecidos se alejan de cualquier base ecológica para la creación de ecosistemas terrestres y acuáticos, y responden simplemente al interés del proceso administrativo. Así, para las fases de acondicionamiento de la tierra vegetal y revegetación, el periodo de garantía no será inferior a tres años ni superior a cinco (Orden de 13 de junio de 1984 que desarrolla el RD 1116/1984; RD-L 9/2000 y Reglamento; Decreto 329/1991). La normativa minera establece periodos de garantía antes de aceptar o rechazar una restauración. Estos periodos no consideran la complejidad de creación de la mayoría de ecosistemas y hábitats, y los proyectos realizados deben evaluarse a corto plazo, sin garantías sobre la evolución de la restauración. A las empresas les resulta difícil esperar a tener ecosistemas bien constituidos para recuperar los avales. La restauración integrada suele favorecer grados de restauración superiores. Una vez concluido dicho periodo de garantía, que puede establecerse por zonas, dentro del conjunto de terrenos a restaurar, y comprobado por el órgano competente en minería la correcta realización del Plan, los titulares de la explotación quedan libres de los compromisos adquiridos.

La realidad es que el contenido de las inspecciones no está regulado en la normativa y queda sujeto a la interpretación de cada Organismo Competente. Además, la Administración Competente es la Dirección General de Minas en la mayoría de provincias. Esta Dirección aprueba tanto los EIA como los programas de restauración. Se da la circunstancia de que el EIA y la concesión minera, con su correspondiente programa de restauración, son procesos administrativos independientes, y pobremente vinculados en la realidad. Así, en los EsIA de proyectos mineros no se contemplan alternativas, y el análisis de viabilidad se realiza sin tener en cuenta el proyecto de restauración que se elabora después. Así, el proyecto de restauración, que debería reunir el conjunto de medidas correctoras para validar si, después del cierre, una explotación es compatible con el entorno, no se considera en la DIA ni en el programa de vigilancia ambiental. A este laberinto normativo se añaden otras leyes de aplicación a este tipo de proyectos (urbanística, aguas, con-

taminación atmosférica...), que dificultan mucho el día a día de las empresas mineras.

- 7. Limitaciones normativas y logísticas.** La escasa aplicación en el sector minero de la perspectiva ecológica de la restauración se debe, por un lado, a que los responsables de las restauraciones desconocen la base conceptual y el planteamiento de la Restauración Ecológica. Por otro lado, también influyen cuestiones normativas y de la propia dinámica de la actividad minera. Una circunstancia que se aduce, en ocasiones, como limitante de la restauración es la cuantía de las fianzas y avales establecidos por ley. Los avales y los intereses bancarios asociados pueden ser muy elevados, en función de la superficie de la concesión. Depositar avales únicamente por la superficie en explotación, y no por toda la concesión, podría ser una medida favorable para las empresas, que permitiría disponer de más recursos económicos para la restauración.

Los resultados insatisfactorios obtenidos en muchas restauraciones –a pesar de las importantes inversiones realizadas– deberían hacer reflexionar a algunas empresas sobre la necesidad de disponer de personal especializado en restauración ecológica en plantilla. Son contadísimas las empresas que cuentan con profesionales específicos de este campo. Sin duda, éste es un paso imprescindible para alcanzar resultados aceptables. Los profesionales de la restauración ecológica también deben ser incorporados en los equipos redactores de los Estudios de Impacto Ambiental y proyectos de restauración, habitualmente consultoras ambientales, para orientar adecuadamente y desde un principio, las actuaciones mineras hacia su mejor adecuación ambiental.

La transferencia de conocimiento (I+D+i) desde los centros de investigación hacia las empresas y la transferencia de información recíproca son imprescindibles para implementar una restauración ecológica de calidad en este sector industrial. En nuestro país existe un amplio conocimiento de muchos de los procesos y factores implicados en el proceso de restauración minera. Sin embargo, estos conocimientos han sido escasamente utilizados en la práctica. En este sentido, las experiencias de colaboración entre investigadores y empresas han resultado, generalmente, exitosas.

La realización de proyectos de restauración ecológica requiere del manejo de un volumen importante de información ambiental. En muchas ocasiones, la información existe pero resulta poco accesible. Y en

otras no está disponible, como ocurre, a veces, con la cartografía temática actualizada y de calidad: Esta información sería de gran ayuda en todas las fases de la restauración, especialmente en la de planificación.

Principales oportunidades para la implementación de la Restauración Ecológica

- La minería supone una alteración del medio natural, pero también proporciona oportunidades para atenuar su impacto. Existen algunos ejemplos de restauraciones de minas que han contribuido a la protección de la biodiversidad, la provisión de servicios y el bienestar humano. Se debe explorar estas posibilidades en cada explotación, desde la ética ambiental y social, identificando alternativas que faciliten el consenso.
- Una mayor exigencia en la calidad de los ecosistemas y hábitats restaurados redundaría en una mayor especialización y competitividad de las empresas restauradoras, como por ejemplo, en cuanto a la calidad y variedad de las semillas y plantas disponibles en el mercado para revegetación. Esto podría ofrecer más oportunidades de negocio para empresas asociadas a la restauración.
- En el ámbito concreto de la minería del carbón, los fondos del Plan del Carbón (125 M€ para el periodo 2013-2018) constituyen una excelente oportunidad para que finalmente repercutan en la restauración ecológica en áreas mineras, y contribuyan a desarrollar iniciativas de restauración de zonas degradadas y espacios afectados, estimulando iniciativas empresariales en las comarcas mineras, tal y como plantea la Decisión 2010/787/UE del Consejo de Europa.
- La implementación práctica del principio de jerarquía de mitigación en el ámbito de las actividades extractivas (CSBI 2015) constituye una oportunidad para gestionar mejor los potenciales riesgos ambientales de la minería en la biodiversidad y servicios ecosistémicos. La jerarquía de mitigación consiste en una secuencia de cuatro acciones clave: evitar, minimizar, restaurar y compensar el impacto ambiental. La fase de diagnóstico permite integrar la actividad en el contexto ecológico y social (minimizar). La restauración ecológica aplicada a la corrección de impactos recupera ecosistemas funcionales, complejos, diversos y adaptados a posibles cambios en las condiciones ambientales (corregir). Y, finalmente, la restauración ecológica permite de-

finir acciones de compensación específicas, creando y conservando capital natural (compensar).

- La Ordenación de los Recursos Mineros se incluye dentro de los sectores que deben someterse a Evaluación Estratégica previa de Planes y Programas (SEA), según indica la Directiva Europea (2001/42/CE) y también alguna normativa autonómica (Ley 11/2003 de Prevención Ambiental de Castilla y León). Por lo que una estrategia nacional de ordenación de los recursos mineros supone una oportunidad para implementar la EIA en etapas anteriores a la de proyecto. El creciente interés despertado por la SEA surge, sobre todo, del reconocimiento de que algunos aspectos importantes de la EA no pueden ser satisfactoriamente acometidos mediante el procedimiento de EIA de proyectos y deben, por tanto, contemplarse en etapas más tempranas del proceso de planificación. A medida que van madurando y mejorando los procedimientos de EIA, la atención a las cuestiones ambientales va situándose en etapas más tempranas del proceso de decisión, ya que es claro que los impactos acumulativos, sinérgicos, laterales y globales, así como la consideración de alternativas, se pueden estimar mejor en fases iniciales de la EIA, relativas a Planes Políticas y Programas, que en la de proyecto.

Recomendaciones para implementar una restauración ecológica de calidad en minería

Se debe establecer los medios necesarios para **divulgar los conceptos y las prácticas propias de la restauración ecológica**, así como los beneficios que proporciona, en el sector minero: empresas, Administraciones y colegios profesionales. Cursos especializados, proyectos de demostración, fichas técnicas, manuales, etc. son algunas de las herramientas que se deben desarrollar para alcanzar este objetivo.

1. De forma análoga, se deben establecer **canales de comunicación que permitan identificar las necesidades del sector y buscar soluciones eficientes** en materia de restauración ecológica, en colaboración con los centros de I+D.
2. Se deben **promover los programas de vigilancia ambiental** realizados por equipos formados en esta disciplina, y basados en indicadores rigurosos de calidad. Con ello, no sólo se velará por el cumplimiento de las labores de restauración planificadas, sino que a partir

de los datos cuantitativos obtenidos se podrá valorar, de forma objetiva, el éxito de las medidas de restauración propuestas, para ir modificando el plan de restauración, si fuera necesario (gestión adaptativa).

3. Los **programas de restauración deben ser desarrollados por equipos multidisciplinares**. La diversidad de grupos de interés que se ven afectados por la restauración ecológica (desde espacios, personas, expectativas e intereses muy variados) hace necesaria la colaboración entre las diferentes partes (Comín, 2002). Por ello, durante las fases de diseño, ejecución y seguimiento, los trabajos de restauración deben representar un lugar de encuentro entre profesionales con formaciones complementarias. Una buena restauración ecológica debe incluir aspectos históricos, sociales, culturales y estéticos, además de ecológicos. Es, por ello, un terreno fértil donde diferentes profesionales pueden colaborar en torno a una planificación ambiental integral, contando con una definición y priorización clara de los objetivos (Zamora, 2002).
4. Las minas no son ajenas al territorio que las circunda, por lo que es necesario **integrar la restauración de áreas afectadas por actividad minera en la ordenación territorial minero-ambiental** (Evaluación Ambiental Estratégica).
5. Una **normativa más exigente en materia de evaluación y seguimiento de los proyectos de restauración** de espacios afectados por actividades mineras puede generar empleo verde. En este sentido, las auditorías ambientales, llevadas a cabo de forma rigurosa, suponen una oportunidad de trabajo para profesionales con competencias en restauración ecológica, y contribuyen al cumplimiento del PVA. Puesto que las consideraciones ambientales deben tenerse en cuenta a lo largo del ciclo completo de vida del proyecto, el PVA puede concebirse como una auditoría ambiental hasta el fin de la vida del mismo.
6. Una **mayor colaboración entre empresas y centros de I+D+i** para desarrollar protocolos de restauración funcionales y eficientes favorecería también este campo. Existen numerosas oportunidades para mejorar las acciones de restauración, reduciendo los costes.
7. **Ampliar los objetivos de la restauración**, incluyendo la priorización de determinados servicios ecosistémicos, como la generación de biomasa o los cultivos ecológicos, sin olvidar el carácter integrado de la misma, repercutiría favorablemente en el balance económico

de las empresas y contribuiría a implementar una restauración de calidad.

8. Existe mucha información acerca de buenas prácticas en la restauración de zonas afectadas por actividades mineras. Es necesario **desarrollar unos estándares para la restauración minera** que sirvan para garantizar que dichas prácticas se incorporan a la gestión minera y para evaluar los proyectos de restauración, y poner los medios para que se apliquen.

5.6.4 Restauración ecológica de ecosistemas dunares

Situación actual de la restauración de ecosistemas dunares en España

Las particulares condiciones biofísicas de los ecosistemas dunares condicionan la estrategia de restauración. Las dunas son, por definición, ecosistemas de gran **dinamismo geomorfológico**. Las dunas litorales se diferencian de las que se forman en los desiertos en la limitación espacial a la franja arenosa de las playas y la fuerte dependencia de la dinámica litoral: necesitan un aporte continuado de arena, que esta arena tenga un diámetro medio entre 70 y 500 μm , un recorrido suficiente del viento sobre la playa seca (*fetch*) y que este viento supere el umbral de velocidad necesario para movilizar la arena, mayoritariamente por movimiento saltatorio (aproximadamente 6m/s a 2m de altura) (Bagnold, 1941; Nickling WG, McKenna Newman C, 2009).

La dirección del viento que incide sobre la playa es también un factor determinante, en la medida que determina la longitud del recorrido sobre la playa seca y su capacidad erosiva. Ésta varía en función de la pendiente relativa sobre el relieve dunar: a mayor pendiente, mayor compresión del viento y mayor incremento de velocidad y capacidad erosiva. Así, en la cresta de la duna se puede duplicar la velocidad del viento y su poder erosivo. Cuando el viento incide con un ángulo inferior a 30° respecto a la línea de costa, se refleja de forma paralela a la misma y forma dunas longitudinales. A mayores ángulos (normal a la línea de costa) se formarán dunas de mayor complejidad morfológica, incluyendo dunas barjanoides (Bauer, 2012) (Arens, 1995).

Los exudados salinos y la cohesión aparente producida por la presencia de humedad en la arena, limitan también de forma notable la capacidad del viento de movilizar la arena. Contenidos de humedad superiores al 4-6% requieren de aumentos importantes de la velocidad

del viento para iniciar el transporte (Davison-Arnott R. Y., 2008).

Todos estos condicionantes físicos tienen una fuerte influencia sobre la evolución reciente de las dunas en España y también sobre el resultado de las experiencias de restauración en estos medios.

Otro aspecto que diferencia las dunas litorales de las de los desiertos es que las primeras, a causa del flujo limitado de arena, necesitan del concurso de una planta capaz de actuar como elemento físico que propicie la formación de turbulencias que motiven la deposición de la arena en movimiento. Cabe distinguir entre (1) acumulaciones de arena a sotavento de vegetación anual, como puede ser *Cakile marítima*, y que son, por tanto, efímeras, (2) la formación de *nebkas* (acumulaciones a sotavento) más estables que, por coalescencia, pueden dar lugar a dunas incipientes, y (3) las antedunas o dunas primarias, también llamadas dunas blancas en contraposición a las dunas grises o estabilizadas, que pueden tener diversos grados de movilidad y tener una mayor complejidad morfológica, alcanzando los 30m de altura (Davison-Arnott, 2010).

El efecto de la vegetación sobre el flujo de viento en las dunas embrionarias depende de la forma de la planta así como de su altura, cobertura y flexibilidad.

En Baleares y la península ibérica el barrón (*Ammophila arenaria* L. Link) tiene una mayor relevancia en la formación de dunas en la medida que es más alta que otras plantas, retiene mejor la arena, y soporta el enterramiento, de forma que crece con la duna. Así, cuando los tallos de esta gramínea rizomatosa crecen a poca distancia, se forman dunas más o menos continuas (Hart, Hilton, Wakes, & Dickinson, 2012). Cuando crecen en menor densidad, forman relieves de mayor diversidad, con montículos separados (Hesp, 2002). Esta es la razón de la fuerte dependencia de las dunas primarias con el barrón. De hecho no existen imágenes históricas de dunas móviles de mayor desarrollo en la costa peninsular sin la presencia, generalmente exclusiva, del barrón. En Canarias el rol del barrón es ejercido por el arbusto *Traganum moquinii* (Gracia et al., 2009) (Gracia, Sanjaume, Hernández, Flor, & Gómez-Serrano, 2009). Esta especie, a diferencia del barrón, no forma cordones continuos sino montículos aislados.

Cuando la cubierta vegetal supera el 16-20%, el transporte eólico prácticamente desaparece (Rubinstein, Groner, Yizhaq, Svovary, & Bar, 2012), (Lancaster & Baas, 1998). A este efecto físico cabe añadir que el barrón se

caracteriza por un feed-back negativo con el proceso de colonización de la duna por la vegetación. Así, cuando las dunas se estabilizan, sus raíces quedan expuestas a los patógenos del suelo, especialmente los nematodos, y degeneran y mueren en menos de 10 años (Van der Putten & et al., Plant-soil feedbacks: the past, the present and future challenges, 2013), (Van der Putten, Van Dijk, & Troelstra, Biotic soil factors affecting the growth and development of *Ammophila arenaria*, 1988).

Las dunas son así hábitats caracterizados por la aridez inducida por la granulometría: bajo contenido en humedad y temperaturas elevadas precisamente porque la radiación solar no se puede disipar con la evaporación de la humedad del suelo, de forma que se superan con facilidad los 50°C en las horas centrales del día, durante varios meses al año. La textura arenosa comporta también un bajo contenido en nutrientes.

Los ecosistemas dunares son enormemente **heterogéneos**: cambios espaciales o temporales de la orientación, tamaño de grano, proximidad al mar o tasa de enterramiento por aporte eólico, provocan modificaciones drásticas del funcionamiento y la composición de las comunidades. La necesidad de adaptarse al enterramiento, la escasez de nutrientes, las temperaturas elevadas y el estrés hídrico, son causas de la singularidad de la **biodiversidad** de la flora y la fauna arenícola. Las dunas son puntos calientes de biodiversidad y, lógicamente, figuran como hábitats prioritarios. No obstante, hoy día la función más relevante de las dunas es su mayor capacidad de disipar la energía del oleaje en temporales, y el hecho de ser reservas estratégicas de arena frente a los procesos de elevación del nivel del mar asociados al cambio climático. Las dunas son, por tanto, un elemento básico en toda estrategia de adaptación del litoral a los efectos del cambio climático.

Se puede interpretar esta diversidad como una respuesta a los gradientes biofísicos de aridez, movilidad del suelo y falta de nutrientes a lo largo de la secuencia duna-trasduna. También se puede interpretar como una expresión de los diferentes estadios de fijación de las dunas. La proporción de la flora exclusivamente arenícola se irá reduciendo a medida que se aleja de la costa para dar paso a especies generalistas (incluso invasoras).

La fuerte regresión de los ecosistemas dunares tiene causas que son comunes a escala europea y factores específicos del litoral mediterráneo, donde el impacto de la dinámica litoral y el uso social tienen un efecto multiplicador.

La desaparición de los hábitats dunares por urbanización ha sido un proceso histórico muy relevante. Las cifras sobre la degradación de estos ecosistemas son verdaderamente alarmantes. Según un informe publicado en pleno boom inmobiliario (Greenpeace, 2005), aproximadamente un tercio del primer kilómetro de litoral mediterráneo se encontraba urbanizado. Este porcentaje llegaba en Melilla, Málaga y Barcelona a más del 50%.

Otros agentes de impacto globales a escala europea son la desaparición de los herbívoros, una tendencia generalizada a la fijación de las dunas, la eutrofización de los suelos, el cambio climático (acelerando los procesos de sucesión) y el desplazamiento de la flora arenícola por especies generalistas e incluso invasoras (Provoost 2009), (Muñoz 2014). En España la expansión de especies exóticas es particularmente relevante con especies como *Carpobrotus edulis* (L.) N.E. Br., *Carpobrotus acinaciformis* (L.) L. Bolus, *Acacia* spp. *Cortaderia* spp., entre otras (RD 630/2013, de 2 de agosto), y la aforestación, que tienen otros impactos negativos sobre la integridad de las dunas.

Especialmente en la costa mediterránea, las dunas móviles están en peligro de extinción (Nordstrom & Lotstein, 1989) (Kutiel, 2001). La biodiversidad asociada a las dunas móviles y semimóviles persiste de forma residual en las dunas incipientes y las nebkas.

En el litoral mediterráneo los factores de impacto se acentúan a causa de su específica dinámica litoral. Sin mareas, prácticamente sin aporte sedimentario de los ríos, y con el transporte litoral interrumpido a causa de las estructuras portuarias, diques y otras estructuras construidas con objeto de reducir la regresión de la costa. Esta alteración de la dinámica litoral ha comportado un fuerte estrechamiento de la playa (*beach squeeze*) cuando el proceso regresivo se topa con las edificaciones. El estrechamiento de la playa comporta una reducción del recorrido del viento sobre la arena seca, de forma que en muchos casos pasa a ser demasiado estrecho como para movilizar los volúmenes necesarios de arena. El transporte eólico se ve perturbado por el uso recreativo intensivo y cada vez menos estacional, y por el frecuente tamizado mecánico de la arena para garantizar su estado sanitario. Estos factores han ocasionado que en muchas playas el viento ya no sea capaz de construir dunas, incluso contando con la amplitud necesaria.

Finalmente, la **elevación del nivel del mar**, asociada al cambio climático, comporta un factor de riesgo importante, con tasas que oscilan entre 25 cm y 1 m de regresión

de playa por cada cm de elevación (Climate Change 2007. Working Group II: Impacts, Adaptation and Vulnerability).

El origen de las **intervenciones** en dunas litorales se remonta a principios del siglo XX y su objetivo era precisamente la fijación de dunas móviles. Un ejemplo clásico es la plantación de pinos en la duna remontante que llegó a cruzar la montaña del Montgrí, en Girona. También la fijación de los campos de dunas de Mazagón (Murcia), Matalascañas (Huelva) y Guardamar (Alicante) en 1900, cuya movilización amenazaba esta última población. Estas intervenciones representan un ejemplo notable de desarrollo tecnológico en el marco de una gestión adaptativa, y de un elevado compromiso político y social.

Con posterioridad a estas intervenciones históricas, se han llevado a cabo multitud de acciones de restauración en sistemas dunares españoles (ver Anexo IV). Estos proyectos tienen como objetivo general la construcción de dunas, aunque no siempre siguiendo los principios de la restauración ecológica. Se pueden agrupar en cuatro tipologías:

1. **Interfase paisajística entre paseos marítimos y aparcamientos con las playas.** El primer paseo marítimo español que incorporó dunas se inauguró en 1992 en Gavà, Barcelona. Desde entonces, buena parte de los nuevos paseos marítimos han incorporado dunas de tipologías similares: pequeña dimensión para no obstaculizar el contacto visual con el mar, densidad de plantación elevada, y voluntad de disponer de dunas fijadas y cubiertas de vegetación en el menor tiempo posible. Algunos casos incluyen proyectos de riego e incluso abonados.
2. **Restauración del litoral afectado por temporales.** Se trata de una causa muy común de las intervenciones. Por ejemplo, los temporales de otoño-invierno de 2015 han motivado una inversión de 70,1 millones de euros por parte del MAPAMA (Real Decreto-Ley 2/2015 de 6 de marzo), de los cuales una parte se ha destinado a la construcción de dunas.
3. **Adaptación al cambio climático.** En 2015, se lanzó el Plan de Impulso al Medio Ambiente para la Adaptación al Cambio Climático en España, (PIMA Adapta), que incluye una inversión de 12,1 millones de euros para más de 46 actuaciones en la costa, el dominio público hidráulico y los Parques Nacionales. Estas actuaciones pretenden mitigar las consecuencias del ascenso del nivel del mar (Figura 52). Entre los proyectos mencionados aparecen varios de restauración
- de dunas (7 de los 23 reseñados en la web del MAPAMA). Sin embargo, no aclara en qué se diferencian de los proyectos de restauración de hábitats dunares anteriores, y hasta qué punto se diseñaron modelos de reperfilados de playa y dunas verdaderamente resistentes a las tormentas y a la elevación del nivel del mar. Existen precedentes interesantes de este tipo de intervenciones en otros países europeos (e.g., Emilia Romagna) (Montanari & Marasmi, 2012).
4. **Proyectos propiamente de restauración ecológica.** La restauración ecológica se encuentra entre los principales objetivos de los proyectos LIFE que intervienen en dunas, numerosos casos en la costa atlántica andaluza, y de algunos de los proyectos promovidos por el MAPAMA. Entre las causas de degradación se incluye el pisoteo y tránsito de vehículos en campos de nebkas, el arrasamiento previo por infraestructuras como aparcamientos, paseos marítimos o extracciones de arena. Destaca la ausencia de proyectos de rejuvenecimiento de dunas, de los que solamente existen experiencias muy preliminares en el área Metropolitana de Barcelona (Lascurain, 2016).

En cuanto a la ejecución de los proyectos de restauración de ecosistemas dunares, tanto el Artículo 111 de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, como el 204 del RD 1471/1989, de 1 de diciembre, por el que se aprueba el reglamento general para el desarrollo y ejecución de la Ley de Costas, establecen que las obras de creación, regeneración y recuperación de playas son de interés general y, por tanto, competencia de la Administración del Estado. Ni la citada Ley, ni el Reglamento que la desarrolla mencionan de forma específica que la restauración ecológica de dunas litorales sea exclusivamente su competencia. No obstante, en la medida de que las dunas forman parte del dominio público marítimo-terrestre estatal, queda claro que cualquier intervención en el medio dunar debe contar, como mínimo, con la autorización de la Administración del Estado.

Este entorno legal es la causa de que 23 de los 26 proyectos identificados hayan sido promovidos por una única entidad: la Administración del Estado. Estas obras son mayoritariamente ejecutadas por una única ingeniería, perteneciente a la Sociedad Estatal de Participaciones Industriales (SEPI). Este monopolio comporta limitaciones importantes en lo que se refiere a la eficiencia de los proyectos, así como al nivel de innovación técnica y científica.

Una excepción a este monopolio son los proyectos LIFE (al menos 3 desde 2014), que han permitido intervenir

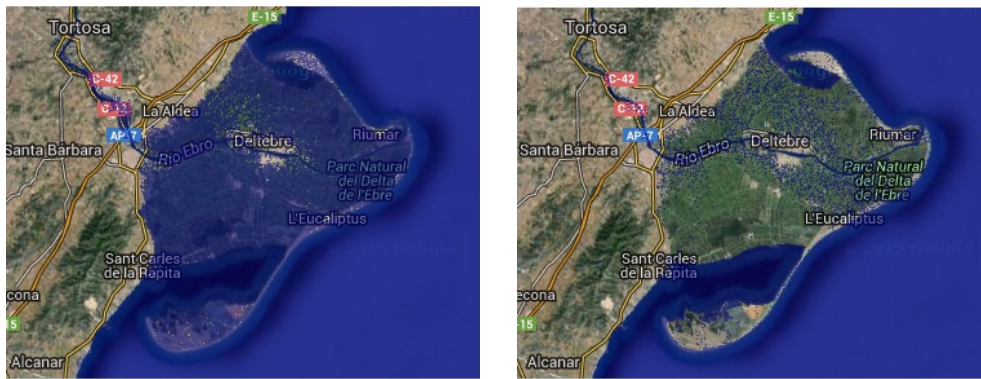


Figura 52. Áreas situadas a nivel del mar (izquierda) y 1 m por debajo de éste (derecha) en el delta el río Ebro. Las predicciones más probables de aumento del nivel del mar en esta zona a finales del siglo XXI se acercan a los 0.5 m (EEA, 2014). A partir de la información de Google Maps API y NASA integrada en el visualizador desarrollado por A. Tingle (<http://flood.firetree.net/?ll=54.0000,-2.4000>)

ciones de mayor alcance. Sin embargo, estos proyectos se limitan a espacios protegidos y, por tanto, no afectan a la mayoría de las playas españolas.

Limitaciones de la restauración de ecosistemas dunares

- Seguramente el primer factor limitante en la construcción de dunas es la dificultad de construir dunas móviles y semi-móviles que sean mínimamente perdurables. Tal como se ha mencionado más arriba, cuando se construyen dunas de más de 1 m de altura, y el viento dominante se encuentra con una pendiente pronunciada, la velocidad se puede duplicar, así como su poder erosivo. Para conjurar el riesgo de descalzamiento de las plantaciones a causa de la erosión, se han empleado pantallas que disipan la energía del viento. De esta forma se construyen hábitats dunares que rápidamente se transforman en dunas estabilizadas. La cubierta vegetal llega rápidamente a ser del 100%, y desaparece el barrón y buena parte de la flora estrictamente arenícola. De esta forma, los hábitats de duna móvil y semi-móvil tienen una vida efímera.
- Las estrategias de restauración han sido heredadas mayoritariamente de las técnicas de fijación de dunas. Estas técnicas tienen ya un siglo de antigüedad en España, e incorporan pantallas de retención de arena y plantaciones de vegetación arenícola. A estas estrategias tradicionales, se añade la formación, por medios artificiales, de dunas con arena que puede proceder del bombeo de arena sumergida, de la arena de la propia playa o de playas próximas, o incluso de arena del mismo

sector de playa, normalmente obtenida mediante la excavación de cubetas de deflación.

- Dado que en muchos puntos del litoral están ausentes algunos de los factores necesarios para la formación natural de dunas (generalmente a causa de la pérdida de amplitud de la playa y la desaparición del aporte de arena), los proyectos de construcción y restauración de dunas primarias deberán enfrentarse o a la construcción de dunas con aportación periódica de arena (imitando el aporte eólico natural) y manteniendo una cubierta global inferior al 30%, o a procedimientos de rejuvenecimiento de dunas estabilizadas existentes.
- En algunas publicaciones relativas a restauración de dunas se menciona el riego y los abonados como técnicas orientadas a fijar rápidamente las dunas. Esto entra en contradicción con la oligotrofia de los suelos dunares y los procesos de retroalimentación negativa del barrón, antes discutidos.
- Hay que destacar el importante avance de las técnicas de cultivo de la vegetación dunar. Un avance que se inicia en los años 80 del siglo pasado en la Devesa del Saler (Valencia), y que posteriormente se ha multiplicado en viveros públicos y privados. El resultado de este avance es no solo la mayor diversidad de oferta de especies psamófilas, sino también un abaratamiento importante de los costes de producción. Cabe, no obstante, resaltar la necesidad de una trazabilidad genética del material vegetal, con objeto de evitar hibridaciones, pérdida de variedades o subespecies, y de optimizar la adaptabilidad a los hábitats dunares, siempre que el cambio climático no haga necesaria la

importación de genotipos mejor adaptados a la sequía y el calor (Bozzano, 2015).

- En las siete publicaciones metodológicas identificadas que versan sobre la construcción y restauración de dunas en España publicadas en el siglo XXI, no se ha encontrado ninguna referencia sobre la construcción de dunas móviles (excepto dunas embrionarias de pequeñas dimensiones), ni sobre proyectos de rejuvenecimiento de dunas, ni sobre la retroalimentación negativa del barrón, la planta dominante en comunidades dunares, con el avance de la sucesión ecológica.
- Si bien las causas de la degradación de los sistemas dunares están suficientemente documentadas, no se puede decir lo mismo de la evolución de los proyectos de construcción y restauración realizados. El análisis de la bibliografía científica y de la literatura denominada gris, no muestra ninguna referencia relativa a problemas por resolver en este campo, o acerca de la necesidad de generar nuevos conocimientos para aumentar la efectividad de las intervenciones de restauración ecológica en dunas litorales. Esta carencia se debe, en parte, al escaso seguimiento ecológico y a la ausencia de documentos que lo atestigüen. Persisten también incógnitas significativas respecto a la evolución a largo plazo de las dunas, especialmente del barrón, o cómo transformar dunas fijadas mediante vegetación ruderal, especies exóticas o plantaciones forestales, en ecosistemas dunares funcionales y cubiertos por comunidades autóctonas. También sobre el uso de genotipos locales, y la respuesta de las estructuras dunares y las playas a temporales y al cambio climático.

Oportunidades para la restauración de ecosistemas dunares

- El elevado nivel de degradación de los sistemas dunares, justifica su restauración como medida necesaria para garantizar la mera supervivencia de estos espacios y de las especies que los integran. En los últimos años, no obstante, se ha hecho patente la importancia de los servicios que pueden proporcionar sistemas dunares funcionales, particularmente su capacidad para regular las perturbaciones, infiltrar agua de lluvia, y su valor recreativo y estético. Por ejemplo, se ha estimado que los servicios ecológicos sin mercado proporciona-

dos por una hectárea de playa o duna en Cataluña ascendían a 104.146 \$ ha/año en 2004 (Brenner, 2010).

- La restauración de estos sistemas podría permitir, por un lado, la reducción de costes asociada a la regresión de la línea de costa y, por otro, el aumento de sus valores estético y recreativo, con el consiguiente impacto en la calidad de la oferta turística e inmobiliaria. Además, una restauración de calidad permitiría evitar la alteración de otras zonas de la costa, como los fondos arenosos dragados. Es necesario explorar estas posibilidades y favorecer iniciativas privadas que permitan aumentar los beneficios para estos sectores económicos, protegiendo la biodiversidad de todo el territorio costero y mejorando su provisión de servicios ecosistémicos.

Recomendaciones para la restauración de ecosistemas dunares

1. Tal como se han mencionado anteriormente, existen **incertidumbres** notables sobre la dinámica a largo plazo de los ecosistemas dunares restaurados, o sobre su papel en la dinámica del paisaje costero. Estas incertidumbres deberían ser resueltas mediante programas de I+D específicos, antes de proseguir las inversiones en proyectos de dudosa rentabilidad económica a medio y largo plazo, que difícilmente se ajustan a los principios de restauración ecológica.
2. Resulta necesario poder aprovechar el conocimiento resultante de los proyectos ejecutados con dinero público e incorporarlo a una **base abierta de conocimiento**. Hasta ahora el proceso de aprendizaje se ha basado fundamentalmente en una experiencia personal que no se documenta de forma suficientemente estructurada para poder ser utilizada e implementada por otros técnicos y científicos.

Es necesario que los proyectos pagados por dinero público generen datos abiertos, incluyendo una descripción pormenorizada de la obra realizada y el resultado de programas estandarizados de evaluación y seguimiento (Tabla 39). De esta forma, se podría evaluar su eficiencia (vinculada a la relación entre costes y beneficios) y su efectividad (nivel de consecución de los objetivos establecidos inicialmente). Esta base de conocimiento permitiría la rendición de cuentas, facilitaría la difusión de técnicas eficaces, evitaría la repetición de errores, y permitiría la generación de nuevos

conocimientos sobre los cuales articular un verdadero sistema de gestión adaptativa.

3. Los **sectores turísticos e inmobiliarios** han sido grandes motores de la economía española en los últimos años. La crisis financiera, inmobiliaria y ecológica, sin embargo, demanda nuevas soluciones, que mejoren la rentabilidad de estos sectores, impactando positivamente sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Es necesario promover las colaboraciones entre la Administración, el sector privado y los diferentes grupos de interés para concebir y sustentar este tipo de iniciativas.
4. Las playas representan uno de los ecosistemas más frecuentados por una población que con frecuencia no asocia estos ambientes con espacios naturales y biodiversidad. La **participación social** en su restauración supone una excelente oportunidad para darlos a conocer y valorizarlos. Se trata, de nuevo, de aprovechar su enorme visibilidad y su indudable función social.
5. El **cambio climático**, con sus variaciones en el régimen de temperaturas, precipitaciones, torrencialidad y altura del nivel del mar, tendrá un impacto particularmente negativo sobre los sistemas costeros. Los escenarios de cambio global y su impacto sobre la hidrología, la geomorfología, y la distribución de especies y sus interacciones deben ser integrados en la restauración de estos ambientes, superando el corto-

placismo que representan las intervenciones que suponen el mero trasiego de arena. Para ello, es imprescindible la colaboración entre expertos de diferentes disciplinas.

5.6.5 Restauración ecológica de ríos

Situación actual de la restauración de ríos en España

Valoración general y evolución

La restauración fluvial en España ha experimentado un fuerte impulso en las dos últimas décadas, que no ha alcanzado por igual a todas las cuencas hidrográficas. Este auge ha coincidido, en buena medida, con significativos avances en la conservación de ecosistemas fluviales. Si bien en un inicio la restauración fluvial se concentró en las riberas, apoyándose en técnicas de revegetación, las intervenciones fueron progresando gradualmente hacia la restauración hidromorfológica de tramos completos de río. El caudal, los sedimentos y la eliminación de obstáculos juegan un papel primordial en esta restauración. Por el contrario, todavía no se ha abordado la restauración de ramblas, ni de cursos de agua efímeros, en general.

La Estrategia Nacional de Restauración de Ríos (ENRR), lanzada por el Ministerio de Medio Ambiente en 2006, ha consolidado estos avances en restauración fluvial al constituir un marco de debate y trabajo y al financiar algunos proyectos. También es muy destacable la evolución reciente de una figura normativa clave, el Dominio Público Hidráulico, que se convierte en un marco

Tabla 39. Información que deberían acopiar y poner a disposición pública los proyectos ejecutivos de restauración ecológica de ecosistemas dunares

Administraciones implicadas
Localización y extensión del proyecto
Temporización de las diferentes fases del proyecto
Presupuesto desglosado, especificando las diferentes partidas
Diagnóstico detallado de la situación de partida (impactos, dinámica litoral, etc.)
Objetivos del proyecto, concretando la tipología de hábitat a recuperar, etc.
Descripción pormenorizada de las técnicas utilizadas en las diferentes fases del proyecto, incluyendo la participación social
Evaluación cuantitativa del nivel de consecución de los objetivos, en términos de procesos, de protección de especies/hábitats y de impacto sobre la población
Limitaciones e imprevistos encontrados
Lecciones aprendidas y necesidades de conocimiento
Resultados del plan de seguimiento

Fuente: Elaboración propia

espacial regulado de actuación. Además, se ha asistido a una internacionalización de la restauración fluvial a través de grupos científicos y técnicos de trabajo que han cuajado en la fundación en 2009 del Centro Ibérico de Restauración Fluvial (CIREF), que forma parte del Centro Europeo de Restauración Fluvial (ECRR) y está asociado a la organización Wetlands International.

El camino por recorrer es todavía muy largo. Los cursos fluviales, muy afectados por múltiples impactos antrópicos desde mediados del siglo XX, siguen sufriendo un intenso y generalizado deterioro. De esta manera, la restauración representa un gran reto, ya que se aplica a muchos menos kilómetros de río que los que están sujetos a degradación.

Los principios y objetivos de la restauración fluvial son muy diversos, de acuerdo con la complejidad y diversidad de los cursos fluviales. Se enfocan principalmente hacia la recuperación de caudales naturales y funcionales, de la continuidad longitudinal, del territorio fluvial, de la funcionalidad de las llanuras de inundación, de los caudales sólidos, de los procesos y morfologías, y de las riberas.

La restauración fluvial básica es hidrogeomorfológica, y pretende que el conjunto del río se recupere a través de procesos naturales (caudales, aportes de sedimentos y crecidas). En la mayoría de casos esta auto-recuperación es imposible, ya que no se pueden eliminar todas las presiones, de manera que se opta por la reactivación de solo algunos procesos y funciones, o la mejora concreta de hábitats o del estado de algunas especies. En estos casos no habría que hablar de restauración sino de rehabilitación, como se está haciendo de forma creciente en otros países. Cabe tener en cuenta que para restaurar, es necesario el cese de la presión antrópica o bien su redireccionamiento hacia procesos de menor impacto.

Un condicionante claro para la restauración fluvial es el régimen de propiedad, ya que en muchos ríos el dominio público hidráulico no está deslindado y ha sido ocupado por particulares. Esta problemática abunda también en muchos pequeños cursos de agua, barrancos y ramblas no catalogados. En consecuencia, se ha podido restaurar principalmente en espacios comunales de propiedad pública, y se han podido derribar las presas cuya concesión estaba caducada, pero la intervención se hace difícil en espacios de titularidad privada.

Finalmente, otro condicionante de la restauración ecológica de cursos de agua continentales es que ésta se ha restringido casi siempre a tramos donde había interés

o sensibilidad local. Muchas iniciativas de restauración han partido de personas concretas y colectivos (asociaciones de vecinos, grupos ecologistas, municipios) que han propugnado la recuperación de enclaves singulares o tramos muy apreciados por los ribereños.

Características de los proyectos de restauración

La mayoría de proyectos de restauración de entornos fluviales ejecutados recientemente, se ha dedicado a la revegetación de espacios ribereños y a la protección de márgenes mediante el uso de bioingeniería, especialmente en ámbitos urbanos y periurbanos. Estos proyectos no son realmente proyectos de restauración, ya que plantean solo algunas mejoras funcionales y/o estéticas, integrándose, en muchos, casos en la construcción de parques urbano-fluviales.

En los últimos 15 años, se ha incorporado una mayor diversidad de acciones, incluyendo algunas que responderían más estrictamente al concepto de restauración ecológica. Por ejemplo, en estos años se ha derribado más de 200 presas y azudes, especialmente en las cuencas del Duero, Tajo, Cantábrico y País Vasco. Pueden destacarse por sus dimensiones las presas de Robledo de Chavela (Madrid), Inturia (Gipuzkoa) y La Gotera (León), demolidas respectivamente por la Confederación Hidrográfica del Tajo y el MAPAMA, la Diputación Foral de Gipuzkoa y la Confederación Hidrográfica del Duero. Con estas acciones se ha logrado recuperar la conectividad longitudinal de muchos tramos fluviales. En otros muchos casos, no se ha procedido al derribo, sino a la instalación de estructuras para el paso de peces: un objetivo más concreto y menos ambicioso, que no siempre ha proporcionado resultados aceptables. También se ha procedido, muy recientemente, a la eliminación de vados, como los del proyecto piloto ministerial de restauración del río Zújar (Badajoz).

Paralelamente, comienza a practicarse por parte de las Confederaciones Hidrográficas la eliminación o retanqueo de diques para dar mayor espacio al río. Hay ejemplos abundantes de ello en la cuenca del Duero y en Navarra, y más puntualmente en el río Ebro, a raíz de la crecida de 2015. Algunos tramos fluviales (León, Zamora, Navarra) se han descanalizado, reconectándolos con sus antiguos meandros.

En estos años, se ha seguido ejecutando proyectos de creación de hábitats, como los proyectos de mejora para el visón europeo, en el Sur de Navarra. En este ámbito destaca también una actuación pionera, en la que se ha aportado 100.000 m³ de sedimentos al río Aragón (Soto-

contendias, Marcilla). Esta actuación (enmarcada dentro del proyecto LIFE+ Territorio visión) ha sido finalista en 2015 del premio internacional Riverprize, resultando ganadora la restauración de un tramo del río Segura en la provincia de Murcia (LIFE+ Segura Riverlink), con la demolición de un azud en desuso y la construcción de escalas de peces, así como diferentes actuaciones de restauración ecológica en riberas. En 2013 fue finalista del mismo premio otro proyecto español, la restauración del río Órbigo (León), que destaca por la eliminación de moatas y la devolución de espacio al río.

Desgraciadamente, en muchos casos no existe información acerca de la superficie o de la longitud de tramos fluviales restaurados, ni de las inversiones realizadas. A ello contribuye la gran diversidad de iniciativas. Sin embargo, diversas bases de datos podrán proporcionar una estimación fiable de la magnitud de la restauración de ríos, riberas y ramblas en España en los próximos años. Entre ellas están la gestionada por el CIREF, así como diversas bases de datos de alcance europeo, varias de ellas impulsadas desde programas de I+D, LIFE e Interreg, que son un buen exponente de las redes de colaboración internacional en materia de restauración fluvial surgidas en los últimos 15 años.

Dos proyectos internacionales, REFORM, liderado desde Holanda, y RESTORE, coordinado por la Agencia Ambiental del Reino Unido, recopilan experiencias de restauración fluvial a través del recurso interactivo River Wiki (respectivamente, <http://wiki.reformrivers.eu> y <https://restorerivers.eu/wiki>), lo que constituye una excelente herramienta para difundir ejemplos y transferir buenas prácticas.

En cuanto a la financiación de los proyectos de restauración, salvo algunos programas planteados desde el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y desde las Confederaciones Hidrográficas, las iniciativas de restauración fluvial son fundamentalmente locales. La financiación es muy diversa, desde programas LIFE, hasta fondos ministeriales (ENRR), de las Confederaciones y privados, y en ocasiones mínimas, trabajándose con voluntariado.

Limitaciones de la restauración fluvial

La restauración fluvial se enfrenta a notables retos, entre ellos:

- La enorme extensión de la red fluvial que habría que restaurar, teniendo en cuenta su grado de deterioro.

- La escasez de experiencias y de ejemplos extrapolables.
- La pervivencia de muchos usos del agua y del espacio ribereño incompatibles con la restauración, así como la exigencia social de seguir estabilizando los cauces e impidiendo la dinámica fluvial, que se traduce en proyectos de encauzamiento y otras actuaciones irreversibles.
- En la restauración fluvial los procesos geomorfológicos fluviales son, o deberían ser, un objetivo clave a recuperar. Así, en el ámbito fluvial la erosión puede ser un proceso positivo de cara a la restauración de la integridad del ecosistema, un proceso que no hay que impedir ni limitar, sino, al contrario, favorecer para que desarrolle toda su dinámica natural. En restauración fluvial no se busca una geomorfología estable, como en otros casos, sino todo lo contrario, una dinámica que garantizará la diversidad. Esto choca frontalmente con los intereses sociales de estabilidad, por lo que en la práctica resulta muy difícil poderlo realizar. Por ejemplo, es frecuente que la supresión de presas vaya acompañada de la instalación de escolleras en las orillas. Con ello, queda anulada la restauración, ya que se prima una protección frente a la erosión en detrimento de otros múltiples servicios que prestan las orillas más dinámicas.
- La necesidad de caudales geomórficos, con crecidas ordinarias, que recuperen los procesos fluviales. Esto supone un grave problema en ríos regulados.
- La dificultad para la eliminación de determinadas especies invasoras, como la caña (*Arundo donax* L.).
- Los problemas asociados al empleo de maquinaria, que suele generar efectos colaterales nocivos. No obstante, la dinámica fluvial tiene una capacidad muy alta de ajuste y auto-recuperación, y lo habitual es que el río recobre su estado anterior a la perturbación y su resiliencia poco tiempo después de la intervención.

Oportunidades que ofrece la restauración fluvial

Pese a sus limitaciones, la restauración de medios fluviales proporciona interesantes oportunidades, potenciadas por la creciente sensibilidad de las Administraciones públicas y la sociedad, el apoyo europeo a estas iniciativas y la aparición de organismos como el CIREF, que fomenta

el conocimiento y la divulgación. Numerosas iniciativas locales atestiguan el interés creciente de la sociedad por la restauración de ecosistemas fluviales, su utilidad como herramienta para popularizar la restauración, y su potencial para renovar la vinculación entre la sociedad y el medio.

Muchas actuaciones de restauración fluvial han permitido una recuperación de usos y servicios –recreación, pesca, depuración– muy valorados por la sociedad y han contribuido a la puesta en valor de tramos fluviales que pueden constituir incluso un recurso turístico. El río se ha recuperado también como identidad y referente para los ribereños, como objeto de valor y orgullo local.

La restauración fluvial se convirtió hace una década en un nicho de empleo que se ha estabilizado y para el que puede preverse un futuro de crecimiento. La innovación técnica, la gestión adaptativa en los proyectos y su seguimiento, requieren profesionales cualificados procedentes de muy diferentes disciplinas.

El actual desarrollo de la restauración fluvial sobre dos líneas clave, el derribo de obstáculos transversales en el cauce, y el retranqueo y eliminación de diques, es una oportunidad en sí misma, por cuanto se está devolviendo mucha naturalidad al funcionamiento fluvial y los resultados constituyen ejemplos de demostración extrapolables a áreas próximas. El éxito de estas actuaciones está animando a la Administración a avanzar en estas líneas.

En relación con ello, es evidente la utilidad de la restauración fluvial en la mitigación del riesgo de inundación, que es el más extendido en nuestro país. La restauración aporta soluciones más efectivas y baratas a medio y largo plazo, convirtiéndose en una alternativa cada vez más valorada por las Administraciones competentes.

Por último, hay que destacar el importantísimo papel de la red fluvial y las reservas fluviales en la conectividad y en la infraestructura verde. La libertad geomorfológica y el territorio fluvial sirven para constituir corredores fluviales con la superficie suficiente para permitir una adecuada dinámica de las componentes acuática y ribereña del sistema. Por todo ello, la restauración fluvial debe ser fomentada y promovida, y deberá contar con un máximo y creciente apoyo social e institucional.

Todos los servicios que aportan los ríos, muchos de ellos perdidos a causa de los procesos de degradación, se verán recuperados mediante la restauración fluvial, lo cual debería animar a todas las Administraciones y al sector privado a invertir en ella.

Recomendaciones para implementar una restauración fluvial de calidad

1. La restauración fluvial debe tener en cuenta tanto los principios de la restauración ecológica recogidos en el marco conceptual de esta Estrategia como otros principios propios de la geomorfología y la dinámica fluvial, no considerados en otros ámbitos de la restauración. Así, la **libertad geomorfológica** y la naturalidad en los procesos de erosión, transporte y sedimentación, deben constituir un objetivo fundamental y real en los proyectos de restauración fluvial. Estos principios deben ser incluidos de manera explícita en los pliegos de prescripciones técnicas, y deberán ser consensuados con los agentes que intervienen en el desarrollo de los proyectos, de manera que se asegure su vigencia durante todas las fases del mismo.
2. En este sentido, es preciso evitar las **falsas restauraciones**, es decir, las actuaciones contrarias a la restauración fluvial propiamente dicha. Por ejemplo las obras cuyo único objetivo es la estabilización de cauces. Para ello es imprescindible establecer unos estándares rigurosos y poner los medios administrativos y técnicos para garantizar su cumplimiento. Estos estándares incluirán criterios, protocolos de actuación, técnicas, medidas de control y buenas prácticas de ejecución
3. Para poder realizar con éxito la restauración fluvial es necesario contar con **caudales líquidos y sedimentos**, y con **crecidas** que sigan o reproduzcan un régimen natural. Se establecerán los mecanismos necesarios para poder disponer de estos elementos en cada tramo fluvial a restaurar.
4. La restauración fluvial deberá integrarse con la planificación hidrológica, con las **normativas** asociadas al Dominio Público Hidráulico (DPH), con las reservas fluviales, con los planes de gestión del riesgo de inundación, con la ordenación del territorio y con la planificación urbana. Contar con espacio para el río es fundamental para lograr su restauración. Para ello hay que promover el deslinde efectivo del DPH, existiendo herramientas y cartografía para definir correctamente este espacio, que como “territorio fluvial” se ha definido en diferentes proyectos. A continuación son aplicables acuerdos de custodia del territorio, contratos de río, permutas de terreno, etc.
5. El proyecto de restauración debe plantear unos **objetivos** concretos, realistas y cuantificables. En la medi-

da de lo posible estos objetivos contarán con el trabajo del río, ayudándole en su auto-recuperación. Esto implica que muchas técnicas de restauración convencionales no serán aptas, ya que la libertad fluvial debe primar siempre sobre la actuación. La gestión adaptativa es fundamental.

6. La restauración fluvial deberá ser acometida por **equipos multidisciplinares** con experiencia en hidrología, geomorfología fluvial, dinámica de ecosistemas y participación pública.
7. Todo proceso de restauración fluvial requiere un **seguimiento** que debería comenzar antes de la actuación y prolongarse a lo largo del tiempo. Debe ser llevado a cabo por personas formadas en estas temáticas específicas y basado fundamentalmente en el monitoreo de indicadores y en la aplicación de índices de diagnóstico.
8. El régimen hidrológico estacional y los procesos de crecida se deben tener en cuenta de forma prioritaria a la hora de definir los **plazos de ejecución y seguimiento**.
9. La Administración hidrológica destinará **fondos** a la restauración fluvial procedentes de partidas como las obras de emergencia tras inundaciones, de tal manera que se podrán aplicar buenas prácticas fluviales de forma integrada a la mitigación del riesgo.
10. La Administración abrirá **líneas de financiación** para promover actividades de formación, información y sensibilización sobre funcionamiento y restauración fluvial, así como para financiar proyectos I+D orientados y aplicados, y facilitar el intercambio de conocimiento y los procesos de colaboración entre empresas y centros de investigación.
11. Es preciso desarrollar un amplio **programa pedagógico y de participación** en torno a la restauración fluvial, en el marco de la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos.
12. Se creará un **catálogo** de acceso libre que contenga información sobre proyectos de restauración fluvial realizados, a partir de bases de datos ya existentes.

5.6.6 Estado actual de la restauración de humedales en España

Estado actual de la restauración de humedales en España

Los humedales son hábitats con que tardan milenios en estabilizarse siguiendo procesos naturales. Durante el proceso de desarrollo del humedal, desde que aparece por primera vez (por ejemplo, cuando una zona seca se inunda por un cambio en la topografía), multitud de especies de todo tipo harán uso temporal o permanentemente de este sistema. Las interacciones entre los organismos que lo colonizan y se establecen en él, y entre estos organismos y el medio abiótico definen el funcionamiento del sistema y permiten que se perpetúe en el tiempo. Sin embargo, esa estabilidad no significa que el humedal sea siempre el mismo, es decir, que tenga siempre las mismas especies. Los ecosistemas alcanzan una estabilidad dinámica, lo que implica que, aun siendo humedales, las especies llegan y se extinguen, cambiando constante pero lentamente sus interacciones.

En esta estabilidad dinámica donde multitud de especies interactúan entre ellas y con el agua, el suelo o la atmósfera, decimos que el humedal es funcional. Algunas de esas funciones proporcionan beneficios directos para la sociedad, y se denominan servicios ecosistémicos. Algunos de los múltiples servicios que los humedales proveen a la sociedad son: a) la fijación de carbono, gracias a una elevada producción y una descomposición sumamente lenta, b) el control de inundaciones, debido a su capacidad para almacenar agua y reducir la energía de los ríos tras las tormentas, y c) la producción de alimentos, incluyendo peces, moluscos, crustáceos y aves. Otras muchas funciones no tienen un valor directo para nuestra sociedad, pero constituyen procesos esenciales para la persistencia de los humedales, como la descomposición de la materia orgánica. Estas funciones podrían resultar esenciales en un futuro, cuando nuestro conocimiento sobre estos ecosistemas mejore. Por ejemplo, hasta hace pocos años no se consideraba un servicio la protección que los humedales costeros confieren frente a las grandes tormentas, tsunamis y huracanes. Hoy en día, se considera un servicio fundamental que justifica la restauración de miles de hectáreas en todo el mundo.

Al no existir un marco conceptual que englobe todos los proyectos de restauración de humedales que se ha llevado a cabo en España, cada uno ha respondido a diferentes objetivos (Tabla 40). A pesar de ello, se han seguido, de manera general, muchos de los principios básicos

de la restauración ecológica, como el uso de especies autóctonas, la identificación de ecosistemas de referencia locales, la recuperación de la dinámica hidrológica o el refuerzo de las poblaciones de especies amenazadas. En pocos casos la recuperación de servicios ecosistémicos ha constituido un objetivo central de la restauración, lo cual no implica que la restauración no sea correcta o que este sea el enfoque que deban seguir todos los proyectos de restauración, tal como se expone en el marco conceptual de esta Estrategia.

También destaca que en pocos casos la restauración ha sido implementada a una escala paisajística, pudiendo así corregir muchos de los problemas que afectan a los humedales, como la contaminación agrícola. Este es probablemente uno de los aspectos cruciales de la restauración de humedales. Por ejemplo, en muy pocos casos se ha usado la restauración para incrementar la conectividad paisajística de los humedales. El proyecto más importante en este sentido es el Corredor Verde del Guadamar, cuyo objetivo principal era unir varias zonas húmedas existentes a lo largo de este río que habían sido aisladas. En general, los proyectos no han tenido un seguimiento a largo plazo, ni han incorporado estrategias de gestión adaptativa.

Un repaso rápido a proyectos de restauración de humedales a nivel nacional se observa que a pesar de la cantidad de proyectos de restauración ejecutados, la superficie restaurada es aun extraordinariamente pequeña (probablemente algo más de 6.000 ha; Tabla 40), comparada con el total de humedales desaparecidos, estimado en un 58% (aproximadamente 700.000 ha) para todo el país (Mediterranean Wetlands Observatory, 2012). Por ello, aun incluyendo dentro del concepto de humedal, marismas de agua dulce y salada, lagunas someras, zonas inundables, charcas temporales y permanentes, pantanos naturales y turberas, la superficie restaurada se encuentra probablemente muy por debajo del objetivo del 15% requerido por la Comisión Europea y la Convención sobre la Diversidad Biológica para 2020. Siguiendo la tendencia actual, parece prácticamente imposible que se puede alcanzar esta cifra en la fecha prevista.

La inversión realizada en la restauración de humedales es relativamente modesta. Se puede estimar esta cifra en más de 600 millones de euros (Tabla 40), más de la mitad de los cuales se concentrarían en la recuperación de la zona afectada por los vertidos de la mina de Aznalcóllar, en el entorno del Parque Nacional de Doñana. La inmensa mayoría de los proyectos han estado financiados por fondos

LIFE, con importante participación de Administraciones Públicas estatales, autonómicas, provinciales y municipales. En este listado, destacan las Comunidades Autónomas de Andalucía y Cataluña, en cuanto a área e inversión.

La mayor parte de los proyectos de restauración ecológica de humedales en España han sido promovidos inicialmente por corporaciones locales, provinciales o autonómicas y, en menor medida, por organizaciones no gubernamentales. La restauración es posteriormente implementada por empresas especializadas en transformaciones agrarias que se han ido especializando en el sector (por ejemplo, TRAGSA).

La mayor parte de la financiación proviene de fondos europeos LIFE, aunque algunas Administraciones también han usado fondos FEDER de desarrollo rural para llevarlas a cabo. La segunda fuente de inversión son las Administraciones autonómicas y en menor medida las provinciales y municipales. La inversión privada en este sector es hoy en día prácticamente inexistente en España. En este sentido, existe inversión privada en creación de humedales en antiguas minas y canteras, en respuesta a la legislación vigente. Estas intervenciones no se incluyen en este informe, ya que no se tratan de restauración de humedales, si no de creación de nuevos humedales donde antes no existían.

Tras la aprobación de Plan Estratégico Español para la Conservación y el Uso Racional de los Humedales en el año 1999, se solicitó a las Comunidades Autónomas la redacción de planes propios para conservar y restaurar humedales. Sin embargo, sólo Andalucía desarrolló un plan que claramente aborda la necesidad de restaurar humedales, con una estrategia breve pero bien estructurada en el denominado Programa Sectorial de Restauración. Este caso representa la estrategia más avanzada de restauración de humedales existente a escala nacional, aunque en ella no se identifica una fuente de financiación clara que apoye el programa.

Dada la elevada dispersión de los proyectos de restauración de humedales en España, no existe una lista de criterios o directrices basados en el conocimiento científico actual que los regule. Tampoco existe un estándar de evolución y monitoreo del proceso de recuperación. En la mayoría de casos, el seguimiento acaba cuando acaba la financiación, lo cual suele suceder a los cuatro o cinco años. Dado que los humedales pueden tardar décadas o incluso siglos en recuperarse (Moreno-Mateos *et al.*, 2012), los resultados a los cinco años son poco informativos para evaluar si el humedal se está recuperando.

En general, las obras se realizan en una sola intervención, lo que impide la resolución de problemas posteriores, comprometiendo el éxito de la restauración. En este sentido, la restauración de humedales no suele ser el proceso gradual y adaptativo, ejecutado a lo largo de un periodo largo de tiempo, ajustado a las características únicas del humedal, como sería recomendable (Zedler, 2000; Zedler & Kercher, 2005).

La necesidad de ajustarse a presupuestos sujetos a restricciones temporales, normalmente anuales, hace tremendamente difícil poder llevar a cabo proyectos de restauración a largo plazo. Sin embargo, estos proyectos tienen mayor probabilidad de éxito, y no necesariamente incurren en un mayor coste. Además, debe considerarse que, en la mayoría de casos, el éxito de la restauración aumenta a través de procesos de ensayo-error y gestión adaptativa. Idealmente, estos procesos deberían extenderse durante periodos de 3-10 años, o incluso más.

Limitaciones para la restauración de humedales

El principal limitante de la restauración de humedales es la extensión y la intensidad de la destrucción que estos hábitats han experimentado. Asociados a problemas como el paludismo y codiciados como terrenos cultivables, los humedales han sido con frecuencia desecados ('bonificados') y roturados, eliminando cualquier vestigio del sistema original. Su uso como vertederos y receptores de aguas contaminadas también ha alterado radicalmente su composición y funcionamiento. La magnitud del deterioro tiene consecuencias importantes sobre su restauración, como la dificultad para identificar ecosistemas de referencia (agravada por la especificidad de los humedales) o la ausencia de propágulos. En algunos casos, las alteraciones sufridas por el humedal y su entorno lo hacen virtualmente no restaurable.

La persistencia de los factores de degradación es otro de los factores limitantes de la restauración de humedales. A diferencia de otros ecosistemas sobre los que la presión se ha reducido conforme se reducía la demanda de recursos naturales locales, los humedales compiten con cultivos en zonas de elevada producción agrícola y con infraestructuras diversas en espacios periurbanos, ocupan cubetas de recepción de aguas eutrofizadas, o demandan caudales de agua que han sido desviados para otros usos o domesticados. Mientras no se reduzca esta presión la restauración difícilmente podrá alcanzar un mínimo nivel de naturalidad.

Los humedales, además, como pocos ecosistemas, integran las propiedades biofísicas del entorno, más allá de sus límites estrictos. Su restauración, por lo tanto, pasa por intervenir en toda o una parte significativa de la cuenca hidrográfica y, en ocasiones, sobre el acuífero. La regulación hidrológica es una parte muy importante de la restauración de humedales. Por escasez de fondos, limitaciones técnicas y logísticas, o ausencia de ambición o conocimientos, la intervención raramente se plantea a escala de paisaje, lo que limita enormemente sus posibilidades de éxito.

Un estudio reciente sobre la recuperación de más de 600 humedales de todo el mundo ha mostrado que 50 a 100 años después de la restauración, la biodiversidad (el número de especies y su abundancia), y algunas funciones biogeoquímicas (la cantidad de carbono, nitrógeno y fósforo almacenada en el suelo) se habían recuperado apenas en un 75%, comparado con humedales que nunca fueron degradados (Moreno-Mateos *et al.*, 2012). Esto pone de manifiesto que, incluso en estos ecosistemas productivos y dinámicos, la restauración genera versiones más o menos simplificadas, que eventualmente tardarán décadas o incluso siglos en recuperar su integridad.

Finalmente, nuestro conocimiento sobre la composición, funcionamiento y dinámica de los humedales, incluyendo el régimen de perturbaciones, es aun escaso, lo que multiplica las incertidumbres y hace más necesaria más que nunca la gestión adaptativa.

Oportunidades para la restauración de humedales

La cantidad de especies, funciones y servicios que puede ofrecer un humedal restaurado es altamente impredecible y no debe estar restringida a una visión limitada de los servicios que hoy se entienden como tales, poniendo en riesgo otros servicios que puedan ser identificados en el futuro como esenciales para la sociedad. Actuar con esta visión holística de la restauración es un seguro frente a los grandes cambios que el planeta sufre actualmente. Por ejemplo, hasta hace poco no se consideraba que las marismas mareales proporcionaran más beneficios que la pesca o caza. Recientemente, se ha descubierto que, además, protegen las propiedades que se encuentran tierra adentro. En humedales costeros, un incremento del 10% de la continuidad superficial del humedal incrementa de tres a cinco el número de propiedades protegidas y supone un incremento del 5% de la rugosidad de la vegetación (normalmente asociada a la presencia de especies leñosas de mayor porte), duplicando el número de propiedades protegidas en caso de tormentas (Gedan *et al.*, 2011;

Tabla 40. Algunos proyectos de restauración de humedales representativos llevados a cabo en España. No se incluyen acciones altamente artificiales, que incluyen creación de nuevos humedales o dinámicas hidrológicas no características de la zona restaurada

Proyecto	Localización	Zona de actuación	Financiación	Plazos	Area (ha)	Presupuesto (M€)
Conservación y restauración de humedales andaluces	Andalucía (Málaga, Huelva y Córdoba)	Laguna de Fuente de Piedra, Marismas del Odiel y lagunas del sur de Córdoba	LIFE - Naturaleza	2003 – 2006	~3.000	2,9
Proyecto para la restauración integral de la cubeta endorreica de Los Tollos	Andalucía (Cádiz y Sevilla)	Laguna de los Tollos	LIFE+	2010 – 2015	<100	7,9
Plan de Conservación de las Albuferas de Adra	Andalucía (Almería)	Albuferas de Adra	LIFE - Naturaleza	1998 – 2003	<20	0,7
Corredor Verde del Guadiamar	Andalucía (Huelva y Sevilla)	Entorno del Parque Nacional de Doñana	Junta de Andalucía, Ministerio de Medio Ambiente	1998 – 2003	2.700	165
Doñana 2005. Restauración hidroecológica de las cuencas y cauces vertientes a las marismas del Parque Nacional de Doñana	Andalucía (Huelva y Sevilla)	Entorno del Parque Nacional de Doñana	Ministerio de Medio Ambiente	1999 - 2016	5.000	130
Mejora de La Gestión del LIC y la ZEPA de Cabo de Gata-Níjar	Andalucía (Almería)	Parque Natural del Cabo de Gata – Níjar	LIFE - Naturaleza	2001 – 2005	-	4.3
Restauración de la laguna de Ruíz Sanchez	Andalucía (Sevilla)	Laguna de Ruíz Sanchez	Junta de Andalucía	2009	359	0,4
Restauración de las lagunas de Calderón Grande y Turquilla	Andalucía (Sevilla)	Reserva Natural Complejo Endorreico de Lantejuela	Junta de Andalucía	-	<100	-
Lagunas del Prado y Montalagrana	Andalucía (Huelva)	Marismas de Isla Cristina	Junta de Andalucía	-	<50	-
Creación y restauración de ecosistemas acuáticos para la mejora de la calidad del agua y la biodiversidad en las cuencas agrícolas	Aragón (Huesca)	Comarca de Los Monegros	LIFE+	2011 – 2015	140	1,8
Restauración, conservación y gestión de la Laguna de Gallocanta	Aragón (Zaragoza)	Laguna de Gallocanta	LIFE - Naturaleza	2000 – 2003	58	-
Lagos vivos: Manejo sostenible de humedales y lagunas esteparias	Castilla y León (Palencia)	Lagunas de la Nava y Boada	LIFE - Naturaleza	1991 – 2004	300	0,5
Humedales de Villacañas	Castilla y León (Villacañas)	Lagunas de la Mancha	LIFE - Naturaleza	1999 – 2002	<50	0,5
Restauración y Gestión de lagunas: ZEPA Canal de Castilla	Castilla y León (Burgos, Palencia y Valladolid)	Canal de Castilla	LIFE+	2006 – 2010	70	1,6
Laguna de la Serna	Castilla y León (Soria)	Laguna de la Serna	Confederación Hidrográfica del Duero, Fundación Biodiversidad	2005	9.5	<0,1
Lagunas de Cantalejo	Castilla y León (Segovia)	Lagunas de Cantalejo y Lastras de Cuéllar	Fundación Biodiversidad, Junta de Castilla y León y Fundación del Patrimonio Natural de Castilla y León	2006 – 2009	< 200	-
Restauración y gestión integrada de la Isla de Buda	Cataluña (Tarragona)	Delta del Ebro	LIFE - Naturaleza	1996 – 1998	1.200	-
Mejora de la gestión de la ZEPA del delta del Ebro	Cataluña (Tarragona)	Delta del Ebro	LIFE - Naturaleza	1997 – 2000	550	-

Continúa en la siguiente página →

Tabla 40. CONTINUACIÓN

Proyecto	Localización	Zona de actuación	Financiación	Plazos	Area (ha)	Presupuesto (M€)
Restauración y gestión del hábitat en dos lagunas costeras del Delta del Ebro: Alfacada y Tancada	Cataluña (Tarragona)	Delta del Ebro	LIFE+	2010 – 2015	490	3
Recuperación de ambientes acuáticos de Porqueres y Banyoles	Cataluña (Gerona)	Estany de Banyoles	LIFE - Naturaleza	2003 – 2007	107	0,9
Mejora de los Hábitats y Especies de la Red Natura 2000 de Banyoles	Cataluña (Gerona)	Estany de Banyoles	LIFE+	2010 – 2013	408	1
Restauración de humedales costeros en el bajo Ter	Cataluña (Gerona)	Complejos lagunares costero de Ter Vell y la Pletera	Tres proyectos LIFE	1999 – 2003	<500	1,1
				2005 – 2008		1,4
				2014 – 2018		2,5
Plan Coordinado de Actuaciones Urgentes para la Conservación de la Cerceta pardilla en el Mediterráneo Occidental	Valencia (Alicante)	Parque Natural de El Hondo	LIFE - Naturaleza	1996 – 1999	77	0,6

Fuente: Elaboración propia

Arkema *et al.*, 2013). Como consecuencia de esto, el valor económico de las propiedades en zonas más protegidas está incrementado en zonas costeras de Estados Unidos. A escala global, pese a que las aguas superficiales cubren apenas el 1,5% de la superficie terrestre, proporcionan el 40% de los servicios renovables (Zedler, 2000).

De forma similar, recientemente se ha cuantificado cuanto carbono son capaces de acumular los humedales. Aunque cubren una superficie mucho menor que los bosques, tienen una capacidad mucho mayor para acumular carbono a largo plazo. Esto se debe a su elevada productividad y a que sus condiciones anóxicas no permiten la rápida liberación de CO₂ a la atmósfera (Mitsch *et al.*, 2012). Considerando las medidas para reducir la huella de carbono, la restauración de humedales representa una opción útil para reducir las emisiones a largo plazo.

Algunos humedales restaurados pueden proporcionar beneficios económicos directos, como los generados por los aficionados a la observación de aves y a la caza. Este es el caso de la laguna de la Nava, en Palencia, donde se ha restaurado una pequeña parte de la antigua laguna, antes totalmente desaparecida. Hoy en día, esta reducida laguna atrae a observadores de aves, con un efecto positivo sobre la economía local. Muchas asociaciones de cazadores están altamente concienciadas con la con-

servación y restauración de humedales, y apoyan estas medidas. Estos colectivos pueden contribuir a restaurar humedales degradados.

El control de inundaciones es otro de los beneficios que algunos humedales restaurados pueden proporcionar. Este caso es muy común cuando los humedales se encuentran en llanuras de inundación que permiten acumular agua que, de otra manera, seguiría en el cauce principal, incrementando el riesgo de inundación. Atendiendo a la Directiva Europea 2007/60/CE relativa a la Evaluación y Gestión de los riesgos de inundación y el Real Decreto 903/2010 que la traspone, la restauración de humedales con fines de regulación hidrológica debe ser financiada. Más allá, la restauración con fines de regulación hidrológica debería, en general, ser tenida en cuenta dentro de los Planes Hidrológicos de Cuenca e incluso dentro del planeamiento urbanístico. Los humedales restaurados también se han demostrado enormemente eficientes en la reducción de los nutrientes agrícolas y urbanos que llegan a los ríos y lagos. En este sentido, más allá de usarlos como filtros verdes, lo que los convertiría en humedales eutróficos y poco funcionales, se trata de comprender su funcionamiento y determinar la máxima carga de nutrientes que pueden metabolizar.

Recomendaciones para la restauración de humedales

1. *Eliminar completamente la causa de la degradación.* No hay restauración posible cuando los procesos de degradación continúan. Por ejemplo, si se quiere restaurar un humedal en zona agrícola, se deberá cerrar los drenajes hechos para secar el humedal y eliminar las cargas de nutrientes y productos fitosanitarios que llegan al humedal procedentes de la zona agrícola circundante.
2. *Actuar a escala de cuenca.* En muchos humedales, la degradación procede de actuaciones que ocurren a nivel de la cuenca y no del humedal en sí. Para incrementar las posibilidades de éxito en la restauración, se debe ir más allá del humedal, gestionando la zona que se encuentra conectada funcionalmente con éste. En base a las características del lugar, se podrían promover las prácticas de agricultura ecológica, los acuerdos de custodia o la adquisición de tierras que afecten a toda la cuenca vertiente del humedal, en un plan de gestión de la cuenca restaurada.
3. *Recuperar la hidrología “naturalmente”.* En muchos humedales, la alteración del régimen hidrológico es la principal causa de degradación. En este sentido, se debe hacer todo lo posible por recuperar un régimen hidrológico natural, esto es, evitar el uso de caudales manejados artificialmente tanto con canales y compuertas como con bombas de agua.
4. *Restaurar a largo plazo.* Las acciones de restauración deben ser sostenibles a largo plazo. Las trayectorias óptimas de recuperación se pueden desviar por falta de mantenimiento. La planificación debe contemplar, por tanto, los costes de mantenimiento como parte sustancial del proyecto y evitar acciones cuya continuidad no esté garantizada.
5. *Conocer bien el humedal antes de restaurarlo.* Cada humedal es único y debe ser analizado detenidamente antes de proponer un proyecto de restauración. Aplicar medidas estandarizadas (por ejemplo, la revegetación) puede reducir el éxito de la restauración, además de incrementar su coste.
6. *Aprender de la experiencia.* Los estudios piloto en el mismo humedal que se desea restaurar o humedales análogos pueden ayudar a orientar las acciones de restauración. Se debe establecer una red de proyectos piloto de restauración de humedales, bien documentados, y poner esta información al alcance de futuros proyectistas.
7. *Enfocar la restauración en la recuperación de las interacciones.* La restauración no se debe centrar únicamente en las especies que existen en los humedales de referencia o las que existían antes de la degradación, sino en entender qué conjunto de especies permitirán al humedal recuperarse más rápidamente. Por ejemplo, priorizar el uso de plantas o algas que sirvan de alimento o refugio para macroinvertebrados que están en la base de la cadena trófica.
8. *Usar ecosistemas de referencia para guiar la restauración, no para copiarlos.* Los ecosistemas de referencia pueden ser de enorme ayuda en la toma de decisiones. Pero los proyectistas deben comprender que no se trata de copiarlos de forma acrítica, porque sus condiciones serán indudablemente diferentes a las del humedal que se pretende restaurar. La clave reside en interpretar la dinámica de sucesión del espacio restaurado en comparación con el o los de referencia.
9. *Recuperar la composición de especies en la medida de lo posible.* Como se ha comentado anteriormente, la restauración de humedales no debe centrarse en la recuperación estrictamente funcional o de los servicios, sino en la recuperación del todo el humedal. Esta visión holista integra el conjunto de servicios ecosistémicos que actualmente valoramos, incluida la resistencia y la resiliencia frente a fuentes de estrés y perturbaciones como el cambio climático, así como otros servicios que pudieran ser de interés en el futuro.
10. *Aprovechar los beneficios de los ecosistemas restaurados.* Es necesario tener en cuenta la importancia de la restauración para la sociedad, especialmente para las poblaciones cercanas. Este enfoque permitirá obtener apoyos políticos y de gestión, además de incidir positivamente en la percepción social de la restauración y del medio natural. Servicios como la protección de la costa, el valor estético y recreativo o la depuración de aguas pueden ser compatibles con otros muchos, incluida la protección de la biodiversidad. Representan, por tanto, excelentes oportunidades para la restauración colaborativa y para aumentar las probabilidades de éxito de los proyectos de restauración.
11. *Crear un Fondo para la Restauración de Ecosistemas.* La Administración debe liderar la identificación de oportunidades de colaboración que permitan mejorar el medio y las condiciones de vida de la población y crear un fondo que asegure una respuesta a las necesidades de restauración. Este fondo deberá ser adicional a una financiación estructural asignada a esta

Estrategia, y se podría crear a partir de pagos, multas e impuestos, a quienes causen daños ambientales.

12. *Involucrar en la medida de lo posible a la población local.* El conocimiento tradicional ayuda a comprender un humedal. Además, la participación activa de la sociedad en las diferentes fases del proyecto contribuye a promover su conexión afectiva con el mismo. La colaboración con expertos en participación social permite optimizar los procesos de aprendizaje recíproco, facilitar las acciones de restauración y aumentar el nivel de consenso entre los diferentes grupos de interés.

5.7 Diagnóstico de la infraestructura azul

5.7.1 Componentes de la Infraestructura azul

Los componentes de la Infraestructura azul están constituidos por espacios protegidos situados en el medio marino o litoral español con independencia de que su declaración y gestión estén reguladas por normas internacionales, comunitarias y estatales, así como su marco normativo y el sistema de relaciones necesario para su funcionamiento. Entre estos espacios protegidos se incluyen: Zonas marinas de Red Natura 2000, Parques Nacionales y Parques Naturales de ámbito marítimo-terrestre, Áreas protegidas por el Convenio para la protección del medio ambiente marino del Atlántico del nordeste (OSPAR), Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM) dentro del Convenio para la protección del medio marino y de la región costera del Mediterráneo, Reservas Marinas de interés pesquero (reguladas en la Ley 3/2001, de 26 de marzo), cuya finalidad es la recuperación de los recursos pesqueros, pero con un enfoque ecosistémico y posibles zonas delimitadas en figuras de conservación orientadas a determinadas especies. El conjunto de áreas marinas protegidas se articula en la Red de Áreas Marinas Protegidas de España (RAMPE) que se establece en la Ley 41/2010, de 29 diciembre de Protección del Medio Marino y en buena parte quedan integradas en la Red Natura 2000.

Además, de esta serie de espacios protegidos, se consideran también componentes de la infraestructura azul las Zonas de Dominio público marítimo-terrestre.

5.7.2 Situación actual de la infraestructura azul en España

La implantación de espacios marinos protegidos, tras un comienzo difícil y problemático, ha se ha desarrollado en

España de una manera muy notable en las últimas décadas, impulsado entre otros por sectores que en un principio mostraron una oposición frontal, como es el caso del sector pesquero. En la actualidad nuestro país cuenta con una amplia red de espacios marinos y litorales protegidos, bajo distintas figuras legales y competenciales, que sigue ampliándose a ritmo acelerado con la finalidad de alcanzar el objetivo marcado por el Convenio sobre la Diversidad Biológica de las Naciones Unidas, del que España es firmante, de designar como espacios protegidos por lo menos un 10% de los mares y océanos del planeta.

Existen en la actualidad en España 2 Parques Nacionales con inclusión del ámbito marino, Archipiélago de Cabrera e Islas Atlánticas (y está propuesto como primer Parque Nacional marino el Mar de las Calmas, en la isla del Hierro); 20 Reservas Marinas de interés pesquero, la mayoría de competencia autonómica, y que cubren un área de 153.000 hectáreas; 9 áreas ZEPIM con una superficie total de 146.856 hectáreas y 13 zonas de la red OSPAR en aguas atlánticas. Una buena parte de estos espacios quedan recogidos en la Red Natura 2000, que hasta fechas recientes constaba en España de 115 Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) de carácter costero o marino en las regiones mediterráneas y 94 en las atlánticas, abarcando unas 450.000 hectáreas. Sin embargo, se trata en la mayoría de los casos de espacios ligados al medio terrestre al que corresponde buena parte de estas hectáreas.

El caso es que el conjunto de superficie marina protegida cubierta por la Red Natura 2000 se restringía a aguas litorales y apenas alcanzaba el 3% de nuestro mar territorial. Por este motivo se desarrolló el proyecto LIFE + INDEMARES (coordinado por la Fundación Biodiversidad) con el objeto ampliar la Red Natura 2000 aguas abiertas y fondos de altamar. Dicho proyecto comenzó en 2009 y tuvo una duración de seis años. Con un presupuesto de 15,4 millones de euros, cofinanciado por la Comisión Europea en un 50%, ha tenido un enfoque participativo, integrando el trabajo de instituciones de referencia en el ámbito de la gestión, la investigación y la conservación del medio marino y a los usuarios del mar, especialmente el sector pesquero. Como resultado del proyecto se han declarado 49 espacios nuevos de la Red Natura 2000 en el mar, 10 LIC y 39 ZEPA, que suman más de 7,3 millones de hectáreas. De ellas 3,6 millones corresponden a los 10 LIC marinos en aguas abiertas que se encuentran en la región Atlántica (Cañón de Avilés, Banco de Galicia, Chimeneas de Cádiz,) en la Mediterránea (Seco de los Olivos, Isla de Alborán y conos volcánicos, Delta del Ebro-Columbretes,

Cañón de Creus, Canal de Menorca) y en la Macaronésica (Banco de la Concepción y Sur de Fuerteventura). Ello ha supuesto multiplicar por 8 la superficie marina protegida, que alcanza ahora más del 8% de las aguas jurisdiccionales españolas.

En la actualidad se ha concedido un nuevo proyecto LIFE Integrado de 49 millones de euros a 8 años que tiene por objeto el desarrollo de una gestión conjunta para todos los espacios marinos de la red Natura 2000 con participación de todos los sectores involucrados. Además, está en estudio la protección de otras entre 6 y 8 nuevas áreas con la finalidad de alcanzar el objetivo del 10% de superficie marina protegida para el año 2020.

5.7.3 Factores de cambio en ecosistemas marinos españoles

En el marco conceptual se han señalado los principales factores que inciden en el deterioro de la calidad de los ecosistemas marinos y en la pérdida de biodiversidad. Se detallan aquí de forma sumaria algunos de los principales cambios derivados de dichos factores.

La destrucción, alteración y fragmentación de los hábitats produce profundos cambios en todo el sistema litoral y constituye una seria amenaza para todos los componentes de la diversidad, para la estructura y funcionamiento de los ecosistemas costeros y para los servicios que proporcionan. El creciente desarrollo y ocupación del litoral y su artificialización causa extinciones locales de muchas especies, la fragmentación y rarefacción de sus poblaciones y reduce la extensión de los hábitats naturales sustentadores de la biodiversidad (Templado, 2014). Como resultado a gran escala se produce la degradación, simplificación y homogenización del conjunto del ecosistema litoral. En el proceso de degradación progresiva de los hábitats (de los naturales más complejos a los alterados y simplificados) muchas de las especies originales características son reemplazadas por otras más generalistas u oportunistas, a veces por especies alóctonas de carácter invasor (Airolidi *et al.*, 2008). Un ejemplo muy evidente es la sustitución de las comunidades de algas pardas erectas por recubrimientos de algas verdes filamentosas.

Asimismo, la pérdida y fragmentación de los hábitats la conectividad entre poblaciones de una misma especie y el flujo genético se reduce o interrumpe. Además, la disminución de la densidad de las poblaciones repercute notablemente en su capacidad reproductora, especial-

mente en las especies de fecundación externa (efecto “Allee”). Ello tiene un importante impacto en la estabilidad y dinámica de las diferentes comunidades, pues en el medio marino el tamaño o densidad de las poblaciones está muy relacionado con el mantenimiento demográfico de las especies. El deterioro del éxito reproductor repercute negativamente en el aporte de larvas, y el reclutamiento constituye en el medio marino un factor clave para la dinámica y mantenimiento de las poblaciones y, a largo término, para la viabilidad de las especies. Los patrones de reclutamiento posibilitan el establecimiento de nuevas poblaciones y previenen la extinción local. Pero si no existen hábitats favorables para el reclutamiento, buena parte de las larvas morirán por no encontrar un lugar apropiado para su asentamiento. Se ha señalado en muchas ocasiones la importancia de las áreas marinas protegidas como exportadoras de larvas, pero este importante papel pierde efectividad si las larvas exportadas no encuentran hábitats idóneas fuera de estos espacios. Asimismo, las poblaciones residentes en las áreas protegidas sufrirán un progresivo empobrecimiento genético si solo actúan como exportadoras de larvas, pero no las importan de las zonas circundantes.

Lamentablemente, los todos estos efectos señalados son muy acusados en el litoral español por el abusivo y preocupante deterioro que viene sufriendo. En los últimos cincuenta años la costa española ha sufrido una transformación y artificialización muy acusadas y se ha convertido en un ámbito estratégico para la economía española con una creciente importancia del turismo vinculado al producto sol y playa. Uno de los aspectos más visibles de la transformación que ha sufrido la costa española es la ocupación urbana de las zonas litorales. Los datos aportados por el Observatorio de Sostenibilidad (2016) sobre la ocupación del litoral son demoledores. En España se ha transformado el 25% de la primera línea de costa en los últimos 25 años. El 30% de la franja de 2 km ha sido artificializada en ese mismo periodo. Y nada menos que el 36% del total urbanizado de la franja de 10 km es de intervención reciente. La urbanización masiva de la Manga del Mar menor es una de las figuras más conocidas y representativas de la depredación sin control de nuestro litoral por el muro turístico lineal. La realidad es que todos los años durante casi un lustro hemos hecho en nuestras costas una “nueva manga”, aunque de forma más fragmentaria. Por tanto, se considera de vital importancia una red de espacios litorales protegidos que contribuya a preserve en buena parte los sectores de costa todavía sin alterar y a frenar los procesos de artificialización para ga-

rantizar el mantenimiento de los servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad.

Otro factor de desequilibrio importante debido al elevado grado de intervención humana en la línea de costa es la alteración cada vez mayor de la dinámica litoral. Los puertos, diques, espigones, muros de contención etc. suponen interrupciones y discontinuidades muy acusadas para el sistema de corrientes costeras, con las correspondientes repercusiones en la dinámica litoral. Ello provoca, entre otros efectos, la pérdida de playas naturales (lo que obliga a su mal llamada “regeneración”, pues lo que se hace es sustituirlas por playas artificiales) y sistemas dunares. Un buen ejemplo de la proliferación de este tipo de estructuras en la línea de costa española es el de los puertos deportivos y los espolones perpendiculares a la costa para la retención de la arena que se ha perdido en otros lugares. Por otro lado, no hay que dejar de mencionar la red de puertos principales de titularidad del Estado cuya gestión se lleva a cabo a través de un ente público que actúa como coordinador y regulador del sistema. Aparte en la actualidad existen en España 27 Autoridades Portuarias que gestionan 47 puertos de titularidad del Estado que reciben grandes inversiones a través de fondos comunitarios y otras operaciones financieras, destinados en buena parte a sucesivos proyectos de ampliación y progresiva ocupación de espacios marinos con sus correspondientes repercusiones.

En lo referente a la sobreexplotación de recursos, el principales cambios que provoca es la retirada de los ecosistema de buena parte de las poblaciones de las “especies objetivo” (principalmente las tallas mayores) con las correspondientes repercusiones en las cadenas tróficas. En estas especies se produce además un acortamiento de su ciclo de vida; se reproducen antes, a un tamaño menor, por lo que disminuye su capacidad reproductora. Por otro lado, la pesca de arrastre provoca la destrucción física de las comunidades bentónicas de los fondos sedimentarios de la plataforma continental y extrae una importante cantidad de “descartes” (especies no comerciales que se desechan).

Por su lado la eutrofización y contaminación de diverso tipo provocan una disminución de la calidad del agua, con un aumento de la bioproduktividad y de la proliferación de mucílago, así como el incremento de los “blooms” de cianobacterias potencialmente tóxicas. Otra de las consecuencias, unido a la resuspensión de sedimentos por obras costeras o extracción de áridos, es el aumento de la turbidez (según Marbà y Duarte, 1997,

en el Mediterráneo la transparencia de la columna de agua muestra una tendencia negativa de 0,1 m al año). Ello provoca la elevación del límite de distribución de algunos de los componentes vegetales, como las praderas de *Posidonia*, o de determinadas algas fucales, con la consiguiente pérdida de un buen número de hectáreas de cobertura.

En lo que se refiere a la introducción de especies alóctonas, las que en las costas españolas han alcanzado un carácter invasor (causando el desplazamiento de especies autóctonas y la alteración de algunas comunidades) han sido principalmente algas, en concreto *Sargassum muticum*, en las costas atlánticas del norte de España, y *Caulerpa racemosa*, *Lophocladia lallermandi*, *Womersleyella setacea* y las del género *Asparagopsis*, en el Mediterráneo.

Mención aparte merecen los cambios que vienen observándose debidos al cambio global. Entre los cambios físicos más significativos, aparte del incremento progresivo de la temperatura y de la acidificación, pueden mencionarse el incremento de eventos extremos (olas de calor y frecuencia de los temporales anormalmente fuertes), prolongación de las condiciones estivales, reforzamiento de la termoclina estival (con la correspondiente estratificación de la columna de agua) y cambios en el sistema de corrientes. Entre los cambios en las comunidades biológicas el más inmediato es la alteración en la distribución de muchas especies, con expansión de las que presentan mayores afinidades tropicales (“tropicalización” o “meridionalización” de la biota marina) y retracción en las más propias de aguas frías, las cuales se desplazan también a mayores profundidades. Por otro lado, los eventos extremos, como las olas de calor sufridas en algunos de los últimos veranos, han provocado mortandades masivas de algunas especies bentónicas filtradoras (ver una revisión en Rivetti *et al.*, 2014).

Por último hay que señalar que todos los factores de cambio señalados pueden tener unos efectos sinérgicos en buena parte impredecibles. Mientras que los efectos de cada uno de los impactos mencionados son relativamente bien conocidos, no se conoce todavía el “efecto cascada” que puede provocar del conjunto de todos ellos actuando sinérgicamente. Los efectos cumulativos de los impactos humanos y del cambio global pueden acentuar una respuesta no lineal de los ecosistemas y limitar su capacidad de adaptación y resistencia. Algunos de los cambios que se vienen observando en los últimos tiempos y cuyas últimas causas todavía se desconocen, pueden tener su origen, precisamente, en la suma de impactos.

Entre estos cambios pueden mencionarse el aumento del plancton gelatinoso (plagas de medusas), el desplazamiento en el fitoplancton de las diatomeas por dinoflagelados y cocolitofóridos o la proliferación de diversos tipos de mucílago.

5.7.4 Restauración ecológica en ecosistemas marinos

5.7.4.1 Estado actual de la restauración ecológica en sistemas marinos

Espacios litorales y marinos

Existen numerosos indicios que apuntan a que las medidas convencionales de gestión, tales como la implantación de limitaciones espacio-temporales transitorias (vedas) en la explotación del recurso, o las centradas en la gestión sectorial de éste y en la implantación de cuotas de extracción, no son una solución para el mantenimiento sostenible de las pesquerías (Ludwig *et al.*, 1993, Rodríguez y Ruiz, 2010). Por ello se ha evolucionado hacia la consideración del establecimiento de áreas con regulación permanente de la explotación del recurso mediante la identificación de Áreas Marinas Protegidas (AMP) (Roberts, 1997; Hastings y Botsford, 1999). Este cambio de enfoque refleja el reconocimiento de la necesidad de abordar la gestión de los recursos biológicos como parte de la conservación de los ecosistemas que los soportan (OSB, 2001; FAO, 2003; García *et al.*, 2003; Plagányi, 2007).

La IUCN (1994) define “Área Marina Protegida” como: *Área de ambiente intermareal o sublitoral, junto con la columna de agua, fauna, flora y rasgos históricos y culturales, que ha sido reservada por ley o cualquier otro medio efectivo para proteger la totalidad o parte del ambiente incluido.* Las AMP deben cumplir con el objetivo general de contribuir a la conservación de la diversidad biológica y productividad de los océanos, aspectos ambos igualmente importantes para la restauración y mantenimiento de la salud del ecosistema (Kelleher, 1999; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008). De una forma algo más específica, los objetivos que se pretende conseguir a través de las AMP son: la protección de especies significativas o amenazadas y la integridad de sus hábitats, la conservación de la biodiversidad específica, genética y funcional de los ecosistemas, y la preservación y recuperación de los recursos marinos, y de los bienes sociales, culturales y recreativos asociados al medio marino (Rodríguez y Ruiz, 2010).

Estudios relacionados con la estabilidad genética de las poblaciones (Bentzen *et al.*, 1996; Purcell *et al.*, 2006), evidencian que a escalas de relevancia ecológica, la conectividad entre ecosistemas marinos puede no ser tan alta como ha sido tradicionalmente presumida, sobre todo en organismos bentónicos. En este contexto, cabe entender la elevada proporción de la biota bentónica que recurre a fases planctónicas durante los estados iniciales de su ciclo vital. En comparación con los sistemas terrestres, el agua aporta características físicas con valor añadido para la dispersión de huevos, larvas y propágulos. Incluir una fase pelágica representa, por tanto, una ventaja clara para la dispersión de los organismos bentónicos. Sin embargo, el precio a pagar por un ciclo vital que ocupa parcialmente la masa de agua es elevado. Las fases planctónicas son vulnerables a la depredación y a la incertidumbre que caracteriza a la dinámica de flujos geofísicos (Rodríguez y Ruiz, 2010). Sólo una pequeña proporción de estas fases planctónicas sobreviven y son transportadas por las corrientes hacia substratos favorables para su asentamiento. Además, la supervivencia de los que se asientan es inferior al 10% (Gosselin y Qian, 1997).

Para asegurar la conectividad entre los ecosistemas marinos, las redes de AMP deberían tener tamaños mínimos de 5 km, para permitir la reposición de organismos con baja tasa de dispersión, y una distancia entre ellas de unos 20 km, para permitir los intercambios entre poblaciones de especies cuya estrategia reproductiva no incluye una progenie que se asienta en el mismo ecosistema que sus progenitores (Rodríguez y Ruiz, 2010).

La restauración de medios marinos

La restauración ecológica en los sistemas marinos y costeros está en una fase germinal. Es un proceso complejo de gestión que implica una profunda comprensión de las interacciones biológicas y ambientales del ecosistema, y su objetivo es la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. Comprende un rango de disciplinas muy variadas, tales como la ecología, hidrobiología, geomorfología, ingeniería, etc. por lo que se hace preciso que, tanto en la planificación como en la puesta en marcha de los proyectos, participen equipos interdisciplinarios. La restauración debe considerarse como una opción dentro de un amplio contexto de gestión integrada de las zonas costeras.

La recuperación de los ecosistemas debe plantear el establecimiento de objetivos alcanzables y desarrollo de enfoques y medidas prácticas que integren los principios de la restauración ecológica y la ecología de conserva-

ción. La restauración incluye desde medidas pasivas o indirectas de gestión, destinada a eliminar obstáculos y posibilitar la recuperación natural, así como intervenciones activas o directas como el trasplante. Sin embargo la restauración activa siempre deberá ocupar un segundo lugar en la preservación de los hábitats naturales. Aquellos ecosistemas marinos que no están sometidos a un fuerte impacto, a menudo pueden recuperarse de forma natural, sin la intervención humana.

Algunas de las causas que llevan a plantear un programa de restauración del ecosistema marino son:

- i. existencia de zonas en las que, por causas antrópicas, ha desaparecido la especie, hábitat o biocenosis marina, y el área se encuentra alejada de sistemas donantes potenciales,
- ii. necesidad de favorecer la aceleración de la recolonización de especies en localidades donde ya está ocurriendo, pero a un ritmo lento,
- iii. intención de favorecer el aumento de la diversidad de especies en localidades donde históricamente existía dicha diversidad.

Durante esta fase inicial, y partiendo de los objetivos generales de la restauración ecológica, se debe llevar a cabo un análisis de los prerrequisitos y condicionantes de la zona para definir una primera propuesta tentativa de límites de actuación, los cuales deben ser revisados y adaptados en función del diagnóstico.

Otro tipo de intervención en el medio marino es el trasplante, a modo “preventivo”, de organismos clave desde una zona con previsión de impacto antrópico, a otra donde no corran peligro. Las decisiones de gestión se toman considerando la premisa de que existirá una pérdida neta de hábitat. El principal objetivo de este tipo de proyectos es la mitigación, y ha sido planteado para especies sésiles como *Pinna nobilis*, o incluso la propia pradera de *Posidonia oceanica*, iniciativa absolutamente inviable, tal y como se verá más adelante. Este enfoque quedaría fuera del marco de restauración ecológica.

En la fase de planificación deben desarrollarse objetivos cuantificables, así como la identificación y selección de estrategias y acciones concretas que permitan culminar el proceso de restauración con unos resultados de conservación y sostenibilidad eficientes durante largos periodos de tiempo. La planificación comienza con una primera fase de análisis de la situación, seguida de un diagnóstico y la definición de metas y objetivos, los cua-

les culminarán en el desarrollo de un Plan de restauración Integrada. Los objetivos deben ser establecidos de manera que permitan tanto la evaluación temporal del progreso de las propuestas de restauración, como una gestión adaptativa del proyecto de restauración.

Como paso previo al análisis debe existir una definición coherente de los límites de actuación. Tras la selección del área a restaurar, es necesario la caracterización ambiental, y la identificación, no solo de los principales problemas de la zona, sino especialmente de sus causas o fuerzas motrices que las provocan. Todos los elementos de los sistemas costeros y marinos se encuentran en una situación de interacción constante. Dichas interacciones deben ser interpretadas en base a los conocimientos científicos y tras el análisis de todos y cada uno de los sectores que confluyen en el litoral.

La identificación de los problemas surge de un proceso de análisis, en base a una serie de variables que identifican los componentes biofísicos y antrópicos, junto con sus interacciones. Las variables físicas (geomorfológicas, oceanográficas, climáticas, etc.) y biológicas (bionomía, productividad, lugares de reproducción, cría o alimentación, etc.), describen las características intrínsecas del sistema. También variables asociadas a la actividad humana, que indiquen los niveles de presión antrópica. Por último, variables asociadas al estado de conservación ambiental, como indicadores de perturbaciones. En esta fase se concretan y aprueban los objetivos de conservación y desarrollo sostenible, y se identifican los vacíos de información. El principal objetivo de la restauración es regenerar el ecosistema degradado en términos de estructura, función y provisión de servicios

En el ambiente marino, se entiende que una adecuada restauración necesariamente pasará por:

- i. entender la biología y ecología de las especies clave del ecosistema, de sus patrones de reproducción, factores que controlan su abundancia y distribución, requerimientos de hábitat, etc.,
- ii. entender los patrones hidrogeomorfológicos de la zona de estudio, la distribución, frecuencia e intensidad de las corrientes, y
- iii. caracterizar la magnitud de las alteraciones generadas en las estructuras o procesos biofísicos esenciales del hábitat.

El análisis de toda la información y su valoración, atendiendo a criterios de conservación y sostenibilidad, lleva a

un diagnóstico, que permitirá realizar previsiones en base a diferentes escenarios de actuación. Esta fase del proceso facilita la búsqueda de las alternativas más adecuadas. En un sistema marino saludable que no ha sido afectado, se puede esperar que el área afectada se recupere de forma natural y vuelva a su estado anterior a la perturbación como un proceso normal de sucesión (o restauración pasiva). En tal caso, la restauración activa puede tener beneficios bastante limitados. Sin embargo, si la degradación es lo suficientemente severa o espacialmente extensa, el “abandono” puede llevar a un deterioro mayor o a un estado diferente. En tal caso, si se desea que el sistema se recupere a un estado deseable, probablemente será necesaria la restauración activa en combinación con acciones de gestión para reducir el estrés antropogénico.

Una parte importante de la implementación de las acciones de restauración, es el seguimiento y la evaluación, lo que permite que sea un proceso dinámico sometido a una continua revisión. La implementación es la herramienta a través del cual el Plan de Gestión se hace realidad. Es el proceso de toma de decisiones en busca del cumplimiento de los objetivos del Plan, en el cual están implicados todas las estructuras administrativas, financieras y sociales relevantes, además de existir una activa participación pública. El plan debe ser adoptado y asumido a un nivel de gobierno adecuado para asegurar su efectividad, además de presentar una cobertura legal. Las soluciones y políticas que emanen del Plan deben implementarse de manera coordinada entre todas las administraciones y sectores implicados.

Una parte importante de la implementación es el seguimiento y la evaluación, lo que permite que sea un proceso dinámico sometido a una continua revisión y ajuste. El seguimiento del progreso en el cumplimiento de las metas y objetivos debe realizarse en intervalos regulares de tiempo durante varios años.

5.7.4.2 Limitaciones de la restauración ecológica en el medio marino

Restauración de praderas de fanerógamas marinas

La colonización natural de la mayoría de las fanerógamas marinas es un proceso lento que varía en tasas de crecimiento que van desde 2 m/año en *Cymodocea nodosa* (Duarte y Sand-Jensen 1990) a los 2 cm/año en *Posidonia oceanica* (Meinesz y Lefèvre, 1984), lo que genera numerosas iniciativas orientadas a acelerar el proceso de recuperación mediante la introducción de plantas vegetativas o semillas en zonas ocupadas previamente por

praderas. El objetivo de estas iniciativas es restaurar los beneficios ambientales que las praderas proporcionan a los ecosistemas marinos y costeros (Christensen *et al.*, 2004). Existen numerosos ejemplos de restauración de praderas de fanerógamas marinas por todo el mundo, especialmente en EE.UU. y Australia.

La restauración de praderas de fanerógamas marinas puede ser una estrategia viable con el fin de ayudar a la recuperación después de una perturbación, aunque es costosa y su viabilidad es variable (Short *et al.*, 2001; Orth *et al.*, 2006). La restauración puede variar desde acciones dirigidas a una mejora en las condiciones ambientales (por ejemplo, la calidad del agua), para favorecer la regeneración natural, hasta actuaciones más directas, que impliquen la siembra o el trasplante de plántulas o esquejes procedentes de praderas donantes. Sin embargo, sólo el 30% de los programas de trasplante y de restauración llevados a cabo en todo el mundo han tenido éxito (Fonseca *et al.*, 1998). Por lo tanto, todos los programas de restauración deben ir precedidas de un análisis exhaustivo sobre su viabilidad y probabilidad de éxito.

Christensen *et al.*, (2004) propusieron unos criterios básicos en relación al trasplante de fanerógamas en el medio marino, teniendo en cuenta el coste antes, durante y después del trasplante, el efecto en la selección de praderas donantes y receptoras, la selección del sitio de la actuación, el procedimiento y método del trasplante y, por último, el seguimiento de las tasas de éxito.

- Es importante realizar los trasplantes en áreas donde las condiciones ambientales sean similares a la zona de origen, lo que aumentará sus posibilidades de supervivencia.
- La zona receptora debe ser un área donde previamente existiese la especie a trasplantar.
- Es importante asegurar que las condiciones ambientales actuales de la zona receptora cumplan los requisitos mínimos para el adecuado crecimiento y supervivencia de la especie.
- Entre los factores a considerar a la hora de definir las condiciones ambientales, se encuentran la luz, la turbidez del agua, los niveles de nutrientes, la velocidad de sedimentación, la naturaleza, tipo y calidad del sedimento (contenido de arena y materia orgánica, sulfuro y condiciones de oxígeno), la estabilidad de los sedimentos (erosión o sedimentación), la intensidad de la corriente, la exposición al oleaje, la profundidad del agua, la

temperatura y la salinidad, y la posible presión de herbívoros.

- Si las condiciones ambientales son las adecuadas, se debe comprobar la viabilidad del trasplante mediante plantaciones piloto o experimentales, antes de llevar a cabo un proyecto de restauración de gran envergadura.

Es importante identificar el sitio idóneo para la restauración (Short et al., 2001, Short y Burdick, 2005, para los modelos cuantitativos de selección de sitios). También asegurarse de que la recogida del material para la plantación (esquejes, rizomas o semillas), debe realizarse procurando minimizar el daño de las praderas donantes. El trasplante es un trabajo intensivo, que requiere la recolección minuciosa de los elementos a trasplantar seguidos por un proceso de transferencia manual por buceadores experimentados, lo que limita su aplicabilidad en grandes superficies. Una vez se ha producido el trasplante, los sitios deben ser monitorizados para determinar las tasas de supervivencia, densidad de brotes y la cobertura de área de los mismos (Fonseca et al., 1998). Sin embargo no todas las fanerógamas marinas presentan el mismo potencial para responder al trasplante:

a) *Zostera marina* (L.)

Es la fanerógama marina con la que se han realizado un mayor número de proyectos de trasplante vegetativo. Las primeras experiencias se remontan a principios de los años 40 del siglo XX. Desde entonces, se han desarrollado diversas técnicas y metodologías de trasplante de rizomas, especialmente en EEUU. Las tasas de supervivencia después del primer año de los trasplantes superan el 42%, aunque pueden variar considerablemente según la metodología utilizada. Por otra parte, se han propuesto diferentes técnicas de plantación de semillas. Sin embargo, el número de plántulas resultantes de estas experiencias, a diferencia del éxito observado con los rizomas, es muy baja, ya que un porcentaje muy alto de semillas no llegan a germinar o son consumidas por depredadores. Las repoblaciones utilizando semillas de *Zostera marina* no ha tenido mucho éxito. En experiencias llevadas a cabo en los EE.UU., se comprobó que menos de 10% de las semillas germinaban. Las semillas de las fanerógamas marinas están muy expuestas a la depredación y la supervivencia de la planta puede ser muy baja. Los principales desafíos de estas intervenciones son el bajo porcentaje de germinación y el limitado éxito de viabilidad de la plántula.

b) *Zostera noltii* Hornem.

La experiencia en el trasplante de *Zostera noltii* es muy escasa, en comparación con *Zostera marina*. El trasplante vegetativo de esta fanerógama se puede lograr con relativa facilidad durante la marea baja, y *Zostera noltii* se ha trasplantado con éxito en las marismas del sudeste de Inglaterra y en el Mar de Wadden alemán y holandés. Pero factores como el hidrodinamismo pueden afectar a su viabilidad. Se han llevado a cabo experimentos de laboratorio que demuestran que las semillas de *Zostera noltii* tienen una alta tasa de germinación potencial. Sin embargo, menos del 3% de las plantas germinadas sobrevivieron siete días después de la germinación en laboratorio. Por lo tanto, es necesario profundizar el conocimiento sobre la biología de esta especie, antes de estandarizar el uso de plantas procedentes de cultivo de *Zostera noltii* en experiencias de trasplante.

c) *Posidonia oceanica* (L.) Delile

Fanerógama marina endémica del Mediterráneo, genera extensas praderas, con una antigüedad que puede llegar a los miles de años. Se encuentra entre los 0,5 y 40 m de profundidad en zonas con aguas muy claras. Debido a que posee una tasa de crecimiento de rizoma extremadamente lenta (1-6 cm / año), la recuperación natural de la pradera se produce a una escala de tiempo de siglos. Este hecho, por sí solo, motivaría la aceleración artificial de recuperación a través del trasplante. Sin embargo, para que se pueda llevar a cabo un proyecto de trasplante, se necesitarían miles de plantas, y las bajas tasas de crecimiento de las plantas, por tanto, generarían un problema añadido en la pradera donante.

No se conocen las posibles consecuencias de mezclar plantas del Mediterráneo oriental y occidental, ya que presentan diferencias genéticas y posiblemente anatómicas y fisiológicas. Al seleccionar praderas donantes potenciales, habría que tener en cuenta factores como la salud ambiental, la diversidad genética y características ambientales como la profundidad de la pradera donante en relación a la receptora. Las plantas procedentes de poca profundidad, llevadas a zonas receptoras más profundas, tienen un éxito de supervivencia muy bajo, mientras que las plantas de aguas relativamente profundas tienen una mayor probabilidad de supervivencia en aguas poco profundas.

Las tasas de supervivencia de trasplantes y plántulas de *P. oceanica* son más altas en los arrecifes de mata muerta, es decir estructuras formadas por el crecimiento de la pradera de *P. oceanica* lo largo de milenios. Esos arrecifes consisten en una estructura de rizomas muertos y sedimentos que persisten años después de la desaparición de la pradera. Los trasplantes no sobreviven por mucho tiempo en fondo de guijarros o grava, pero se fijan mejor en zonas con rocas cubiertas de epífitos, si las corrientes y el oleaje no son muy intensos.

En cuanto al trasplante de semillas de *P. oceanica*, esta fanerógama no florece todos los años y las semillas no presentan estado de latencia, lo que significa que no existe un banco de semillas en las praderas. Sin embargo, algunas praderas se reproducen sexualmente con más frecuencia que otras (en promedio cada dos años). Las semillas germinan muy bien en tanques que contienen agua de mar (70 a 80% de éxito de la germinación), en los que pueden sobrevivir y crecer en condiciones adecuadas y por lo tanto compensar un vivero de plantas para trasplante posterior. Estudios experimentales han demostrado que rizomas de *P. oceanica* trasplantados en “mata muerta” tienen altas tasas de supervivencia (70%) después de tres años de la experiencia. Sin embargo, las plantas procedentes de cultivo de semillas parecen ser menos viables a la hora de desarrollar brotes, en comparación con los fragmentos vegetativos trasplantados.

d) *Cymodocea nodosa* Asch.

Las experiencias en trasplante de *C. nodosa* son escasas (restauración en Punta Entinas, en Almería, o trasplantes experimentales de sebales en Canarias). Algunos experimentos han demostrado que esta fanerógama puede ser trasplantada con cierto éxito y que el rendimiento de las praderas trasplantadas después de sólo dos temporadas fue similar al registrado en una pradera natural.

Consideraciones generales sobre los trasplantes de fanerógamas marinas

El trasplante de fanerógamas marinas es una actividad laboriosa y cara. Los costes del proceso de trasplante varían en función de la especie, el área o la metodología de trasplante. Por otra parte, dichos costes pueden incrementarse considerablemente en función de factores como la necesidad de realizar los muestreos mediante buceadores, la existencia de sedimento blando, baja vi-

sibilidad, alta perturbación o pérdida real de material trasplantado (por ejemplo, debido a la bioturbación, el hidrodinamismo, etc.). Además, las tasas de supervivencia, tanto de los trasplantes vegetativos como de la “siembra” de semillas, son bastante bajas y la recolección de esquejes y semillas pueden afectar negativamente a las praderas donantes. La recolección de semillas de una población también puede ser crítica, ya que el reclutamiento natural de plántulas puede ser necesario para asegurar la vitalidad de la pradera a largo plazo.

Es necesario destacar que el tiempo de recuperación de la fanerógama *P. oceanica* tras una perturbación puede ocupar varios siglos, lo que implica que, si la frecuencia de las perturbaciones es menor que un siglo, la pradera mostrará una disminución general permanente. Por lo tanto, cualquier pérdida a gran escala de pradera de *P. oceanica* debe ser considerada virtualmente irreversible a las escalas de tiempo comunes en la gestión.

Arrecifes artificiales

Los arrecifes artificiales son estructuras sumergidas construidas o colocadas deliberadamente en el lecho del mar, a fin de imitar algunas de las funciones de los arrecifes naturales, como proteger, regenerar, concentrar e incrementar las poblaciones de los recursos marinos vivos. Entre los objetivos de los arrecifes artificiales, también cabe mencionar la protección, restauración y regeneración de los hábitats acuáticos, el fomento de la investigación, las oportunidades de recreo y el uso de la zona con fines educativos. El término no incluye la colocación deliberada en el lecho del mar de estructuras sumergidas para que desempeñen funciones que no estén relacionadas con las de un arrecife natural, incluso si, casualmente, pueden imitar algunas de las funciones de los arrecifes naturales.

El uso de arrecifes artificiales es habitual, desde un enfoque de restauración física del ecosistema. Los arrecifes pueden variar en diseño, materiales, o incluso objetivos de uso. Los arrecifes artificiales varían desde bloques de piedra caliza hasta módulos de hormigón, o estructuras de cerámica, pasando por pecios hundidos a tal efecto. El uso de estas estructuras en los proyectos de restauración debe ser estudiado cuidadosamente. Existe el riesgo de que la introducción de sustratos artificiales en el medio marino se convierta en una actividad que anule el objetivo primordial de restauración ecológica de los ecosistemas naturales. Un ejemplo es el uso de arrecifes artificiales como dispositivos de agregación de peces para

crear “arrecifes de pesca”, como sustituto de la ausencia de propuestas de gestión eficientes para solventar el problema de la sobrepesca.

En cuanto a la funcionalidad de los arrecifes artificiales, la introducción de estructuras artificiales en el medio marino provoca (Palomares y Thia, 2009):

- i. un aumento inmediato de la complejidad topográfica
- ii. un sustrato estable para el asentamiento de larvas de invertebrados bentónicos
- iii. estructuras rígidas que actúan como elementos disuasorios obstaculizando el uso de artes de pesca con redes (incluida la pesca de arrastre y la pesca con redes de cerco)
- iv. sitios alternativos de buceo en zonas donde la presión de esta actividad es alta sobre los arrecifes naturales
- v. efecto de atracción de peces

En los casos en los que los arrecifes artificiales se empleen para la restauración de hábitats marinos concretos, es muy importante que se usen, en la medida de lo posible, materiales naturales similares a los originales. Además, dichas iniciativas deben examinarse detenidamente, en particular cuando se trata de hábitats complejos y sensibles.

Los arrecifes de protección con elementos de disuasión también han sido utilizados para reducir o eliminar las presiones que sufren algunos ecosistemas, como las actividades pesqueras ilegales, con el fin de ofrecerles la oportunidad de recuperarse de manera natural. Uno de los ejemplos más extendidos en nuestro litoral es la instalación de arrecifes artificiales disuasorios para la pesca de arrastre. Su instalación en el Mediterráneo occidental han evitado el deterioro irreversible de las praderas de *P. oceanica*.

Existen algunas proyectos para evaluar su uso como “biofiltros intensivos”, relacionados con las plantas de acuicultura en mar abierto, es decir, haciendo uso de la capacidad de filtración y retirada de nutrientes, debido a la comunidad de “fouling” que se desarrolla en ellos. En otros casos, se han utilizado para diversos fines relacionados con el uso de los recursos marinos vivos. Por ejemplo, para concentrarlos en determinadas zonas, para aumentar la productividad biológica, para producir especies seleccionadas y como protección contra las actividades pesqueras ilegales.

Los arrecifes artificiales pueden tener diversos efectos. Pueden provocar congregación de especies que puede facilitar su captura y facilitar la sobreexplotación. El uso de embarcaciones o pecios como arrecifes artificiales puede ser peligroso para los buceadores menos experimentados. Estos barcos deben estar limpios de residuos contaminantes.

La función originaria de los arrecifes artificiales ha sido aumentar la captura artesanal de peces y otros organismos para el consumo local. Actualmente, estos hábitats se han convertido en una útil herramienta para el manejo medioambiental que además puede servir para mitigar el impacto generado por el crecimiento de las pesquerías sobre los ecosistemas naturales. No obstante, aún no se sabe con certeza si estos hábitats artificiales actúan como entes productivos o simplemente son atractivos de organismos de lugares próximos, propiciando así la redistribución de las poblaciones, haciéndolas más susceptibles aún a la mortalidad por pesca o por causas naturales (Bayle-Sempere et al., 2011, Rosales et al., 2010).

Algunas condiciones que deben cumplir los arrecifes son:

- i. deben mostrar una durabilidad de, al menos, 40 años,
- ii. deben estar libres de sustancias tóxicas,
- iii. deben mostrar una buena relación coste/efectividad por bloque,
- iv. deben ser móviles, en caso de ser necesario, y finalmente,
- v. deben mostrar suficiente resistencia para oponerse a un arrastrero con un motor de 800 HP.

Los bloques cúbicos parecen ser más efectivos en relación con las dos últimas propiedades que otras formas alternativas.

Regeneración de playas

Con creciente frecuencia se ha aludido a la regeneración de playas mediante el dragado y la deposición de arena como técnica de restauración de ecosistemas costeros. De hecho, ésta es una de las principales acciones recogidas por el Programa de Adaptación al Cambio Climático PIMA, lanzado por el MAPAMA. Por poner un ejemplo, entre 1983 y 2002, en la Comunidad Valenciana se realizaron 287 actuaciones, consumiendo un presupuesto de 170 M€ de fondos públicos (Obiol, 2003). Desde el punto de vista de los ecosistemas marinos, la

extracción de arena supone la destrucción de un ecosistema, el fondo marino o playas adyacentes, por lo que está claramente en contra del concepto de restauración ecológica promulgado por la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (SER, 2004), tal como se recoge en el marco conceptual de esta Estrategia. Por otra parte, las operaciones de succión, movilizan sedimentos y nutrientes, contribuyendo a aumentar la turbidez y la eutrofia en zonas colindantes. La comunidad intersticial de mesopsamón, se caracteriza por tener una alta productividad y jugar un papel importante en el reciclado de nutrientes.

Procedimientos habituales como el “arado” de las playas, provocan una simplificación de la comunidad y pérdida de biodiversidad, disminuyendo su eficiencia en el procesado de materia orgánica. Lo que provoca que las playas “urbanizadas” se encuentren en peor estado de salubridad que las “naturalizadas” (Rizzo *et al.*, 2001). Finalmente, la alteración de la línea de costa es, con frecuencia, mayormente el resultado de alteraciones antrópicas de las corrientes marinas, la carga y los flujos de sedimentos, y la dinámica de erosión-sedimentación. Por ello, al no incidir sobre las causas de la degradación, con frecuencia la mal llamada regeneración de playas supone un ejercicio fútil, más destinado a priorizar a corto plazo un servicio ecosistémico concreto (con un rendimiento económico muy sustancial), que a desarrollar una política de gestión de costas sostenible, ecológicamente sensata y económicamente eficiente.

Por otra parte, en los últimos años existe una conciencia de las Administraciones sobre las consecuencias de eliminar los arribazones de *P. oceanica*. Además de constituir un hábitat de interés del convenio de Barcelona, la presencia de arribazones amortigua el impacto de las olas sobre la orilla, evitando la pérdida de arena y la regresión de la línea de costa. Los arribazones son el hábitat y fuente de alimentación de multitud de organismos que a su vez alimentan especies de gran interés como el *Chorlitejo patinegro* L. La puesta en valor de este ecosistema singular de las playas mediterráneas es esencial para facilitar la recuperación y restauración ambiental de las mismas.

5.7.4.3 Oportunidades que ofrece la restauración de áreas marinas

La instalación de arrecifes artificiales en áreas degradadas puede tener como finalidad la recuperación de ambientes rocosos e ictiofauna. Estos sistemas son atractivos para los buceadores deportivos, sobre todo los pecios, muy utilizados en algunos países. Estos arrecifes

cumplen varias funciones: turísticas, recreativas, ambientales y científicas. Además de diversificar los puntos de buceo, están sirviendo en las proximidades de las AMPs para descargar la presión de visitantes en localidades más naturalizadas, evitando de esta forma una pérdida del estado de conservación.

Las praderas de fanerógamas restauradas (de *Cymodocea* sp. y *Zostera* sp., principalmente), recuperan la zona de cría, incrementan la diversidad, protegen las playas de la erosión, disminuyen la turbidez y amortiguan el hidrodinamismo.

La instalación de biofiltros puede considerarse como un método paliativo para disminuir el impacto generado por los aportes orgánicos producidos por emisarios y plantas de acuicultura. Ejemplos de restauración de áreas marinas se pueden encontrar en el Anexo V.

5.7.4.4 Recomendaciones para la restauración ecológica de áreas marinas

1. La restauración de las Áreas marinas afectadas por las presiones antrópicas debe ajustarse a los **principios de la restauración ecológica** recogidos en el Marco Conceptual de esta Estrategia. Los pliegos de prescripciones técnicas deben recoger estos principios.
2. De acuerdo con la Ley 21/2013 de Evaluación Ambiental, la Administración competente debe contemplar los plazos y asignar los recursos necesarios para que las obras de restauración incluyan un **diagnóstico detallado** que preste atención a la hidrodinámica y la geomorfología costera, a las limitaciones ambientales y a las limitaciones asociadas a las características bióticas del entorno para proponer un programa de restauración. Este diagnóstico debe servir para zonificar el área afectada por la perturbación y las zonas adyacentes, e identificar acciones de restauración específicas para cada zona.
3. Se debe considerar la restauración no como un evento aislado, sino como un **proceso continuo** sobre una escala temporal de años en la que probablemente se necesitará un manejo adaptativo.
4. Dada la complejidad de la restauración de áreas marinas, las obras de restauración deben contar con la **colaboración de expertos de diferentes disciplinas**, incluyendo profesionales en procesos ecológicos y oceanográficos marinos, y en la restauración de estos medios.

5. En base al diagnóstico y a las visiones de los diferentes grupos de interés, se definirán los **objetivos** del proyecto de restauración. Estos objetivos deben estar presentes a lo largo de todas las fases ejecución del proyecto, incluyendo las de evaluación y seguimiento, con el fin de que el grado de éxito de la intervención pueda ser cuantificado de manera objetiva.
6. Con demasiada frecuencia la restauración de medios marinos emplea **técnicas** escasamente contrastadas, con impacto negativo más allá de la zona restaurada. Estas intervenciones suponen un despilfarro de recursos y generan desmotivación. Es necesario realizar un análisis pormenorizado de la eficacia de las técnicas de restauración y de su adecuación a las condiciones particulares de la zona degradada y de su entorno, antes de adoptarlas. La especificidad del medio marino proporciona excelentes condiciones para el desarrollo de ecotecnología novedosa.
7. Debe valorarse como primera opción la **restauración pasiva**, es decir, evaluar si la eliminación de la presión que provoca el impacto da como resultado una recuperación natural. Los proyectos deben evaluar si la restauración es factible desde una perspectiva ecológica, técnica, económica y social, y si existe riesgo de efectos secundarios dañinos.
8. Previo a la acometida a gran escala de cualquier proceso de restauración en el medio marino en un área concreta, debe realizarse un **estudio piloto** para comprobar la eficacia de la actuación a pequeña escala.
9. Los **plazos para la planificación, la ejecución y el seguimiento** de los proyectos de restauración deben armonizar las necesidades ecológicas y socio-económicas.
10. Es necesario llevar a cabo estudios de **coste/beneficio** de las acciones de restauración en medios marinos que permitan priorizar acciones eficientes. En particular, en el marco del cambio climático, es importante promover actuaciones encaminadas a conservar y potenciar la capacidad de absorción de CO₂ en praderas de fanerógamas marinas, especialmente en praderas de *Posidonia oceanica*.
11. Las medidas correctoras asociadas a las actividades antrópicas y a reducir los efectos negativos de éstas sobre el medio marino deben diseñarse a **escala de paisaje**. El diseño, ejecución y seguimiento de estas medidas también debe llevarse a cabo en base a un

diagnóstico específico del entorno. Esto es particularmente importante de cara a eliminar o atenuar los factores de degradación: este debería ser un pre-requisito de cualquier proyecto de restauración.

12. Las actividades de I+D son imprescindibles para comprender el funcionamiento de los ecosistemas marinos y diseñar acciones de restauración consecuentes y rigurosas. Es necesario contar con líneas de financiación estables que apoyen este tipo de proyectos, y disponer de herramientas flexibles de colaboración entre los diferentes sectores y los centros de I+D.
13. Es necesario promover el **intercambio de información y conocimiento** entre los diferentes sectores implicados en la restauración de medios marinos: sector privado, Administraciones y centros de investigación. Para ello, se deben promover herramientas de transferencia como cursos, seminarios, proyectos de demostración, informes técnicos, manuales, recopilaciones de buenas prácticas, estándares para la certificación de obras de restauración marina, catálogos de proyectos, etc. Una comisión intersectorial creada a tal efecto, facilitaría la identificación de lagunas de conocimiento, el desarrollo de estas herramientas, la difusión de los conocimientos y, en suma, contribuiría a aumentar la eficiencia de las acciones y la calidad de las mismas.

5.8 La valoración económica de servicios ecosistémicos

La valoración económica de los servicios de los ecosistemas en España ha proliferado en las últimas dos décadas con diversas publicaciones y estudios. En nuestro país los esfuerzos de valoración de servicios ecosistémicos se han aplicado fundamentalmente en espacios naturales protegidos y ecosistemas y servicios específicos.

A nivel nacional se han realizado varios estudios de valoración de los servicios ecosistémicos. El primero de ellos fue el estudio de “Valoración de los Activos Naturales de España” (VANE) desarrollado por el MARM y el Grupo Tragsa con el objetivo de valorar los activos naturales de un territorio que componen el capital natural y establecer los modelos físicos para valorarlos. Por otro lado, el Tercer Inventario Forestal también realiza una valoración económica de las masas forestales, estimando el valor económico total de la superficie forestal de España en 202.804,1 M €.

Posteriormente se ha llevado a cabo el estudio de “Valoración económica de los Servicios de los Ecosistemas Suministrados por los Ecosistemas de España” (EMEC) enmarcado conceptual y metodológicamente en el proyecto “La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad” (TEEB en sus siglas en inglés). Inspirado en ideas de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio, esta iniciativa tiene como objetivo dar a conocer el valor económico de los servicios de los ecosistemas y proporcionar las herramientas metodológicas necesarias para contabilizar correctamente este valor.

La valoración económica de los servicios ambientales y su consideración en la toma de decisiones contribuye a un diseño de políticas socioeconómicas y ambientales que contribuyen a un mayor bienestar, con una mayor producción de externalidades positivas y una reducción de las externalidades negativas. Sin embargo, para que la valoración económica sea objetiva, precisa y útil es necesario que se produzcan avances en la valoración de los servicios ecosistémicos, en su integración en las cuentas nacionales y en la toma de decisiones políticas y económicas. Por ello, la traducción de la Estrategia estatal a términos económicos es hoy en día un ejercicio con grandes incertidumbres.



Objetivos

La Estrategia estatal de IVCRE asume los objetivos definidos para la infraestructura verde en Europa:

- Mejorar, conservar y restaurar la biodiversidad, incrementando la conectividad espacial y funcional entre las áreas naturales y semi-naturales, mejorando la permeabilidad del paisaje y mitigando la fragmentación.
- Mantener, fortalecer y, donde sea posible, restaurar el funcionamiento de los ecosistemas con el fin de garantizar el aporte de múltiples servicios ecosistémicos y servicios culturales.
- Reconocer el valor económico de los servicios ecosistémicos y aumentar su valor mediante el fortalecimiento de su funcionalidad.
- Mejorar el vínculo social y cultural con la naturaleza y la biodiversidad, reconociendo y aumentando el valor económico de los servicios ecosistémicos y creando incentivos para que las partes interesadas y la sociedad se involucren en su mantenimiento y mejora.
- Minimizar la expansión urbana y sus efectos negativos sobre la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y las condiciones de calidad de vida.
- A fin de mitigar y adaptarse al cambio climático, aumentar la resiliencia y reducir la vulnerabilidad frente a riesgos naturales: inundaciones, escasez de agua y sequías, erosión costera, incendios forestales, deslizamientos de tierra y avalanchas, entre otros.
- Favorecer un mejor uso del territorio en Europa.
- Contribuir a una vida saludable y unos lugares mejores para vivir, el aprovisionamiento de espacios abiertos y oportunidades de esparcimiento, el aumento de las conexiones entre el medio rural y urbano, el desarrollo de sistemas sostenibles de transporte, y el fortalecimiento del sentimiento de pertenencia a la comunidad.

Igualmente, se propone un objetivo general y cuatro objetivos específicos que sirvan de base para la implementación de la infraestructura verde en el estado español.

Objetivo general

Implantar y desarrollar una infraestructura verde (IV) para el territorio español a través de la definición de unos

6

objetivos específicos y un conjunto de directrices que, apoyadas en un diagnóstico general de la realidad territorial y medioambiental, impulsen su establecimiento y sirvan de referencia para la elaboración de las correspondientes estrategias autonómicas de infraestructura verde. Para alcanzar este objetivo, la Estrategia establece criterios comunes para la identificación, conservación y restauración de la infraestructura verde en todas las Comunidades Autónomas.

Objetivos específicos

Objetivo específico 1. Aplicar herramientas de planificación y gestión territorial diseñadas desde un planteamiento que vincule lógicamente las actuaciones con los resultados esperados de conservación de la biodiversidad, de restauración de la conectividad y la funcionalidad de los ecosistemas, y del mantenimiento de los servicios ecosistémicos. Esta planificación y gestión se apoyará en la evaluación sistemática de los resultados como fuente de información para la mejora continua. La aplicación de estas herramientas debe contribuir a la mitigación de los efectos y presiones que los actuales modelos de desarrollo generan sobre el medio ambiente así como a la adaptación ante cambios globales y difícilmente eludibles como el cambio climático.

Objetivo específico 2. Maximizar la integración transversal de los conceptos, objetivos y planteamientos de la infraestructura verde en los distintos niveles de la planificación territorial. La integración se alcanzará mediante la actuación de equipos humanos transdisciplinares adecuadamente formados y capacitados, el establecimiento de protocolos de priorización, la implementación de procedimientos adecuados de información y participación pública, y el impulso y reconocimiento de las contribuciones propuestas o apoyadas por la sociedad civil.

Objetivo específico 3. Identificar las formas en que debe fortalecerse la coordinación efectiva entre las distintas administraciones públicas y sus respectivos órganos con el fin de implantar con éxito la infraestructura verde.

Objetivo específico 4. Promover la mejora del conocimiento, la investigación y la transferencia en el marco de los objetivos de la infraestructura verde, así como la difusión de información a todos los niveles de la sociedad, con el fin de conseguir una adecuada sensibilización acerca de la relevancia de este instrumento de conservación ambiental.



Seguimiento y evaluación

7.1 Introducción

La Estrategia estatal IVCRE posee una serie de objetivos de desarrollo propios en relación con sus directrices específicas para la identificación y conservación de los elementos del territorio que componen la infraestructura verde del territorio español que asegure la conectividad ecológica y la funcionalidad de los ecosistemas, la mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático, la desfragmentación de áreas estratégicas para la conectividad y la restauración de ecosistemas degradados. En este contexto, surge la necesidad de evaluar el cumplimiento de las directrices relacionadas con tales objetivos, así como sus posibles efectos, con el fin de medir y establecer una serie de comparaciones en diferentes fases de desarrollo de la Estrategia IVCRE. El objetivo principal de este capítulo es la propuesta de un sistema de seguimiento para proporcionar información relevante, a los responsables de la Estrategia Estatal, sobre su grado de desarrollo y resultados que permita orientar su toma de decisiones, acciones y optimización de recursos en fases posteriores, así como para satisfacer las posibles demandas de información pública. La información relevante que debe proporcionar el programa de seguimiento de la Estrategia estatal IVCRE se refiere a los siguientes aspectos principales:

1. Evaluar el cumplimiento de las obligaciones derivadas de la Estrategia IVCRE
2. Conocer las tendencias evolutivas de la infraestructura verde, conectividad y restauración ecológica así como de acciones clave relacionadas con los objetivos de la Estrategia Estatal

El seguimiento además forma parte esencial del marco básico de la política medioambiental europea, tanto por lo que se refiere al estado del medio ambiente como al nivel de aplicación de la legislación (Ohliger, 2015). Por otro lado, es oportuno mencionar que la información generada por el programa de seguimiento de la Estrategia puede ser considerada como información ambiental. Por tanto, la información que genera así como determinados datos brutos podrían satisfacer la demanda de información pública al amparo de las normas por las que se regulan los derechos de acceso a la información, de participación pública y de acceso a la justicia en materia de medio ambiente (Ley 27/2006), tanto para el público en general

7

como el especializado, por lo que a lo largo de este capítulo se hace particular hincapié en la conveniencia de emplear plataformas y herramientas públicas y de libre acceso para la comunicación de resultados del programa de seguimiento, cartografías, informes, inventarios, eventos, materiales didácticos, campañas de concienciación, etc. relacionados con la infraestructura verde.

7.2 Marco conceptual

Aunque la Estrategia incluye un capítulo específico sobre el marco legislativo general, por su relación con este capítulo, resulta apropiado hacer mención al desarrollo normativo en materia de evaluación ambiental (Ley 21/2013) que ha sucedido con posterioridad a la aprobación del Plan Estratégico del Patrimonio Natural y la Biodiversidad 2011-2017. Además, existen diversas guías ampliamente conocidas y metodologías relacionadas con el establecimiento de métodos de seguimiento y sistemas de indicadores ambientales (Ministerio de Medio Ambiente, 2000), instrucciones y recomendaciones para la redacción de proyectos de organismos públicos con incidencia sobre los aspectos fundamentales de esta Estrategia (ADIF, 2011), publicaciones orientadas a la restauración ecológica de infraestructuras de transporte (Valladares et al., 2011; Generalitat de Catalunya, 2012), al seguimiento y vigilancia de medidas correctoras de impacto ambiental (Ministerio de Fomento, 1999; MARM, 2008), al seguimiento en el ámbito de la gestión de espacios naturales protegidos (Europarc-España, 2005), o referentes a los proyectos que puedan afectar a la Red Natura 2000 (Valls et al., 2014), etc. La revisión de estos documentos denota el frecuente uso dispar de una serie de conceptos sobre los que no se ha llegado a un consenso en su definición y que pueden tener muchas acepciones, salvo en el caso de los ya establecidos por alguna Ley (por ejemplo la Ley 21/2013, de evaluación ambiental). Por todo ello, es recomendable establecer el significado con el que se emplean algunos conceptos técnicos considerados en el programa de seguimiento de la Estrategia IVCRE.

Por otro lado, la forma de realizar un seguimiento que garantice el cumplimiento de las indicaciones y medidas previstas a nivel de planes y programas queda abierta en su definición en la Ley 21/2013, y no ha recibido la misma atención a nivel de la publicación de guías y metodologías

por organismos públicos que en el caso de los proyectos. Si bien los sistemas de indicadores ambientales están ampliamente aceptados como herramientas básicas en la elaboración de documentos técnicos, suministro de información ambiental y para el seguimiento y evaluación de determinadas actividades, proyectos e incluso algunos planes y políticas pero resulta frecuente encontrar en todos ellos múltiples definiciones para el término indicador (Aguirre, 2001). Por tanto, en este apartado se incluye la definición de los siguientes conceptos para que sirvan de referencia común a los distintos actores implicados en todas las fases de la Estrategia IVCRE, con independencia de los variados enfoques que confluyen en diversos elementos relacionados con esta Estrategia, desde los cuales se podrían atribuir distintas acepciones a los mismos términos en sus ámbitos particulares de aplicación.

Programa de seguimiento: Es el documento en el que se define y articula el conjunto de indicadores necesarios para el seguimiento de la Estrategia estatal IVCRE, su comunicación y los protocolos para su adquisición.

Indicador: variable o relación entre variables (índices) cuya medición ofrece información sobre la evolución del sistema en que está inmersa, y son sensibles a cambios y tendencias de origen natural o humano.

Índice: medida o expresión numérica, de carácter adimensional o no, sobre uno o varios atributos de un sistema.

Descriptor: índice o parámetro al que no se le asocia un significado especial (Simón, 2013).

Una vez considerado el diagnóstico previo que constituyen los capítulos precedentes de esta Estrategia Estatal, el contenido del plan de seguimiento constaría de:

- **Identificación de los objetivos de seguimiento:** Cada una de las ramas (infraestructura verde, conectividad y restauración ecológicas) fundamentales de la Estrategia IVCRE lleva asociado uno o más objetivos, es decir, el/los fines últimos que se esperan conseguir con la aplicación de esta Estrategia.
- **Metodología de seguimiento:** Definición de un modelo de funcionamiento, así como de un protocolo para ir adquiriendo de forma rutinaria la informa-

ción necesaria y la definición de relaciones y comunicaciones entre actores implicados (Europarc-España, 2005). En esta Estrategia, se considera que la información del seguimiento debe ser presentada por medio de informes técnicos en los que se refleje el valor de los indicadores calculados y, en la medida de lo posible, la información relativa a las fuentes de datos oficiales, brutos o elaborados, necesarios para su obtención. Por tanto, el método se basa en la comunicación entre los organismos o instituciones responsables de facilitar dichos datos y las que ostentan la competencia de seguimiento (a nivel de la Estrategia Estatal esta competencia recae sobre el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, a nivel de las Estrategias Autonómicas debería recaer sobre las Consejerías responsables del desarrollo de sus propias Estrategias). De la misma manera, en el presente capítulo se establece un plazo recomendable para sus posteriores revisiones y se ofrece orientación sobre la forma de presentación de algunas informaciones relacionadas con la Estrategia IVCRE.

- **Identificación de los indicadores de seguimiento:** En función de los objetivos de la Estrategia IVCRE y la metodología de seguimiento, se incluye una serie de tablas donde se propone el sistema de indicadores, concretados hasta donde resulta posible en la actual fase de redacción de la Estrategia, con el objeto de promover el consenso con las Comunidades Autónomas y su viabilidad de aplicación en las fases posteriores de la misma, donde podrán ser modificados y/o concretados en pos de una mayor precisión en función de la disponibilidad de recursos técnicos y financieros:
 - a) Nombre del indicador
 - b) Objetivo
 - c) Significado
 - d) Competencia de seguimiento
 - e) Responsable de información
 - f) Herramientas formas de presentación/medición
 - g) Cumplimiento / evolución (si procede)
 - h) Periodicidad del control

7.3 Metodología de seguimiento

La aplicación del programa de seguimiento hará posible revisar de forma regular y sistemática el progreso tendente a la consecución de los objetivos de la Estrategia, a la comunicación de los resultados a los agentes interesados y a satisfacer la demanda de información pública. De igual forma, la información que se derive de la implantación y desarrollo de la Estrategia estatal IVCRE contribuirá a la supervisión de los progresos de distintas políticas ambientales así como a la integración de las directrices de la Estrategia en las políticas sectoriales (Aguirre, 2001). Para todo ello, la metodología para realizar con éxito un plan de seguimiento debe, al menos, responder a las siguientes cuestiones (Europarc-España, 2005):

1. Por qué es necesario el seguimiento. Como se ha indicado con anterioridad, en otros capítulos, ésta es la primera de las estrategias elaboradas a continuación del Plan Estratégico del Patrimonio Natural y la Biodiversidad (2011-2017), aprobado mediante el Real Decreto 1274/2011 y que fue objeto de evaluación ambiental estratégica, según lo previsto en la entonces vigente Ley 9/2006, sobre evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente. En cumplimiento de dicha norma, el mencionado Plan incluye un programa de seguimiento, cuyo fin es realizar un seguimiento de los efectos en el medio ambiente de su aplicación o ejecución, así como evaluar los progresos realizados hacia el logro de cada uno de sus objetivos. De manera que el seguimiento de la ejecución del Plan quedó integrado en el contexto del procedimiento de evaluación ambiental del mismo. Teniendo en cuenta aquellos objetivos, y la actualización de conceptos y contenidos contemplados en la Ley 33/2015 por la que se redacta la presente Estrategia (durante el período de vigencia del Plan Estratégico), se entiende que la Estrategia estatal IVCRE permite avanzar hacia la consecución de varios de los objetivos del mencionado Plan Estratégico del Patrimonio Natural y la Biodiversidad. Sin embargo, la Estrategia estatal IVCRE posee su propio objetivo general y varios objetivos específicos y, por tanto, surge la necesidad de una evaluación particular sobre el cumplimiento de las directrices relacionadas con tales objetivos y sus posibles efectos en las diferentes fases de su desarrollo.
2. Qué debe controlarse. Se considera que la aplicación del programa de seguimiento debe proporcionar in-

formación relevante para poder efectuar una evaluación continua sobre el cumplimiento de las obligaciones que se derivan de la Estrategia, así como para conocer las tendencias de sus efectos, tanto en el tiempo como en el espacio, sobre la infraestructura verde, conectividad y restauración ecológica en todo el territorio del estado español.

3. Cómo debe controlarse/medirse. Como herramientas de verificación se pretende impulsar la elaboración de informes técnicos y el empleo de registros de acciones e intervenciones y/o sus resultados, que identifiquen: 1. Elementos de la infraestructura verde, 2. Su ubicación, delimitación y efectos sobre la biodiversidad y la restauración de la conectividad, 3. Los instrumentos de gobierno, gestión, financiación con que están dotados y 4. El sistema de evaluación del flujo de bienes y los servicios ecosistémicos conservado o mejorado. Publicados en: a) en sistemas de información con soporte cartográfico, por ejemplo gestionados mediante instrumentos colaborativos o con base en las actuales infraestructuras de datos espaciales de distintos organismos e instituciones del Estado y otras Administraciones, y b) en páginas web oficiales de organismos competentes con formatos accesibles tanto para el público en general como el especializado y que contengan, entre otras: información sobre unidades técnicas y administrativas, proyectos y eventos relacionados con la Estrategia estatal IVCRE, documentos técnicos, trabajos de investigación, materiales didácticos, anuncios de campañas de concienciación y educación ambiental, datos explícitos sobre el seguimiento del nivel de cumplimiento y evolución en la implantación y el grado de desarrollo de la Estrategia estatal IVCRE en sus distintas escalas geográficas y administrativas.
4. Qué significa la información obtenida en relación a la necesidad que había. Para evitar la recopilación de datos sin una finalidad clara, en las tablas resumen de los indicadores de seguimiento propuesto se explicita la relación de éstos con los objetivos general y específicos de la Estrategia estatal IVCRE.

7.3.1 Cálculo de indicadores

El programa de seguimiento se fundamentará en el establecimiento de un conjunto de indicadores que definen la forma de evaluar, de forma sencilla y en lo posible cuantificable, la ejecución y el éxito de las directrices propuestas en la Estrategia estatal IVCRE en la consecución de sus

objetivos y los resultados de la misma. De tal forma que el seguimiento debe basarse en dos tipos de indicadores, si bien no siempre podrán aplicarse ambos a todos los elementos objeto de seguimiento (Aizpurúa Giráldez, 2010; Iglesias *et al.*, 2011):

- Indicadores de ejecución, que informan sobre la realización de acciones y el cumplimiento de obligaciones recogidas en la Estrategia estatal IVCRE.
- Indicadores de eficacia, que miden los resultados obtenidos con la aplicación de acciones derivadas de las directrices de la Estrategia estatal IVCRE y que estarán basados en el análisis de parámetros, en la medida de lo posible sobre cartografías, de cada una de las ramas principales de la Estrategia estatal IVCRE (infraestructura verde, conectividad y restauración ecológica).

7.3.2 Informes

El desarrollo del programa de seguimiento llevará asociada la emisión de una serie informes técnicos (parciales, específicos, extraordinarios, etc.), base del informe periódico que sirva para la presentación pública de los resultados del propio programa de seguimiento y como resumen de la evolución del grado de implantación y desarrollo de la Estrategia estatal IVCRE.

Por otro lado, para garantizar el éxito de la Estrategia, se considera fundamental la creación de unidades técnicas específicas sobre la Estrategia estatal IVCRE tanto en el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente como en otros Organismos de la Administración General del Estado y de las Comunidades Autónomas que permitan la comunicación fluida entre Administraciones. Por tanto se plantea un formato tipo ficha para la remisión de informes y registro de comunicaciones, con un contenido similar al mostrado en la Tabla 41, aunque se podrán añadir o eliminar contenidos en ficheros adjuntos dependiendo del tipo de comunicación y de los aspectos sobre los que se deba informar, como pueden la aprobación de otras estrategias, proyectos, peticiones de información, publicación de cartografías, etc. La generación de informes sistemáticos y datos procedentes del seguimiento de la Estrategia estatal IVCRE permitiría mantener organizado y actualizado el esquema de comunicación entre actores, sin el cual el seguimiento carecería de utilidad. Por ello, sería aconsejable que las Comunidades Autónomas centralizaran la información relativa a las entidades locales, diputaciones, provinciales, etc. situadas en su ámbito geográfico. Asimismo, sería recomendable que las Comunidades Autónomas hicieran referencia a la necesidad de identificar las unidades técnicas y/o administrativas encargadas de desarrollar la Estrategia estatal IVCRE en la autonomía, con el fin de favorecer las labores de coordinación con el Ministerio.

Tabla 41. Ficha de Registros propuesta para la emisión de informes del Plan de Seguimiento

REGISTROS DOCUMENTALES	
Registro	Nº de registro
Asunto	Breve descripción o título del asunto de comunicación
Fecha	Fecha de comunicación
Origen	Entidad (Local, Diputación, etc.)/ Organismo autor de la causa de comunicación
Destinatario	Indicación del destinatario y medio de comunicación
Información adjunta	Indicación de la información y formato de los posibles adjuntos a la comunicación
Tamaño de la información digital adjunta	Indicación del tamaño (en megabytes) en caso de adjuntar ficheros digitales
Otras consideraciones	Indicación de cualquier otra información de consideración en relación a la comunicación (vínculos de descarga de ficheros digitales, etc.)

Fuente: Elaboración propia

7.4 Revisión del programa de seguimiento

Una deficiencia habitual en los programas de seguimiento, tanto a nivel de proyectos como de planes, es la falta de publicidad de sus resultados, motivo de la ausencia de referencias a otros programas de seguimiento cuya eficiencia haya resultado públicamente probada. Aspecto que se ha tenido presente para orientar la definición de los indicadores de esta Estrategia hacia la difusión de contenidos e información pública.

Por otro lado, debe mencionarse que la disponibilidad de indicadores para algunas de las materias relacionadas con la Estrategia estatal IVCRE son, precisamente, de los que menos desarrollados se encuentran en el ámbito internacional para el conjunto de los indicadores ambientales. Si bien en algunas cuestiones como las referentes a la biodiversidad se puede afirmar que ya se están aplicando algunos indicadores, aunque la disponibilidad de indicadores consistentes en otras materias relacionadas con la Estrategia estatal IVCRE lleva un retraso considerable y en muchos casos se encuentran en proceso de definición (GV, 2003).

En previsión de que muchos aspectos relacionados con el desarrollo o seguimiento de la Estrategia estatal IVCRE puedan variar significativamente con el tiempo, durante su propio proceso de implantación y desarrollo, hace que pueda ser innecesario mantener algunos indicadores indefinidamente o que, al contrario, pueda surgir la necesidad de introducir otros nuevos, por lo que es conveniente establecer una pauta de revisión del propio programa de seguimiento y sus resultados e, inicialmente, se establece una periodicidad de 5 años. Si bien, para elaborar cartografías específicas sobre la biodiversidad, restauración de la conectividad y de los servicios ecosistémicos e ilustrar cambios significativos en ellas, se entiende que sería poco adecuado que se estableciera un plazo de revisión de estas cartografías inferior a 10 años, si se tiene en cuenta el proceso de elaboración y la frecuencia de publicación de otras colecciones cartográficas a gran escala (como los mapas forestales, de vegetación y usos del suelo, atlas de fauna, etc.) y se considera el hecho de que, inevitablemente, los indicadores a emplear tendrán que estar compuestos o resultar de la agregación de varios índices, aunque se busque la máxima capacidad posible de síntesis (GV, 2003).

7.5 Identificación de indicadores

Hoy en día existen numerosos y diversos sistemas de indicadores en función de diferentes marcos de referencia, los cuales les atribuyen coherencia o no. Es evidente que la gran complejidad de los sistemas naturales y sociales relacionados con la Estrategia estatal IVCRE hace imposible medir todos los atributos que se pueden relacionar con ellos desde las distintas ramas que abarca la Estrategia y, por tanto, es necesario hacer una selección de indicadores propuestos, de modo que se obtenga un número reducido que haga viable el seguimiento. Por otro lado, no debe contemplarse el programa de seguimiento de la Estrategia estatal IVCRE como una lista rígida de indicadores ambientales.

En este apartado se plantea un sistema con la pretensión de que sea gestionado de manera flexible para recabar la información básica que permita ilustrar el grado de cumplimiento de las directrices de la Estrategia estatal IVCRE y, su vez, que la administración de los datos sobre la evaluación de sus efectos sobre la Infraestructura verde, la conectividad y restauración ecológicas resulte coherente y realista con los recursos disponibles en cada situación (presupuesto, personal, equipamiento, etc.). Es por ello que debe contemplarse su adaptación progresiva a la realidad de cada momento y tener presente, además, las distintas escalas de aplicación administrativa y geográfica, así como el hecho evidente de que una estrategia no se puede concretar al mismo nivel que se hace en un proyecto.

A menudo se considera como iniciativas de seguimiento lo que en realidad se corresponde con un diagnóstico. Es decir, el conjunto de estudios realizados para la valoración del estado de un sistema o de alguno de sus componentes en un momento dado (Europarc-España, 2005). Esto mismo podría ocurrir, al principio, con la elaboración de las primeras cartografías de la infraestructura verde y cuando tenga lugar la repetición de estos estudios a lo largo del tiempo ya se podrá hablar del seguimiento de los efectos de la Estrategia estatal IVCRE. Cuando suceda esto, los resultados del propio seguimiento de la Estrategia estatal IVCRE podrían servir para establecer umbrales de referencia, si procede, y comparar la evolución de los sistemas respecto a su estado al inicio de la Estrategia y además, cuando fuera necesario, corregir las desviaciones que aconteciesen o la definición de los propios indicadores si también fuera oportuno.

7.6 Registro de elementos de la infraestructura verde

Para llevar a cabo esta metodología es muy útil el empleo de fichas técnicas, de modo que cada registro de actividades, proyectos, etc. relacionadas con la infraestructura verde tendría asociada una ficha en la que cada unidad técnica responsable detallaría la información más relevante, así como la identificación de retrasos, incumplimientos, motivos, significado, etc. (ver Anexo IX)

Para ello, se plantea un formato tipo ficha con un contenido similar al mostrado en la Tabla 42, aunque se podrán añadir o eliminar contenidos en ficheros adjuntos dependiendo del tipo de registro y de la información susceptible de ser almacenada con ellos; cartografías, etc. Finalmente sería conveniente que cada Administración responsable dispusiera de una base de datos pública sobre los elementos de la infraestructura verde en su ámbito de competencias.

Tabla 42. Propuestas de registros técnicos empleados relacionados con el seguimiento de la infraestructura verde

REGISTROS TÉCNICOS	
Infraestructura	Denominación de la infraestructura
Tipología	Tipología de IV
Fecha	Fecha de creación del registro
Origen	Proyecto, obra o actividad
Antecedentes	Antecedentes del proyecto, obra, actividad, etc. si los hubiera
Datos geográficos	Coordenadas (Sistema de referencia)
Localización	Términos municipales, provincia, CCAA
Papel de la IV	Relación con otros elementos de la IV
Estado	En construcción / Construido / Funcional
Datos del promotor	Nombre, dirección, datos de contacto
Mapa del lugar	Figura de localización o URL a un visor tipo open Access
Descripción	Descripción del lugar, valores, funciones, objetivos, etc.
Marco legal	Marco legal de referencia, figuras de protección, etc.
Deberes	Indicación de la obligación de ejecución del proyecto, obra, actividad, etc.
Puntualidad	Indicación de posibles retrasos de ejecución respecto a hipotéticas obligaciones
Información adjunta	Indicación de la información y formato de los posibles adjuntos al registro
Tamaño de la información digital adjunta	Indicación del tamaño (en megabytes) en caso de adjuntar ficheros digitales
Autor	Autor del registro, organismo, institución, datos de contacto
Otras consideraciones	Indicación de cualquier otra información de consideración en relación al registro (vínculos de descarga de ficheros digitales, etc.)

Fuente: Elaboración propia

7.7 Presupuesto del programa de seguimiento

La coyuntura política y socioeconómica en el momento de redacción de esta Estrategia hace que, inicialmente, resulte aventurado plantear una valoración económica y las necesidades de financiación de la misma, sobre todo sin conocerse el compromiso de definición y gestión de la infraestructura verde ni la disponibilidad anual que consignent en sus presupuestos generales

tanto el Estado como las Comunidades Autónomas. Por consiguiente, en esta Estrategia se ha optado por no presentar cifras de costes esperados aunque sí se tratan las posibles fuentes de financiación de la misma. En cualquier caso, cuando se produzcan las correspondientes consignaciones, se deberá tener en cuenta los costes de las tareas e infraestructuras asociadas al programa de seguimiento de la Estrategia estatal IVCRE en función de las necesidades de partida de cada Administración.



Dimensión económica y financiera

Resulta muy complejo hacer una estimación global de las necesidades de financiación que puede conllevar la implementación de una infraestructura verde, por un lado porque la cuantía total dependerá de las alternativas elegidas por las distintas administraciones públicas y de factores contextuales cuyo alcance e implicaciones a fecha de hoy son desconocidos, y por otro, porque se dispone de muy poca información acerca de los costes directos e indirectos que pueden implicar las actuaciones ambientales. En España, pueden mencionarse dos antecedentes con objetivos de estimación similares, aunque con resultados no extrapolables dado que su ámbito de valoración era muy diferente:

El Plan Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 2011-2017 recogía una estimación presupuestaria de 750 millones de euros para el desarrollo de las acciones recogidas en el mismo a lo largo de sus seis años de vigencia.

El Informe Valoración de los costes de conservación de la red Natura 2000 en España estimaba que el coste directo de la red Natura 2000 suponía un coste anual de 943,7 millones de euros (68,8 euros por hectárea) para las Administraciones Públicas españolas, aunque el informe consideraba que para cubrir por completo los objetivos de conservación de la Red sería necesario aumentarlo hasta 1.556,9 millones de euros (113,5 euros por hectárea).

A falta de estimaciones realizadas directamente para el caso español puede también resultar adecuado emplear transferencia de resultados obtenidos en otros estudios. Una alternativa es aplicar los modelos de predicción de costes desarrollados por Balmford *et al.* (2003), generados estadísticamente a partir de estudios de costes de gestión en espacios naturales de alrededor de 40 países del mundo, aunque hay que tener en cuenta que las estimaciones probablemente estarán sesgadas al alza en relación con las necesidades de financiación de la infraestructura verde ya que los estudios de partida se basan en espacios protegidos.

Igualmente es preciso tener en cuenta que la implementación de la infraestructura verde puede conllevar una serie de costes indirectos, básicamente debido a la disminución de la actividad económica derivada de las limitaciones de uso impuestas sobre el territorio calificado.

8

Nuevamente, la cuantía de estos costes indirectos dependerá fuertemente de las limitaciones de uso que se decidan normativamente, por lo que el rango potencial de valores es considerablemente amplio. En todo caso es

necesario recordar que el desarrollo de la infraestructura verde debe ser entendido como un objetivo transversal, al que se debe contribuir activamente desde todos los frentes implicados y de forma decisiva, ya que en caso contrario se corre el riesgo de fracasar en el intento.

8.1 Financiación pública

A pesar de que la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, creó el Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad “con objeto de poner en práctica aquellas medidas destinadas a apoyar la consecución de los objetivos de la Ley”, la falta de desarrollo reglamentario ha impedido hasta ahora la posibilidad de utilización de esta prometedora vía. La reforma de la Ley en 2015 ha mantenido la concepción de este Fondo en su art. 78, al igual que ha hecho con las previsiones para ayudas a entidades sin ánimo de lucro de ámbito estatal para actuaciones que afecten a más de una Comunidad autónoma y que tengan por objeto la conservación del patrimonio natural y la biodiversidad (art. 75), promoción de la custodia del territorio (art. 76), e incentivos a las externalidades positivas en el ámbito de los espacios protegidos y de los acuerdos de custodia del territorio (art. 77).

Al margen de las previsiones mencionadas de la Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, puede decirse que no existen aún líneas generales de financiación pública nacional específicas para fomentar la conectividad ecológica, incluso a nivel regional, aplicables al mantenimiento y conservación de zonas o redes de conectividad identificadas como prioritarias a nivel espacial. Sí existen en cualquier caso otras líneas o partidas de financiación destinadas a objetivos más generales de conservación de espacios protegidos, de mejora ecológica del medio o incluso de adaptación al cambio climático, y que podrían contribuir potencialmente a mejorar la conectividad ecológica, como es el caso de la financiación que se destina a la desfragmentación de las infraestructuras de transporte y las acciones de mejora de la biodiversidad y conservación de espacios naturales, o el Plan de Impulso al Medio Ambiente para la Adaptación al Cambio Climático en España (PIMA Adapta). En todo caso cabe destacar la

relevancia del papel del Estado y las Comunidades Autónomas en el acceso y la orientación de fondos estructurales o fondos competitivos, como es el caso del Marco de Acción Prioritario de la red Natura 2000 o del aún pendiente Marco de Acción Prioritario en materia de Restauración de Ecosistemas, que será clave en el desarrollo del objetivo 2 de la Estrategia de la Unión Europea sobre la Biodiversidad 2020.

En el ámbito de la Unión Europea sí existen instrumentos financieros que pueden ser utilizados para promover el desarrollo de una infraestructura verde y de la conectividad ecológica. El artículo 8 del Reglamento (UE) No. 1303/2013 recuerda que los objetivos de cualquiera de los fondos estructurales y de inversión europeos se perseguirán de conformidad con el principio de desarrollo sostenible y con el fomento por parte de la Unión del objetivo de conservación, protección y mejora de la calidad del medio ambiente. También señala que los Estados miembros y la Comisión velarán por que en la preparación y la ejecución de los programas se promuevan los requisitos de protección medioambiental, la eficiencia de los recursos, la mitigación del cambio climático y la adaptación al mismo, la biodiversidad, la capacidad de adaptación frente a los desastres y la prevención y gestión de riesgos.

Entrando en la revisión de los posibles instrumentos específicos de financiación, para el período de programación 2014-2020 el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) y el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER), vinculado a la Política Agraria Común (PAC), son quizá los que ofrecen mayores posibilidades de financiar la conectividad espacial y la regeneración de ecosistemas naturales en el medio rural, así como para promover la diversificación económica de los usos del suelo y la creación de zonas multifuncionales basadas en el mantenimiento de ecosistemas naturales.

En cuanto a los Fondos FEDER, dentro del objetivo temático 5 (promover la adaptación al cambio climático y la prevención y gestión de riesgos) pueden incluirse acciones relacionadas con la prevención de inundaciones (incluyendo restauración de vertientes, llanuras inundables o restauración y conservación de humedales), la prevención de incendios (tratamientos selvícolas, diversificación de usos del suelo, restauración de zonas afectadas por incendio o infraestructuras de defensa), la prevención de la erosión o la prevención de riesgos en general.

Por su parte, dentro del objetivo temático 6 (conservar y proteger el medio ambiente y promover la eficiencia de los recursos) pueden tener cabida actuaciones dirigi-

das a disminuir la fragmentación del territorio causada por diversas infraestructuras, como proyectos de supresión o permeabilización de obstáculos, establecimiento de corredores ecológicos y mantenimiento y restauración de los ya existentes como la red de Vías Pecuarias, creación de áreas naturales en zonas periurbanas, protección de hábitats costeros y marinos alterados por tránsito de personas o tráfico marítimo o restauración de humedales en áreas de antiguas actividades extractivas.

Debido al esquema de distribución de competencias en el Estado español, la distribución de gran parte de estos fondos se hace a las Comunidades Autónomas en función de los Programas Operativos definidos por éstas, que han de ser aprobados por el Estado y por la Comisión Europea, lo que da lugar a que existan diferencias regionales dentro de las distintas posibilidades de financiación.

En cuanto a los Fondos FEADER (Reglamento UE 1305/2013 del Parlamento Europeo y del Consejo de 17 de diciembre de 2013 relativo a la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural), a través de los distintos Programas de Desarrollo Rural (PDR) pueden financiarse actuaciones como el asesoramiento para adopción de buenas prácticas que fomenten la conectividad, apoyo a acciones que incrementen la biodiversidad faunística en explotaciones, revegetación del Dominio Público Hidráulico en zonas con intensa fertilización o en zonas sensibles de la Directiva de Nitratos, rehabilitación de elementos de interés para la biodiversidad en Red Natura 2000 y otras zonas con alto valor natural, restauración y mejora forestal, prevención y reparación de los daños causados a los bosques por incendios, desastres naturales y catástrofes, creación de corredores naturales o el apoyo a prácticas agroganaderas que contribuyan a conservar la biodiversidad y prevengan la erosión. De nuevo, los PDR recogerán unas u otras alternativas de medidas en función de las posturas de cada Comunidad Autónoma.

Desde un enfoque diferente, el Fondo Europeo Agrícola de Garantía (FEAGA), también vinculado a la PAC, puede servir para financiar la infraestructura verde mediante los instrumentos de financiación del Pilar 1 (pagos directos) asociados al cumplimiento de prácticas beneficiosas para la conservación de la biodiversidad (pagos verdes), que pueden financiar tanto la matriz agraria como pastizales y otras áreas de mayor valor. Existen otras alternativas como el Fondo Europeo Marítimo y de Pesca (FEMP), a través de la protección y recuperación de

la biodiversidad y los ecosistemas acuáticos, o el Fondo Social Europeo (FSE), vía estudios, asesoramiento y sensibilización.

En el ámbito de los programas de la Unión Europea que se implementan por concurrencia de proyectos, cabe destacar por su orientación específica el programa LIFE. Concretamente, en su subprograma Medio Ambiente, LIFE Naturaleza y Biodiversidad puede financiar actividades dirigidas a mejorar el estado de conservación de los hábitats y las especies y para la aplicación de la Estrategia de la Unión Europea sobre la Biodiversidad hasta 2020 (con acciones para mejorar el conocimiento de los ecosistemas y los servicios ecosistémicos en la UE, incluyendo cartografía y evaluación económica; para fijar prioridades de restauración y fomentar el uso de infraestructura verde; y acciones para prevenir la pérdida neta de biodiversidad y servicios ecosistémicos, todas ellas orientadas hacia el objetivo 2 de la Estrategia), mientras que LIFE Medioambiente y Eficiencia en el Uso de los Recursos financia proyectos piloto y demostrativos que aporten soluciones a problemas ambientales. El subprograma de Acción por el Clima presenta posibilidades de financiación especialmente en el área de adaptación al cambio climático. El nuevo reglamento LIFE contempla además la posibilidad de presentar proyectos integrados, que permiten explorar la gestión integrada de un problema ambiental con el uso de distintos fondos europeos y que tienen una escala territorial amplia²⁶. Dentro de un panorama mucho más amplio, el programa marco Horizonte 2020 también permite la implementación de proyectos vinculados con el desarrollo de la infraestructura verde y que demuestren un claro valor de innovación, especialmente en relación con la consecución del reto social 5 (Acción por el clima, medio ambiente, eficiencia de los recursos y materias primas). Ambos mecanismos pueden ayudar a poner en marcha acciones puntuales, idealmente dentro de un plan amplio y con suficiente sostenibilidad política y financiera. Merece igualmente la pena destacar los proyectos de cooperación internacional como vía potencial de financiación para actuaciones que cuadren con los objetivos establecidos en cada uno de los programas, categoría

en la que se encuentran diferentes alternativas de cooperación interregional, transfronteriza o transnacional (el caso de Interreg en general, o más específicamente Interreg-SUDOE, Interreg-MED y POCTEP).

8.2 Financiación privada y público-privada

Además de las no siempre abundantes fuentes públicas de financiación pública, cabe explorar formas de colaboración con el sector privado que pueden convertirse en auténticas fuentes de financiación alternativas. La propia Administración Pública ha subrayado la necesidad de buscar “mecanismos innovadores de financiación”²⁷, citando los siguientes instrumentos que podrían dar lugar a vías de financiación privada y público-privada:

- Incentivos para retribuir las externalidades positivas generadas por los servicios de los ecosistemas.
- Esquemas para el pago por servicios de los ecosistemas, coherentes con los objetivos de conservación y uso sostenible de la biodiversidad.
- Sistemas basados en la creación de créditos negociables, tales como bancos de biodiversidad, que contribuyan a los objetivos de conservación y protección
- Mecanismos de compensación relacionados con la diversidad biológica.
- Acuerdos voluntarios para la protección de la biodiversidad.
- Mecanismos de certificación y etiquetado para reflejar las repercusiones sobre la biodiversidad de determinados productos.

Muchos de estos instrumentos están íntimamente relacionados. Así, los bancos de biodiversidad, también llamados bancos de hábitat o bancos de mitigación, pueden utilizarse como mecanismos de compensación de impactos ambientales, y el pago por servicios ambientales tienen su base precisamente en la retribución de externalidades positivas de los servicios ecosistémicos, mientras que el etiquetado ecológico de productos o servicios, si bien es claramente un mecanismo de mercado puede considerarse como un incentivo para que el oferente “eduque” al consumidor en la demanda y consumo de productos ambientalmente correctos, como parte fundamental de una estrategia que fomente un modelo económico más sostenible. Revisaremos a continuación algunos de los aspectos más significativos en re-

²⁶ Ver ejemplos de proyectos pasados en http://ec.europa.eu/environment/life/publications/lifepublications/lifefocus/documents/green_infra.pdf

²⁷ http://www.mapama.gob.es/en/biodiversidad/temas/conservacion-de-la-biodiversidad/valoracion-y-aspectos-economicos-de-la-biodiversidad/cb_vae_mecanismos_innovadores_financiacion.aspx

lación con dos instrumentos diferenciados, como son el pago por servicios ambientales y los bancos de hábitat.

1. Pago por servicios ambientales

El artículo 73 de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, reconoce los servicios prestados por los ecosistemas e insta a regular incentivos para retribuir las externalidades positivas en espacios naturales, aplicando el principio “quien provee, cobra” (o también “quien se beneficia, paga”).

Según se destacaba en el “Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017”, estos mecanismos serán eficaces siempre que se establezca una relación causal directa entre una actividad determinada y la cantidad de activo natural generado. Cuando se alcanza esta consistencia, los pagos por servicios ambientales pueden alinearse con otros mecanismos de mercado para incentivar el desarrollo de modelos de negocio en favor de la conservación, bien como parte del core business, bien como un incentivo adicional o ingreso complementario que facilite el éxito del plan de negocio. En una situación ideal, estos incentivos deberían fomentar actividades económicamente rentables, que además proporcionen un valor añadido en términos de conservación o mejora del capital natural.

En Reino Unido, por ejemplo, se han desarrollado proyectos demostrativos con un relativo éxito. Según el Departamento de Medio Ambiente británico, que estos proyectos lleguen a feliz término pasa por asegurar, entre otros aspectos:

- a) la voluntariedad del acuerdo entre el proveedor de los servicios ambientales y quien se beneficia de ellos;
- b) el aseguramiento de que la retribución llega directamente a los titulares de los hábitats que proveen los servicios (a veces se requerirán “brokers” o intermediadores que faciliten la puesta en contacto de proveedores y beneficiarios);
- c) la adicionalidad, esto es, la retribución de los servicios ambientales ligada a acciones de conservación que, en otras condiciones, no se habrían activado; y
- d) que en la medida de lo posible se evite que el pago por servicios ambientales en un territorio esconda el daño producido en otro (en cierto sentido, se trataría de evitar la “deslocalización” de los impactos ambientales, a costa de este mecanismo).

En muchos casos la existencia de instrumentos financieros adecuados que faciliten el desarrollo de estas actividades económicas se convierte en un factor crítico de éxito. En este sentido, la Natural Capital Financing Facility pretende suplir las barreras e ineficiencias del sistema financiero europeo para rentabilizar los proyectos de negocio que preservan el capital natural. Esta iniciativa de la Comisión Europea, soportada por el BEI y vinculada al programa LIFE, movilizará cerca de 300 millones de euros en proyectos hasta el año 2020, financiando entre otras actividades el pago por servicios ambientales o los bancos de hábitat, así como otros modelos de negocio innovadores que favorezcan la biodiversidad, la adaptación al cambio climático, la conservación o restauración del capital natural. Es interesante destacar que un mecanismo de pago por servicios ambientales permite actuaciones muy diversas, incluyendo incluso la compensación por proyectos de absorción de dióxido de carbono, como iniciativa que facilita la monetización de uno de los servicios ecosistémicos de los bosques, vinculados a eventuales registros de huella de carbono (Fundación Biodiversidad, 2015).

Por otra parte, los acuerdos de custodia del territorio son generalmente reconocidos como un instrumento útil para dotar de una estructura viable el pago por servicios ambientales. Se basan en la suscripción de acuerdos voluntarios entre los propietarios y usuarios de los territorios que producen servicios ambientales, y las llamadas “entidades de custodia”, al objeto de mantener o restaurar el capital natural. En nuestro país, estas entidades tienen en general la forma de una ONG o asociación sin ánimo de lucro, con un objeto social enfocado en la conservación de la biodiversidad. En España, de acuerdo con la Fundación Biodiversidad, existían en 2015 un total de 216 entidades de custodia del territorio, que gestionaban cerca de 2.700 acuerdos cubriendo una superficie de 550.987 hectáreas.

2. Bancos de hábitat

Los bancos de hábitat son una forma particular de un mecanismo que, en un sentido más amplio, se ha dado en llamar *biodiversity offsetting* en la literatura anglosajona. Estos instrumentos contemplan en todos los casos actuaciones de conservación o mejora del capital natural, que tienen por objeto compensar los impactos residuales producidos en otras áreas del territorio. Mientras que los mecanismos de custodia del territorio se basan en el principio “quien provee, cobra”, los bancos de hábitat están claramente enfocados hacia el precepto “quien contamina, paga”.

En particular, los bancos de hábitat se conciben como instrumentos de mercado que permiten la transacción de créditos ambientales para compensar los débitos generados por daños ambientales derivados de actividades económicas. Los créditos, generalmente medidos en términos de superficie, son generados por el titular o gestor de un territorio mediante actuaciones de conservación o restauración ecológica del hábitat. Estos créditos se depositan en un “banco” o registro donde otros agentes, bien por estar obligados a ello o bien de forma voluntaria, acuden a comprarlos para compensar los impactos residuales generados por sus actividades.

Para que estos mecanismos contribuyan a conservar o mejorar de forma efectiva el capital natural es importante que se rijan por el principio de “no pérdida neta” de biodiversidad, así como que aseguren la “adicionalidad” de las actuaciones llevadas a cabo. Para garantizar este principio, debería certificarse que dichas actuaciones se ajustan a alguna de las siguientes opciones:

- a) la restauración de una zona degradada, para devolverla los recursos naturales o los servicios que estos prestaban;
- b) la creación de un recurso natural en un lugar en el que no existía antes;
- c) la mejora de un recurso para intensificar las funciones o servicios o cambiar el grado de calidad de los mismos;
- d) la preservación o prevención del deterioro de un recurso o servicio.

El número de créditos que se obtengan mediante estas actuaciones debe estar regulado por la Administración Pública, quien supervisa su valoración y otorgamiento a través de un organismo regulador creado al efecto, mientras que la oferta y demanda fija en el mercado los precios de adquisición o venta de tales activos. El objetivo final es la generación de recursos económicos suficientes para el mantenimiento a perpetuidad (o durante el tiempo que se establezca) de un territorio con un determinado estado de conservación en términos ecológicos.

En el proyecto REMEDE²⁸ los bancos de hábitat se reconocen como un instrumento útil para “llevar a cabo medidas reparadoras complementarias y compensatorias de una manera eficiente y suponiendo un aumento de los beneficios ecológicos”. Estos mecanismos han tenido un particular desarrollo en Estados Unidos desde principios de la década de los ochenta, de la mano de la Ley Federal de Aguas (Clean Water Act), para solventar los problemas asociados a la protección de humedales, mediante la creación de incentivos económicos para la compensación (bancos para la mitigación de humedales, Wetland Mitigation Banks). En la actualidad, en EE.UU. el comercio de créditos derivados de bancos de hábitat en sus diferentes modalidades alcanza los 2.200 millones de dólares al año. Otros países, como Australia o Alemania, llevan aplicando estos modelos desde hace varios años o incluso décadas. En otros, entre ellos Reino Unido o Francia, se está legislando en la materia o desarrollando proyectos demostrativos.

²⁸ Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in the EU. Deliverable n° 2: work plan (<http://www.envliability.eu>)



Referencias bibliográficas

Acta Única Europea, firmada el 17 y el 28 de febrero de 1986 (DOCE L 169, 29.6.1987) http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a519205f-924a-4978-96a2-b9af8a598b85.0005.02/DOC_1&format=PDF

ADCIF, 2013. Incendios forestales en España, Año 2011. Área de Defensa contra Incendios Forestales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

ADIF. 2011. Instrucciones y recomendaciones para la redacción de proyectos de plataforma. (IGP-2011 v2). Administrador de Infraestructuras Ferroviarias. Madrid.

AEMA, 2010a. Informe sobre el estado del medio ambiente 2010. Agencia Europea de Medio Ambiente. <http://www.eea.europa.eu/soer>

AEMA, 2010b. Una Infraestructura Verde. Comisión Europea. Oficina de publicaciones. http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/green_infra/es.pdf

AEMA, 2011. Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad hasta 2020. http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/brochures/2020%20Biod%20brochure_es.pdf

AEMA, 2015. Informe sobre el estado del medio ambiente 2015. Agencia Europea de Medio Ambiente. <http://www.eea.europa.eu/soer>

AEMA-OFMA, 2011. Fragmentación del paisaje en Europa. Informe conjunto. http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/FRAGMENTACION%20PAISAJE%20EUROPA_tcm30-185089.pdf

Aguirre Royuela, M. 2001. Los Sistemas de Indicadores Ambientales y su Papel en la Información e Integración Del Medio Ambiente. I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. 26 páginas. <https://www.coria.org/ecal/archivos/sistemas%20de%20indicadores%20ambientales.pdf> (último acceso 07/11/2016)

Airoldi L, Balata D, Beck MW. 2008. The grayzone: relationships between habitats loss and marine diversity and their applications in conservation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 366:8–15.

9

Aizpurúa Giráldez N. 2010. Medidas preventivas, correctoras y compensatorias del impacto ecológico de carreteras. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. http://oa.upm.es/6373/1/NEREA_AIZPURUA_GIRALDEZ.pdf (último acceso 05/11/2016)

Alagador D, Trivino M, Cerdeira JO, Bras R, Cabeza, M, Araujo MB. 2012. Linking like with like: optimising connectivity between environmentally-similar habitats. *Landscape Ecology* 27: 291-301.

Alday, J.G., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C. 2010. The importance of topography and climate on short-term revegetation of coal wastes in Spain. *Ecological Engineering* 36: 579-585.

Alday, J.G., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C. 2013. Revegetación de zonas mineras: retos y soluciones para una revegetación efectiva, 6 pp. En: García, A., Travieso J.R. (eds.), Restauración Ecológica en Minería. De la Teoría a la Práctica. Fundación Ciudad de la Energía, Ministerio de Industria, Energía y Turismo, Gobierno de España. Ponferrada, León.

Alday, J.G., Zaldívar. P., Torroba-Balmori, P., Fernández-Santos, B., Martínez-Ruiz, C. 2015. Natural forest expansion on reclaimed coal mines in Northern Spain: the role of native shrubs as suitable microsites. *Environmental Science and Pollution Research*, doi: 10.1007/s11356-015-5681-2

Alexandratos, N, Bruinsma, J. 2012. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. ESA Working paper No. 12-03. Rome, FAO.

Alfaya V., Bendito C., de la Calle M.A. 2012. ¿Tienen sentido los bancos de hábitat en España? *Ecostenible*, 18: 20-22.

Alfaya, V., Balaguer, L., Escudero, A., Mola, I., Valladares, F. 2011. Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte: 1-15.

Alli Turrillas, J.C. 2016. La Protección de la Biodiversidad. Estudio jurídico de los sistemas para la salvaguarda de las especies naturales y sus ecosistemas. Prólogo de F. LOPEZ RAMÓN, Ed. Dykinson, Madrid.

- Alloza, J.A.; Garcia, S.; Gimeno, T.; Baeza, J.; Vallejo, V.R.; Rojo, L.; Martínez, A. 2014. Guía técnica para la gestión de montes quemados. Protocolos de actuación para la restauración de zonas quemadas con riesgo de desertificación. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 188 pp.
- Alonso, C.; Baeza, D.; Gortázar, J.; De Stefano, L. y Schmidt, G. 2009. Liberando ríos. Propuestas de WWF para el desmantelamiento de presas en España. WWF España, Madrid.
- Álvarez Carreño, S. M. La custodia del territorio como instrumento complementario para la protección de espacios naturales. Revista catalana de Derecho Ambiental, nº 1/2011, pp. 1-22.
- Álvarez, D., González, I. 2014. Bancos de Conservación de la Naturaleza. LIFE+ Elaboración del Marco de Acción Prioritaria para la financiación de la Red Natura 2000 en España (LIFE 11 NAT ES/700). ECOACSA, Madrid.
- Álvarez, G. y Rosell, C. 2006. El desarrollo de la Acción COST 341 en España: fragmentación de hábitats causada por vías de transporte. *Ambienta: La revista del Ministerio de Medio Ambiente*, 52: 36-40.
- Álvarez-Presas M., Mateos E., Tudó À., Jones H., Riutort M. 2014. Diversity of introduced terrestrial flatworms in the Iberian Peninsula: a cautionary tale. *PeerJ* 2, e430. doi:10.7717/peerj.430.
- Anderson, J.D., Ingram, L.J., Stahl, P.D. 2008. Influence of reclamation management practices on microbial biomass carbon and soil organic carbon accumulation in semiarid mined lands of Wyoming. *Applied Soil Ecology*, 40: 387-397.
- Anderson, James R., Ernest E. Hardy, John T. Roach, and Richard E. Witmer. 1976. A Land Use and Land Cover Classification System For Use With Remote Sensor Data. USGS Professional Paper 964.
- Andrés, P. i Mateos, E. 2006. Soil mesofaunal responses to post-mining restoration treatments. *Applied Soil Ecology*, 33: 67-78.
- Andrés, P., & Jorba, M. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology*, 8(3), 268-275.
- ANEFA, 2015. El sector de los áridos en 2014. Revista anual 2014-2015 de la Asociación nacional de empresarios fabricantes de áridos. <http://www.aridos.org/revista-anual/>
- Antrop, M. 2003. The role of cultural values in modern landscapes. The Flemish example. In: Palang, H. and Fry, G. *Landscape interfaces. Cultural heritage in changing landscapes*. Kluwer Academic Publishers, Dordrech, 91-108.
- Araújo, M.B., Lobo, J.M. y Moreno, J.C. 2007. The effectiveness of Iberian protected areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conservation Biology* 21: 1423-1432.
- Arens S M-P. 1995. Ais flow over foredunes and implications for sand transport. *Earth Surf. Process. Landforms*, 20: 315-332.
- Armesto, J.J., D. Manuscevic, A. Mora., C. Smith-Ramírez, R. Rozzi, A.M. Abarzúa & P.A. Marquet. 2010. From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy* 27:148-160.
- Aronson, J., Milton, S.J.B. 2007. Restoring natural capital: science, business, and practice (No. Sirsi) i9781597260763). Society for Ecological Restoration International.
- Aronson, J., Murcia, C., Balaguer, L. 2013. Leak plugging and clog removal: useful metaphors for conservation and restoration. *Conservation Letters*, 6(6): 456-461.
- Aronson, J., Pereira, J. S., Pausas, J. G. (Eds.). 2012. *Cork oak woodlands on the edge: ecology, adaptive management, and restoration*. Island Press.
- Atauri, J.A. y De Lucio, J.V. (2001). The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16: 147-159.
- ATECMA, 2007. Identificación y diagnóstico de la red de corredores ecológicos de la Región de Murcia. Región de Murcia. Consejería de desarrollo sostenible y Ordenación del Territorio. Dirección General del medio natural. 40pp. http://www.murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=9cb17911-df85-4d4e-aa22-fcc3cdc2261e&groupId=14

- ATECMA, RIKS, TERSYN, EEZA-CSIC y Ecosystems. 2009. Towards green infrastructure for Europe: integrating Natura 2000 sites into the wider countryside. European Commission, Brussels. Disponible en: http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/docs/green_infrastructure_integration.pdf
- Atienza, JC, Martín Fierro I, Infante O, Valls J, Domínguez J. 2011. Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0). SEO/BirdLife, Madrid.
- Bagnold R. 1941. The physics of blown sand and desert dunes. Meuthen NY.
- Bakkenes M, Alkemade J, Ihle F, Leemans R, Latour J. 2002. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology*, 8, 390-407.
- Bakker M, Alam S, Van Dijk J, Rounsevell M, Spek T, Van den Brink A (2015a) The feasibility of implementing an ecological network in The Netherlands under conditions of global change. *Landscape Ecol* 1–14
- Bakker M, Opdam PFM, Jongman RHG, Van den Brink A. 2015b. Model explorations of ecological network performance under conditions of global change. *Landscape Ecology* 30:763–770
- Balaguer, L. 2013. Restauración ecológica: otra forma de hacer las cosas. En: García Álvarez, A., Ramón, J. (eds): Restauración ecológica en minería. Teoría y práctica. Fundación Ciudad de la Energía. Ministerio de Industria, Energía y Turismo. Ponferrada, León, pp: 19-30.
- Balaguer, L., Arroyo-García, R., Jiménez, P., Jiménez, M.D., Villegas, L., et al. 2011. Forest Restoration in a Fog Oasis: Evidence Indicates Need for Cultural Awareness in Constructing the Reference. *PLoS ONE* 6(8): e23004. doi:10.1371/journal.pone.0023004
- Balaguer, L., Escudero, A., Martín-Duque, J.F., Mola, I., Aronson, J. 2014. The historical reference in restoration ecology: re-defining a cornerstone concept. *Biological Conservation*, 176:12-20.
- Ballesteros, F., Martín, B. and Blanco, J.C. 2012. Calidad del hábitat y presencia de osos en el corredor interprovincial. In: San Miguel, A., Ballesteros, F., Blanco, J.C., Palomero, G. (Eds.), Manual de buenas prácticas para la gestión de corredores oseros en la Cordillera Cantábrica. pp. 33-55. Fundación Oso Pardo. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Serie de Manuales de Gestión de Especies Amenazadas., Madrid. ISBN 978-84-8014-832-0.
- Balmford A., Gaston K.J., Blyth S., James A. y Kapos V. 2003. Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *Proceedings of the National Academy of Science U S A*, 100(3): 1046-50.
- Balvanera P., Pfisterer A.B., Buchmann N. et al. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol Lett* 9: 1146–56.
- Balvanera, P., Cotler, H. 2007. Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta ecológica*, (84), 8-15.
- Balvanera, P., Cotler, H., Aburto, O., Aguilar, A., Aguilera, M., Aluja, M., Andrade, A. Cetto, Arroyo, I., Ashworth, L., Astier, M., Ávila, P, Bitrán, D., Camargo, T., Campo, J.Cárdenas, B., Casas, A., Díaz-Fleischer, F., Etchevers, J.D., Ghillardi, A., González-Padilla, E. Guevara, A., Lazos, E., López, C., López, R., Martínez, J., Masera, O., Mazari, M., Nadal, A., Pérez-Salicrup, D., Pérez-Gil, R., Quesada, M., Ramos-Elorduy, J., Robles, A., Rodríguez, H., Rull, J. 2009. Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. *Capital natural de México*, 2: 185-245.
- Barbier, E. B., Burgess, J. C., & Grainger, A. 2010. The forest transition: Towards a more comprehensive theoretical framework. *Land Use Policy*, 27(2), 98–107.
- Barbier, E.B., Koch, E.W., Silliman, B.R., Hacker, S.D., Wolanski, E., Primavera, J. et al. 2008. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science* 319:321–323.
- Barral, M.P.; Rey Benayas, J.M.; Meli, P.; Maceira, N.O. 2015. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: a global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 202: 223-231
- Barreira López, A. (Dir.), y otros. 2010. Estudio jurídico sobre la custodia del territorio, Plataforma de Custodia del Territorio-Fundación Biodiversidad, Madrid.

- Bastian, O., Krönert, R., & Lipsky, Z. (2006). Landscape diagnosis on different space and time scales – a challenge for landscape planning. *Landscape Ecology*, 21(3), 359–374.
- Basurto, X., Blanco, E., Nenadovic, M., & Vollan, B. 2016. Integrating simultaneous prosocial and antisocial behavior into theories of collective action. *Science Advances*, 2(3): e1501220.
- Baudry, J. 2003: “Agricultura, paisaje y conectividad”. En García Mora, M. R. (Coord.) *Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea*. Sevilla. Junta de Andalucía: 71-82.
- Bauer BO-A. 2012. Wind direction and complex sediment transport response across a beach-dune system. *Earth Surf. Process. Landforms*, 37: 1661-1667.
- Bautista, S. and Alloza, J.A. 2009. Evaluation of forest restoration projects. In: *Land Restoration to Combat Desertification*. Bautista, S., Aronson, J. and Vallejo, V.R. eds. pp. 47-72. Fundación CEAM, Valencia.
- Bautista, S., Mayor, A. G., Bourakhouadar, J., & Bellot, J. 2007. Plant spatial pattern predicts hillslope runoff and erosion in a semiarid Mediterranean landscape. *Ecosystems*, 10(6), 987-998.
- Bautista, S., Orr, B.J., Alloza, J.A. and Vallejo, V.R. 2010. Evaluating the restoration of dryland ecosystems in the northern Mediterranean. In: Scheneier-Madanes, G. and Courel, M.F. (Eds) *Water and sustainability in arid regions*. 295-310. Springer.
- Bayle Sempere, J. T., Ramos Esplá, A. A., Palazón, J. A. 2011. Análisis del efecto producción-atracción sobre la ictiofauna litoral de un arrecife artificial alveolar en la reserva marina de Tabarca (Alicante). *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 17(1 y 2), 73-85.
- Bellin, N., Vanacker, V., De Baets, S. 2013. Anthropogenic and climatic impact on Holocene sediment dynamics in se Spain: A review. *Quaternary International* 308: 112-129.
- Bellot, J., Bonet, A., Peña, J. and Sánchez, J.R. 2007. Human impacts on land cover and water balances in a coastal Mediterranean county. *Environmental Management*, 39:412-422.
- Benavent, J. M., Collado, F., Martí, R. M. Muñoz, A., Quintana, A., Sánchez, A. & Vizcaíno, A., 2004. La restauración de las dunas litorales de la Devesa de l’Albufera de Valencia. Ajuntament de Valencia. 67 p.
- BenDor T., Lester T.W., Livengood A., Davis A., Yonavjak L. 2015. Estimating the Size and Impact of the Ecological Restoration Economy. *PLoS ONE* 10(6): e0128339. doi:10.1371/journal.pone.0128339
- Bennett E.M., Peterson G.D. & Gordon L.J. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol Lett* 12: 1394–1404.
- Bennett G, Mulongoy KJ. 2006. Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. CBD Technical Series no. 23. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal
- Bennett, A.F. 1999. Linkages in the Landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bennett, G. y Wit, P. 2001. The development and application of ecological networks: a review of proposals, plans and programmes. Amsterdam, AIDEnvironment.
- Bentzen, P., Taggart, C.T., Ruzzante, D.E., Cook, D. 1996. Microsatellite polymorphism and the population structure of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:2706-2721.
- Berkes F., Colding J. Folke C. 2003. *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*. Cambridge University Press.
- Bernaldez F.G. 1991. Diversidad biológica, gestión de ecosistemas y nuevas políticas agrarias. En: Pineda, F.D., De Miguel, J.M., Casado, M.A. & Montalvo, J. (eds.) *Diversidad Biológica/Biological Diversity*. SCOPE, WWF-ADENA, F. Areces. Madrid.
- Berthrong, S.T., Pineiro, G., Jobbagy, E.G., Jackson, R.B. 2012. Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecol. Appl.* 22, 76–86
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tschardtke T. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review

- on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society* 273: 1715-1727.
- Bielsa *et al.*, 2005; Bielsa, I.; Pons, X. & Bunce, B. (2005) Agricultural Abandonment in the North Eastern Iberian Peninsula: The Use of Basic Landscape Metrics to Support Planning. *J Environ Plann Man*, 48 (1): 85–102
- Bignal, E.M. & McCracken, D.I. (2000). The nature conservation value of European traditional farming systems. *Environmental Reviews* 8 149-171
- Bindoff, NL and Willebrand, J and Artale, V and Cazenave, A and Gregory, JM and Gulev, S and Hanawa, K and Le Quere, C and Levitus, S and Nojiri, Y and Shum, CK and Talle, LD and Unnikrishnan, AS, 2007. Observations: Oceanic Climate Change and Sea Level, Climate Change. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, S Solomon, D Qin, M Manning, M Marquis, KB Averyt, M Tignor, HL Miller and Z Chen (ed), Cambridge, UK and NY, USA, pp. 385-432
- Blanco, E. *et al.* 1997. Los Bosques Ibéricos. Planeta, Barcelona. 572 pp.
- Blangy, S., Mehta, H. 2006. Ecotourism and ecological restoration. *Journal for Nature Conservation*, 14(3), 233-236.
- Blondel, J. & Aronsosn, J. 1999. Biology and wildlife of the Mediterranean region. Oxford University Press, USA
- Blondel, J. 2006. The ‘Design’ of Mediterranean Landscapes: A Millennial Story of Humans and Ecological Systems during the Historic Period. *Human Ecology* 34 (5):713-729.
- Blondel, J. Aronson, J. 1995. Biodiversity and ecosystem function in the Mediterranean Basin: human and non-human determinants. Mediterranean-type ecosystems: the function of biodiversity (ed. by G.W. Davis and D.M. Richardson), pp. 43– 119. *Ecological Studies*, Vol. 109. Springer-Verlag, Berlin.
- Bochet, E., & García-Fayos, P. 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restoration ecology*, 12(2), 166-174.
- Bochet, E., García-Fayos, P., Tormo, J. 2007. Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part I: seed dispersal and spontaneous colonization. *Restoration Ecology*, 15: 88-96.
- Böhnke-Henrichs, A., Baulcomb, C., Koss, R., Hussain, S. S., & de Groot, R. S. (2013). Typology and indicators of ecosystem services for marine spatial planning and management. *Journal of Environmental Management*, 130: 135-145.
- Boitani L, Falcucci A, Maiorano L, Rondinini C (2007). Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology* 21:1414-1422.
- Boletín Oficial del Estado nº 299, de 14 de diciembre de 2007 <https://www.boe.es/boe/dias/2007/12/14/pdfs/A51275-51327.pdf>
- Boletín Oficial del Estado, nº 227, de 22 de septiembre de 2015 <http://www.boe.es/boe/dias/2015/09/22/pdfs/BOE-A-2015-10142.pdf>
- Bolin B, & Sukumar R. 2000. Global perspective. In: Land Use, Land-Use Change, and Forestry (eds WatsonRT, NobleIR, BolinB, RavindranathNH, VerardoDJ, DokkenDJ), pp. 23–51. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Bonet A. & Pausas J.G. 2007. Old field dynamics on the dry side of the Mediterranean Basin: patterns and processes in semiarid SE Spain In: V.A. Cramer & R.J. Hobbs (eds). *Old Fields: Dynamics and Restoration of Abandoned Farmland*. Island Press. pp. 247-264
- Bonet A., Terrones B. 2011. La Red de Parajes Naturales Municipales (PANAMU) y la conectividad ecológica para mamíferos forestales en la provincia de Alicante. Informe Técnico. Estación Científica Font Roja Natura. Universidad de Alicante. 42 pp.
- Bonet, A. 2004. Secondary succession on semi-arid Mediterranean old-fields in southeastern Spain: Insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments* 56:213–33.
- Bonner, M.T.L., S. Schmidt, and L.P. Shoo. 2013. A meta-analytical global comparison of aboveground biomass accumulation between tropical secondary forests and monoculture plantations. *Forest Ecology and Management* 291: 73–86.

- Borgå, K., Fisk, A. T., Hoekstra, P. F., & Muir, D. C. 2004. Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in arctic marine food webs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(10), 2367-2385.
- Bossard M, Feranec J, Otahel J. 2000. CORINE land cover technical guide—Addendum 2000. Copenhagen, Denmark. 105 p.
- Bozzano M. 2015. “Relevance of genetic considerations in ensuring effective forest restoration.” ECOPLANTMED international conference. Beirut.
- Bradshaw, A.D. and Chadwick, M. J. 1980. *The Ecology and Reclamation of Derelict and Degraded Land*. University of California Press.
- Bremer, L.L. Farley, K.A. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodivers. Conserv.*, 19:3893–3915.
- Brenner JJ. 2010. An assessment of the non-market value of the ecosystem services provided by the Catalan coastal zone, Spain. *Ocean & Coastal Management*, 53(1), 27-38
- Bruijnzeel, L.A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems and Environment*; 104:1 85-228.
- Brunet M, Saladie O, Jones P, Sigró J, Aguilar E, Moberg A, Lister D, Wather A., Lopez D, Almarza C (2006) The development of a new dataset of Spanish daily adjusted temperature series (SDATS)(1850-2003). *International Journal Climatology* 26: 1777-1802.
- Bugalho, M. N., Caldeira, M. C., Pereira, J. S., Aronson, J., Pausas, J. G. 2011. Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(5): 278-286.
- Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F. & Rey Benayas, J.M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 541-549.
- Burel, F. y Baudry, J. (1999) *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. TEC & DOC, París.
- Butchart S.H.M., M. Walpole, B. Collen, *et al.* 2010. ‘Global biodiversity: indicators of recent declines’. *Science* 328: 1164– 1168.
- Buttner, G., Korzyska, B. 2011. *Manual of CORINE Land Cover Changes*. European Environmental Agency.
- Buttner, G., Soukup, T., Kosztra, B. 2014. CLC2012 Addendum guidelines to CLC2006 technical guidelines. European Environmental Agency. 35 pp.
- C.E. 2006. REMEDE: Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in the EU. Deliverable n° 2: work plan. Retrieved from www.envliability.eu
- Cabello J., Fernández N., Alcaraz–Segura D., Oyonarte C., Piñeiro G., Altesor A., Delibes, M., Paruelo J. M. 2012. The ecosystem functioning dimension in conservation: insights from remote sensing. *Biodiversity and Conservation* 21: 3287–3305.
- Cairns, J. Jr. 1997. Protecting the delivery of ecosystem services. *Ecosystem Health* 3: 185–194.
- Calò, A., Di Franco, A., Pennetta, A., De Benedetto, G., Pérez-Ruzafa, Á. & García-Charton, J.A. 2016. Propagule dispersal and larval patch cohesiveness in a Mediterranean coastal fish. *Marine Ecology Progress Series* 544: 213-224.
- Calò, A., Félix-Hackradt F.C., Garcia J., Hackradt, C.W., Rocklin, D., Treviño Otón, J. y Charton, J.A.G. 2013. A review of methods to assess connectivity and dispersal between fish populations in the Mediterranean Sea. *Advances in Oceanography and Limnology* 4:150-175.
- Campbell, W.B., López, S. 2011. *Integrating Agriculture, Conservation and Ecotourism: Examples from the Field*. Springer.
- Cariñanos P, Casares-Porcel M, Quesada-Rubio JM. 2014. Estimating the allergenic potential of urban green spaces: A case-study in Granada, Spain. *Landscape and Urban Planning* 123: 134-144.
- Carlton, J.T., 1979. Introduced invertebrates of San Francisco Bay. In: Conomos, T. (Ed.), *San Francisco Bay: The Urbanized Estuary*. Pacific Division, AAAS, San Francisco, pp. 427–444.

- Carpenter S.R., Mooney H.A., Agard J. *et al.* 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proc Natl Acad Sci* 106: 1305–12.
- Carpenter SR, Mooney HA, Capistrano AJ *et al.* 2009. Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of National Academy of Science USA* 106:1305-1312.
- Carpenter, S., Caraco, N., Correll, D., Howarth, R., Sharpley, A., Smith V. 1998. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Ecological Applications* 8(3): 559-568.
- Carpenter, S.R., DeFries, R., Dietz, T., Mooney, H.A., Polasky, S., Reid, W.V. *et al.* 2006. Millennium ecosystem assessment: research needs. *Science* 314:257–258.
- Carrión, J.S., Fernández, S., Jiménez-Moreno, G., Fauquette, S., Gil-Romera, G. (2010). The historical origins of aridity and vegetation degradation in southeastern Spain. *Journal of Arid Environments* 74: 731-736.
- Castro, 2003; Folke, C. 2006. The Economic Perspective: Conservation against Development versus Conservation for Development. *Conservation Biology* 20: 686–688
- Castro, Martín-Vide & Alonso S. 2005. El clima de España: pasado, presente y escenarios de clima para el siglo XXI. En: Moreno *et al.* Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Catalán, B., Saurí, D., & Serra, P. (2008). Urban sprawl in the Mediterranean? Patterns of growth and change in Barcelona Metropolitan Region 1993-2000. *Landscape and Urban Planning*, 85, 174-184.
- CBD, 2006. Convenio de la Diversidad Biológica. <https://www.cbd.int/>
- CDB (2010). Decisión X/33 Diversidad biológica y cambio climático, adoptada por la Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica en su décima reunión Nagoya, 18-29 de octubre 2010. <http://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-33-es.pdf>
- CDB (Convention on Biological Diversity) (2009). Connecting Biodiversity and Climate Change Mitigation and Adaptation: Informe del Segundo Grupo Ad Hoc de Expertos Técnicos sobre Biodiversidad y Cambio Climático. Montreal, Serie Técnica No. 41.
- Cerdà, A., Robichaud, P.R., 2009. Fire effects on soils and restoration strategies. Science Publishers, Oxford, UK.
- Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol.* 4: 2138–2152.
- Chape S., Harrison J., Spalding M., Lysenk I., 2005. Measuring extent and effectiveness of protected areas as indicator for meeting global biodiversity targets. *Phil Trans R Soc B* 360, 433-455.
- Chen N., Li H., Wang L. 2009. A GIS-based approach for mapping direct use value of ecosystem services at a county scale: Management implications. *Ecol Econ* 68: 2768–76.
- Chen, X., F. Lupi, G.He, Z. Ouyang, J. Liu 2009. Factors affecting land reconversion plans following a payment for ecosystem services program. *Biol. Conserv.* 142: 1740-1747.
- Chirino E, Bonet A, Bellot J, Sanchez JR. 2006. Effects of 30-year-old Aleppo pine plantations on runoff, soil erosion, and plant diversity in a semi-arid landscape in south eastern Spain. *Catena* 65:19–29.
- Christensen, P. B., Almela, E. D., Diekmann, O. 2004. Can transplanting accelerate the recovery of seagrasses?. *D*, 77-82. En Borum, J.; Duarte, CM; Krause-Jensen, T. M. Greve. *European seagrasses: an introduction to monitoring and management.*
- Christensen, V., K.A. Aiken & M.C. Villanueva. 2007. Threats to the ocean: on the role of ecosystem approaches to fisheries. *Soc. Sci. Inform. Sci.Soc.*46:67– 86.
- Chuvieco, E.S. and A.R. Huete, 2011, *Fundamentals of Satellite Remote Sensing*, CRC/Dekker, Taylor & Francis Informa Group (448pp).
- Claessens, L., J.M. Schoorl, P.H. Verburg, L. Geraedts, and A. Veldkamp. (2009) Modelling interactions and feedback mechanisms between land use change and landscape processes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129: 157–170.

- Claudet J, Frascchetti S (2010) Human-driven impacts on marine habitats: a regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biol. Conserv.*, 143:2195–2206.
- Clewell, A. F., Aronson, J. (2013). *Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession*. Island Press.
- Colls A., Ash N., Ikkala N. (2009). *Ecosystem-based Adaptation: a natural response to climate change*. IUCN, Gland, Switzerland. 16pp.
- COM (2011) 17 final, Bruselas, 26.1.2011. Comunicación de la Comisión “Contribución de la política regional al crecimiento sostenible en el marco de Europa 2020”. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0017&qid=1474310479481&from=ES>
- COM (2011) 21 final, Bruselas, 26.1.2011 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0021&rid=1>
- Comín, F. 2002. Restauración ecológica: teoría versus práctica. *Ecosistemas*, 1: 11-13.
- Comín, F. A., Sorando, R., Darwiche-Criado, N., García, M., & Masip, A. 2014. A protocol to prioritize wetland restoration and creation for water quality improvement in agricultural watersheds. *Ecological engineering*, 66: 10-18.
- Comisión Europea 1997. Agenda 2000: for a stronger and wider Union. III. The Common Agricultural Policy.
- Comisión Europea, 1997. The EU compendium of spatial planning systems and policies. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Comisión Europea, 1998. The Common Agricultural Policy - Promoting Europe’s agriculture and rural areas: Continuity and change. Luxembourg.
- Comisión Europea. 2007. Libro verde sobre la utilización de instrumentos de mercado en la política de medio ambiente y otras políticas relacionadas. Bruselas: Comisión Europea.
- Comisión Europea, 2012. The multifunctionality of Green Infrastructure. Science for Environment Policy, In-depth Reports.
- Comisión Europea, 2014. Construir una infraestructura verde en Europa. Oficina de Publicaciones Oficiales de la Unión Europea, Luxemburgo, p. 7.
- Comisión Europea, 2016. Supporting the Implementation of Green Infrastructure. European Commission, Directorate-General for the Environment ENV.B.2/SER/2014/0012
- Comunicación de la Comisión “Hoja de ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos”, COM (2011) 571 final, Bruselas, 20.9.2011 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0571&qid=1458120764445&from=ES> ; y que fue objeto de las Conclusiones del Consejo ECOFIN de 21 de febrero de 2012 (Consejo de la Unión Europea, doc. 6811/12, Bruselas, 23.2.2012 <http://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-6811-2012-INIT/es/pdf>).
- Comunicación de la Comisión “Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural”, COM (2011) 244 final, Bruselas, 3.5.2011 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0244&qid=1458122485036&from=ES>
- Comunicación de la Comisión “Europa 2020. Una estrategia para un crecimiento inteligente, sostenible e integrador”, COM (2010) 2020 final, Bruselas, 3.3.2010 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52010DC2020&rid=1> ; aprobada formalmente por el Consejo Europeo de 17 de junio de 2010.
- Comunicación de la Comisión “Iniciativa de Empleo Verde. Aprovechar el potencial de creación de empleo de la economía verde”, COM (2014) 446 final, Bruselas, 2.7.2014 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014DC0446&qid=1458153791621&from=ES>
- Comunicación de la Comisión sobre “Infraestructura verde: mejora del capital natural de Europa”, COM (2013) 249 final, Bruselas, 6.5.2013 http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:d41348f2-01d5-4abe-b817-4c73e-6f1b2df.0008.03/DOC_1&format=PDF
- Comunicación de la Comisión sobre la “Estrategia de adaptación al cambio climático de la UE”, COM (2013) 216 final, Bruselas, 16.4.2013 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52013DC0216&qid=1458131717918&from=ES>

- Concepción, E.D., Díaz, M. & Baquero, R.A. 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology*, 23: 135-148.
- Concepción, E.D., Díaz, M., Kleijn, D., Báldi, A., Batáry, P., Clough, Y., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Knop, E., Marshall, E. J. P., Tschamntke, T. & Verhulst, J. 2012. Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology* 49: 695-705.
- Concepción, E.D., Götzenberger, L., Nobis, M.P., de Bello, F., Obrist, M.K. & Moretti, M. (2016). Contrasting trait assembly patterns in plant and bird communities along environmental and human-induced land-use gradients. *Ecography*. DOI: 10.1111/ecog.02121
- Consejo de Europa, 2000. Convenio europeo del paisaje. Consejo de Europa, Florencia.
- Convenio Europeo del Paisaje (número 176 del Consejo de Europa), hecho en Florencia el 20 de octubre de 2000 (Instrumento de ratificación del Reino de España de 6 de noviembre de 2007) <https://www.boe.es/boe/dias/2008/02/05/pdfs/A06259-06263.pdf>
- Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa, hecho en Berna el 19 de septiembre de 1979 (Instrumento de ratificación del Reino de España de 13 de mayo de 1986, BOE, nº 235, de 1 de octubre de 1986. <http://www.boe.es/boe/dias/1986/10/01/pdfs/A33547-33555.pdf>
- Convention on Biological Diversity 2009. Connecting Biodiversity and Climate Change Mitigation and Adaptation: Report of the Second Ad Hoc Technical Expert Group on Biodiversity and Climate Change. Technical Series No. 41. Montreal: Convention on Biological Diversity.
- Coppin, P., Jonckheere, J., Nackaerts, K., Muys, B., & Lambin, E. 2004. Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing*, 25(9), 1565–1596.
- Cortina J., Branquinho C., Tari J., Nunes A. 2015. Building restoration networks In the Iberian Peninsula. SER Conference 2015. Manchester.
- Cortina, J., Amat, B., Castillo, V., Fuentes, D., Maestre, F.T., Padilla, F., Rojo, L. 2011. The restoration of plant cover in the semi-arid Iberian southeast. *Journal of Arid Environments* 75: 1377-1384.
- Cortina, J., Maestre, F.T., Vallejo, R., Baeza, M.J., Valdecantos, A., Pérez-Devesa, M. 2006. Ecosystem composition, function and restoration success: are they related? *J. Nature Cons.* 14: 152-160.
- Cortina, J., Navarro, R.M., Del Campo, A.D. 2006. Evaluación del éxito de la reintroducción de especies leñosas en ambientes Mediterráneos. Cap. 1. In *Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes Mediterráneos. Estado actual de conocimientos*. Cortina, J., Peñuelas, J.L., Puértolas, J., Vilagrosa, A., y Savé, R. (Coord.). PP. 11-29. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Cortina, J., Vallejo, R., Hernández, L., 2015. Nota técnica sobre restauración ecológica. Inédito.
- Cortina, J.; Peñuelas, J.L.; Puértolas, J.; Savé, J.; Vilagrosa, A. (Coords.). 2006 *Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos degradados. Estado actual de conocimientos* Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 191 pp.
- Costa, M.H. Foley, J.A. 2000. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO₂ concentrations on the climate of Amazonia. *Journal of Climate* 13:18–34.
- Costanza R., D'Arge R., de Groot R., Farber, S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Van Den Belt M. 1997. "The value of the world's ecosystem services and natural capital", *Nature* 387: 253-260.
- Costanza, R. Rudolf de Groot, Paul Sutton, Sander van der Ploeg, Sharolyn J. Anderson, Ida Kubiszewski, Stephen Farber, R. Kerry Turner (2014). *Global Environmental Change* 26: 152-158.
- Costanza, R., and DALY, H. E., "Natural Capital and Sustainable Development", *Conservation Biology*, Vol. 6, nº 1, Mar., 1992, pp. 37-46.
- Coulson, C., Spooner, P.G., Lunt, I.D., Watson, S.J. 2014. From the matrix to roadsides and beyond: the role of iso-

- lated paddock trees as dispersal points for invasion. *Diversity and Distributions*, 20: 137-148.
- Court of Auditors Special Report N° 14/2000. 2000. On greening the CAP together with the Commission replies. *Official Journal of the European Commission C353/1*, 8/12/2000.
- Cowen R. K., Paris C. B., Srinivasan A. 2006. Scaling of connectivity in marine populations. *Science*, 311: 522-527.
- Craigie, I.D., J.E.M. Baillie, A. Balmford, C. Carbon, B. Collen, R. Green y J.M. Hutton (2010). 'Large mammal population declines in Africa's protected areas'. *Biological Conservation* 143: 2221-2228.
- Crain, C. M., Halpern, B. S., Beck, M. W., & Kappel, C. V. 2009. Understanding and managing human threats to the coastal marine environment. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1): 39-62.
- Crooks, K.R. y Sanjayan, M. (Eds.) 2006. *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Crosby, A. 1986. *Ecological Imperialism*. Cambridge UP, New York.
- Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., 2016. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.001>
- CSBI 2015. A cross-sector guide for implementing the Mitigation Hierarchy. Cross-Sector Biodiversity Initiative (CSBI). <http://www.csbi.org.uk/wp-content/uploads/2017/10/CSBI-Mitigation-Hierarchy-Guide.pdf>
- Cuenca, C 2014. Análisis de las políticas de restauración forestal en España (1983-2013). Tesis de Máster (inédita). Universidad de Alicante.
- Cuesta, B.; Rey Benayas, J.M.; Gallardo, A.; Villar-Salvador, P.; González-Espinosa, M. 2012 Soil chemical properties in abandoned Mediterranean cropland after succession and oak reforestation. *Acta Oecologica* 38: 58-65
- Cunningham, S. 2002. *The restoration economy: the greatest new growth frontier*. Berrett-Koehler Publishers.
- Currás, R. (1995). Historia de las repoblaciones forestales en la Comunidad Valenciana. Capítulo II.3 a Plan de Reforestación de la Comunidad Valenciana 1994-1999. Pp. 25-36. Generalitat Valenciana. Conselleria de Medi Ambient.
- Daily G. C. (Ed.), 1997. *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.
- Daily, G. C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P. R., Folke, C., Jansson, A., Jansson, B. O., Kautsky, N., et al. 2000. Ecology. The value of nature and the nature of value. *Science* 289, 395-396.
- Dasgupta P. 2001. *Human Well-Being and the Natural Environment*. Oxford University Press.
- Davison-Arnott RY. 2008. The effects of surface moisture on aeolian sediment transport threshold and mass flux on a beach. *Earth Surf. Process. Landforms*, 33: 55-74.
- Davison-Arnott RY. 2010. *An introduction to Coastal Processes and Geomorphology*. Cambridge University Press.
- De Groot R., Brander L., van der Ploeg S., Costanza R., Bernard F., Braat L., Christie M., Crossman N., Ghermandi A., Hein L., Hussain S., Kumar P., McVittie A., Portela R., Rodriguez L.C., ten Brink P., van Beukering P. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1: 50-61.
- De Groot R., Wilson M.A., Boumans R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.
- De Groot, R.S., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Gowdy, J., Haines-Young, R., Maltby, E., Neuville, A., Polasky, S., Portela, R., Ring, I. 2010. Integrating the ecological economic dimensions in biodiversity ecosystem service valuation. En: P. Kumar (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, Earthscan, London and Washington (2010), pp. 9-40.
- De la Calle M.A. 2013. Bancos de hábitat, ¿se podrían implantar en nuestro país? *El País*, 4 de junio de 2013 [en línea] <http://blogs.elpais.com/green-jobs/2013/06/bancos-de-h%C3%A1bitat-se-podr%C3%ADan-implantar-en-nuestro-pa%C3%ADs.html>

Referencias bibliográficas

- De Lucio Fernández, J. V., Atauri Mezquida, J. A., Sastre Olmos, P., & Martínez Alandi, C. 2003. Connectivity and networks of natural protected areas. From the theoretical model to the practical view of management. *Environmental Connectivity: Protected Areas in the Mediterranean Basin*, 29-53.
- De Lucio, J.V. 2016. Visión de la Infraestructura verde. Documento técnico para la elaboración de la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas. Universidad de Alcalá. 12 pp.
- De Rojas Martínez-Parets, F., Los Espacios Naturales Protegidos, Ed. Thomson-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra), 2006.
- De Simón E., Ripoll M.^a A., Bocio I., Navarro F.B., Jiménez M.^a N., Gallego E., 2004. Preparación del suelo en repoblaciones de zonas semiáridas. En: Avances en el estudio de la gestión del monte Mediterráneo. Págs. 161-193. Vallejo V.R., Alloza J.A. eds. Fundación CEAM, Valencia.
- De Torres Ceijas, R., Diseño de planes de seguimiento y valoración de áreas sometidas a restauración ecológica, Síntesis Temática III (Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas). Informe Técnico, Museo Nacional de Ciencias Naturales-CESIC, Madrid, mayo de 2016.
- Debussche, M., Lepart, J., Dervieux, A. 1999. Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global Ecology and Biogeography*, 8(1), 3-15.
- Decisión nº 1386/2013/UE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2013, relativa al Programa General de Acción de la Unión en materia de Medio Ambiente hasta 2020 “Vivir bien, respetando los límites de nuestro planeta”, DOUE L 354, 28.12.2013 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013D1386&qid=1458125621912&from=ES>
- Decreto 20/2011, de 10 de febrero, por el que se aprueba definitivamente el Plan de Ordenación del Litoral de Galicia (Diario Oficial de Galicia nº 37, de 23/02/2011) [http://www.xunta.es/dog/Publicados/2011/20110223/Anuncio8142_es.html].
- DECRETO 58/2013, de 3 de mayo, del Consell, por el que se aprueba el Plan de Acción Territorial Forestal de la Comunitat Valenciana.
- DEFRA. 2013. Biodiversity offsetting in England. Green Paper. London: Department of Environment, Food and Rural Affairs.
- DEFRA. 2013. Payments for Ecosystem Services: A Best Practice Guide. London: Department for Environment, Food and Rural Affairs.
- DeFries, R. S., & Townshend, J. G. R. 1994. NDVI derived land cover classifications at a global scale. *International Journal of Remote Sensing*, 5, 3567- 3586.
- DeFries, R.S.; Rudel, T.; Uriarte, M. & Hansen, M. 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century *Nature Geoscience* 3, 178 – 181.
- Deguines, N., Jono, C., Baude, M., Henry, M., Julliard, R. and Fontaine, C. 2014. Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12: 212–217.
- Del Campo, A.; Guerra Alcázar, J.M.; Navarro, R. 2008 Análisis retrospectivo de las reforestaciones en tierras agrarias en el municipio de Tembleque (Toledo) *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28: 145-150
- Del Pozo C, Rey R. 2016. Guía para la planificación y diseño de la Infraestructura verde urbana. Síntesis temática II de la EEIVCRE. 51 pp.
- Del Val, E., Armesto, J.J., Barbosa, O., Christie, D., Gutiérrez, A., Jones, C., Marquet, P.A. y Weathers, K. 2006. Rain forest islands in the Chilean semi-arid region: fog-dependency, ecosystem persistence and tree regeneration. *Ecosystems* 9: 598-608.
- Del-Pilar-Ruso, Y. 2011. Impactos sobre los poblamientos de poliquetos de fondos blandos. Universidad de Alicante.
- Di Gregorio, Antonio; Jansen, Louisa J.M. 2000. Land Cover Classification System: Classification Concepts and User Manual. Food and Agriculture Organization.
- Díaz Esteban, 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 Sanz, L. (Editora). *Indicadores ambientales: situación actual y perspectivas*. Serie Técnica

- ca. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Díaz S., Fargione J., Chapin F.S., Tilman D. 2006. Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biol* 4(8): e277. doi:10.1371/journal.pbio.0040277.
- Directiva 79/409/CEE, del Consejo, de 2 de Abril de 1979, sobre Conservación de las Aves Silvestres (DOCE L 103, 25.4.1979) <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:31979L0409&qid=1458060842653&from=ES> y Directiva 2009/147/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres (DOUE L 20, 26.1.2010) <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0147&from=ES>, respectivamente.
- Directiva 92/43/CEE, del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la Conservación de los Hábitats Naturales y de la Fauna y Flora Silvestres (DOCE L 206, 22.7.1992) <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20130701&qid=1458065544766&from=ES>
- Donald, P.F. 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems, *Conservation Biology*, 18, 17–37.
- Donald, P.F. y Evans, A.D. 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology*, 43: 209-218.
- DOUE C 202, 7.6.2016. Tratado de Funcionamiento de la Unión Europea-versión consolidada, <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:12012E/TXT&from=ES>
- Dowell, G., Hart, S., & Yeung, B. 2000. Do corporate global environmental standards create or destroy market value? *Management Science*, 46(8): 1059-1074.
- Duarte CM, Alonso S, Benito G, Dachs J, Montes C, Pardo Buendía M, Ríos AF, Simó R, Valladares F. 2006. Cambio Global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra. CSIC. Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Duarte, C. M., & Sand-Jensen, K. 1990. Seagrass colonization: Biomass development and shoot demography in *Cymodocea nodosa* patches. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 67(1), 93-103.
- Dudley N, Stolton S, Belokurov A, Krueger L, Lopoukhine N, MacKinnon K, Sandwith T and Sekhran N. (eds.). 2010. *Natural Solutions: Protected Areas Helping People Cope with Climate Change*. Gland, Switzerland, Washington, D.C., and New York: International Union for Conservation of Nature, World Commission on Protected Areas, Nature Conservancy, United Nations Development Programme, Wildlife Conservation Society, World Bank and World Wide Fund for Nature.
- Dulvy, N.K., Y. Sadovy & J.D. Reynolds. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *FishFish*. 4: 25–64.
- Dupras, J.; Marull, J.; Parcerisas, L.; Collb, F.; Gonzalez, A.; Girarde, M. & Tellof, E. 2016. The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region. *Environmental Science & Policy* 58: 61-73.
- ECOACSA reserva de biodiversidad, S.L. 2015. Bancos de hábitat en España y los principios de BOP. CONAMA, Madrid.
- Ecologic Institute, 2011. Background paper: Green Infrastructure – Expert Workshop. Berlin: Ecologic Institute.
- Ecologistas en Acción, 2013. Informe: Listado inicial de montes públicos susceptibles de venta en Castilla-La Mancha. Valoración del Impacto Ambiental y Territorial. Ecologistas en Acción de Castilla-La Mancha. 25 pp.
- EEA, 2005. Mapping sensitivity to desertification (DISMED). (European Environmental Agency). European Topic Center, Terrestrial Environment. Bellaterra.
- EEA, 2010. Ecosystem services in the EU. Ecosystem services still degrading. EEA, Copenhague.
- EEA, 2015. State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2007–2012. EEA, Copenhague, 173 pp.
- EEA-FOEN report N° 2/2011. <http://www.eea.europa.eu/publications/landscape-fragmentation-in-europe>.
- Ehrlén, J. & Morris, WF. 2015. Predicting changes in the distribution and abundance of species under environmental change. *Ecology Letters*, 18, 303–314.
- Ekroos J., Olsson O., Rundlöf M. et al. 2014. Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? *Biol Conserv* 172: 65-71.

- Elias, S.A. 2015. Global Change Impacts on the Biosphere, In Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, Elsevier.
- EME 2011. Ecosistemas y biodiversidad para el bienestar humano. Evaluación de los Ecosistemas del milenio de España. Síntesis de Resultados. Fundación Biodiversidad. MAGRAMA, Madrid.
- Engel, V., Jobbágy, E., Stieglitz, M., Williams, M. y Jackson, R.B. 2005. Hydrological consequences of Eucalyptus afforestation in the Argentine Pampas. *Water Resources Research*, 41 (10):W10409, 14 pags. DOI 10.1029/2004WR003761.
- Escalera-Reyes J. & Ruiz-Ballesteros E. 2011. Resiliencia Socioecológica: Aportaciones y retos desde la Antropología. *Rev Antropol Soc* 20: 109–35.
- EUROPARC-España. 2005. Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Manual 02. Serie manuales EUROPARC-España. Plan de acción para los espacios naturales protegidos del Estado español. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 176 páginas http://www.redeuroparc.org/system/files/shared/manual_2.pdf
- EUROPARC-España. 2009. Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos. Ed. FUNGO-BE Madrid.
- EUROPARC-España. 2014. Anuario 2013 del estado de las áreas protegidas en España. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 108 páginas.
- EUROPARC. 2017. Las áreas protegidas en el contexto del cambio global: incorporación de la adaptación al cambio climático en la planificación y gestión. Manual 13. Serie de manuales Europarc-España. Ed. Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez para los espacios naturales. Madrid. 84 páginas.
- European Environmental Agency, 2011. Green Infrastructure and territorial cohesion. The concept of green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems. EEA Technical report No 13/2011. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- European Environmental Agency, 2014. Spatial analysis of green infrastructure in Europe. EEA Technical report No 2/2014. (<http://www.eea.europa.eu/publications/spatial-analysis-of-green-infrastructure>).
- European Environmental Agency, 2015. Exploring nature-based solutions. The role of green infrastructure in mitigating the impacts of weather- and climate change-related natural hazards. EEA Technical report. 61pp.
- European Environment Agency, 2016. Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: progress and challenges. EEA contribution to the implementation of the EU Biodiversity Strategy to 2020. European Environment Agency Report No 3/2016. <http://www.eea.europa.eu/publications/mapping-europes-ecosystems>.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. 2011. La evaluación de Los ecosistemas del milenio de España. Síntesis de Resultados. Fundación Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 487-515.
- FAO & Global Mechanism of the UNCCD. 2015. Sustainable financing for forest and landscape restoration: Opportunities, challenges and the way forward. Discussion paper. Rome.
- FAO, 2003. Fisheries management. The ecosystem approach to fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries 4 (Suppl. 2).
- FAO, 2006. Global planted forests thematic study. Results and analysis. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Farber S., Costanza R., Childers D.L., Erickson J., Gross K., Grove M., Hopkinson C.S., Kahn J., Pincetl S., Troy A., Warren P., Wilson M., 2006. Linking ecology and economics for ecosystem management. *Bioscience* 56:121-133.
- Fariña, J. y Naredo, J.M. (directores), 2010. Libro Blanco de la sostenibilidad en el planeamiento urbanístico español, Centro de Publicaciones de la Secretaría General Técnica, Ministerio de la Vivienda. Gobierno de España, Madrid.

- Farley, J., A. Aquino, A. Daniels, A. Moulart, D. Lee, A. Krause. 2010. Global mechanisms for sustaining and enhancing PES schemes. *Ecol. Econ.* 69: 2075-2084.
- Felipe-Lucia M.R., Comín F.A. & Bennett E.M. 2014a. Interactions Among Ecosystem Services Across Land Uses in a Floodplain Agroecosystem. *Ecol Soc* 19.
- Feranec, J., Jaffrain, G., Soukup, T., and Hazeu, G. (2010) Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. *Applied Geography* 30:19–35.
- Fernández de Gatta, D. 2015. La iniciativa privada en la protección del medio ambiente y en la conservación de los recursos naturales: el régimen de la custodia del territorio, ponencia presentada en el Congreso de la Red ECO-VER, “Derecho Ambiental para una Economía Verde”, La Coruña, 19 y 20 de noviembre de 2015 (no publicado).
- Fernández de Gatta, D. 2016. Sistema Jurídico-Administrativo de Protección del Medio Ambiente, 5ª ed., Ed. Ratio Legis, Salamanca.
- Fernández, E. & Garrote, J., 2002. Geomorfología y restauración dunar. En: Serrano, E., García de Celis, A., Guerra, J. C., Morales, C. G. & Ortega, M. T. (eds.). Estudios recientes (2000-2002) en Geomorfología. VII Reunión Nacional Geomorfología. SEG y Universidad de Valladolid. pp 53-65.
- Fernández-Velilla, S. D. 2003. Agricultura, paisaje y conectividad. En García Mora, M. R. (Coord.) Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea. Sevilla. Junta de Andalucía: 88-110.
- Fischer J. , Gardner T.A., Bennett E.M., Balvanera P., Biggs R., Carpenter S., Daw T., Folke C., Hill R., Hughes T.P., Luthe T., Maass M., Meacham M., Norström A.V., Peterson G., Queiroz C., Seppelt R., Spierenburg M., Tenhunen J. 2015. Advancing sustainability through mainstreaming a social–ecological systems perspective. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:144–149
- Fischer, J. y Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 265-280.
- Fisher B. & R.K. Turner 2007. Ecosystem services: Classification for evaluation. 2008. *Biological Conservation* 141: 1167-1169
- Fisher, R., S. Maginnis, W. Jackson, E. Barrow y S. Jeanraud. 2008. *Linking Conservation and Poverty Reduction: Landscapes, People, and Power*. Earthscan, Londres
- Fisher; et al. 2005. “Land use and Land cover: Contradiction or Complement”. In Peter Fisher, David Unwin. *Representing GIS*. Chichester: Wiley. pp. 85-98.
- Foley, J A et al. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574.
- Fonseca MS, Kenworthy WJ, Thayer GW 1998. *Guideline for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters*. NOAA coastal ocean decision analysis series no. 12. NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring,
- Forest Isbell, Dylan Craven, John Connolly, Michel Loreau, Bernhard Schmid, Carl Beierkuhnlein, T. Martijn Bezemer, Catherine Bonin, Helge Bruelheide, Enrica de Luca, et al. *Nature*. 2015 October 22; 526(7574): 574–577. Published online 2015 October 14. doi: 10.1038/nature15374
- Forman, R. T. T., D. Sperling, J. A. Bissonette, A. P. Clevenger, C. D. Cutshall, V. H. Dale, L. Fahrig, R. France, C. R. Goldman, K. Heanue, J. A. Jones, F. J. Swanson, T. Turrentine, and T. C. Winter. 2003. *Road Ecology. Science and Solutions*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Forman, R.T.T y Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press,
- Forman, R.T.T. y Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, Nueva York.
- Forman, R.T.T., Sperling, D., Bissonette, J., Clevenger, A., Cutshall, C., Dale, V., Fahrig, L., France, R., Goldman, C., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T. Winter, T. 2003. *Road Ecology. Science and Solutions*. Island Press, Washington.
- Friedl, M. A., McIver, D. K., Hodges, J. C., Zhang, X. Y., Muchoney, D., Strahler, A. H., ... & Baccini, A. (2002). Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment*, 83(1), 287-302.

Referencias bibliográficas

- Friends of the Earth. 2014. Case studies of biodiversity off-setting: voices from the ground.
- Fundación Biodiversidad. 2013. Cambio Climático: Bases Físicas. Guía resumida grupo de trabajo I del quinto informe del IPCC. Fundación Biodiversidad, Oficina Española de Cambio Climático, Agencia Estatal de Meteorología, Centro Nacional de Educación Ambiental. 44 pp.
- Fundación Biodiversidad. 2014. Cambio Climático: Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad. Guía resumida grupo de trabajo II del quinto informe del IPCC. Fundación Biodiversidad, Oficina Española de Cambio Climático, Agencia Estatal de Meteorología, Centro Nacional de Educación Ambiental. 56 pp.
- Fundación Biodiversidad. 2015. Informe del 4º Inventario de Iniciativas de Custodia del Territorio del Estado Español. Plataforma de Custodia del Territorio de la Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 146 pp.
- Galarza, J.M., Carreras-Carbonell J., Macpherson E., Pascual M., Roques S., Turner G.F. Rico C. 2009. The influence of oceanographic front and early-life-history traits on connectivity among littoral fish species. *Proc Natl Acad Sci USA*, 106(5): 1473-1478.
- Galil, B.S. 2000. A Sea Under Siege – Alien Species in the Mediterranean. *Biological invasions* 2: 177-186.
- Gallego Fernández, J.B., García Mora, M.R. Ley Vega de Seoane, C. 2003. Restauración de Ecosistemas Dunares Costeros. En: Rey Benayas, J.M. Espigares, T. Nicolau, J.M. (eds.) *Restauración de Ecosistemas Mediterráneos*. Alcalá de Henares. Universidad de Alcalá de Henares. Pag. 157-17
- García Fernandez-Velilla, S. & Lekuona Sánchez, J. 1998. Estudio para la constitución de una red de corredores biológicos. Gobierno de Navarra.
- García, P. 2008. Diseñando Redes de Conservación: los corredores ecológicos a través de los modelos espaciales. *Naturalia Cantabrigiae* 4:3-70.
- García, S.M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T., Lasserre, G. 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. *FAO Fisheries Technical Paper*, 443. FAO, Rome, Italy.
- García-Charton, J.A., Pérez Ruzafa, A., Marcos, C., Calò, A., Rocklin, D., Félix-Hackradt, F.C., Hackradt, C.W., García, J. & Treviño-Otón, J. 2014. Conectividad y Red Natura 2000 marina. En: WWF-INDEMARES. *Red Natura 2000 marina en España*. WWF/Adena, Madrid.
- Gastón A.; García-Viñas J.I. 2011. Modelling species distributions with penalised logistic regressions: A comparison with maximum entropy models. *Ecol.Model.* 222(13): 2037-2041.
- Geist, H.J., and E.F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52: 143.
- Geist, H.J., and E.F. Lambin. 2004. Dynamic causal patterns of desertification. *BioScience* 54: 817.
- Geist, Helmut J., and Eric F. Lambin. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience* 52.2: 143–150.
- Generalitat de Catalunya. 2012. Guia per a la redacció i execució dels programes de vigilància ambiental d'infraestructures viàries a Catalunya. Manuals d'avaluació ambiental. 6. Departament de Territori i Sostenibilitat II. Generalitat de Catalunya. 194 pàgines. http://www.gencat.cat/mediamb/publicacions/monografies/MAA6_guia_vigilancia_infraestructures_viaries.pdf
- Gerstner, K. ;C.F. Dormann, A. Stein, A.M. Manceur, R. Seppelt. 2014. Effects of land use on plant diversity – a global meta-analysis. *J. Appl. Ecol.*, 51:1690–1700
- Gil PM, Forner A, Valladares F. 2016. Conectividad ecológica y Fragmentación de hábitats. Síntesis temática I. Informe técnico. MNCN-CSIC. Madrid.
- Giri, C.P., ed. (2012). *Remote Sensing of Land Use and Land Cover: Principles and Applications*. Taylor & Francis Series in Remote Sensing Applications. Boca Raton, FL: CRC Press.
- GLP, 2005. Science Plan and Implementation Strategy. IGBP Report No. 53/IHDP Report No. 19. IGBP Secretariat, Stockholm. 64pp.
- Gobierno de La Rioja y ANEFA. 2006. Manual de Restauración de Minas a Cielo Abierto. 168 págs.

- Goldstein J.H., Caldarone G., Duarte T.K. *et al.* 2012. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proc Natl Acad Sci* 109: 7565–70.
- Gómez-Jover Pardo, F., Jiménez F.J. 1997. Forestación de tierras agrícolas. MAPA-Universidad de Córdoba, Madrid. 383 pp.
- Gómez-Jover Pardo, F., Jiménez F.J. 1997. Un programa de forestación de superficies agrarias (Legislación y aplicación). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- González Bernáldez, F. 1990. La frutalización del paisaje mediterráneo, Paisaje Mediterráneo, Edt. Electa, Milán, 315 págs.
- González de Zulueta, E.; De Miguel Michelena, M.J.; Nogales Ruiz, I.; Sánchez Luengo, A. 2009. Observatorio de forestación de tierras agrícolas como sumideros de carbono y uso racional de la tierra *Actas V CFE: 5CFE01-290*
- González-Alday, J., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C. 2008. The influence of aspect on the early growth dynamics of hydroseeded species in coal reclamation áreas. *Applied Vegetation Science*, 11(3): 405-412.
- Gosselin, L.A., Qian, P.Y. 1997. Juvenile mortality in benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series* 146:265- 282.
- Gracia Prieto, F. J., Sanjaume, E., Hernández, L., Hernández, A. I., Flor, G. & Gómez-Serrano, M. Á., 2009. 2 Dunas marítimas y continentales. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 106 p.
- Gracia Prieto, F., Hernández L., Hernández A.I., Sanjaume E., Flor G. 2009. 2110 Dunas móviles embrionarias. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 54 p.
- Gracia, F. J. & Muñoz, J. C., 2009. 2130 Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises). En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 40 p.
- Granado-Lorencio, C. 1991. The effect of man on the fish fauna of the river Guadalquivir. *Fisheries Research*, 12, 91-100.
- Greenpeace. 2005. Urbanización a toda costa. Informe sobre el estado del litoral español.
- Grilo, C., Ascensão, F., Santos-Reis, M. y Bissonette, J.A. 2011. Do well connected landscapes promote road-related mortality? *European Journal of Wildlife Research*, 57: 707–716.
- Grilo, C., Bissonette, J. A., & Cramer, P. C. 2010. Mitigation measures to reduce impacts on biodiversity In *Highways: Construction, Management, and Maintenance* (Eds. Nova Science Publishers). pp: 73-114.
- Groot, R.S. (2006). Function analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75, 175-186.
- Guinotte, J.M. y V.J. Fabry. 2008. Ocean acidification and its potential effects on marine ecosystems. In *Year in Ecology and Conservation Biology 2008*, pp. 320– 342. New York Academy of Sciences. New York.
- Gutián Ojeda, F. (ed.) 1995. Recuperación de las escombreras de la mina de lignitos de Meirama (A Coruña). Universidad de Santiago de Compostela y Lignitos de Meirama, S.A. Santiago de Compostela.
- Gurrutxaga M, Lozano PJ. 2010. Causas de los procesos territoriales de fragmentación de hábitats. *Lurralde: inves. espac.* 33: 147-158.
- Gurrutxaga M. 2011. La gestión de la conectividad ecológica del territorio de España: iniciativas y retos. *Boletín de la A.G.E.*, 56: 225-244.
- Gurrutxaga San Vicente, M., & de Francisco Pastor, M. 2005. Delimitación de la red de corredores ecológicos de la Comunidad Autónoma del País Vasco. *Boletín EUROPARC*, 20, 29-33.
- Gurrutxaga, M. 2004. Conectividad Ecológica del Territorio y Conservación de la Biodiversidad. *Nuevas Perspectivas en Ecología del Paisaje y Ordenación del Territorio*: 89-97. http://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/informes_tecnicos/eu_agripes/adjuntos/Informes%20tecnicos%20103.pdf (último acceso 07/11/2016)

Referencias bibliográficas

- Gurrutxaga, M. 2005. Red de Corredores Ecológicos de la Comunidad Autónoma de Euskadi. Departamento De Ordenación Del Territorio y Medio Ambiente. Viceconsejería De Ordenación Del Territorio y Biodiversidad Dirección De Biodiversidad.
- Gurrutxaga, M. y Lozano, P.J. 2007. Criterios para contemplar la conectividad ecológica en la planificación territorial y sectorial. *Investigaciones Geográficas*, 44: 75-88.
- Gurrutxaga, M. y Lozano, P.J. 2010. Causas de los procesos territoriales de fragmentación de hábitats. *Lurralde: Investigación y Espacio*, 33: 147-158.
- Gurrutxaga, M., Lozano, P.J. & del Barrio, G. 2010. GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning. *Journal for Nature Conservation*, 18: 318-326.
- Gurrutxaga, M., Marull, J., Domene, E. & Urrea, J. 2015. Assessing the integration of landscape connectivity into comprehensive spatial planning in Spain. *Landscape Research* 40: 817-833.
- Gutiérrez, A & Picatoste, JR, 2012. Evidencias del cambio climático y sus efectos en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- GV. 2016. Guía metodológica para el cartografiado de los Servicios de los Ecosistemas de Euskadi. Departamento Medio Ambiente y Política Territorial. Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz. http://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/cartografia_ecomilenio/es_def/adjuntos/cartografia_servicios_ecosistemas.pdf (último acceso 07/11/2016)
- Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., Gingrich, S., Lucht, W., Fischer-Kowalski, M., 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proc.Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 12942-12947.
- Haines-Young, R., & Weber, J.-L. 2006. Land accounts for Europe 1990-2000. Towards integrated land and ecosystem accounting. EEA Report, 11. Copenhagen: European Environment Agency.
- Haines-Young, R., Potschin, M. 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
- Halleux, J. M., Marcinczak, S., & van der Krabben, E. 2012. The adaptive efficiency of land use planning measured by the control of urban sprawl. The cases of the Netherlands, Belgium and Poland. *Land Use Policy*, 29, 887e898.
- Hampe A. 2004. Bioclimate envelope models: what they detect and what they hide. *Global Ecology and Biogeography*, 13, 469-471.
- Hansen, M., R. DeFries, J.R.G. Townshend, R. Sohlberg. 2000. Global land cover classification at 1km resolution using a decision tree classifier. *International Journal of Remote Sensing* 21: 1331-1365.
- Hanski I, 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford: Oxford University Press.
- Harley, C.D.G., A.R. Hughes, K.M. Hultgren, *et al.* 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecol. Lett.* 9: 228-241.
- Harris JA, Hobbs RJ, Higgs E, Aronson J 2006. Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology*, 14, 170-176.
- Harrison PA, Berry, PM, Butt N, New M 2006. Modelling climate change impacts on species distributions at the European scale: implications for conservation policy. *Environmental Science & Policy* 9:116-128.
- Harrison, P.A., P.M. Berry, G. Simpson, J.R. Haslett, M. Blicharska, M. Bucur, R. Dunford, B. Egoh, M. Garcia-Llorente, N. Geamănă, W. Geertsema, E. Lommelen, L. Meiresonne, F. Turkelboom. 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services* 9: 191-203. doi:10.1016/j.ecoser.2014.05.006.
- Hart, A., Hilton, M., Wakes, S., & Dickinson, K. 2012. The impact of *Ammophila arenaria* foredune development on downwind aerodynamics and parabolic dune development. *Journal of Coastal Research*, 28: 112-122.
- Hastings, A., & Botsford, L. W. 1999. Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. *Science*, 284(5419), 1537-1538.

- Hattam, C., Atkins, J. P., Beaumont, N., Bürger, T., Bühnke-Henrichs, A., Burdon, D., ... & Sastre, S. 2015. Marine ecosystem services: linking indicators to their classification. *Ecological Indicators*, 49, 61-75.
- Hector, A., & Bagchi, R. (2007). Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature*, 448(7150), 188-190.
- Heffernan, J.B., P.A. Soranno, M.J. Angilletta, L.B. Buckley, D.S. Gruner, T.H. Keitt, J.R. Kellner, J.S. Kominoski, et al. 2014. Macrosystems ecology: Understanding ecological patterns and processes at continental scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12: 5-14.
- Hernández, M. 1997. Paisajes agrarios y medio ambiente en Alicante. Publicacions de la Universitat d'Alacant, Alacant. 290 pp.
- Herrero, A & Zavala, MA, (editores). 2015. Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, 611 pp.
- Hersperger, A.M., and M. Bürgi. 2009. Going beyond landscape change description: Quantifying the importance of driving forces of landscape change in a Central Europe case study. *Land Use Policy* 26: 640-648.
- Hersperger, A.M., M.-P. Gennaio, P.H. Verburg, and M. Bürgi. 2010. Linking land change with driving forces and actors: Four conceptual models. *Ecology and Society* 15: 1.
- Hesp, P. 2002. Foredunes and blowouts: initiation, geomorphology and dynamics. *Geomorphology*, 48: 245-268.
- Hettenlingh, J.P., H Tomassen, y R Robbink. 2010. Workshop on Review and Revision of Empirical Critical Loads and Dose-Response Relationships. Noordwijkerhout.
- Heugens, E. H., Hendriks, A. J., Dekker, T., Straalen, N. M. V., yAdmiraal, W. 2001. A review of the effects of multiple stressors on aquatic organisms and analysis of uncertainty factors for use in risk assessment. *Critical reviews in toxicology*, 31(3), 247-284.
- Heymann, Y., Steenmans, Ch., Croissille, G., & Bossard, M. 1994. CORINE land cover. Technical guide. Luxembourg: Office for Official Publications European Communities.
- Higgs, E., Falk, D. A., Guerrini, A., Hall, M., Harris, J., Hobbs, R. J., &Throop, W. 2014. The changing role of history in restoration ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12: 499-506.
- Hobbs RJ et al. 2014. Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems. *Front Ecol Env* 12:557-564
- Hobbs RJ, Higgs E, Hall C (eds). 2013. Novel ecosystems. Intervening in the new ecological world order. Wiley-Blackwell, Oxford
- Hostetler M, Allen W, Meurk C. 2011. Conserving urban biodiversity? Creating green infrastructure is only the first step. *Landscape and Urban Planning* 100:369-371.
- Howarth, R.W., D. Anderson, J. Cloern, et al. 2000. Nutrient pollution of coastal rivers, bays, and seas. *Issues Ecol.* 7: 1-15.
- Hughes, T. P., Bellwood, D., Folke, C., Steneck, R. S., Wilson, J. 2005: New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *TRENDS in Ecology and Evolution* 20:380-386.
- Hutchings, P., 1992. Ballastwaterintroductionsofexotic marine organismintoaustralia: Current status andmanagementoptions. *Marine Pollution Bulletin* 25, 196-199.
- Íbero, C. 1998. Setos, linderos y sotos de ribera en tierras agrarias. *Pulso Agrario* 22, Banco Central Hipano.
- IEEP, 2014. Los beneficios económicos de la red Natura 2000. Informe de síntesis. Comisión Europea. Oficina de Publicaciones de la UE. 76pp.
- Iglesias, C., Soliveres, S., Alfaya, V., Álvarez, J., Mola, I., Martínez de Castilla, J., Artigas, X. 2011. Capítulo 9. Seguimiento y vigilancia ambiental. En Valladares, F., Balaguer, L., Mola, I., Escudero, A., y Alfaya, V. (eds.). 2011. Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España. http://fundacion-biodiversidad.es/sites/default/files/libro_restauracion_ecologica.pdf (último acceso 07/11/2016)
- IPCC, 2007. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental

- Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 976pp. http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg2/ar4_wg2_full_report.pdf.
- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- IPCC, 2014. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1132 pp.
- IPCC. 2002. Climate Change and Biodiversity: IPCC Technical Paper V. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change. H Gitay, A Suárez, RT.Watson, DJ Dokken (Eds). IPCC, Geneva, Switzerland. pp 85.
- Iuell, B., Bekker, G.J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlaváč, V., Keller, V.B., Rosell, C., Sangwine, T., Tørs-løv, N., Wandall, B. y le Maire, B. (2005) Fauna y tráfico. Manual europeo para la identificación de conflictos y el diseño de soluciones. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
- J. B. Zedler, 2000. Progress in wetland restoration ecology. *Trends Ecol. Evol.* 15, 402–407.
- J. B. Zedler, S. Kercher, 2005. WETLAND RESOURCES: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39–74.
- Jacques, J. C., & Garnier, G. 1982. Influences des autoroutes sur la faune terrestre et aérienne. *Reveu Général des Routes et Aérodrômes*, 582: 39-45.
- Jaeger JAG, Bertiller R, Schwick C, Muller K, Steinmeier C, Ewald KC, Ghazoul J (2008). Implementing landscape fragmentation as an Indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development (MONET). *Journal of Environmental Management* 88: 737-751.
- Javier Cabello, Juan Miguel Requena-Mullor, María Trinidad Torres, Cecilio Oyonarte, 2015. CAMBIOS DE USOS DEL SUELO. En: Cabello J., Salinas M. J., Torres M. T., Castro. H. (Eds.), Manual para el seguimiento del Cambio Global. Una propuesta para ambientes áridos y semiáridos, págs.32-42. Fundación Patrimonio Natural, Biodiversidad y Cambio Global.Almería.
- Johnson, J.A., Rungea, C.F., Senauera, B., Foley, J. y Polaskya S. 2014. Global agriculture and carbon trade-offs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111: 12342-12347.
- Jongman, R. H. G., Lipsky, Z., van den Aarsen, L. F. M., Agger, P. 1995. Políticas. In *Scenario Studies for the Rural Environment* (pp. 511-537). Springer, Netherlands.
- Jongman, R.H.G. & Pugnetti, G. 2004. *Ecological Networks and Greenways: Concept, Design, Implementation*. Cambridge Univ. Press
- Jongman, R.H.G. 2002. Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and urban planning* 58 (2), 211-221.
- Jorba, M. 2015. La restauració del sòl en la revegetació d'espais miners. Jornada sobre la recerca en sòls a Catalunya. ICEA. Barcelona.
- Jorba, M. 2016. Obtenir sòl per a poder restaurar els espais miners..., tot un repte. *Atzavara*, 26: 49-54.
- Josa, R., Jorba, M., Vallejo, R.V. 2012. Opencast mine restoration in a Mediterranean semi-arid environment: failure of some common practices. *Ecological Engineering*, 42:183–191.
- Junta de Andalucía, 2016. Vías pecuarias de Andalucía. <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnnextoid=0670fbb8ad376210VgnVCM1000001325e50aRCRD&vgnnextchannel=321539b8301f4310VgnVCM100001325e50aRCRD>
- Junta de Andalucía, 2016. Vías verdes de Andalucía. <https://www.viasverdes.com/vvandalucia/vvandalucia.asp>

- Junta de Castilla y León, 2015. Requerimientos técnicos. Forestación y creación de superficies forestales. 2014-2020 Junta de Castilla y León. 66 pp
- K. B. Gedan, M. L. Kirwan, E. Wolanski, E. B. Barbier, B. R. Silliman, The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: Answering recent challenges to the paradigm. *Clim. Change*. 106, 7–29 (2011).
- K. K. Arkema *et al.*, Coastal habitats shield people and property from sea-level rise and storms. *Nat. Clim. Chang*. 3, 913–918 (2013).
- Kabisch N, Frantzeskaki N, Pauleit S, Naumann S, Davis M, Artmann M, Haase D, Knapp S, Korn H, Stadler J, Zaunberger K, Bonn A (2016). Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. *Ecology and Society* 21. doi:10.5751/ES-08373-210239
- Kalnay, E. and M. Cai (2003). Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature* 423(6939): 528-531.
- Kappel, C.V. 2005. Losing pieces of the puzzle: threats to marine, estuarine, and diadromous species. *Frontiers Ecol. Environ.* 3: 275–282.
- Karpoff, J.M., Lott Jr, J.R., Wehrly, E.W. (2005). The Reputational Penalties for Environmental Violations: Empirical Evidence. *Journal of Law and Economics*, 48(2): 653-675.
- Keeley J.E., Bond W.J., Bradstock R.A., Pausas J.G. & Rundel P.W. 2012. *Fire in Mediterranean Ecosystems: Ecology, Evolution and Management*. Cambridge University Press.
- Keenleyside, K.A., Dudley, N., Cairns, S., Hall, C.M., Stolton, S. 2014. *Restauración Ecológica para Áreas Protegidas: Principios, directrices y buenas prácticas*. IUCN, Gland, Suiza.
- Kelleher, G. 1999. *Guidelines for marine protected areas*. IUCN, Cambridge, UK and Gland, Switzerland
- Kersting, D.K. 2016. Cambio climático en el medio marino español: impactos, vulnerabilidad y adaptación. MAGRAMA, Madrid.
- Kettunen, M, Terry, A., Tucker, G. & Jones A. 2007. Guidance on the maintenance of landscape features of major importance for wild flora and fauna. Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC). Institute for European Environmental Policy (IEEP). Brussels, 114 pp. & Annexes.
- Keys, E., and W.J. McConnell. 2005. Global change and the intensification of agriculture in the tropics. *Global Environmental Change* 15: 320–337.
- King, Elizabeth; Cavender-Bares, Jeannine; Balvanera, Patricia; Mwampamba, Tuyeni H.; Polasky, Stephen. 2015. Trade-offs in ecosystem services and varying stakeholder preferences: evaluating conflicts, obstacles, and opportunities. *Ecology & Society*, Vol. 20 Issue 3, p631.
- Konarska KM, Sutton PC, & Castellon M. 2002. Evaluating scale dependence of ecosystem service valuation: a comparison of NOAA-AVHRR and Landsat TM datasets. *Ecol Econ* 41: 491-507.
- Koomen, E., Stillwell, J., Bakema, A., Scholten, H.J.. 2007. *Modelling Land-Use Change*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Kramer, R.A., Richter, D., Pattanayak, S., Sharma, N. 1997. Ecological and Economic Analysis of Watershed Protection in Eastern Madagascar. *Journal of Environmental Management* 49:277-295.
- Kremen C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecological Letters* 8: 468-79.
- Kremen, C. y Ostfeld, R.S. 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:540-548.
- Kreuter U.P., Harris H.G., Matlock M.D. & Lacey R.E. 2001. Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas. *Ecol Econ* 39: 333-46.
- Kuemmerle, T., Kaplan, J. O., Prishchepov, A. V., Rylsky, I., Chaskovskyy, O., Tikunov, V. S. and Müller, D. (2015), Forest transitions in Eastern Europe and their effects on carbon budgets. *Glob Change Biol*, 21: 3049–3061.
- Kutiel, P. 2007. Conservation and management of the mediterranean coastal sand dunes in Israel. *Journal of Coastal conservation*, 7: 183-192.

- Labandeira, X., Gago, A., & López-Otero, X. 2013. Impuestos energético-ambientales en España. Madrid: Economics for Energy.
- Lambin E. F., Meyfroidt P. 2010. Land use transitions: socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy* 27(2): 108-118.
- Lambin, E. F., B. L. Turner, J. G. Helmut, *et al.*, 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11:261-269.
- Lambin, E., Geist, H. J., & Lepers, E. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Reviews Environment Resource*, 205–241.
- Lambin, E.F, Baulies, X., Bockstael, N., Fischer, G., Krug, T., Leemans, R., Moran, E.F., Rindfuss, R.R., Sato, Y., Skole, D., Turner II, B.L., Vogel, C., 1999. Land-Use and Land-Cover Change, Implementation Strategy. International Geosphere–Biosphere Programme and International Human Dimensions Program on Global Environmental Change, Stockholm and Bonn.
- Lambin, E.F. & Meyfroidt, P. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proc Natl Acad Sci* 108(9):3465-72.
- Lambin, E.F. and H.J. Geist (Eds). 2006. Land-Use and Land-Cover Change. Local processes and Global Impacts. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin, 222 pp.
- Lambin, E.F., and P. Meyfroidt. 2010. Land use transitions: Socioecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy* 27: 108–118.
- Lammerant, J., Peters, R., Snethlage, M., Delbaere, B., Dickie, I., Whiteley, G. 2013. Implementation of 2020 EU Biodiversity Strategy: Priorities for the restoration of ecosystems and their services in the EU. Report to the European Commission. ARCADIS (in cooperation with ECNC and Eftec).
- Lancaster N, Baas A. 1998. Influence of vegetation cover on sand transport by wind: Field studies at Owens Lake, Ca. *Earth Surf. Process. Landforms*, 23: 69-82.
- Larinier M. 2000. Dams and fish migration. En Berkamp, G. *et al.* (eds.) Dams, ecosystem functions and environmental restoration. World Commission on Dams, Cape Town, Sudáfrica
- Lasanta, T., & Vicente-Serrano, S. M. 2012. Complex Land Cover Change Processes in Semiarid Mediterranean Regions: An Approach Using Landsat Images in Northeast Spain. *Remote Sensing of Environment*, 124, 1-14.
- Lascurain, J., 2016. Guía de gestión de dunas metropolitanas. Área Metropolitana de Barcelona.
- Le Maitre, D. C., van Wilgen, B. W., Gelderblom, C. M., Bailey, C., Chapman, R. A., & Nel, J. A. 2002. Invasive alien trees and water resources in South Africa: case studies of the costs and benefits of management. *Forest Ecology and management*, 160(1), 143-159.
- Leichenko, R.M., Solecki, W.D., 2005. Exporting the American dream. The globalization of suburban consumption landscapes. *Region. Stud.* 39, 241–253.
- Ley 15/1975, de 2 de mayo, de espacios naturales protegidos (BOE nº 107, de 5 de mayo) <https://www.boe.es/boe/dias/1975/05/05/pdfs/A09419-09421.pdf>
- Ley 16/1985, de 25 de junio, del Patrimonio Histórico Español (BOE núm. 155, de 29/06/1985) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1985-12534>].
- Ley 2/1989, de 18 de julio, por la que se aprueba el Inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía y se establecen medidas adicionales para su protección (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, núm. 201, de 27/07/1989, y BOE núm. 201, de 23/08/1989) [<http://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1989-20636>].
- Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de Evaluación Ambiental (BOE núm. 296, de 11/12/2013) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2013-12913>].
- Ley 22/1973, de 21 de julio, de Minas (BOE» núm. 176, de 24/07/1973), modificada por última vez en 2014 [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1973-1018>],
- Ley 22/1988, de 28 de Julio, de Costas (BOE del 29), modificada en particular por la Ley 2/2013, de 29 de Mayo, de Protección y Uso Sostenible del Litoral (BOE núm. 181, del 30) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1988-18762>].
- Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental. BOE 255: 43229-43250, de 24 de octubre de 2007, 22 pp. Modificada por Ley 11/2014, de 3 de julio (BOE 162: 52139-52148, del 4 de julio).

- Ley 27/2006, de 18 de julio, por la que se regulan los derechos de acceso a la información, de participación pública y de acceso a la justicia en materia de medio ambiente (incorpora las Directivas 2003/4/CE y 2003/35/CE). <http://www.boe.es/boe/dias/2006/07/19/pdfs/A27109-27123.pdf>
- Ley 3/1995, de 23 de marzo, de Vías Pecuarias (BOE núm. 71, de 24/03/1995) [<http://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1995-7241>].
- Ley 33/2015, de 21 de septiembre, por la que se modifica la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE, nº 227, de 22 de septiembre de 2015 <http://www.boe.es/boe/dias/2015/09/22/pdfs/BOE-A-2015-10142.pdf>)
- Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres (BOE nº 74, de 28 de marzo de 1989) <https://www.boe.es/boe/dias/1989/03/28/pdfs/A08262-08269.pdf>
- Ley 4/2004, de 30 de junio, de Ordenación del Territorio y Protección del Paisaje (Diario Oficial de la Comunidad Valenciana núm. 4788, de 02/07/2004, y BOE núm. 174, de 20/07/2004) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2004-13470>]
- Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de Protección del Medio Marino (BOE núm. 317, de 30/12/2010) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2010-20050>].
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE núm. 299, de 14/12/2007), modificada por Ley 33/2015, de 21 de septiembre (BOE núm. 227, de 22/09/2015) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2007-21490>].
- Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes (BOE núm. 280, de 22/11/2003) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2003-21339>].
- Ley 45/2007, de 13 de diciembre, para el Desarrollo Sostenible del Medio Rural (BOE núm. 299, de 14/12/2007) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2007-21493>], Ley Orgánica 16/2007, de 13 de diciembre, complementaria de la Ley para el Desarrollo Sostenible del Medio Rural (BOE núm. 299, de 14 de diciembre de 2007) [https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2007-21489], y Real Decreto 752/2010, de 4 de junio, por el que se aprueba el Primer Programa de Desarrollo Rural Sostenible para el período 2010-2014 (BOE núm. 142, de 11 de junio de 2010) [<https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2010-9237>].
- Ley 5/2003, de 26 de marzo, reguladora de La Red de Itinerarios Verdes de La Rioja (Boletín Oficial de La Rioja nº 40, de 3/04/2003) [<https://ias1.larioja.org/cex/sistemas/GenericoServlet?servlet=cex.sistemas.dyn.portal.lmgServletSis&code=oumCvWlgBUf6lChv9ZDgP%2FhXhSM%2FfmcHNeNoD3lc%2BObPxe6NNdPYmM%2FXMY18oG3O61oSCOGMRL3Y%0AoZERZb%2B7ey3aDv%2Bzo4lp&&>]
- Ley 5/2014, de 25 de julio, de Ordenación del Territorio, Urbanismo y Paisaje de la Comunidad Valenciana (Diario Oficial de la Comunidad Valenciana núm. 7.329, de 31 de julio de 2014, y BOE núm. 231, de 23 de septiembre de 2014) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2014-9625>].
- Ley 55/1980, de 11 de noviembre, de Montes Vecinales en Mano Común (BOE núm. 280, de 21/11/1980) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1980-25463>].
- Ley 91/1978, de 28 de diciembre, del Parque Nacional de Doñana (BOE nº 11, de 12 de enero de 1979) <https://www.boe.es/boe/dias/1979/01/12/pdfs/A00813-00815.pdf>
- Ley de la Vega, C., Favennec, J., Gallego-Fernández J., et Pascual Vidal, C. (eds), 2012. Conservation des dunes côtières. Restauration et gestion durables en Méditerranée occidentale. UICN, Gland, Suisse et Malaga, Espagne. 124 pp.
- Ley de Seoane, C.; Navarro Pons, M. Muñoz Pérez, J.J., 2011. Métodos generales de restauración de sistemas dunares. En Las Dunas en España. Sanjaume E. García Prieto F.J. eds. Sociedad Española de Geomorfología.
- Ley, C., Gallego, J. B. & Vidal, C., 2007. Manual de restauración de dunas costeras. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Costas. 248 pp.
- Lhumeau A., Cordero D. 2012. Adaptación basada en Ecosistemas: una respuesta al cambio climático. UICN, Quito, Ecuador. 17 pp.
- Lindenmayer, D, Hobbs, R, Montague-Drake, R et al. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. Ecology Letters, vol. 11, pp. 78-91.

- Lindner, M.; Maroschek, M.; Netherer, S.; Kremer, A., Barbatie, A.; Garcia-Gonzalo, J.; Seidl, R.; Delzon, S.; Corona, P.; Kolström, M.; Lexer, M.J.; Marchetti, M. (2010) Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259, (4): 698–709
- Liquete C, Kleeschulte S, Dige G, Maes J, Grizzetti B, Olah B, Zulian G (2015). Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks. A Pan-European case study. *Environmental Science & Policy* 54:268–280.
- Lloret F, Calvo E, Pons X, Díaz-Delgado R. (2002) Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* 17:745–59.
- Lo, Yueh-Hsin Juan A. Blanco, Rosa M. Canals, Ester González de Andrés, Leticia San Emeterio, J. Bosco Imbert, Federico J. Castillo, Land use change effects on carbon and nitrogen stocks in the Pyrenees during the last 150 years: A modeling approach, *Ecological Modelling*, 2015, 312, 322
- Long, J., Teclé, A., Burnette, B. (2003). Cultural foundations for ecological restoration on the White Mountain Apache Reservation. *Ecology and Society*, 8(1): 4.
- López-i-Gelats, F.; Rivera-Ferre, M. G.; Madruga-Andreu, C.; Bartolomé Filella, J. (2015). Is multifunctionality the future of mountain pastoralism? Lessons from the management of semi-natural grasslands in the Pyrenees. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 13 (4) e0307, 14 pages.
- López-Marcos, D., Turrión, M.B., Martínez-Ruiz, C. 2013. Influencia de la heterogeneidad edáfica y de la topografía en la composición de especies vegetales sobre escombros mineros de carbón del norte de España, pp. 215-224. En: Martínez Ruiz, C., Lario Ieza, F.J. & Fernández-Santos, B. (eds.), *Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación*. AEET-SECF, MADRID
- Lotze-Campen H, Müller C, Bondeau A, Rost S, Popp A, Lucht W. 2008 Global food demand, productivity growth, and the scarcity of land and water resources: a spatially explicit mathematical programming approach. *Agricultural Economics*, 39, 325–338.
- Lovell ST, Taylor JR. 2013. Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landscape Ecology* 28:1447-1463.
- Lozano F, Ruiz J. 2015. Clausura de las minas de uranio de la Haba (Badajoz) y Saelices El Chico (Salamanca). *Nuclear España* enero: 39-44.
- Ludwig D, Hilborn R, Walters C. 1993. Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lessons from history. *Ecological applications*, 3 (4), 547-549.
- Luna MY, López JA, Guijarro JA. 2012. Tendencias Observadas en España en Precipitación y Temperatura. *Revista Española de Física* 26: 12-17.
- Mabelis AA, Maksymiuk G (2009). Public Participation in green urban policy: two strategies compared. *International Journal of Biodiversity Science & Management*. 5(2):63-75.
- MacArthur RH, Wilson EO. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Maes J., Paracchini M. L., Zulian G. 2013. European assessment of the provision of ecosystem services. Towards an atlas of ecosystem services, Joint Research Centre, European Commission.
- Maes J., Teller A., Erhard M., Murphy, P., Paracchini M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J-E., Meiner, A., Gelabert, E.R., Zal, N., Kristensen, P. et al. 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg. http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/2ndMAESWorkingPaper.pdf (último acceso 21/02/2016)
- Magdaleno, F. 2009. Manual técnico de cálculo de caudales ambientales. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Colección Monografías de Medio Ambiente, 238 pp.
- Magliocca, N.R., T.K. Rudel, P.H. Verburg, W.J. McConnell, O. Mertz, K. Gerstner, A. Heinemann, and E.C. Ellis. 2015. Synthesis in land change science: Methodological patterns, challenges, and guidelines. *Regional Environmental Change* 15: 211–226.
- MAGRAMA. 2009. Estadísticas Agrarias. Anuario de Estadística. <http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/>

- MAGRAMA. 2010. <http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conectividad-fragmentacion-de-habitats-y-restauracion/default.aspx>
- MAGRAMA. 2012. Estrategias Marinas. Documento Marco. Evaluación inicial, buen estado ambiental y objetivos ambientales. Secretaría General Técnica, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- MAGRAMA. 2013a. La trashumancia en España. Libro blanco. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 128 pp. http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/publicaciones/publicaciones-de-desarrollo-rural/LIBRO%20BLANCO%202013_tcm30-131212.pdf
- MAGRAMA. 2013b. Informe 2013 sobre el estado del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad en España. http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/informe_iepnb_2013_tcm30-196688.pdf
- MAGRAMA. 2013c. Desfragmentación de hábitats. Orientaciones para reducir los efectos de las infraestructuras de transporte en funcionamiento. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 5. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- MAGRAMA. 2013d. Identificación de áreas a desfragmentar para reducir los impactos de las infraestructuras lineales de transporte en la biodiversidad. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 6. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 260 pp. Madrid. <http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conectividad-fragmentacion-de-habitats-y-restauracion/fragm-documentos-grupo-trabajo.aspx>
- MAGRAMA. 2015a. Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales (segunda edición, revisada y ampliada). Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 1. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 139 pp. Madrid.
- MAGRAMA. 2015b. Agricultura Ecológica - Estadísticas 2014. Subdirección General de Calidad Diferenciada y Agricultura Ecológica. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 171pp. Madrid.
- MAGRAMA. 2016a. Los incendios forestales en España 1 de enero - 31 de diciembre 2015. Avance informativo. Área de Defensa contra Incendios Forestales. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 30 pp.
- MAGRAMA. 2016b. Inventario Nacional de Emisiones Gases de Efecto Invernadero. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- MAGRAMA. 2016c. Estadística General de Incendios Forestales. http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/Incendios_default.aspx
- Makhzoumi, J., & Pungetti, G. 2003. Ecological landscape design and planning. Taylor & Francis.
- Mallarach J.M. 2004. Análisis y diagnóstico de la conectividad ecológica y paisajística en el sector sur del Anillo Verde de Vitoria-Gasteiz. Estudios técnicos. Centro de Estudios Ambientales. Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. 23 páginas. <http://www.vitoria-gasteiz.org/we001/was/we001Action.do?idioma=es&accionWe001=adjunto&nombre=37195.pdf> (último acceso 07/11/2016)
- Mangas Navas, J.M. “Vías Pecuarias”. En: Cuaderno de la Trashumancia, número 0, Madrid: ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1992.
- Mantyka-Pringle, C., P. Visconti, M. Di Marco, T.G. Martin, C. Rondinini, J.R. Rhodes. 2015. Climate change modifies risk of global biodiversity loss due to land-cover change. *Biological Conservation* 187, 103-111.
- MAPAMA, 2015. Memoria de la Red de Parques Nacionales 2015. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. http://www.mapama.gob.es/es/red-parques-nacionales/la-red/gestion/memoria-2015_tcm30-378646.pdf
- Marbà N, Duarte CM (1997) Interannual changes in sea-grass (*Posidonia oceanica*) growth and environmental change in the Spanish Mediterranean an littoral. *Limnol Oceanogr.*, 42:800–810.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243-253.
- MARM. 2008. Prescripciones técnicas para el seguimiento y evaluación de la efectividad de las medidas correctoras del efecto barrera de las infraestructuras de transporte.

- Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. 138 páginas http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/efecto_barrera_infraestructuras_transporte_tcm30-195793.pdf
- Márquez-Barraso, S.; del Barrio, G.; Ruiz, A.; Simón, J.C.; Sanjuán, M.E.; Sánchez, E. & Hidalgo, R. 2015. Conectividad del paisaje para tipos de hábitat zonales de interés comunitario en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 356 pp.
- Martín Duque, J.F., Bugosh, N. 2014. Examples of geomorphic reclamation on mined lands in Spain: from pioneering cases to the use of the GeoFluv method. In: 2014 OSM National Technical Forum - Geomorphic Reclamation at Coal Mines, Albuquerque, New Mexico, May 20-22. Office of Surface Mining, Reclamation and Reinforcement (OSMRE), Department of Interior, United States.
- Martín Duque, J.F., Zapico, I., Oyarzun, R., López García, J.A., Cubas, P. 2015. A descriptive and quantitative approach regarding erosion and development of landforms on abandoned mine tailings: New insights and environmental implications from SE Spain. *Geomorphology*, 239: 1-15.
- Martín-Duque, J.F., Sanz, M.A., Bodoque, J.M., Lucía A., Martín-Moreno, C. 2010. Restoring earth surface processes through landform design. A 13-year monitoring of a geomorphic reclamation model for quarries on slopes. *Earth Surf. Process. Landforms* 35: 531-548.
- Martínez-Fernández, J. (doc. Interno). Informe zonas forestales 1987-2006.
- Martínez-Fernández, J., Ruiz-Benito, P., Zavala, M.A. 2015. Recent land cover changes in Spain across biogeographical regions and protection levels: Implications for conservation policies, *Land Use Policy*, 44: 62-75.
- Martínez-Ruiz, C, Fernández-Santos, B, Gómez-Gutiérrez, J.M. 1996. Evaluación de impacto ambiental aplicada a las obras de infraestructura vial y minería a cielo abierto, en la Unión Europea, España y La Rioja. *Zubia*, 8: 205-226.
- Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B. 2001. Papel de la hidrosiembra en la revegetación de escombreras mineras. *Informes de la Construcción*, 53 (476): 27-37.
- Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B., Fernández-Gómez, M.J., Putwain P.D. 2007. Natural and man-induced revegetation on mining wastes: changes in the floristic composition at early succession. *Ecological Engineering*, 30(3): 286-294.
- Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B., Gómez-Gutiérrez, J.M. 2001. Effects of substrate coarseness and exposure on plant succession in uranium-mining wastes. *Plant Ecology*, 155: 79-89.
- Martín-López B, Iniesta-Arandia I, García-Llorente M, et al. 2012. Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLoS ONE* 7: e38970.
- Martín-Martín, C., Bunce, R., Saura, S. and Elena-Rosselló. R. 2013. Changes and interactions between forest landscape connectivity and burnt area in Spain. *Ecological Indicators* 33: 129-138.
- Martín-Moreno, C., Martín Duque, J.F., Nicolau, J.M., Hernando, N., Sanz, M., Castillo, L. 2016. Effects of topography and surface soil cover on erosion for mining reclamation. The experimental spoil heap at El Machorro mine (Central Spain). *Land Degradation & Development*, 27: 145-159.
- Marull, J., & Mallarach, J. M. (2002). La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona. *Revista Ecosistemas*, 11(2).
- Mata Olmo R. 2008. El paisaje, patrimonio y recurso para el desarrollo territorial sostenible. *Conocimiento y acción pública*. *Arbor*, 184(729), 155-172.
- Mata, C. 2003. Effectiveness of wildlife crossing structures and adapted culverts in a highway in Northwest Spain. Road Ecology Center.
- Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Malo, J. E., & Suárez, F. 2009. Seasonal changes in wildlife use of motorway crossing structures and their implication for monitoring programmes. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 14: 447-452.
- Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., & Malo, J. E. 2005. Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation*, 124: 397-405.

- Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., & Malo, J. E. 2008. Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management*, 88: 407-415.
- Mata, R. 2005. Integración de los espacios naturales protegidos en la ordenación del territorio. EUROPARC-España, Madrid.
- Mateo Sánchez, M.C., Saura Martínez de Toda, S., San Miguel Ayanz, A., Cushman, S. 2013. Mejora de la calidad y conectividad del hábitat forestal del oso pardo en la Cordillera Cantábrica: propuesta metodológica e implicaciones de gestión. En *Actas del VI Congreso Forestal Español*, Vitoria-Gasteiz. Sociedad Española de Ciencias Forestales. 16 páginas. http://oa.upm.es/26696/1/INVE_MEM_2013_158737.pdf (último acceso 07/11/2016)
- Mateo-Sánchez, M.C., Balkenhol, N., Cushman, S., Pérez, T., Domínguez, A. & Saura S. 2015. Estimating effective landscape distances and movement corridors: comparison of habitat and genetic data. *Ecosphere* 6: art59.
- Mateo-Sánchez, M.C., Balkenhol, N., Cushman, S., Pérez, T., Domínguez, A. & Saura, S. 2015. A comparative framework to infer landscape effects on population genetic structure: are habitat suitability models effective in explaining gene flow? *Landscape Ecology* (en prensa). DOI: 10.1007/s10980-015-0194-4.
- Mateo-Sánchez, M.C., Cushman, S. & Saura, S. 2014. Scale dependence in habitat selection: the case of the endangered brown bear (*Ursus arctos*) in the Cantabrian Range (NW Spain). *International Journal of Geographical Information Science* 28: 1531-1546.
- Mateo-Sánchez, M.C., Cushman, S. & Saura, S. 2014. Connecting endangered brown bear subpopulations in the Cantabrian Range (NW Spain). *Animal Conservation* 17: 430-440.
- Mather, A., 1990. *Global Forest Resources*. Bellhaven Press, London.
- Mather, A., 1992. The forest transition. *Area* 24, 367-379.
- Mawdsley JR, O'Malley R, Ojima DS (2009) A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 23, 1080-1089.
- McCarthy, J. J., Canziani, O. F., Leary, N. A., Dokken, D. J. & White, K. S., eds. 2001. *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability* (Cambridge Univ. Press, Cambridge, U.K.).
- Mckinney, M.L. 2006. Effects of urbanization in species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst.* 11:161-176
- MEA, 2005. *Ecosystem and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis Millennium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Médail, F. & Quézel, P. 1999. Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. *Conservation biology* 13 (6), 1510-1513
- Mediterranean Wetlands Observatory, 2012. "Mediterranean Wetlands: Outlook. First Mediterranean Wetlands Observatory report - Technical report" (Tour du Valat, France, 2012).
- Meinesz, A., & Lefevre, J. R. (1984). Régénération d'un herbier de *Posidonia oceanica* quarante années après sa destruction par une bombe dans la rade de Villefranche (Alpes-Maritimes, France). In *International Workshop on Posidonia oceanica beds* (Vol. 2, pp. 39-44).
- Meli P, Rey Benayas JM, Balvanera P, and Martínez Ramos M. 2014. Restoration Enhances Wetland Biodiversity and Ecosystem Service Supply, but Results Are Context-Dependent: A Meta-Analysis. *PLoS ONE* 9: e93507.
- Merino J, Millán JA. 2010. Importancia de las vías pecuarias como corredores ecológicos. CONAMA. Comunicación técnica.
- Mestre I, Casado MJ, Rodríguez E (2015) Tendencias observadas y proyecciones de cambio climático sobre España. En: Herrero A & Zavala MA (eds.) *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 87-98.
- Meyer, W.B., Turner, II, B.L. (Eds.), 1994. *Changes in Land Use and Land Cover: a Global Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Midgley, G. F. 2012. Biodiversity and ecosystem function. *Science*, 335(6065), 174-175.

Referencias bibliográficas

- Milder, A.I., Fernández-Santos, B., Martínez-Ruiz, C. 2013. Colonization patterns of woody species on lands mined for coal in Spain: preliminary insight for forest expansion. *Land Degradation and Development*, 24:39-46.
- Millenium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press.
- Milne, E., Aspinall, R.J. and Veldkamp, A. 2009. Integrated modelling of natural and social systems in land change science. In: *Landscape ecology*, 24 1145-1147. 9 pp.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Eds.) 2006 *Forestación de tierras agrícolas: análisis de su evolución y contribución a la fijación de carbono y uso racional de la tierra*. Dirección General de Desarrollo Rural. Madrid. 376 pp.
- Ministerio de Fomento. 1999. *Manual para la redacción de informes de los programas de vigilancia y seguimiento ambiental de carreteras*. Dirección General de Carreteras. Ministerio de Fomento, Madrid. 120 páginas. <http://www.fomento.gob.es/NR/rdonlyres/0AAEC95D-6C53-4722-97AD-DAFFCC630D79/70352/0210500.pdf>
- Ministerio de Fomento. 2014. https://www.fomento.gob.es/NR/rdonlyres/E0806C53-CBAA-45AD-B737-2815D0553D62/146389/Evo_2017.pdf
- Ministerio de Fomento. 2016. Ministerio de Fomento. www.fomento.gob.es
- Ministerio de Industria, Energía y Turismo, 2013. *Estadística minera de España 2013*. <http://www.minetur.gob.es/energia/mineria/Estadistica/2013/anual%202013.pdf>
- Mitchell MGE, Bennett EM, González A. 2013. Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. *Ecosystems* 16: 894–908.
- Mitsch W. J. et al. 2012. Wetlands, carbon, and climate change. *Landsc. Ecol.* 28, 583–597.
- MMA, 2000. *Indicadores ambientales. Una propuesta para España*. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Ministerio de Medio Ambiente. 146 páginas.
- MMA, 2005. *Estrategia Española para la Conservación y Uso sostenible de la Diversidad Biológica*. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación para la Naturaleza. 160 pp. Disponible en: http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/planes-y-estrategias/index_estrategia_espaniola.aspx
- Mola, I., Jiménez, M. D., López-Jiménez, N., Casado, M. A., & Balaguer, L. 2011. Roadside reclamation outside the revegetation season: management options under schedule pressure. *Restoration Ecology*, 19(1), 83-92.
- Montanari R, Marasmi C. 2012. New tools for coastal management in Emilia-Romagna. COASTANCE PROJECT.
- Montero, G. 1997. Breve descripción de proceso repoblador en España (1940 - 1995). *Legno Celulosa Carta* 4: 25-42.
- Montero, G. y Serrada, R.; 2013. La situación de los bosques y el sector forestal en España - ISFE 2013. Edit. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Lourizán (Pontevedra). 252 pp.
- Montgomery, D.R. 2006. Geomorphology and restoration ecology. *Journal of Contemporary Water Research and Education*, 134: 19-22.
- Montiel Molina, C. 2004 *Forestación y paisaje agrario En: De simón Navarrete, E.; González Rebollar, J.L. (Coords.) Forestación en paisajes agrarios*. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca. Pp: 15-40
- Montiel, C. 1990. Los montes de utilidad pública en la provincia de Alicante. Universitat d'Alacant – Caja de Ahorros Provincial de Alicante. Alacant. 227 pp.
- Morandin, L., Winston, M. 2006. Pollinators provide economic incentive to preserve natural land in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116: 289-292.
- Morata A. 2014. Guía de escenarios regionalizados de cambio climático sobre España a partir de los resultados del IPCC-AR4. Nota Técnica AEMET.
- Moreira, F., Arianoutsou, M., Corona, P., and De Las Heras, J., (eds.). 2011. *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*. Vol 24. Springer Netherlands.

- Moreno, J. M., Rosa, D. D. L., Zazo, C. 2005. Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. España. Ministerio de Medio Ambiente.
- Naumann, S., McKenna D., Kaphengst, T., Pieterse, M., Rayment, M. (2011). Design, implementation and cost elements of Green Infrastructure projects. Final report to the European Commission, DG Environment, Contract no. 070307/2010/577182/ETU/F.1, Ecologic institute and GHK Consulting. http://ec.europa.eu/environment/enveco/biodiversity/pdf/GI_DICE_FinalReport.pdf.
- Moreno-Mateos D., M. E. Power, F. A. Comín, R. Yockteng. 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biol.* 10, e1001247.
- Morphet, J. 2016. Infrastructure Delivery Planning. An effective practice approach, policy Press (University of Bristol), Bristol (Great Britain).
- Mouchet MA, Lamarque P, Martín-López B, Crouzat E, Gos P, Byczek C, Lavorel S. 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Global Environmental Change*: 28 298–308. 10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012
- Mustard, J., Fisher, T., & Moran, E. 2004. Land-use and land-cover change pathways and impacts, in *Land Change Science: Observing, Monitoring and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Myers *et al.*, 2000; Norman Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; da Fonseca, G.A.B. & Kentj. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858
- National Academies of Sciences, Engineering and Medicine. 2016. Attribution of Extreme Weather Events in the Context of Climate Change. Washington, DC. The National Academies Press.
- Naumann S, Anzaldúa G, Berry P, Burch S, Davis M, Frelilarsen A, Gerdes H, Sanders M (2011b). Assessment of the potential of ecosystem-based approaches to climate change adaptation and mitigation in Europe. Final report to the European Commission, DG Environment.
- Naumann S, McKenna D, Kaphengst T, Pieterse M, Rayment M (2011a). Design, implementation and cost elements of Green Infrastructure projects. Final report. Brussels: European Commission.
- Navarro, R., Guzmán, J.R., Herrera, R., Lara, P.A., Torres, M., Ceacero, C., Del Campo, A., Bautista, S., 2009. Monitoring Guidelines for the Implementation of Forest Restoration Projects in Mediterranean Regions. In: *Land Restoration to Combat Desertification*. Bautista, S., Aronson, J. and Vallejo, V.R. eds. pp. 73-86. Fundación CEAM, Valencia.
- Naveh, Z. 1989. Landscape Ecology as a bridge between bioecology and human ecology. In *Proceedings of the International Conference on Cultural Aspects of Landscape*. June 28-30, 1989 Castle Groeneveld, Baarn, The Netherlands.
- Nelson E, Mendoza G, Regetz J, *et al.* 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front Ecol Environ* 7: 4–11.
- Nickling WG, McKenna Newman C. 2009. Aeolian sediment transport. In: A Parsons & A D Abrahams (ed.), 2009. *Geomorphology of desert environments*, 517-555.
- Nickling, W.G., Davison-Arnott G.D. 1990. Aeolian Sediment Transport on Beaches and Coastal Sand dunes. Conference: Canadian Symposium on Coastal Sand Dunes, Canadian Coastal Science and Engineering Association, At Guelph, Ontario.
- Nicolau, J.M. 2003. Trends in relief design and construction in opencast mining reclamation. *Land Degradation and Development*, 14: 215-226.
- Nicolau, J.M., Espigares, T., Merino, L., Moreno de las Heras, M., Nyssen, S., Pérez-Domingo, S. 2010. Sobre la compatibilidad de la minería del carbón a cielo abierto con la sostenibilidad ambiental. El caso de las cuencas de Teruel. En: García Álvarez, A., Cantó Portillo, F. (eds.): *Plan Director para la Restauración Edafopaisajística y Recuperación Ambiental de los Espacios Degradados por la Minería del Carbón en la Comarca de El Bierzo*. CIUDEN Y CIEMAT, León: 237-262.
- Nicolau, J.M., Moreno de las Heras, M. 2009. *Minería y Desarrollo Sostenible: Una perspectiva desde la Ecología*. En: Barrera-Castaño, J.I., Contreras-Rodríguez, S., Ochoa-Carreño, A., Perilla-Castro, Garzón-Yepes, N., Rondón-

- Camacho, D.C. (eds.): Restauración Ecológica de Áreas Afectadas por Minería a Cielo Abierto en Colombia: 83-91. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, D.C., Colombia.
- Nicolau, JM & Moreno de las Heras, M. 2005. Opencast mining reclamation. In: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (Eds.). Forest Restoration in Landscapes: Beyond planting Trees. WWF/Springer, Berlin. Germany, pp.: 370-376.
- Nordstrom, K., Lotstein, E. 1989. Perspectives on resource use of dynamic coastal dunes. *Geogr. Rev.*, 79: 1-12.
- Nunes, A. et al. 2016. Ecological restoration across the Mediterranean Basin as viewed by practitioners. *Science of the Total Environment*, 566-567: 722-732.
- Obiol, E.M. 2003. La regeneración de playas como factor clave del avance del turismo valenciano. *Cuad. Geogr.* 73/74: 121-146.
- Observatorio de la Sostenibilidad en España. 2010. Biodiversidad en España, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Fundación Biodiversidad y Fundación Universidad de Alcalá.
- Obst C, Hein L, Bram Edens B. 2016. National Accounting and the Valuation of Ecosystem, Assets and Their Services. *Environ. Resour. Econ.* 64, 1-23.
- Ohliger T. 2015. La política de medio ambiente: principios generales y marco básico. Fichas técnicas sobre la Unión Europea. Parlamento Europeo, Bruselas. http://www.europarl.europa.eu/ftu/pdf/es/FTU_5.4.1.pdf (último acceso 07/11/2016)
- Ojima, D.S., Galvin, K.A., Turner, B.L.I.I., 1994. The global impact of land-use change. *Bioscience*, 44 (5), 300-304.
- Oliet, J.; Navarro, R.; Contreras, O. 2003. Evaluación de la aplicación de mejoradores y tubos en repoblaciones forestales Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. 234 pp
- Oliet, J.A.; Puértolas, J.; Planelles, R.; Jacobs, D.F. 2013 Nutrient loading of forest tree seedlings to promote stress resistance and field performance: a Mediterranean perspective *New Forests* 44(5): 649-669. DOI 10.1007/s11056-013-9382-8
- Olivero J, Márquez AL, Arroyo B. 2011. Modelización de las áreas agrarias y forestales de alto valor natural en España. IREC. 166pp. http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/inf_final_mod_agrarias_forestales_a_v_n_espana_tcm30-195893.pdf
- Ollero, A. 2011. Sobre el objeto y la viabilidad de la restauración ambiental. *Geographicalia*, 59-60: 267-279.
- Ollero, A. 2015. Guía metodológica sobre buenas prácticas en restauración fluvial (manual para gestores). Contrato de río del Matarraña, 111 p., Zaragoza.
- Oñate, J.J., Suárez, F., Peco, B., Llusia, D., Castañeda, M., Bardají, I., Atance, I. y Apesteguía, A. (2003). Programa piloto de acciones de conservación de la biodiversidad en sistemas ambientales con usos agrarios en el marco del desarrollo rural. Ministerio de Medio Ambiente. Inédito. http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/capitulos_1-2_cd_tcm30-195919.pdf
- Opdam, P. y Wascher, D. 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, 117: 285-297.
- Orth, R. J., Luckenbach, M. L., Marion, S. R., Moore, K. A., & Wilcox, D. J. (2006). Seagrass recovery in the Delmarva coastal bays, USA. *Aquatic Botany*, 84(1), 26-36.
- Ortuño, F. 1990. El Plan para la Repoblación Forestal de España del año 1939. Análisis y comentarios. *Ecología, Fuera de Serie* 1: 373-392.
- OS 2014. Informe de la sostenibilidad en España (SOS 2014). Observatorio de la Sostenibilidad.
- OSB (Ocean Studies Board) 2001. Marine Protected Areas. Tools for Sustaining Ocean Ecosystems. National Academy of Sciences, Washington, D.C. USA.
- OSE, 2012. Informe de la sostenibilidad en España. Observatorio de la Sostenibilidad en España.
- OSE. 2006. Cambios de ocupación del suelo en España. Implicaciones para la sostenibilidad. Observatorio de la Sostenibilidad en España.
- OSE. 2006. Informe de la sostenibilidad en España. Observatorio de la Sostenibilidad en España.

- OSE. 2011. Biodiversidad en España. Base de la sostenibilidad ante el cambio global. Observatorio de la Sostenibilidad en España.
- OSE. 2011. Informe de la sostenibilidad en España. Observatorio de la Sostenibilidad en España.
- Otero, I., J. Marull, E. Tello, G. L. Diana, M. Pons, F. Coll, and M. Boada. 2015. Land abandonment, landscape, and biodiversity: questioning the restorative character of the forest transition in the Mediterranean. *Ecology and Society* 20(2): 7.
- Oteros-Rozas E, Gonzalez JA, Martin-Lopez B, et al. 2012. Evaluating Ecosystem Services in Transhumance Cultural Landscapes An Interdisciplinary and Participatory Framework. *Gaia-Ecol Perspect Sci Soc* 21: 185–93.
- Oteros-Rozas E, Gonzalez JA, Martin-Lopez B, et al. 2012. Evaluating Ecosystem Services in Transhumance Cultural Landscapes An Interdisciplinary and Participatory Framework. *Gaia-Ecol Perspect Sci Soc* 21: 185–93.
- Oteros-Rozas E., Martín-López B., Daw T.M., Bohensky E.L., Butler J.R.A., Hill R., Martin J., Quinlan A., Raveira F., Ruiz-Mallén I., Thyresson M., Mistry J., Palomo I., Peterson G.D., Plieninger T., Waylen K.A., Beach D.M., Bohnet I.C., Hamann M., Hanspach J., Hubacek K., Lavorel S., Vilardey S.P. 2015. Participatory scenario planning in place-based social-ecological research: insights and experiences from 23 case studies. *Ecology and Society* 20(4): 32 (<http://www.ecologyandsociety.org/vol20/iss4/art32>).
- Pallarés-Blanch, M.; Prados, M.J. Tulla, A.F. 2014. Naturbanization and Urban – Rural Dynamics in Spain: Case Study of New Rural Landscapes in Andalusia and Catalonia. *European Countryside* 6(2): 118–160.
- Palma Fernández, J. L. 2016. Derecho Agroalimentario. 4ª ed., Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Palomares, M. y Thiaw, I 2009. Directrices relativas a la colocación de arrecifes artificiales. Convenio de Londres y Protocolo/PNUMA.
- Pan et al. 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* 333, (6045): 988-993
- Papanastasis, V.P.; Bautista, S.; Chouvardas, D.; Mantzanas, K.; Papadimitriou, M.; Mayor, A.G.; Koukioumi, P., Papaioannou, A.; Vallejo, V.R., 2015. Comparative assessment of goods and services provided by grazing regulation and reforestation in degraded Mediterranean rangelands. *Land Degradation & Development*. DOI: 10.1002/ldr.2368.
- Parcerisas, L., Marull, J., Pino, J., Tello, E., Coll, F., Basnou, C., 2012. Land use changes, landscape ecology and their socioeconomic driving forces in the Spanish Mediterranean coast (El Maresme Country, 1850–2005). *Environ. Sci. Policy* 23, 120–132.
- Patrimonio Natural de Castilla y León (Boletín Oficial de Castilla y León, nº 61, de 30 de marzo de 2015) [<http://bocyl.jcyl.es/boletines/2015/03/30/pdf/BOCYL-D-30032015-1.pdf>].
- Pausas J.G. & Ribeiro E. 2013. The global fire-productivity relationship. *Global Ecol. & Biogeogr.* 22: 728-736
- Pearce, D. W., Markandya, A., Barbier, E. 1989. Blueprint for a green economy (Vol. 1). Earthscan.
- Pearce, D.W., Turner, R.K. 1989. Economics of Natural Resources and the Environment. Johns Hopkins University Press.
- Pedroli, B., Pinto-Correia, T., & Cornish, P. 2006. Landscape – what's in it? Trends in European landscape science and priority themes for concerted research. *Landscape Ecology*, 21(3), 421–430.
- PEIT, 2005. http://www.fomento.gob.es/mfom/lang_castellano/_especiales/peit/
- Peiteado C, & Fuentelsaz F. 2012. Sistemas y Zonas de Alto Valor Natural y producción ecológica. *AgroEcología*, 8: 53-55.
- Pemán García, J.; Navarro Cerrillo, R.M.; Nicolás Peragón, J.L.; Prada Sáez, M.A.; Serrada Hierro, R. (Coords.) 2013. Producción y Manejo de semillas y plantas forestales. Tomo II Naturaleza y parques nacionales. Serie Forestal. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
- Peña, J., Bonet, A., Bellot, J., Sánchez, J.R., Eisenhuth, D., Hallett, S., Aledo, A. 2007. Driving forces of land-use change in a cultural landscape of Spain. In: Koomen, E., Stillwell, J., Bakema, A., Scholten, H.J. (Eds.), *Modelling Land-Use Change*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

- Peñuelas, J.L., Ocaña, L. 2000. Cultivo de plantas forestales en contenedor. Mundiprensa, Madrid. 190 pp.
- Pérez A., Muñoz M., Páez K., Triana J. 2009. The Ecosystem Approach and Climate Change Adaptation: lessons from the Chingaza Massif. IUCN, Colombia.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., García-Charton, J.A., Salas, F. 2008. European marine protected areas (MPAs) as tools for fisheries management and conservation. *Journal for Nature Conservation* 16:187-192.
- Pielke, RA., Marland, G.; Betts, RA, Chase, TN, Eastman, JL., Niles, JO., Niyogi, DS., Running, SR. 2002. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A*, 360: 1705-1719
- Pimm SL., Raven P. 2000. Biodiversity. Extinction by numbers. *Nature* 24;403 (6772):843-5.
- Pineda, F. D., Schmitz, M. F., DE Aranzabal, I., Hernández, S., Bautista, C. & Aguilera, Y. P. 2010. Conectividad ecológica horizontal y vertical. *Proyectos de investigación en Parques Nacionales: 2006-2009*.
- Pino, J., Rodà, F., Ribas, J., & Pons, X. (2000). Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape and Urban Planning*, 49(1), 35-48.
- Piñeiro, J.; Maestre, F.T.; Bartolomé, L.; Valdecantos, A. 2013 Ecotechnology as a tool for restoring degraded drylands: a meta-analysis of field experiments *Ecological engineering* 61 (2013) 133–144
- Plagányi, E.E. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, 477. FAO, Rome, Italy.
- Plan Forestal Español, aprobado por el Consejo de Ministros el 5 de julio de 2002 [http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/pfe_tcm30-155832.pdf], y Anexos [http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/pfe_anexo_tcm30-155834.pdf].
- PNACC, 2006. “Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático. Marco para la coordinación entre Administraciones Públicas para las actividades de evaluación de impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático”, aprobado por el Consejo de Ministros en 2006 [http://www.mapama.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/pna_v3_tcm7-12445_tcm30-70393.pdf].
- Poloczanska, E. S., Brown, C. J., Sydeman, W. J., Kiessling, W., Schoeman, D. S., Moore, Brander, K., Bruno, J.F., Buckley, L.B., Burrows, M.T, Duarte, C. M., Halpern, B.S., Holding, J., Kappel, C.V., O’Connor, M.I., Pandolfi, J.M., Parmesan, C., Schwing, F., Thompson, S.A., Richardson, A.J. 2013. Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, 3(10), 919-925.
- Pontius Jr., R.G., Boersma, W., Castella, J.C., Clarke, K.C., de Nijs, T., Dietzel, C., Duan, Z., Fotsing, E., Goldstein, N., Kok, K., Koomen, E., Lippitt, C.D., McConnell, W., Sood, A.M., Pijanowski, B., Pithadia, S., Sweeney, S., Ngoc Trung, T., Veldkamp, A. and Verburg, P.H. 2008. Comparing the input, output, and validation maps for several models of land change. In: *Annals of regional science*, 42 (2008)1 pp. 11-37.
- Por, F.D., 1978. Lessepsian migration: the influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez Canal. *Ecological studies*. Springer-Verlag.
- Prenda Marín, J., Clavero Pineda, M., Blanco Garrido, F., & Rebollo Vega, A. J. (2003). Consecuencias ecológicas de la creación de embalses en el ámbito mediterráneo: el caso de los peces. En Arrojo, P. y del Moral, L. (coords.) *La Directiva Marco del Agua: realidades y futuros. III Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas*. Fundación Nueva Cultura del Agua, Zaragoza, 787
- Pressey, R.L.; Humphries, C.J.; Margules, C.R.; Vane-Wright, R.I.; Williams, P.H. (1993). Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution*, 8 (4): 124-128
- Pretty, J. N., Noble, A. D., Bossio, D., Dixon, J., Hine, R.E., Penning de Vries, F. W. T., y Morison, J. I. L. 2006. Resource-Conserving Agriculture Increases Yields in Developing Countries. *Environmental Science and Technology* 40 (4): 1114-1119.
- Priess, J. A., Mimler, M., Klein A.M., Schwarze, S., Tscharnkte, T. y Steffan-Dewenter, I. 2007. Linking deforestation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry systems. *Journal of Applied Ecology* 17 (2): 407-17.

- Programa Vías Verdes, 2016. <http://www.viasverdes.com/>
- Puigdefabregas, J. (1998) Ecological impacts of global change on drylands and their implications on desertification. *Land Degradation and Rehabilitation* 9: 393-406
- Pungetti, G. 2001. The link between local communities and scientific experts in the framework of regional planning questions in Italy. En: *The partnership of local and regional authorities in the conservation of biological and landscape diversity*. Council of Europe, Strasbourg, pp. 119-125.
- Pungetti, G. 2003. "Diseño ecológico del paisaje. Planificación y conectividad en el mediterráneo y en Italia". En García Mora, M. R. (Coord.) *Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea*. Sevilla. Junta de Andalucía: 111-124.
- Purcell, J.F.H., Cowen, R.K., Hughes, C.R., Willams, D.A. 2006. Weak genetic structure indicates strong dispersal limits: A tale of two coral reef fish. *Proceedings of the Royal Society B* 273:1483-1490.
- Puscaddu A, Fiordelmondo C, Polymenakou P *et al.* 2005. Effects of bottom trawl in gon the quantity and biochemical composition of organic matter in coastal marine sediments. *Cont Shelf. Res.*, 425:2491-2505.
- Putten, W. H., Bardgett, R. D., Bever, J. D., Bezemer, T. M., Casper, B. B., Fukami, T., ... & Suding, K. N. 2013. Plant-soil feedbacks: the past, the present and future challenges. *Journal of Ecology*, 101(2), 265-276.
- Quétier, F., Tapella, E., Conti, G., Cáceres, D., Díaz, S., 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta ecológica* 84, 17-26.
- Ramírez Sanz, L. (coord.). 2002. *Indicadores ambientales: situación actual y perspectivas*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 306 páginas.
- Raudsepp-Hearne, C., G. D. Peterson, E. M. Bennett. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing trade-offs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 5242-7.
- RD 2090/2008, de 22 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental. BOE 308: 51626-51646, de 23 de diciembre. Modificado por el RD 183/2015, de 13 de marzo (BOE 83: 29407-29446 de 7 de abril).
- Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, por el que se aprueba el Plan Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 2011-2017 (BOE núm. 236, de 30/09/2011) [<http://www.boe.es/boe/dias/2011/09/30/pdfs/BOE-A-2011-15363.pdf>].
- Real Decreto 2994/1982 de 15 de octubre, sobre restauración de espacios naturales afectados por actividades extractivas. *Boletín Oficial del Estado*, nº 274 de 15 de noviembre de 1982, pp. 31246-31247.
- Real Decreto 556/2011, de 20 de abril, para el desarrollo del Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad (BOE núm. 112, de 11/05/2011) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2011-8228>]
- Real Decreto 777/2012, de 4 de mayo, por el que se modifica el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. *Boletín Oficial del Estado*, nº 118 de 17 de mayo de 2012, pp. 35903-35922.
- Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los títulos preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas (BOE núm. 103, de 30/04/1986) [<http://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1986-10638>].
- Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras (BOE núm. 143, de 13/06/2009) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2009-9841>].
- Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas (BOE núm. 176, de 24/07/2001) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2001-14276>].
- Real Decreto Legislativo 7/2015, de 30 de octubre, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Suelo y Rehabilitación Urbana (BOE núm. 261, de 31/10/2015) [<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2015-11723>].

- Red Biodiversidad, 2011. Federación Española de Municipios y Provincias. Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente. <http://redbiodiversidad.es/>
- Reed, M. 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation*, 141: 2417-2431.
- RESOLUCIÓN de 11 de noviembre de 2015, de la Consejera de Vivienda, Obras Públicas y Vertebración del Territorio, por la que se inicia el Plan de Acción Territorial de la Infraestructura Verde del Litoral de la Comunidad Valenciana (DOGV nº 7658, de 16/11/2015) [http://www.dogv.gva.es/datos/2015/11/16/pdf/2015_9224.pdf]. Borrador del Plan y el Documento Inicial Estratégico a efectos de la Evaluación Ambiental Estratégica <http://www.upv.es/contenidos/CAMUNISO/info/U0714876.pdf>.
- Rey Benayas JM, Newton AC, Diaz A, Bullock JM. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325(5944): 1121-1124.
- Rey Benayas, J.M, Bullock, J. M. and Newton, A. C. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 329–336.
- Rey Benayas, J.M, Bullock, J.M. 2015. Vegetation restoration and other actions to enhance wildlife in European agricultural landscapes. In: Pereira HM, Navarro LM (eds.) *Rewilding European Landscapes*, 127-142, Springer International Publishing, Switzerland.
- Rey Benayas, J.M. y de Torre Ceijas, R. 2016. Medidas para fomentar la conectividad entre espacios naturales protegidos y otros espacios de elevado valor natural. Síntesis temática para la “Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológica”. Síntesis temática IV. MNCN-CSIC. Madrid.
- Rey Benayas, J.M., Martins, A., Nicolau, J.M. & Schulz, J. 2007. Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2007 2, No. 057.
- Rey Benayas, J.M.; Bullock, J.m. 2012 Restoration of Biodiversity and Ecosystem Services on Agricultural Land Ecosystems. DOI: 10.1007/s10021-012-9552-0
- Rey-Benayas, J.M.; Loreto Martínez-Baroja, Lorenzo Pérez-Camacho, Pedro Villar-Salvador & Karen D. Holl. 2016. Guía para la plantación de setos e islotes forestales en campos agrícolas mediterráneos Fundación Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas. Madrid 48 pp.
- Rey-Benayas, J.M.; Loreto Martínez-Baroja, Lorenzo Pérez-Camacho, Pedro Villar-Salvador & Karen D. Holl. 2015. Predation and aridity slow down the spread of 21-year-old planted woodland islets in restored Mediterranean farmland New Forests.
- Reyers, B.; O’Farrell, P.J.; Cowling, R.M.; Egoh, B.N.; Le Maitre, D.C.; Vlok, J.H.J. (2009) Ecosystem services, land-cover change, and stakeholders: finding a sustainable foothold for a semiarid biodiversity hotspot. *Ecology and Society* 14(1): 23.
- Rice KJ, Emery NC (2003) Managing microevolution: restoration in the face of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 469-478.
- Ricketts, T. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., y Michener, C. D. 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 12579-12582.
- Rindfuss, R., Walsh, S., Fox, J., & Mishra, V. 2004. Developing a science of land change: Challenges and methodological issues. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol. 101 No. 39 13976-13981.
- Rindfuss, R.R., B. Entwisle, S.J. Walsh, L. An, N. Badenoch, D.G. Brown, P. Deadman, T.P. Evans, et al. 2008. Land use change: Complexity and comparisons. *Journal of land use science* 3: 1–10.
- Ritson, C., and D. R. Harvey, eds. 1997. *The Common. Agricultural Policy*, 2nd edition. Wallingford, UK: CAB International.
- Rivera, D. 2012. Dinámica de la revegetación en taludes de infraestructuras lineales: manejo y optimización de la cobertura vegetal. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Rivera, D., Jáuregui, B. M., & Peco, B. 2012. The fate of herbaceous seeds during topsoil stockpiling: restoration potential of seed banks. *Ecological Engineering*, 44, 94-101.

- Rivetti I., Frascchetti S., Lionello P., Zambianchi E., Boero F. 2014. Global warming and mass mortalities of benthic invertebrates in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE*, 9(12): e115655.
- Rizzo, A. E and Z. Amaral, A. C. 2001. Environmental variables and intertidal beach annelids of São Sebastião Channel (State of São Paulo, Brazil). *Rev. biol. trop.*, 49, 849-857.
- Roberts, C.M. 1997. Ecological advice for the global fisheries crisis. *Trends in Ecology and Evolution* 12:35-38.
- Rodoman BB. 1974. Polijarzacija landsafta kak sredstvo sochraenija biosfery i rekreacionnyh resursov [Polarization of landscape as a manage agent in protection of biosphere and recreational resources]. In *Resursy, Sreda, Raselenije*, Nauka: Moskva, pp. 150-162.
- Rodríguez, J., Reul, A. 2010. Biodiversidad y servicios de los ecosistemas marinos. <http://riuma.uma.es/xmlui/handle/10630/4521>
- Rodríguez, J., Ruiz, J. 2010. Conservación y protección de ecosistemas marinos: conceptos, herramientas y ejemplos de actuaciones. *Revista Ecosistemas*, 19(2).
- Roig Munar, F. X. ed. 2016. Restauració i gestió de sistemes dunars. *Estudi de casos. Recerca i Territori* 8.
- Rojo, L., Bautista, S., Orr, B.J., Vallejo, V.R., Cortina, J., Derak, M., 2012. Prevention and restoration actions to combat desertification. An integrated assessment: The PRACTICE project. *Sécheresse*, 23: 219-226.
- Romero-Calcerrada and Perry, 2004; Romero-Calcerrada R. & Perry, G.L.W. (2004) The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA Encinares del rio Alberche y Cofio, Central Spain, 1984–1999. *Landscape and Urban Planning*; 66:217–32.
- Rosales, A., E. Ron y G. Pérez-Castresana. 2010. ¿Atracción o producción en hábitats artificiales? Una revisión. *Gula and Caribbean Fisheries Institute*. Nov (2-6): 30-35 pp.
- Rosell, C., Álvarez, G., CAHIL, S., Campeny, R., Rodríguez, A., & Séiler, A. 2003. COST 341. La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España.
- Rounsevell MDA, Pedrolí B, Erb K-H, Gramberger M, Busck AG, Haberl H, Kristensen S, Kuemmerle T, Lavorel S, Lindner M et al. 2012. Challenges for land system science. *Land Use Policy* 29:899–910.
- Rouse, D. C., Bunster-Ossa, I. F. 2013. “Green Infrastructure: A Landscape Approach”, American Planning Association-Planning Advisory Service-Report Number 571, Chicago (Illinois, USA).
- Rubinstein Y., Groner Y., Yizhaq, H., Svovary, T., Bar, P. 2013. An eco-spatial index for evaluating stabilization state of sand dunes. *Aeolian research*, 9: 75-87.
- Ruiz de la Torre, 1990. Memoria General del Mapa Forestal de España. ICONA. Madrid. 191 pp.
- Ruiz, G.M., Carlton, J.T., Grosholz, E.D., Hines, A.H., 1997. Global invasions of marine and estuary in habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent and consequences. *American Zoologist* 37, 621–632.
- Ruiz-Benito, P; Cuevas, J.A.; Bravo de la Parra, R.; Prieto, F.; García del Barrio, J.M.; and Zavala, M.A. (2010). Land use change in a Mediterranean metropolitan region and its periphery: assessment of conservation policies through CORINE Land Cover data and Markov models. *Forest Systems* 19(3), 315-328
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, R., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R, Lodge, D, Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, MD. y Wall H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 5459-5770.
- Salvati, L., Gargiulo, V., Rontos, K., & Sabbi, A. 2013. Latent exurban development: city expansion along the rural-to-urban gradient in growing and declining regions of Southern Europe. *Urban Geography*, 34, 376-394.
- San Miguel, A., Ballesteros, F., Blanco, J. C., Palomero, G., Lorenzo, J. L. G., Manzanedo, M. G., ... & Palazón, S. 2012. Manual de buenas prácticas para la gestión de corredores oseros en la Cordillera Cantábrica.
- SANBI y UNEP-WCMC. 2016. Mapping biodiversity priorities: A practical, science-based approach to national biodiversity assessment and prioritisation to inform strategy and action planning. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

<http://www.sanbi.org/sites/default/files/documents/documents/mapping-biodiversity-priorities-web.pdf> (último acceso 07/11/2016)

Sánchez Lizaso, J. L., Bayle, J. T., González Correa, J. M., Ramos Esplá, A., Sánchez Jerez, P., & Valle, C. 2002. Impacto de la pesca de arrastre sobre las praderas de Posidonia oceanica en el Mediterráneo ibérico. Actas de la Séptima Reunión del Foro Científico sobre la Pesca Española en el Mediterráneo.

Sánchez Poveda, M., Escrituela Corella, J., Pérez Blaya, E., Gallego Balboa, C., Briz Ena, A. y Alemán Larrosa, J.F. 2003. Seguimiento del arrecife artificial de Cabo Cope-Puntas de Calnegre y caracterización de la pradera de Posidonia oceanica. Informe de Mediterráneo Servicios Marinos para la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente Región de Murcia

Sánchez-Cuervo, A.M., Aide, T.M., Clark, M.L., Etter, A., 2012. Land Cover Change in Colombia: Surprising Forest Recovery Trends between 2001 and 2010. PLoS ONE 7(8), e43943.

Santos y Ganges L, Herrera Calvo PM (coords.). 2013. Planificación espacial y conectividad ecológica. Los corredores ecológicos. Universidad de Valladolid. Dossier Ciudades, 1.

Santos, T. and Tellería, J.L. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: Efecto sobre la conservación de las especies. Ecosistemas, 15, 1-7.

Santos, T.; Tellería, J.L. 1998. Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados ibéricos en las mesetas ibéricas. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Colección Técnica.

Sastre, P. y Guillén, D. F. 2001: Cereal steppes in Central Spain. En: L. Buguñá Hoffman (Ed.). Agricultural functions and biodiversity – A European stakeholder approach to the CBD agricultural biodiversity work program. European Centre for Nature Conservation, Tilburg.

Sastre, P., de Lucio, J.V. y Martínez, C., 2002. Modelos de conectividad del paisaje a distintas escalas. Ejemplos de aplicación en la Comunidad de Madrid. Ecosistemas 2002/2.

Saura Martínez de Toda S, González Ávila S, Elena Roselló R. 2011. Evaluación de los cambios en la conectividad de los bosques: el índice del área conexas equivalente y su aplicación a los bosques de Castilla y León. Revista Montes, 106: 15-21.

Saura S, Estreguil C, Mouton C, Rodríguez-Freire M. 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990-2000). Ecological Indicators 11:407-416.

Saura, S. y Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. Landscape and Urban Planning 83: 91–103.

Saura, S., y Rubio, L. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. Ecography 33: 523-537.

Schröter, D. et al. 2005. Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. Science 310:1333-1337.

SECF. 2010. La Situación de los Bosques y el Sector Forestal en España - ISFE 2010.

Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica 2010. Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 3. Montreal, 94 pp.

Selkoe, K.A., Watson, J.R., White, C. et al., 2010 “Taking the chaos out of genetic patchiness: seascape genetics reveal ecological and oceanographic drivers of genetic patterns in three temperate reef species,” Molecular Ecology, vol. 19, no. 17, pp. 3708–3726.

SEO, 2016. <http://www.seo.org>

Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F.V., Lautenbach, S., Schmidt, S. (2011): A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead, Journal of Applied Ecology, 48, 630–636.

SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004. The SER International Primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International. Disponible en <http://www.ser.org>

- Serra, E., Pedrat, M. 2013. Evolución histórica de los criterios de restauración aplicados en escenarios mineros. En: García, A., Travieso, J.R. (eds.), Restauración ecológica en minería. De la Teoría a la práctica. Fundación Ciudad de la Energía, Ministerio de Industria, Energía y Turismo, Gobierno de España, pp.1-18.
- Serra, P.; Vera, A.; Tulla, A.F.; Salvati, L. 2014. Beyond urban-rural dichotomy: Exploring socioeconomic and land-use processes of change in Spain (1991-2011). *Applied Geography* 55: 71-81
- Serronha, A. M., Mateus, A. R. A., Eaton, F., Santos-Reis, M., & Grilo, C. 2013. Towards effective culvert design: monitoring seasonal use and behavior by Mediterranean mesocarnivores. *Environmental Monitoring & Assessment*, 185: 6235-6246.
- Seto, K.C., M. Fragkias, B. Güneralp, and M.K. Reilly. 2011. A metaanalysis of global urban land expansion. *PLoS One* 6: e23777.
- SGCDAE. 2015. Agricultura Ecológica - Estadísticas 2014. Subdirección General de Calidad Diferenciada y Agricultura Ecológica. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 171pp. Madrid.
- Short FT, Coles RG, eds. 2001. *Global Seagrass Research Methods*. Amsterdam: Elsevier.
- Shrestha, R.K., Lal, R. 2011. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma*, 161: 168-176.
- Siegel D.A., Mitarai S., Costello C.J., Gaines S.D., Kendall B.E. et al. 2008. The stochastic nature of larval connectivity among near shore marine populations. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 105: 8974-8979.
- Simón, J.C., García, R., Del Barrio, G., Ruiz, A., Márquez, S., Sanjuán, M.E. 2013. Diseño de una metodología para la aplicación de indicadores del estado de conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 318 páginas. http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/indicadores_tcm30-197157.pdf (último acceso 07/11/2016)
- Skourtos M., Kontogianni A., Harrison P. A. 2010: "Reviewing the dynamics of economic values and preferences for ecosystem goods and services", *Biodiversity and conservation* 19 (10), 2855-2872.
- Skov F, Svenning JC. 2004. Potential impact of climatic change on the distribution of forest herbs in Europe. *Ecography*, 27, 366-380.
- Soares AL, Rego FC, Mcpherson EG, Simpsom JR, Peper PJ, Xiao Q. 2011. Benefits and costs of street trees in Lisbon, Portugal. *Urban Forestry and Urban Greening* 10: 69-78.
- Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2011. Situación de los Bosques y del Sector Forestal en España 2010. (<http://www.secforestales.org/content/informe-isfe>).
- Society for Ecological Restoration, Science & Policy Working Group. 2004. SER International Primer on Ecological Restoration. URL: <http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>.
- Soliveres, S., Monerri, J., & Cortina, J. 2012. Irrigation, organic fertilization and species successional stage modulate the response of woody seedlings to herbaceous competition in a semi-arid quarry restoration. *Applied Vegetation Science*, 15(2), 175-186.
- Stanners, D. y Bourdeau, P. (Eds.). 1995. Europe's environment. The Dobri's assessment. European Environment Agency. Copenhagen.
- Sterling, A. 1996. Los sotos, refugios de vida silvestre. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- Stobart, B., Warwick, R., González, C., Mallol, S., Díaz, D., Reñones, O. and Goñi, R. (2009) Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 384. pp. 47-60
- Stott, A., & Haines-Young, R. 1998. Linking land cover, intensity of use and botanical diversity in an accounting framework in the UK. In K. Uno & P. Bartelmus (Eds.), *Environmental accounting in theory and practice* (pp. 245-260). Dordrecht: Kluwer.
- Sturck, J., Levers, C., Zanden, E.H. van der, Schulp, C.J.E., Verkerk, P.J., Kuemmerle, T., Helming, J., Lotze-Campen, H., Tabeau, A., Popp, A., Schrammeijer, E. & Verburg, P.H. (2015). Simulating and delineating future land change trajectories across Europe. *Regional Environmental Change*. DOI 10.1007/s10113-015-0876-0

Referencias bibliográficas

- Suárez-Seoane, S., Osborne, P.E., Baudry, J. (2002). Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation* 105, 333–344.
- Sukhdev, P. 2008. La economía de los ecosistemas y la biodiversidad. Informe Provisional. Bruselas: Comunidades Europeas.
- Svobodová, K., Molnarova, K., Salek, M. 2012. Visual preferences for physical attributes of mining and post-mining landscapes with respect to the sociodemographic characteristics of respondents. *Ecological Engineering*, 43: 34-44.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571–573.
- TEEB 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- Tianhong L, Wenkai L, Zhenghan Q. 2010. Variations in ecosystem service value in response to land use changes in Shenzhen. *Ecol Econ* 69: 1427–35.
- Templado, J. 2014. Future trends of Mediterranean biodiversity. En: *The Mediterranean Sea. Its history and present challenges* (Goffredo, S. & Dubinsky, Z. Eds.). Springer.
- Tena, D. 2006. Implicaciones funcionales y evolutivas de la estructura y dinámica de comunidades herbáceas de bordes de carretera. Tesis doctoral.
- Thorson, G. 1950. “Reproductive and larval ecology of marine bottom invertebrates,” *Biological Review*, vol. 25, pp. 1–45.
- Thorson, G. 1950. “Reproductive and larval ecology of marine bottom invertebrates,” *Biological Review*, vol. 25, pp. 1–45.
- Tianhong L, Wenkai L, and Zhenghan Q. 2010. Variations in ecosystem service value in response to land use changes in Shenzhen. *Ecol Econ* 69: 1427–35.
- Torres, A., Jaeger, J.A.G. & Alonso, Juan C. 2016. “Assessing large-scale wildlife responses to human infrastructure development”. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. DOI 201522488.
- Tscharntke, T.; Klein, A.M.; Kruess, A. Steffan-Dewenter, I & Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8: 857-874.
- Turner, B. L., II, David Skole, Steven Sanderson, Günther Fischer, Louise Fresco, and Rik Leemans. 1995. *Land-Use and Land-Cover Change: Science/Research Plan*. IGBP Report 35. Stockholm: Royal Swedish Academy of Sciences.
- Turner, B. L., Moss, R. H., & Skole, D. L. 1993. Relating land use and global land-cover change. In *Unknown Host Publication Title*. International Geosphere-Biosphere Programme, Stockholm; Report, 24/Human Dimensions of Global Environmental Change Programme, Barcelona; Report
- Turner, B., Lambin, E., & Reenberg, A. 2007. The Emergence of Land Change Science for Global Environmental Change and Sustainability. *National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol. 104 No. 52, 266-271.
- Turner, B.L. & Robbins, P. 2008. Land-Change Science and Political Ecology: similarities, differences, and implications for sustainability Science. *Annual Review of Environmental Resources*, 33: 295-316.
- Turner, K.G., Anderson, S., Gonzales-Chang, M., Costanza, R., Courville, S., Dalgaard, T., Dominati, E., Kubiszewski, I., Ogilvy, S., Porfirio, L., Ratna, N., Sandhu, H., Sutton, P.C., Svenning, J.C., Turner, G.M., Varennes, Y.D., Voinov, A.A. and Wratten, S. 2016. A review of methods, data, and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration. *Ecological Modelling*, 319: 190-207.
- UEPG. 2012. <http://www.uepg.eu/key-uepg-topics/case-studies/biodiversity>.
- UICN. Restauración Ecológica para Áreas Protegidas: Principios, directrices y buenas prácticas. Gland, Suiza: UICN. x + 118pp.
- UMINSA, 2000. Hidrosiembra. Rozadora (3er trimestre): 22-26.
- UNEP, 2014. Initiative 20 × 20. Climate Action & United Nations Environment Program, Lima
- UNFCCC. 2011. Ecosystem-based approaches to adaptation: compilation of information. United Nations Fra-

- mework Convention on Climate Change <http://unfccc.int/resource/docs/2011/sbsta/eng/info8.pdf>
- UNFCCC. United Nations Framework Convention on Climate Change online database on Ecosystem based Approaches to Adaptation: <https://unfccc.int/topics/resilience/resources/adaptation-databases>
- Urteaga, L. 1987. La tierra esquilada. Ideas sobre la conservación de la naturaleza en la cultura española del siglo XVIII. Ediciones del Serbal-CSIC, Barcelona. 221 pp.
- V.V.A.A. 2007. El cambio climático en España. Estado de situación. Documento resumen noviembre de 2007. (http://www.mapama.gob.es/es/cambio-climatico/publicaciones/documentos-de-interes/ad_hoc_resumen_tcm30-178349.pdf).
- Vadell, E.; de Miguel, S.; Pemán, J. 2016 Large-scale reforestation and afforestation policy in Spain: A historical review of its underlying ecological, socioeconomic and political dynamics *Land Use Policy* 55: 37-48
- Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A, y Alfaya V, eds. 2011. Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España. ©Fundación Biodiversidad 2011.
- Valladares F, Rabasa SG, Benavides R, Díaz M, Pausas JG, Paula S, Simonson WD 2014. Global change and Mediterranean forests: current impacts and potential responses. In: Coomes DA, Burslem DFRP, Simonson WD (eds). *Forests and Global Change*. pp. 47-75. Cambridge University Press.
- Vallejo VR, Alloza JA. 2012. Post-fire management in the Mediterranean Basin. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 58: 251-264.
- Valls, J., Infante, O., Atienza, J.C. 2014. Directrices para la evaluación ambiental de proyectos que puedan afectar a la Red Natura 2000. SEO/BirdLife, Madrid. 95 páginas. <http://activarednatura2000.com/directrices-para-la-evaluacion-de-proyectos-que-puedan-afectar-a-la-red-natura-2000/>
- Van Asselen, S. and Verburg, P. H. 2013. Land cover change or land-use intensification: simulating land system change with a global-scale land change model. *Glob Change Biol*, 19: 3648–3667.
- Van Asselen, S., P.H. Verburg, J.E. Vermaat, and J.H. Janse. 2013. Drivers of wetland conversion: A global meta-analysis. *PLoS ONE* 8: e81292
- Van der Putten, W.H., C Van Dijk, y S.R. Troelstra. 1988. Biotic soil factors affecting the growth and development of *Ammophila arenaria*. *Oecologia*: 76,313-320.
- Van der Putten, W.H., *et al.* Plant-soil feedbacks: the past, the present and future challenges. *Journal of Ecology*, 2013: 101, 265-276.
- Van Vliet, J., H.L.F. de Groot, P. Rietveld, and P.H. Verburg. 2015. Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landscape and Urban Planning* 133: 24–36.
- Van Vliet, J., N. Magliocca, E. Cook, J. M. Rey Benayas, E. C. Ellis, A. Heinimann, Eric Keys, T. M. Lee, J. Liu, O. Mertz, P. Meyfroidt, M. Moritz, Christopher Poeplau, B. E. Robinson, R. Seppelt, K. C. Seto & P. H. Verburg. 2015. Meta-studies in land use science: current coverage and prospects. *Ambio* 45: 15-28.
- Vassant, J., Brandt, S., & Jullien, J.M. (1993a). Effects of the wildlife passage over motorway A5 on the populations of red deer and wild boar in the Massif d'Arc-en-Barrois. Part 2: case of the population of wild boar. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 184: 24-33.
- Vassant, J., Brandt, S., & Jullien, J.M. (1993b). Effects of wildlife passage over motorway A5 on the populations of red deer and wild boar. Part 1: case of the population of red deer. *Bulletin Mensuel de l'Office Nationale de la Chasse*, 183:15-25.
- Vega, J.A., Fontúrbel, T., Fernández, C., Día-Raviña, M., Carballas, M.T., Martín, A., González-Prieto, S., Merino, A., Benito, E. 2013. Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas. Guía para su planificación en Galicia. Centro de Investigación Forestal de Lourizán (Consellería do Medio Rural e do Mar, Xunta de Galicia), Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Universidad de Santiago de Compostela, Universidad de Vigo. FUEGORED. Santiago de Compostela.
- Veldkamp, A. and Verburg, P.H. 2004. Modelling land use change and environmental impact: editorial. In: *Journal of environmental management*, 72. 1-2, pp. 1-3.

- Verburg P, Schot P, Dijst MJ and Veldkamp A. 2004. Land use change modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal* 61(4):309-324
- Verburg PH, Ellis EC, Letourneau A. 2011. A global assessment of market accessibility and market influence for global environmental change studies. *Environmental Research Letters*, 6, 034019.
- Viglizzo EF, Frank FC. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecol Econ* 57: 140–51.
- Villalva, P., Reto, D., Santos-Reis, M., Revilla, E., & Grilo, C. 2013. Do dry ledges reduce the barrier effect of roads? *Ecological Engineering*, 57: 143-148.
- Vitousek, P., Mooney, H., Lubchenco, J., Melillo, J. 1997. "Human domination of Earth's ecosystems". *Science*, 277, 494-499.
- Vogt P., Riitters K. H., Estreguil C., Kozak J., Wade T. G. 2007. Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecology* 2(2): 171–177.
- Von Döhren P, Haase D., 2015. Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. *Ecological Indicators* 52: 490-497.
- Walker B, Holling CS, Carpenter SR, Kinzig A (2004). Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society* 9(2): 5. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5>
- Wallace K.J., 2007. Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246.
- Washer, D., Múgica, M. y Gulinck, H. (1999): Establishing targets to assess agricultural impacts on European landscapes. En: F. Brower y R. Crabtree (Eds.), *Agriculture and environment in Europe: the role of indicators in agricultural policy development*. CAB International. The Hague.
- Weber, J.-L. 2007. Implementation of land and ecosystem accounts at the European environment agency. *Ecological Economics*, 61(4), 695–707.
- Whittingham MJ. 2011. The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery? *J Appl Ecol* 48: 509–13.
- Wiens JA. 1994. Habitat fragmentation: island vs. landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 117:S97–S104.
- Willemen, L., Veldkamp, A., Verburg, P.H., Hein, L. and Leemans, R. (2012) A multi - scale modelling approach for analysing landscape service dynamics. In: *Journal of environmental management*, 100 (2012) pp. 86-95.
- Williams, M. 1990. Forests. in: B.L. Turner II et al. (Eds): *The earth as transformed by human action. Global and regional changes in the biosphere over the past 300 years*. -Cambridge University Press: Cambridge, pp. 179-202.
- Williams, S.L. & J.E. Smith. 2007. A global review of the distribution, taxonomy, and impacts of introduced seaweeds. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 38:327–359.
- Wilson MA and Carpenter SR. 1999. Economic valuation of freshwater ecosystem services in the United States: 1971-1997. *Ecol Appl* 9: 772–83.
- Wilson RJ, Gutiérrez D, Gutiérrez J, Martínez D, Agudo R, Monserrat VJ. 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, 8, 1138-1146.
- Wilson, M., & Henderson-Sellers, A. (1985). A global archive of land cover and soils data for use in general circulation climate models. *Journal of Climatology*, 5, 119–143.
- Wolman, M.G. & Fournier, F.G.A. Eds. 1987. *Land transformation in agriculture*. scope: 32, John wiley & sons, Chichester and New York. 531pp.
- Wong, M.H., Bradshaw, A.D. (eds.) 2002. *The restoration and management of derelict land: modern approaches*. World Scientific, London.
- Worboys, G.L., Francis, W.L. and Lockwood, M. (Eds). 2010. *Connectivity Conservation Management: A global guide*. Earthscan, London.
- WWF España, 2009. *Los bosques que nos quedan y propuestas de WWF para su restauración*. Universidad Autónoma de Madrid y WWF.
- WWF España, 2012. *Estándares de WWF para la certificación de proyectos de restauración de sistemas forestales*. WWF.

- WWF España, 2012. La gestión forestal responsable como herramienta de adaptación al cambio climático. Recomendaciones para mejorar la capacidad de adaptación en los Estándares Españoles de Gestión Forestal para la Certificación FSC.
- WWF España, 2014. Los bosques después del fuego. Análisis de WWF sobre la necesidad de restaurar para reducir la vulnerabilidad de los bosques. WWF España. Madrid.
- WWF España, 2016. Recuperando paisajes: un nuevo camino para la restauración ecológica. Informe WWF2016, 15 pags+1Anexo.
- Yeon-Su Kim. 2010. Ecological restoration as economic stimulus: a regional analysis. Ecological Restoration Institute. Issues in Forest Restoration. Northern Arizona University.
- Zamora, R. 2002. La restauración ecológica: una asignatura pendiente. Ecosistemas, 1: 19-22.
- Zanchi G, Thiel D, Green T, Lindner M. 2007. Afforestation in Europe. European Forest Institute. https://ieep.eu/uploads/articles/attachments/df6dac1e-6a20-401f-93b7-dd4179818143/wp4_nd_afforestation_in_europe.pdf?v=63664509706. Consultado 26 octubre 2015.
- Zedler, J. 2003. Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1:65-72.
- Zonneveld, I., 1995. Land Ecology. SBP Academic Publishing, Amsterdam.



Anexos

10

Anexo I. Glosario de términos y acrónimos

Anexo II. Detalles metodológicos del CORINE Land Cover

Anexo III. Experiencias en España en restauración ecológica de espacios afectados por infraestructuras lineales

Anexo IV. Actuaciones de restauración de dunas costeras reseñadas en la web del MAPAMA

Anexo V. Experiencias en España en restauración en el medio marino

Anexo VI. Legislación vigente como referencia para la mitigación y adaptación al cambio climático

Anexo VII. Documentos de referencia para las directrices que relacionan la adaptación al cambio climático y la infraestructura verde

Anexo VIII. Ejemplos de Infraestructura Verde en la Unión Europea

Anexo IX. Propuesta de fichas técnicas del Plan de seguimiento de la infraestructura verde

ANEXO I. Glosario de términos y acrónimos

Términos

Adaptación al cambio climático. Proceso de ajuste al clima real o proyectado y sus efectos. En los sistemas humanos, la adaptación trata de moderar los daños o aprovechar las oportunidades beneficiosas. En los sistemas naturales, la intervención humana puede facilitar el ajuste al clima proyectado y a sus efectos.

Adaptación basada en el ecosistema. Uso de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos como parte de una estrategia general de adaptación para ayudar a las personas a adaptarse a los efectos adversos del cambio climático. La adaptación basada en el ecosistema utiliza la gama de oportunidades que presenta la gestión sostenible, la conservación y la restauración de ecosistemas para ofrecer servicios que permitan que las personas se adapten a los impactos del cambio climático. Su objetivo es mantener y aumentar la resiliencia y reducir la vulnerabilidad de los ecosistemas y las personas frente a los efectos adversos del cambio climático.

Área protegida. Espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados (UICN, 2008).

Atributo: Cada una de las propiedades que pueden ser utilizadas para caracterizar un sistema. Conjunto de factores bióticos o abióticos (incluyendo los de tipo antrópico) junto con los procesos que los relacionan, que caracterizan un sistema y que pueden ser medidos o estimados utilizando índices o indicadores.

Bundles. Agrupaciones de servicios ecosistémicos

Capital natural. Conjunto de ecosistemas, tanto los naturales como los manejados por la humanidad, y de los organismos que habitan en ellos (plantas, animales, hongos y microorganismos), que producen bienes y servicios ambientales indispensables para el bienestar social y el mantenimiento de la vida como la conocemos y son perpetuables ya sea por sí mismos o por el manejo humano. (Sarukhán, J. et al. 2009).

Conectividad funcional. Grado en que un territorio o paisaje facilita los flujos de energía y circulación de la materia, entre otros procesos ecológicos, y los desplaza-

mientos de las especies a través de las teselas de hábitat existentes en el mismo.

Conectividad estructural o espacial. Grado de continuidad o adyacencia de las teselas de un determinado tipo de hábitat o de vegetación en el territorio, llamándose generalmente a esta última conectividad del paisaje.

Corredores ecológicos. Sectores del territorio que se consideran de especial interés para dar soporte al desplazamiento e intercambio genético de las poblaciones de fauna y flora silvestres.

Descriptor: índice o parámetro al que no se le asocia un significado especial.

Desfragmentación. Término empleado para la restauración de la conectividad entre ecosistemas fragmentados por redes viarias y otras infraestructuras lineales de transporte.

Detección y atribución. La detección de cambios se define como el proceso de demostrar que el clima o un sistema afectado por el clima han cambiado en un sentido estadístico definido, sin indicar las razones del cambio. Un cambio identificado se detecta en las observaciones si la probabilidad de que ocurra casualmente debido únicamente a la variabilidad interna es baja, por ejemplo menor del 10%. La atribución se define como el proceso de evaluación de las contribuciones relativas de varios factores casuales a un cambio o evento con una asignación de confianza estadística

Dispersión. Capacidad que tiene una población de colonizar nuevos hábitats mediante el desplazamiento de sus individuos. Los individuos que se dispersan lo hacen como propágulos, que pueden ser de naturaleza muy variada (adultos, juveniles, frutos, semillas y quistes u otras formas de resistencia, entre otros).

Efecto borde. Conjunto de procesos asociados al incremento de la relación perímetro/área que se produce con el avance de la fragmentación del hábitat. Afecta gravemente a la calidad del hábitat y provoca una pérdida de especies.

Espacio Natural Protegido. Territorio con una figura legal de protección dirigida a la conservación de sus valores naturales, entre otros.

Fragmentación de hábitats. Consecuencia de la segmentación de grandes extensiones de territorio en áreas más pequeñas aisladas entre sí. Se trata de un proceso dinámico en el cual el tamaño y el grado de aislamiento

del hábitat afectado influyen en los procesos ecológicos y en el flujo biológico.

Ganadería extensiva. Conjunto de sistemas de producción ganadera que aprovechan eficientemente los recursos naturales del territorio, con una baja utilización de insumos externos y, principalmente, mediante pastoreo. En general se caracteriza por el empleo de especies y razas de ganado adaptadas al territorio, el aprovechamiento de pastos diversos ajustándose a su disponibilidad espacial y temporal, y el respeto del medio en el que se sustenta. Compatibiliza la producción con la sostenibilidad y genera una gran provisión de servicios ambientales y sociales.

Hábitat de una especie. Medio definido por factores abióticos y bióticos específicos donde vive la especie en una de sus fases de su ciclo biológico.

Hábitat natural. Zona terrestre o acuática diferenciada por sus características geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales.

Indicador: variable o relación entre variables (índices) cuya medición ofrece información sobre la evolución del sistema en que está inmersa, y son sensibles a cambios y tendencias de origen natural o humano.

Indicadores de eficacia: miden los resultados obtenidos con la aplicación de acciones derivadas de las directrices de la Estrategia estatal IVCRE y que estarán basados en el análisis de parámetros, en la medida de lo posible sobre cartografías, de cada una de las ramas principales de la Estrategia estatal IVCRE (infraestructura verde, conectividad y restauración ecológica).

Indicadores de ejecución: informan sobre la realización de acciones y el cumplimiento de obligaciones recogidas en la Estrategia estatal de IVCRE.

Índice: medida o expresión numérica, de carácter adimensional o no, sobre uno o varios atributos de un sistema.

Infraestructura verde. Red de zonas naturales y seminaturales y de otros elementos ambientales, planificada de forma estratégica, diseñada y gestionada para la prestación de una extensa gama de servicios ecosistémicos. Incorpora espacios verdes (o azules en el caso de los ecosistemas acuáticos) y otros elementos físicos de espacios terrestres (incluidas las zonas costeras) y marinos. En los espacios terrestres, la infraestructura verde está presente en los entornos rurales y urbanos.

Instrumentos de planificación territorial. Directrices, planes, bases y estrategias aprobados para la planificación territorial: PORN, PRUG, PORF, Ordenación de Montes, Planes Restauración Hidrológico-Forestal, etc., que pueden tener diferentes rangos territoriales (regional de ordenación del territorio, subregional de ordenación del territorio, regional sectorial o subregional sectorial).

Lugares de Importancia Comunitaria (LIC). Categoría/Figura de área protegida catalogada por los estados miembros de la Unión Europea por su potencial contribución a restaurar el hábitat natural, incluyendo los ecosistemas y la biodiversidad de la fauna y flora silvestres. Emanan de la directiva 92/43/CEE de la Unión Europea. Estos lugares, seleccionados por los diferentes estados miembros sobre la base de estudios científicos, pasarán a formar parte de las Zonas Especiales de Conservación (ZEC) que se integrarán en la Red Natura 2000.

Matriz territorial. Base espacio-temporal resultante del medio abiótico, el componente biológico, sus relaciones funcionales y las transformaciones que la actividad humana imprime en el sistema, expresada en formas concretas de paisaje.

Mitigación del cambio climático. Intervención humana encaminada a reducir las fuentes o potenciar los sumideros de gases de efecto invernadero.

Paisaje. Mosaico de diferentes ecosistemas que comprenden elementos de distinta naturaleza y patrones espaciales y topológicos de flujos ecológicos.

Permeabilidad. Capacidad de la matriz del paisaje para permitir el flujo de los distintos organismos vivos entre diferentes teselas o áreas de hábitat.

Principio de precaución. Cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente.

Programa de seguimiento. Es el documento en el que se define y articula el conjunto de indicadores necesarios para el seguimiento de la Estrategia estatal IVCRE y los protocolos para su adquisición.

Protocolo: procedimientos de registro y comunicación de datos y resultados de los indicadores calculados en aplicación del programa de seguimiento.

Puertas y corredores verdes. Conexiones que permiten acceder desde las ciudades a su entorno natural in-

mediato y otros puntos de interés cultural, por medios alternativos al transporte motorizado: a pie, en bicicleta o incluso a caballo.

Red ecológica. Escenario deseable en el que tendría cabida la integración de criterios de conectividad ecológica en la planificación espacial del territorio y por tanto, todo sistema coherente de espacios naturales, rurales y periurbanos, que se constituye y se gestiona con el objetivo de mantener o restaurar las funciones ecológicas como medio para conservar la biodiversidad.

Resiliencia. Capacidad de un sistema socioecológico de afrontar un suceso o perturbación peligroso respondiendo o reorganizándose de modo que mantenga su función esencial, su identidad y su estructura, y conservando al mismo tiempo la capacidad de adaptación, aprendizaje y transformación.

Resistencia. Capacidad que presenta un organismo, población, especie, ecosistema o cualquier otro sistema, de perdurar o mantenerse ante un cambio o perturbación.

Restauración ecológica. Proceso mediante el cual se promueve la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido.

Sistemas de Alto Valor Natural (SAVN). Fincas con prácticas agrarias o forestales extensivas que, a diferencia de las intensivas, no sobreexplotan la fertilidad del suelo usando productos químicos o sistemas de riego, sino que aprovechan las condiciones y los recursos naturales de cada lugar.

Sumidero. Todo proceso, actividad o mecanismo que sustrae de la atmósfera un gas de efecto invernadero, un aerosol, o un precursor de cualquiera de ellos.

Tesela. Parte o unidad elemental delimitada y diferenciada del conjunto que constituye el mosaico de un paisaje.

Trade-offs. Compromiso o equilibrio entre procesos o funciones.

Translocación. Liberación intencionada de individuos de un área a otra para intentar establecer o restablecer poblaciones viables de especies amenazadas.

Umbral: valor definido para un indicador, frente al que pueden compararse los cambios que se registren en éste. El umbral es el valor del indicador que desencadena actuaciones de gestión.

Variabilidad climática. Denota las variaciones del estado medio y otras características estadísticas (desviación típica, fenómenos extremos, etc.) del clima en todas las escalas espaciales y temporales más amplias que las de los fenómenos meteorológicos. La variabilidad puede deberse a procesos internos naturales del sistema climático (variabilidad interna) o a variaciones del forzamiento externo natural o antropógeno (variabilidad externa).

Zona de Alto Valor Natural (ZAVN). Zona con una elevada riqueza de especies asociadas al medio productivo (sobre todo agrario y forestal) o un elevado número de especies de interés de conservación, estando esta riqueza de especies asociada directamente a la presencia del medio productivo y que no es explicada por la situación geográfica o el clima.

Zona de amortiguación. Áreas de territorio que actúan como tampón entre la matriz del paisaje y los corredores ecológicos y espacios naturales protegidos (espacios-núcleo de biodiversidad). También llamadas zonas de amortiguamiento o tampón.

Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA). Categoría/Figura de área protegida catalogada por los estados miembros de la Unión Europea como zonas naturales de singular relevancia para la conservación de la avifauna, de acuerdo con lo establecido en la directiva comunitaria 79/409/CEE y modificaciones subsiguientes («Directiva sobre la Conservación de Aves Silvestres» de la UE). Mediante esta Directiva, los estados miembros de la Unión Europea asumen la obligación de salvaguardar los hábitats de aves migratorias y ciertas aves particularmente amenazadas. Junto a los LIC, forman parte de la Red Natura 2000.

Acrónimos

ADIF: Administrador de Infraestructuras Ferroviarias	PAC: Política Agrícola Común
AEMA: Agencia Europea de Medio Ambiente	PDR: Programa de Desarrollo Rural
CLC: CORINE Land Cover	RE: Restauración ecológica
EEA: European Environment Agency. Siglas en inglés de la AEMA	REIV: Red Estatal de Infraestructura Verde
EIA: Evaluación de Impacto Ambiental	SAVN: Sistemas de Alto Valor Natural
IV: Infraestructura verde	SE / SEs: Servicios ecosistémicos
IVCRE: Infraestructura verde, conectividad y restauración ecológicas	VET: Valor económico total
IVU: Infraestructura verde urbana	ZEC: Zona Especial de Conservación
LIC: Lugar de Importancia Comunitaria	ZEPA: Zona de Especial Protección para las Aves

ANEXO II. Detalles metodológicos del CORINE Land Cover

Metodología del CORINE Land Cover usado en la Estrategia e implicaciones para la interpretación

La base de datos CLC1990 de España se generó mayoritariamente con imágenes satélite del año 1987, CLC2000 con imágenes de 2000 y la CLC2006 con imágenes de 2005 (Buttner *et al.*, 2014). La base de datos europea CLC2012 no está completamente validada, pero la versión 18_5 está disponible y validada para España. La escala de referencia para el CLC es 1:100.000 y la unidad mínima de cartografía 25 ha para los mapas de coberturas y de 5 ha para los mapas de cambios. Cada actualización se basa en el mapa de coberturas anterior en el que se añaden los cambios detectados en el último periodo ($CLC_2 = CLC_1 + CLC_1 - CLC_2$). Además, en cada actualización, se hace una revisión del año de inicio por si se detectaba algún fallo. En el caso del CLC2012 es resultado de añadir a CLC2006 revisado los cambios 2006-2012, que en España provienen del procesamiento y generalización de los cambios entre SIOSE 2005 y SIOSE 2011, y no del CLC2006. El SIOSE es una base de datos de ocupación del suelo a nivel nacional, con una escala equivalente a 1:25.000 y tamaño de polígonos entre 0,5 – 2 hectáreas dependiendo del tipo de cobertura del polígono.

En España, a diferencia de otros países europeos, ha habido un cambio metodológico en la elaboración cartográfica del CLC, de forma que el último CLC2012 se ha generado a partir del SIOSE 2011 (con imágenes SPOT del 2011). El resultado es una cartografía CLC con mayor detalle, calidad y precisión en la delimitación de las coberturas que otros países, a pesar de mantenerse las 25 ha como unidad mínima. Este cambio además, ha supuesto volver a generar un CLC2006 revisado de referencia, a partir del SIOSE 2005, por generalización temática y eliminación de pasillos a escala CORINE. Por tanto, existen actualmente disponibles dos versiones del CLC2006; (1) la versión original que está disponible en la web del CNIG y obtenida de una fotointerpretación a escala 1:100.000 y (2) una capa revisada, disponible en la Agencia Europea de Medio Ambiente, y que ha sido obtenida de una de una fotointerpretación a escala 1:25.000 y posterior generalización. Ambas versiones tienen las 25 ha como unidad mínima. La existencia de estas dos versiones de 2006 y la elección de una de ellas para este informe (CLC2006 revisado) implica interpretar con cautela las tendencias lo largo de la serie CLC (1987-2011), ya que se aprecian diferencias importantes para algunas coberturas y/o cambios observados res-

pecto a otros estudios basados en la versión original del 2006 (OSE 2006 y Martínez-Fernández *et al.* 2015). Ello es debido a que algunas coberturas se sobrestiman o subestiman debido a la fotointerpretación menos precisa de la versión original: las superficies artificiales y las zonas forestales están subestimados en la versión original respecto a la revisada, mientras que se sobrestiman las zonas agrarias, y en menor medida las zonas húmedas y de agua (véase Tabla 25). Sin embargo, al analizar las diferencias a nivel 2 y 3 (véase Tabla 26), se aprecia que la sobrestimación se produce sobre todo en las zonas agrícolas heterogéneas, especialmente en las clases de mosaicos ya que el resto de clases agrícolas están subestimadas. En las clases forestales la sobrestimación es importante en los matorrales (sobre el 1,1%), al contrario que en los bosques que se encuentran subestimados de forma que en la versión revisada ocupan un 4% más de superficie que la cartografiada originalmente. Otra importante repercusión de usar CLC2006 revisado es que se observan saltos o cambios de tendencia más llamativos o intensos entre el año 2000 y 2005, que en parte pueden ser debidos a este cambio metodológico.

En este estudio, los análisis de distribución y cálculo de las tasas de cambio se han realizado considerando los niveles 1 y 2 de las categorías de cobertura del suelo de los cuatro mapas CORINE Land Cover. Las tres bases de datos de cambios se han utilizado para el cálculo de pérdidas y ganancias de cada categoría mediante tabulación cruzada (ver Tablas S1 y S2).

Conviene aclarar que el CLC dispone además de un nivel 3 con 44 clases homogéneas para toda Europa y todas las versiones. Para España existe además un nivel 4 y 5 con 85 clases pero solo para las versiones CLC1990 y 2000.

Existen ciertas limitaciones de tipo metodológico y definición de las clases de cobertura que dificultan la comparación de los datos obtenidos a partir de CLC con otras bases de datos, como los Anuarios del Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA) y el Inventario Forestal. Por ejemplo, en el nivel 1 de agregación del CLC se definen cinco clases de cobertura, de las cuales bosques y áreas semi-naturales es parcialmente equivalente a los términos monte o terreno forestal según la terminología forestal de Ruiz de la Torre (1990) e incluye diferentes sub-categorías que van desde espacios con vegetación escasa a bosques.

Anexos

Tabla S1. Comparación de la superficie (ha) y porcentaje de ocupación de las coberturas a nivel 1 del CLC 2006 original y revisado. En rojo aparecen resaltadas las coberturas subestimadas en la cartografía original y en azul las sobrestimadas

	ÁREA (ha)			Porcentaje		
	Original	Revisado	Diferencia	Revisado	Revisado	Diferencia
1 Superficies artificiales	1.017.369	1.174.600	-157.230	2,01	2,32	-0,31
2 Zonas agrícolas	25.364.366	23.833.135	1.531.230	50,05	47,05	3,01
3 Zonas forestales y espacios abiertos	23.852.293	25.242.978	-1.390.685	47,07	49,83	-2,76
4 Zonas húmedas	111.083	99.369	11.714	0,22	0,2	0,02
5 Superficies de agua	328.183	309.381	18.802	0,65	0,61	0,04
Total	50.673.293	50.659.463	13.830	100	100	

Tabla S2. Comparación de las superficies (ha) y porcentajes de ocupación de las coberturas a nivel 2 del CLC 2006 original y revisado. En rojo aparecen resaltadas las coberturas subestimadas en la cartografía original y en azul las sobrestimadas

	ÁREA (ha)			Porcentaje		
	Original	Revisado	Diferencia	Revisado	Revisado	Diferencia
1 Superficies artificiales	1.017.369	1.174.600	-157.230	2,01	2,32	-0,31
11 Tejido urbano	632.451	681.613	-49.162	1,25	1,35	-0,1
12 Zonas industriales, comerciales y de transporte	197.373	264.631	-67.257	0,39	0,52	-0,13
13 Zonas de extracción minera, vertidos y de construcción	152.741	173.370	-20.628	0,3	0,34	-0,04
14 Zonas verdes artificiales, no agrícolas	34.803	54.986	-20.183	0,07	0,11	-0,04
2 Zonas agrícolas	25.364.366	23.833.135	1.531.230	50,05	47,05	3,01
21 Tierras de labor	12.102.081	12.684.457	-582.377	23,88	25,04	-1,16
22 Cultivos permanentes	3.594.360	4.485.305	-890.946	7,09	8,85	-1,76
23 Praderas	648.939	891.522	-242.583	1,28	1,76	-0,48
24 Zonas agrícolas heterogéneas	9.018.986	5.771.851	3.247.136	17,8	11,39	6,4
3 Zonas forestales y espacios abiertos	23.852.293	25.242.978	-1.390.685	47,07	49,83	-2,76
31 Bosques	9.139.235	11.201.351	-2.062.116	18,04	22,11	-4,08
32 Matorrales y/o asociaciones de vegetación herbácea	13.472.938	12.909.566	563.372	26,59	25,48	1,1
33 Espacios abiertos con escasa o sin vegetación	1.240.120	1.132.061	108.059	2,45	2,23	0,21
4 Zonas húmedas	111.083	99.369	11.714	0,22	0,2	0,02
41 Zonas húmedas continentales	54.960	44.516	10.443	0,11	0,09	0,02
42 Zonas húmedas litorales	56.123	54.853	1.270	0,11	0,11	0
5 Superficies de agua	328.183	309.381	18.802	0,65	0,61	0,04
51 Aguas continentales	294.658	286.339	8.319	0,58	0,57	0,02
52 Aguas marinas	33.525	23.042	10.482	0,07	0,05	0,02
Total	50.673.293	50.659.463	13.830	100	100	0

Categorías de ocupación usos del suelo. Nivel 1 y Nivel 2 de CORINE Land Cover (Bossard et al., 2000)

Clase 1: Zonas artificiales

Clase 1.1: Tejido urbano

Áreas principalmente ocupadas por viviendas y edificios destinados a colectividades o servicios públicos / administrativos, incluyendo sus áreas asociadas (terrenos asociados, carreteras de acceso, aparcamientos).

Clase 1.2: Zonas industriales, comerciales y de transporte

Áreas principalmente ocupadas por actividades industriales de fabricación y transformación, comercio, actividades financieras y servicios, infraestructuras de transporte por carretera y redes ferroviarias, instalaciones aeroportuarias, instalaciones de puertos de río o marítimos, incluyendo sus terrenos asociados e infraestructuras de acceso. Incluye instalaciones ganaderas industriales.

Clase 1.3: Zonas de extracción minera, vertidos y de construcción

Superficies artificiales principalmente dedicadas a actividades extractivas, zonas en construcción, vertederos de basura generada por el hombre y sus terrenos asociados.

Clase 1.4: Zonas verdes artificiales, no agrícolas

Áreas voluntariamente creadas para uso recreativo. Incluye parques urbanos verdes o recreativos y de ocio, instalaciones deportivas y de tiempo libre.

Clase 2: Zonas agrícolas

Clase 2.1: Tierras de labor

Tierras bajo un sistema de rotación de cultivos utilizadas para cultivos anuales y barbechos que pueden estar regadas o no. Incluye cultivos inundados como arrozales y otros.

Clase 2.2: Cultivos permanentes

Todas las superficies ocupadas por cultivos permanentes, no bajo un sistema de rotación. Incluye cultivos leñosos para producción de fruta tradicional así como frutales de tipo extensivo como olivares, castañares, nogales y frutales de porte arbustivo como viñedos y algunas plantaciones de baja producción, espaldares y trepadoras.

Clase 2.3: Praderas

Tierras que son permanentemente usadas (al menos 5 años) para producción de forraje.

Incluye especies herbáceas naturales o cultivadas, prados sin abonar o ligeramente abonados y prados apro-

vechados a diente o cosechados mecánicamente.

Clase 2.4: Zonas agrícolas heterogéneas

Zonas de cultivos anuales asociados con cultivos permanentes en la misma parcela, cultivos anuales bajo cubierta forestal, zonas de cultivos anuales, prados y/o cultivos permanentes que están yuxtapuestos, paisajes en los cuales los cultivos y praderas están íntimamente mezclados con vegetación natural o zonas naturales.

Clase 3: Bosques y áreas semi-naturales

Clase 3.1: Bosques

Zonas ocupadas por bosques con un patrón de vegetación compuesta por coníferas autóctonas o exóticas y/o árboles de hoja caduca los cuales pueden ser utilizados para producción de madera u otros productos forestales. Los árboles forestales tienen, bajo condiciones climáticas normales, una altura mayor de 5m con una cubierta de al menos un 30%. En el caso de plantaciones jóvenes, el punto mínimo para ser considerados es de 500 ejemplares por ha.

Clase 3.2: Matorrales y/o asociaciones de vegetación herbácea

- Zonas arbustivas de clima templado con brezos atlánticos y alpinos, comunidades de arbustos y hierbas altas sub-alpinas, re-colonización de bosques de hoja caduca, setos y coníferas enanas.
- Arbusto y monte bajo esclerófilo mediterráneo y sub-mediterráneo (maquis, garriga, frigana sensu lato), estados de re-colonización y degradación de bosques de frondosas de hoja perenne.
- Pastizales termófilos de tierras bajas, colinas y zonas de montaña. Pastizales pobres atlánticos a sub-atlánticos de suelos ácidos; pastizales de arenales descalcificados; pastizales alpinos y sub-alpinos, pastizales húmedos y comunidades herbáceas de porte alto; pastos mesófilos de tierras bajas y montaña y prados de heno.

Clase 3.3: Espacios abiertos con escasa o sin vegetación

Áreas naturales con escasa o sin vegetación, incluyendo formaciones termófilas abiertas de terreno arenoso o rocoso distribuidas en suelo silíceo o calcáreo frecuentemente afectado por la erosión, pastizales esteparios, pastizales perennes parecidos a los de tipo estepario, pastizales mesófilos y termófilos perennes, normalmente abiertos, de porte corto xerófilos mediterráneos, espertales, zonas con vegetación o escasa vegetación de

rocas en pendientes pronunciadas, laderas, acantilados, afloramientos rocosos, suelos calizos con comunidades de plantas colonizando sus surcos, nieves y hielos perpetuos, dunas interiores y costeras y zonas quemadas.

Clase 4: Zonas húmedas

Clase 4.1 Zonas húmedas continentales

Zonas inundadas o con tendencia a inundarse durante gran parte del año por aguas dulces, salobres o permanentes con una cubierta vegetal específica compuesta por arbustos pequeños y especies semi leñosas o herbáceas. Incluye la vegetación de la orilla de lagos, ríos, arroyos y de pantanos eutróficos y demás zonas pantanosas, la vegetación de fangos, y manantiales, zonas altamente oligotróficas y comunidades fuertemente ácidas compuestas principalmente por esfagno desarrollado sobre turberas y pantanos.

Clase 4.2 Zonas húmedas litorales

Zonas sumergidas por mareas altas en alguna fase del ciclo anual de mareas. Incluye praderas salinas, vegeta-

ción herbácea de las marismas, en transición o no a otras comunidades, zonas de salinidad y humedad variadas ocupadas por vegetación, arenas y barrizales sumergidos durante parte de las mareas que carecen de plantas vasculares, salinas industriales activas o recientemente abandonadas.

Clase 5: Cuerpos de agua

Clase 5.1 Aguas continentales

Lagos, estanques y charcas naturales que contienen agua dulce y aguas corrientes de todos los ríos y arroyos. Extensiones de agua hechas por el hombre, incluyendo presas y canales.

Clase 5.2 Aguas marinas

Mares, océanos y aguas salientes, bahías y canales estrechos incluyendo rías y fiordos, estrechos y estuarios. Salinas o aguas saladas costeras a menudo formadas por asentamientos de entradas de mar y desconectados de éste por bancos de arena o barrizales.

ANEXO III. Experiencias en España en restauración ecológica de espacios afectados por infraestructuras lineales

1. HIDROTAL

Participantes: OHL y Universidad Complutense de Madrid. Departamento de Biología Vegetal I (IP: Luis Balaguer Núñez)

Organismos Públicos que han subvencionado/financiado el proyecto: Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI) perteneciente al Ministerio de Industria, Turismo y Comercio y Ministerio de Educación y Ciencia (programa PROFIT 2003, 2004 y 2005).

Duración: 2003-2006

Resultados: Este proyecto, por la gestión adaptativa que dirigió su desarrollo, fue necesario realizar una extensión en el plazo de ejecución. El proyecto RECOTAL, de corta duración fue la prórroga necesaria de HIDROTAL, por lo que sus resultados se pueden considerar comunes.

2. RECOTAL

Participantes: OHL y Universidad Complutense de Madrid. Departamento de Biología Vegetal I (IP: Dr. Luis Balaguer Núñez) y Departamento de Ecología (colaboradores: Dr. Miguel Ángel Casado y Dra. María Dolores Jiménez Escobar)

Organismos Públicos que han subvencionado/financiado el proyecto: Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI) perteneciente al Ministerio de Industria, Turismo y Comercio y Ministerio de Educación y Ciencia (programa PROFIT 2007)

Duración: 2007-2008

Bibliografía:

- De la Riva, E. G., Casado, M. A., Jiménez, M. D., Mola, I., Costa-Tenorio, M., & Balaguer, L. (2011). Rates of local colonization and extinction reveal different plant community assembly mechanisms on road verges in central Spain. *Journal of Vegetation Science*, 22: 292-302.
- Mola, I., Jiménez, M. D., López-Jiménez, N., Casado, M. A., & Balaguer, L. (2011). Roadside reclamation outside the revegetation season: management options under schedule pressure. *Restoration Ecology*, 19: 83-92.

- Jiménez, M. D., Ruiz-Capillas, P., Mola, I., Pérez-Corona, E., Casado, M. A., & Balaguer, L. (2013). Soil development at the roadside: a case study of a novel ecosystem. *Land Degradation & 2*.

3. CLEAM

Proyecto subvencionado mediante convocatoria CENIT (Consortios, Estratégicos Nacionales de Investigación Tecnológica). El proyecto está liderado por OHL y Ferrovial y participan las siete constructoras principales de España. El proyecto está orientado a la Construcción, Limpia, Eficiente y Amigable con el Medioambiente. El proyecto consta de siete paquetes de trabajo. Dentro del Paquete de Trabajo III-“Afección a Flora y Fauna” se incluyeron dos actividades relacionadas con la Restauración Ecológica: Actividad 3.1-“Caracterización de los procesos ecológicos en el entorno de las infraestructuras lineales” y Actividad 3.2-“Nuevas técnicas de revegetación, restauración e integración ecológica de las infraestructuras”. Todas las empresas son copropietarias de los resultados del proyecto, aunque en estas dos actividades, bajo la coordinación de OHL participaron también Acciona y Ferrovial.

Participantes: OHL, Ferrovial, Acciona, Universidad Complutense de Madrid. Departamento de Biología Vegetal I (IP: Dr. Luis Balaguer Núñez, colaboradora: Dra. Margarita Costa Tenorio), Departamento de Ecología (colaboradores: Dr. Miguel Ángel Casado González, Dra. María Dolores Jiménez Escobar. Dr. Juan Antonio Delgado Sáez), Departamento de Zoología (colaborador: Dr. Álvaro Ramírez García) y Departamento de Geodinámica (colaboradores: Dr. Jose Francisco Martín Duque y Dr. Saturnino de Alba Alonso)

Organismos Públicos que han subvencionado/financiado el proyecto: Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI) perteneciente al Ministerio de Industria, Turismo y Comercio.

Duración: 2007-2010.

Principales resultados: La extensión de tierra vegetal en desmontes de carretera ayuda a disminuir el efecto de los filtros ambientales y facilita el establecimiento de comunidades de herbáceas de alta cobertura y diversidad. (Magro *et al.*, 2014). Los cambios en la composición de la microfauna de suelo en terraplenes de carretera indican una mejora de la funcionalidad en el tiempo bajo condiciones de estabilidad (baja erosión, sin manejo, remoción de vegetación o reperfilado) (Magro *et al.*, 2015). La siega como actividad de manejo en taludes de carretera afecta a la composición de las comunidades de bacterias del sue-

lo de terraplenes y por tanto puede influir sobre las funciones ecosistémicas en estos ambientes (Magro *et al.*, 2016- en prensa). Las plantaciones en taludes de carretera pueden restaurar procesos además de tener fines ornamentales y de estabilización del terreno. Las plantaciones de especies ornamentales en islas proporcionan refugio y alimento a las aves, pero dependiendo de la comunidad de la matriz circundante permitirán o no una activación del proceso de dispersión de semillas de la matriz a los taludes (Torre *et al.*, 2015). Las comunidades de plantas dependen de las características edáficas de los taludes y de la composición de especies de la matriz inmediata. Se recomienda una optimización del uso de la tierra vegetal y la conservación de la vegetación próxima a los taludes para maximizar la biodiversidad de estos ecosistemas (Torre *et al.*, en preparación). No se cumple la hipótesis de fertilización por CO₂ en plantas herbáceas de la especie *Dactylis glomerata* creciendo en los taludes de carretera, si no que más bien se detecta una regulación a la baja de la fotosíntesis debida a las malas condiciones edáficas (suelos pobres en nutrientes, sobre todo nitrógeno y bajo contenido hídrico) (Jiménez *et al.*, en revisión).

Bibliografía:

- Barbero Doalfio, F. (2012) Estudio de los procesos erosivos en taludes de infraestructuras lineales en la cuenca sedimentaria de Madrid. Implicaciones en la restauración ecológica. UCM. Tesis Doctoral.

4. ECONECT

Participantes: OHL, Universidad Rey Juan Carlos. Departamento de Biología y Geología (IP Dr. Adrián Escudero, colaboradores: José María Iriondo Alegría, Dra. Isabel Martínez Moreno, Dr. Marcos Méndez Iglesias), Universidad Complutense de Madrid. Departamento de Biología Vegetal I (IP: Dr. Luis Balaguer Núñez, colaboradora: Dra. Beatriz Pías Couso), Departamento de Ecología (colaboradores: Dr. Miguel Ángel Casado González, Dra. María Dolores Jiménez Escobar, Dr. Jose Antonio Delgado Sáez) y Departamento de Zoología (colaboradoras: Dra. María Dolores Trigo Arza y Dra. Mónica Gutiérrez López)

Organismos Públicos que han subvencionado/financiado el proyecto: Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI) perteneciente al Ministerio de Economía y Competitividad.

Extensión: 2012-2015

Bibliografía:

- Arenas, J.M., Escudero, A., Magro, S. & Casado, M.Á. (2015) Woody colonization of road embankments: A

large spatial scale survey in central Spain. *Landscape and Urban Planning*, 141: 52-58.

5. OASIS

Proyecto subvencionado mediante convocatoria CENIT (Consortios Estratégicos Nacionales de Investigación Tecnológica). El proyecto estuvo liderado por OHL Concesiones, Iridium y Abertis y participaron además de estas tres grandes empresas transnacionales concesionarias de infraestructuras de transporte, dos grandes empresas integradoras de sistemas (INDRA y SICE), dos constructoras (OHL y Dragados), dos consultoras (Geocisa y GMV) y siete PYMES. El proyecto está orientado a generar un estándar para la Operación de Autopistas Seguras, Inteligentes y Sostenibles. El proyecto consta de siete paquetes de trabajo. Dentro del Paquete de Trabajo 7. “Interacción de la Autopista con su entorno natural”, se incluían tres actividades, dos de las cuales estaban relacionadas con la Restauración Ecológica: 7.2 “Nueva interpretación y estudio de las relaciones fauna/autopista” y 7.3 “Dinámica de la vegetación: manejo y optimización de la cobertura vegetal”. Estas actividades fueron diseñadas por OHL, en las que también participaron para su desarrollo las tres concesionarias, INDRA y dos PYMES (PyG Estructuras Ambientales y la Asociación Española de la Carretera-AEC), conjunto de empresas propietarias de los resultados de este paquete de trabajo.

Participantes: OHL, OHL Concesiones, Abertis, Iridium, INDRA, AEC, PyG, Universidad Autónoma de Madrid. Departamento de Biología, Grupo de Ecología Terrestre (IP: Dra. Begoña Peco, colaboradores: Dr. Juan Malo y Dra. Cristina Mata Estació).

Organismos Públicos que han subvencionado/financiado el proyecto: Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI) perteneciente al Ministerio de Industria, Turismo y Comercio.

Extensión: 2008-2011

Bibliografía:

- Martínez Jáuregui, B., Rivera, D. & Peco B. (2013). Does topsoil accelerate the decomposition of litter on roadslopes? *Ecological Engineering*, 52: 88-95
- Navarro-Castilla, Á., Mata Estació, C., Ruíz-Capillas, P., Palem, R., Malo, J.E. & Barja, I. (2014) Are Motorways Potential Stressors of Roadside Wood Mice (*Apodemus sylvaticus*) Populations?. *PLoS One* 9 (3):e91942

- Rivera, D. (2012). Dinámica de la revegetación de taludes de infraestructuras lineales: manejo y optimización de la cobertura vegetal. Tesis Doctoral.
- Rivera, D., Jáuregui, B. M., & Peco, B. (2012). The fate of herbaceous seeds during topsoil stockpiling: restoration potential of seed banks. *Ecological Engineering*, 44: 94-101.
- Rivera, D., Mejías, V., Jáuregui, B. M., Costa-Tenorio, M., López-Archilla, A. I., & Peco, B. (2014). Spreading Topsoil Encourages Ecological Restoration on Embankments: Soil Fertility, Microbial Activity and Vegetation Cover. *PloS one*, 9. DOI: 10.1371/journal.pone.0101413.
- Ruiz-Capillas, P., Mata, C., & Malo, J. E. (2013). Beyond the biological perspective of the road/fauna conflict: vertebrates in the decision making of Spanish motorway. *Oecologia Australis*, 17: 386-396.
- Ruiz-Capillas, P., Mata, C., & Malo, J. E. (2013). Community Response of Mammalian Predators and Their Prey to Motorways: Implications for Predator-Prey Dynamics. *Ecosystems*, 16: 617-626.
- Ruiz-Capillas, P., Mata, C., & Malo, J. E. (2013). Road verges are refuges for small mammal populations in extensively managed Mediterranean landscapes. *Biological Conservation*, 158: 223-229
- Ruiz-Capillas, P., Mata, C., & Malo, J. E. (2015). How many rodents die on the road? Biological and methodological implications from a small mammals' roadkill assessment on a Spanish motorway. *Ecological Research*, 30(3): 417-427.

6. ARIDLAP

Consorcio para el desarrollo del proyecto: Minimización de los efectos originados por climatologías extremas sobre la infraestructura ferroviaria de altas prestaciones localizada en zonas áridas. El proyecto fue liderado por Inabensa y también participaron ADIF, OHL, Ineco, Elenor, Win Inertia y Nervados. Proyecto financiado en una convocatoria Interconecta (Fondos FEDER) del Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI) dependiente del Ministerio de Economía y Competitividad. Proyecto compuesto por 5 paquetes de trabajo y dentro del tercero se integra la actividad: 3.4. Nuevas soluciones de restauración ecológica.

Participantes: OHL, INECO, DEIMOS, Universidad Complutense de Madrid: Departamento de Biología Vegetal

I (IP: Dr. Luis Balaguer), Departamento de Ecología (colaborador: Dr. Miguel Ángel Casado), Departamento de Geodinámica (colaborador: Dr. Jose Francisco Martín Duque) y Estación Experimental de Zonas Áridas, EEZA-CSIC (IP: Dr. Francisco Pugnaire de Iraola)

Organismos Públicos que han subvencionado/financiado el proyecto: Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI) dependiente del Ministerio de Economía y Competitividad (Fondos FEDER)

Duración: 2013-2014

Principales resultados: Diagnóstico ecológico de un escenario ferroviario en medio árido: Ferrocarril de alta Velocidad entre La Meca y Medina (HARAMAIN) en Arabia Saudí. Propuestas de mejora tanto para la operación de la infraestructura como para el diseño de futuras infraestructuras basadas en la Restauración Ecológica.

OHL en la línea estratégica de I+D+i de Restauración Ecológica de espacios afectados por la construcción y operación de infraestructuras lineales de transporte terrestre, ha invertido en el periodo 2003-2015 más de 3,5 millones de euros en el desarrollo de seis proyectos, de los cuales más de 1,1 millones de euros han revertido en subcontrataciones de centros públicos de investigación (UCM, URJC, UAM y EEZA-CSIC). Diferentes programas del Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI) dependiente del Ministerio de Economía y Competitividad) han financiado y/o subvencionado parte del presupuesto, así como el programa PROFIT del antiguo Ministerio de Educación y Ciencia.

7. *Ejemplo del ecoducto La Cavorca - Carretera C-37 (PK159+770)*

Anchura: 122 m, longitud: 20 m

Año de construcción: 2006-2007

Año de entrada en servicio de la carretera: 2009

Coste del proyecto (obra civil): 1.993.857 euros

Acciones: Restauración topográfica con perfiles irregulares con vertientes expuestos a diferentes orientaciones que permite la creación de mosaicos de hábitats con diferentes grados de insolación y humedad. El diseño incorpora refugios para pequeños animales (piedras o troncos). Además se llevó a cabo una revegetación y la creación de espacios abiertos en el paisaje forestal. Se hizo especial énfasis en la recuperación de prados con elevado interés para la conservación de flora y de insectos polinizadores.

Las franjas laterales arboladas tomarán relevancia a medida que transcurran los años y facilitaran el uso por parte de especies forestales.

Principales resultados:

- Cobertura vegetal: 90-100% de cobertura herbácea y sectores con una elevada densidad de árboles y arbustos, aunque todavía no tienen un porte muy desarrollado (1-2 metros de altura máx.).
- Uso por parte de la fauna: 179 taxones de invertebrados (ampliación estudio en curso), - 134 especies sobre la vegetación herbácea (12 ordenes), diversas especies de polinizadores y existencia de redes trófi-

cas complejas, 45 especies epiedáficas (12 ordenes), Diversas especies de saprófitos y un elevado interés en el ecosistema edáfico, 2 especies de anfibios en el ecoducto y 3 en el entorno cercano, 42 especies de aves en el ecoducto (5 rapaces: abejero europeo, buitre leonado, águila culebrera, azor común y ratonero común) y 22 especies de aves paradas sobre su superficie. Diversos tipos de comportamiento de las aves en el ecoducto. Murciélagos: mínimo 11 especies sobre el ecoducto. 2 especies de micromamíferos sobre el ecoducto, 2 especies de lagomorfos, 5 especies de carnívoros, 2 especies de ungulados.

ANEXO IV. Actuaciones de restauración ecológica de dunas costeras

Se trata de un listado de ejemplos reseñados en la web del MAPAMA (<http://www.mapama.gob.es/fr/costas/temas/proteccion-costa/actuaciones-proteccion-costa/>; accedido 02/06/2016)

- Actuaciones del plan PIMA Adapta 2015 en la provincia de A Coruña.
- Regeneración dunar en la playa de Razo-Baldaio (Carballo). A Coruña.
- Estabilización de taludes y regeneración dunar en las playas de Carragueiros y Ladeira. Boiro. A Coruña.
- Ordenación del medio natural en la playa de Doniños. A Coruña.
- Regeneración dunar en Arenales del Sol y el Carabassí. Alicante.
- Restauración del ecosistema dunar de Guardamar del Segura, Alicante. Tramo desembocadura río Segura-playa de la Marina.
- Protección y restauración de la playa de La Ñora. Asturias. Plan PIMA Adapta.
- Obras de estabilización de la línea de costa y defensa contra inundaciones en las playas del entorno próximo al delta del Tordera, Barcelona.
- Tratamiento ambiental del frente marítimo de Castelldefels, Tramo III entre la Avenida República Argentina y el término municipal de Sitges. Barcelona.
- Retirada de tablaestacado en la playa de Cortadura. Cádiz.
- Plantación de refuerzo en las dunas del puntal de Laredo. Cantabria.
- Plantación de refuerzo en las dunas de Somo y Loredo. Cantabria.
- Ordenación de los accesos a la Playa del Prat en el sur de Torrenostra. Castellón.
- Protección de la zona húmeda del Prat de Cabanes-Torreblanca de la intrusión marina. Castellón.
- Restauración del cordón litoral en la playa de les Marines. Castellón.
- Proyecto Plan Adapta estabilización del sistema dunar en la Playa de Sant Pere Pescador. Girona.
- Proyecto Plan Adapta estabilización del sistema dunar en Playas Rec del Moli en l'Escala. Girona.
- Proyecto de restauración de la duna de la playa de Santiago. Guipuzkoa. Plan PIMA Adapta.
- Restauración del sistema dunar y accesos a la playa de Isla Canela. Huelva.
- Recuperación ambiental de la playa La Lanzada- 2ª fase. Pontevedra.
- Obras de emergencia para la reparación de daños producidos por los temporales enero y febrero 2015 en diversos cordones dunares y playas de la provincia de Tarragona.
- Estabilización del sistema dunar de las playas de Riumar. Tarragona.
- Protección dunar en la playa de Espasante. Orti-gueira. Bizkaia.
- Proyecto LIFE Pletera. Desurbanización y restauración de la funcionalidad ecológica de los sistemas costeros de la Pletera. Parc Natural del Montgrí, les illes Medes I el Baix Ter.
- Restauración ecológica de las dunas costeras de Nueva Umbría, Lepe-Huelva. 2005.

ANEXO V. Experiencias en España en restauración ecológica en el medio marino

RESTAURACIÓN DE PRADERAS DE *Cymodocea nodosa* FRENTE AL PARAJE NATURAL PUNTA ENTINAS-SABINAR (ALMERÍA)

Quién la realiza: Fundación OCEANA

Fecha: Julio y agosto de 2008

Financiación: Fundación Banco Santander (230.000 Euros por hectárea)

En qué consiste: Proyecto de siembra de semillas de *Cymodocea nodosa*.

Zona de actuación: Área marina comprendida entre Punta Sabinar y Punta Elena, entorno de Roquetas de Mar (Almería). 400 hectáreas.

Resultados: (1) Hay una falta de conocimiento sobre el estatus real de las praderas de *C. nodosa*, así como la relevancia de la reproducción sexual en la proliferación de estas plantas, lo que ralentiza los esfuerzos enfocados en su conservación y recuperación (2) El relativo éxito obtenido en algunas experiencias piloto de trasplante de céspedes llevadas a cabo en Portugal, Islas Canarias e Italia, solo es aplicable para pequeñas áreas, debido a la elevada inversión económica y logística que éstas conllevan. (3) Una de las conclusiones de este trabajo: “La restauración de praderas de *C. nodosa* mediante recolección de semilla y siembra directa en zonas degradadas es un proceso más sencillo y económico que otros métodos habituales en este tipo de actuaciones, como son la germinación de semillas en laboratorio y la plantación de haces recogidos directamente de la planta, además de menos dañino para la población donante”. (4) Las praderas de la zona de actuación, compuestas de *Cymodocea nodosa*, *Posidonia oceanica* y *Zostera marina*, situadas en zonas abiertas y batidas, son similares a las que se pueden hallar en otras zonas del litoral cantábrico y atlántico español, por lo que la experiencia que se obtiene de esta intervención puede ser extrapolable a otros lugares.

Enlaces: https://eu.oceana.org/sites/default/files/reports/OCEANA_Manual_Restauracion_Praderas_Marinas.pdf

TRASPLANTES EXPERIMENTALES DE SEBADALES (*Cymodocea nodosa*) EN AGUAS DEL ARCHIPIÉLAGO CANARIO

Quién lo realiza: Instituto Canario de Ciencias Marinas (ICCM)

Fecha: Febrero 2005

Financiación: No publicado

En qué consiste: Proyecto piloto de trasplante de matas sanas (método del cepellón) de *Cymodocea nodosa* o seba, que estaban siendo afectadas por las obras de ampliación del puerto.

Zona de actuación: Puerto en Gran Tarajal (Fuerteventura)

Resultados: Menos de la mitad (40%) de las plantas lograron sobrevivir al trasplante pasados unos meses, desestimando esta técnica como herramienta para la restauración. Poco tiempo después, la supervivencia era prácticamente nula, incluso 0% en algunas zonas.

Presupuesto: Sin publicar.

Enlaces: <http://www.elmundo.es/elmundo/2009/11/17/ciencia/1258464798.html>

RESTAURACIÓN DE FONDOS MARINOS CON *Posidonia oceanica* EN AGUAS DEL PARAJE NATURAL ACANTILADOS MARO-CERRO GORDO (MÁLAGA-GRANADA)

Quién lo realiza: Delegación de Medio Ambiente de Málaga, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio

Fecha: Sin publicar

Financiación: Sin publicar

En qué consiste: La restauración pretendía conectar entre sí algunos restos de pradera de *Posidonia oceanica* tras la degradación producida por la pesca de arrastre ilegal sobre fondos someros y la contaminación marina.

Zona de actuación: Paraje Natural Acantilados Maro-Cerro Gordo (Málaga-Granada)

Resultados: Sin publicar.

TRASPLANTE DE *Posidonia oceanica* POR AMPLIACIÓN DEL PUERTO DE ROQUETAS DE MAR (ALMERÍA)

Quién lo realiza: Junta de Andalucía.

Fecha: -

Financiación: -

En qué consiste: Tras el anuncio de ampliación del puerto, se puso en marcha el trasplante de una pequeña pradera de *Posidonia* que se encontraba en la zona de actuación. Los principales objetivos eran determinar la viabilidad de un trasplante en el mar, y utilizar estas plantas como indicadores de la recuperación de unas aguas que habían sido contaminadas por vertidos industriales.

Zona de actuación: puerto de Roquetas de Mar (Almería)

Resultados: Las complicadas condiciones oceanográficas de la zona imposibilitaron el desarrollo del trasplante.

PROYECTO ERPO: ESTRUCTURAS DE REGENERACIÓN DE *Posidonia oceanica*

Quién lo realiza: Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados, Universidad Politécnica de Catalunya, Universidad de Murcia, Centro Internacional de Investigación de Recursos Costeros, Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería, Centro de Estudios Avanzados de Eivissa y Formentera, Centro de Interpretación del Mar de Sant Antoni y la empresa Active Generation.

Fecha: 2008-2010.

Financiación: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 75.000 euros para el año 2008. La inversión total que prevé la empresa Active Generation es de 1,5 M€.

En qué consiste: Diseño y construcción de un prototipo de semilleros biodegradables instalados en el fondo marino. En ellos se siembran semillas de *Posidonia* recogidas en la orilla o directamente de la superficie del mar. El objetivo es aumentar la posibilidad de restauración de praderas marinas.

Zona de actuación: No aplicable.

Resultados: No publicado.

Enlaces: (http://bioc.org.es/bioc/index.php?option=com_content&view=article&id=144%3Aposidonia&catid=1%3Alatest&Itemid=56).

RESTAURACIÓN AMBIENTAL DE LA PRADERA DE *Posidonia oceanica* Y REIMPLANTE DE *Pinna nobilis* EN RELACIÓN AL PROYECTO DE AMPLIACIÓN DEL PUERTO DEPORTIVO LUIS CAMPOMANES (T.M. ALTEA, ALICANTE)

Quién la realiza: Departamento de Ecología Universidad de Murcia

Fecha: 2005

Financiación: No aplicable.

En qué consiste: Trasplante de matas de *Posidonia* del lugar afectado por la ampliación del puerto a una zona despoblada de esta especie (proyecto desestimado por el TSJ de la Generalitat Valenciana)

Zona de actuación: Puerto de Campomanes, Altea (Alicante). El área afectada es de 40 hectáreas.

Resultados: (1) Se trata de un proyecto mal fundamentado desde el punto de vista técnico y científico, ya que no es viable trasplantar miles de metros cuadrados de esta especie. (2) La extrapolación de las tasas de efectividad de trabajos similares indican que serían necesarios varios siglos para poder concluir el trabajo propuesto. (3) El trasplante de praderas superficiales (que sobreviven peor) con una técnica no ensayada previamente y sin algunas precauciones básicas, como evitar la rotura de los bloques y el lavado de los sedimentos, hace poco viable la supervivencia del 100% de la pradera previsto en los objetivos de la acción. (4) Se generaría un importante impacto derivado de removilizar grandes cantidades de sedimento, que provocarían turbidez, hipersedimentación, colmatación de comunidades bentónicas y eutrofia.

Enlaces: <http://uicnmed.org/bibliotecavirtualposidonia/wp-content/uploads/2014/04/Restauracion-ambiental-de-las-praderas-y-Reimplante-de-nobilis.pdf>

PROYECTO *Posidonia oceanica*

Quién la realiza: IMEDEA (Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados)

Fecha: La finalización del proyecto está prevista para mediados del año 2016.

Financiación: Red Eléctrica de España

En qué consiste: Se estudia el uso de semillas de *Posidonia oceanica* germinadas en laboratorio y haces procedentes de fragmentación natural para la recuperación de praderas. El objetivo es mitigar la afección por los trabajos de

tendido de cables eléctricos submarinos. Para ello, proponen la reimplantación de haces de esta planta sobre la zanja abierta por el tendido del cable submarino.

Lugar de actuación: Islas Baleares

Resultados: (1) Se espera disponer de una herramienta correctora de gran interés para Red Eléctrica y de aplicación práctica inmediata para minimizar los posibles impactos a las praderas de *Posidonia oceanica* ocasionados por el tendido de cables submarinos. (2) Esta técnica será de posible aplicación en los enlaces submarinos planificados para las Islas Canarias que afecten a las praderas de *Cymodocea nodosa*.

Enlaces: <http://www.ree.es/es/red21/idi/proyectos-idi/proyecto-posidonia-oceanica#>

ARRECIFES ARTIFICIALES Y OTRAS ACTUACIONES EN RELACIÓN CON LA RECUPERACIÓN PESQUERA EN EL LITORAL DE MURCIA

Quién lo realiza: Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Gobierno de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Fecha: No publicado

Financiación: Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Gobierno de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

En qué consiste: Se ha instalado un total de 7 áreas arrecifales en el litoral de la Región de Murcia, teniendo como principal objetivo el incremento y la conservación de los recursos pesqueros, protegiendo las praderas de *Posidonia oceanica* de la acción destructora de la pesca de arrastre ilegal.

Resultados: La eficacia de estos módulos, disuasorios para la pesca de arrastre, ha sido comprobada con posteriores monitorizaciones de la zona.

Arrecife	Superficie (Ha)	Nº módulos
Norte de Cabo Cope	493	264
Norte de Cabo de Palos	90,5	246
Bahía de Mazarrón	885,5	304
El Portús-Isla de las Palomas	452	79
Calblanque	1.564	291
Playa de los Hierros Puntas de Calnegre	220,2	113
Sur del Puerto de Águilas	294,20	107
Total	3.999,4	1.404

ARTIFICIAL ANTI-TRAWLING REEFS OFF ALICANTE, SOUTH-EASTERN IBERIAN PENINSULA: EVOLUTION OF REEF BLOCK AND SET DESIGNS

Quién la realiza: Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante e Instituto de Ecología del Litoral.

Fecha: No publicado

Financiación: EEC (DG XIV, 50%), Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (35%), Consejo de Agricultura y Pesca (proyecto Tabarca, 15%), Municipio de Campello (proyecto Campello, 15%), Ayuntamientos de Alicante, Campello, La Vila Joiosa y Altea (estudios preliminares).

En qué consiste: Instalación de arrecifes artificiales para la protección de biocenosis y especies frente al impacto de la pesca de arrastre, haciendo hincapié en la protección de comunidades de *Posidonia* y *Cymodocea*, y su fauna asociada, como *Pinna nobilis*, y comunidades de algas calcáreas.

Zona de actuación: Isla de Tabarca, Campello, La Vila Joiosa y Altea (Alicante).

Resultados: Los resultados observados de los distintos arrecifes artificiales disuasivos fondeados en Tabarca y en Campello (Alicante) han sido positivos al cumplir las siguientes funciones: (1) proteger áreas de alevinaje y juveniles de peces y cefalópodos, (2) evitar las repercusiones de los efectos de la pesca de arrastre a largo plazo, (3) aumentar la heterogeneidad espacial mediante la colocación de sustratos duros en fondos blandos, (4) proporcionar un laboratorio natural para investigar la estructura, insularidad, sucesión ecológica y la complejidad de hábitat de ciertas comunidades, así como áreas de monitorización. Sin embargo, en las monitorizaciones realizadas en el arrecife próximo a la isla de Tabarca se ha observado que los módulos no han funcionado como entes productores de biomasa, más bien parecen atraer fauna piscícola de los alrededores. Esto puede deberse, entre otros motivos, a que su localización parece ser inadecuada, debido al contexto hidrográfico en el que se instalaron, ya que la corriente general predominante transcurre fuera de la zona de influencia del arrecife, haciéndolo inaccesible al stock larvario (Bayle et al., 2011).

CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE POBLACIONES DE ESPECIES AMENAZADAS DEL GÉNERO *Cystoseira*

Quién lo realiza: Universitat de Girona

Fecha: 2015-2016

Financiación: Fundación Biodiversidad

Zona de actuación: Cataluña y Baleares

En qué consiste: El proyecto tiene como objetivos restaurar poblaciones en declive o extinguidas de las especies amenazadas del género *Cystoseira*, poniendo a punto técnicas de restauración para favorecer su recuperación en zonas donde la calidad de las aguas lo haga posible, y recuperando el hábitat patrimonial del alga *Cystoseira crinita* en diferentes zonas del Mediterráneo. Se persiguen estos objetivos a través de (1) la localización y caracterización de las poblaciones de *Cystoseira crinita* en Cataluña y el monitoreo de su dinámica poblacional estacional, (2) experimentos en laboratorio para determinar la irradiancia y temperatura óptimas en los primeros estadios de desarrollo de esta especie, (3) cultivo para el crecimiento de plántulas en el laboratorio y su posterior trasplante en mar, (4) traslocación de ramos fértiles de *Cystoseira crinita* en una cala del Cap de Creus, y (5) monitorización trimestral de las poblaciones restauradas.

Resultados: No publicados.

Enlaces: <http://fundacion-biodiversidad.es/biodiversidad-marina-y-litoral/proyectos-convocatoria-ayudas/conservacion-y-restauracion-de-Cystoseira>

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE MARISMAS DE RÉGIMEN MAREAL EN EL ESTUARIO DEL GUADALQUIVIR, PARQUE NATURAL DE DOÑANA

Quién la realiza: Departamento de Biología Vegetal y Ecología de la Universidad de Sevilla.

Fecha: Desarrollo en 1999-2000. Los resultados se expusieron en 2001. En los 12 meses posteriores a la actuación se comprobó la estabilidad de la actuación.

Financiación: No publicado.

En qué consiste: La actuación pretende recuperar un sector de las marismas que había sido desecado, mediante el reestablecimiento de los procesos y funciones ecológicos, promoviendo la biodiversidad de organismos. Para ello, se procedió en cuatro fases: 1) eliminación del material dragado, 2) restauración del flujo mareal, 3) diversifi-

cación de hábitats y 4) aceleración puntual de procesos sucesionales.

Zona de actuación: marismas del Guadalquivir, sobre una superficie de 52 hectáreas.

Resultados: estabilidad de canales y diques, incluso en un período de grandes avenidas, flujo mareal ajustado al modelo numérico desarrollado en el diseño de la restauración, inundación periódica de la marisma asegurada, facilitando su desarrollo. La revegetación ha sido muy rápida, con colonización de especies características de marismas mareales y no mareales. Utilización por fauna inmediata, tras la primera inundación con las aguas del estuario. Peces en los canales interiores y aves en toda la marisma. El número de especies e individuos registrados ha incrementado a lo largo del tiempo, habiéndose registrado un total de 73 (2001).

Enlaces: <http://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/303>

EVALUACIÓN DE LA RECUPERACIÓN DE LOS BANCOS DE EXTRACCIÓN DE *Ruditapes decussatus* EN LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE LA REGIÓN DE MURCIA

Quién la realiza: Taxon Estudios Ambientales S.L.

Fecha: Febrero 2004

Financiación: No publicado

En qué consiste: Comprobar si las medidas de gestión adoptadas por el Servicio de Pesca de la CARM (vedas) fueron adecuadas y se está recuperando el banco de almeja fina para el marisqueo o acuicultura en las aguas interiores de la Región de Murcia (MUR1-51).

Zona de actuación: Encañizadas del Mar Menor. 20,14 ha.

Resultados: Las medidas adoptadas por el Servicio de Pesca de la CARM durante el año 2003, estableciendo una veda temporal en la totalidad del banco, no proporcionó los resultados esperados, ya que tanto la abundancia de individuos, como la biomasa de la totalidad del banco, registraron valores muy inferiores a lo que se puede considerar adecuado para una posible explotación comercial. A partir de los resultados se recomendó realizar un seguimiento extendido en el tiempo tiempo en diferentes épocas del año, mantener de forma taxativa el periodo de veda,

Enlaces: <http://goo.gl/pfgtl2>

EVALUACIÓN DE LA RECUPERACIÓN DE LOS BANCOS DE EXTRACCIÓN DE *Chamelea gallina* EN AGUAS INTERIORES DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE LA REGIÓN DE MURCIA

Quién la realiza: Taxon Estudios Ambientales S.L.

Fecha: Veda 2002-2005. Análisis 2003.

Financiación: Servicio de Pesca y Acuicultura de la Dirección General de Ganadería y Pesca, Gobierno Autónomo de la Región de Murcia

En qué consiste: Evaluación de las medidas adoptadas por el Servicio de Pesca de la CARM durante el año anterior, estableciendo una veda temporal en la totalidad de los bancos.

Zona de actuación: Diversas zonas marítimas de la Región de Murcia.

Resultados: Las medidas adoptadas no proporcionaron los resultados esperados. Se precisa incorporar nuevas medidas.

Enlaces: <https://goo.gl/EuGjqU>

MITIGACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL GENERADO POR LOS CULTIVOS MARINOS EN ESTRUCTURAS FLOTANTES

Quién la realiza: CA Murcia (Equipo de Acuicultura Marina IMIDA y Taxon Estudios Ambientales S.L.), CA Andalucía (Empresa Pública DAP), CA Canarias (Departamento Bentos Marino ICCM), CA Galicia (Consellería de Pesca Marisqueo e Acuicultura y Departamento de Biología Animal Universidad de Santiago de Compostela).

Fecha: 2006-2008.

Financiación: 651.618 Euros.

En qué consiste: Evaluar la potencialidad del uso de arrecifes artificiales y de sistemas de recogida de biodepósitos como herramientas alternativas para la mitigación del impacto ambiental que ocasionan sobre el sistema bentónico los cultivos marinos en jaulas flotantes en mar abierto, y en bateas de mejillón, respectivamente.

Zona de actuación: diversas zonas en los litorales de Galicia, Canarias, Andalucía y Murcia.

Resultados: (1) El flujo de material particulado en los biofiltros bajo las jaulas fue netamente superior que fuera de su influencia. (2) Se observó un notable incremento de la diversidad biológica, tanto bentónica como nectónica, directamente asociada a los biofiltros, sobre todo en los localizados bajo las granjas. (3) El fouling fijado en los biofiltros bajo las granjas reutiliza y recicla los residuos derivados del cultivo. (4) Se observó un mayor doblamiento ictiológico pelágico y nectobentónico asociado a los biofiltros, lo que contribuye al reciclado de los residuos particulados derivados del cultivo. (5) No se observó una mejora en la calidad de los sedimentos en el entorno de los biofiltros localizados bajo las granjas. (6) Los sistemas probados para la recogida de biodepósitos de mejillón en bateas resultaron adecuados, aunque se requieren mejoras para facilitar su mantenimiento y manejo. (7) Los biodepósitos, recogidos y tratados en tierra, son un eficaz fertilizante empleado en sustratos agrícolas, solo o mezclado con otros residuos. También pueden ser utilizados para recuperar suelos degradados y/o contaminados por la minería.

- Aguado-Giménez, F., Ibáñez, A.J., Piedecausa, M.A., Gutiérrez, J.M., García, N., Aliaga, V., Urra, J., González, N., Rueda, J.L., Perán, A., Gómez, D., García-García, B., Belmonte, A., Macías, J.C. (2007). Mitigación del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en jaulas flotantes sobre fondos blandos, mediante la utilización de biofiltros bentónicos. Resultados preliminares. XI Congreso Nacional de Acuicultura. Vigo 24-28 septiembre de 2007. Ponencia oral invitada.
- García, N., Louzara, G. y González, N. (2006). Estado preoperacional del Plan Nacional: "Mitigación de jaulas flotantes con arrecifes artificiales" (JACUMAR). XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina. Barcelona 12-15 sep 2006. Póster.
- Piedecausa-Narejo, M.A., Aguado-Giménez, E., Carrasco-López, C.J., García-García, B., Gutiérrez-Ortega, J.M. (2007). Influence of cage fish farming on the ichthyofauna associated with experimental benthic biofilters. Preliminary results. International Symposium Marine Science 2007. Valencia, 28-31 Marzo. Póster.

Enlaces: http://www.mapama.gob.es/app/jacumar/planes_nacionales/Documentos/91_RP_MITIGACION.PDF

TÉCNICAS DE MINIMIZACIÓN, TRATAMIENTO Y APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS EN ACUICULTURA

Quién la realiza: Cataluña (Generalitat de Catalunya, Direcció General de Pesca i Afers Maritims, Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries, Centro de Investigación Marina y Alimentaria AZTI-TECNALIA), Andalucía (Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca en colaboración con la Consejería de Medio Ambiente, Empresa Pública Desarrollo Agrario y Pesquero), Canarias (Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación, Viceconsejería de Pesca, Instituto Canario de Ciencias Marinas), Galicia (Consellería de Pesca, XUNTA de Galicia, Centro de Investigaciones Mariñas-CIMA, Universidad de Santiago de Compostela).

Fecha: 2005-2007

Financiación: 815.455 Euros

En qué consiste: Aportar al sector de la acuicultura soluciones reales, eficientes y técnico-económicamente factibles para la minimización y reducción en origen de los residuos generados por su actividad, obtener compuestos de alto valor añadido con aplicación comercial y posibilitar un aprovechamiento de los restantes residuos.

Zona de actuación: Numerosas.

Resultados: (1) Las empresas acuícolas españolas se involucraron en el proyecto, con lo que éste ha tenido un efecto concienciador. (2) Debido a la elevada participación se ha obtenido gran cantidad de información y los resultados y conclusiones extraídas han sido muy ciertos. (3) Se han llevado a cabo más de 30 medidas de minimización de residuos y subproductos, lo que reducirá los costes de compra de materias primas y auxiliares, de producción y gestión de residuos y subproductos. (4) Se ha editado una guía de minimización de Residuos de acuicultura. (5) El proyecto servirá de impulso de nuevas actividades empresariales como son la industria de valorización y transformación de subproductos pesqueros. (6) El conocimiento sistemático de los residuos y subproductos, y su referencia a los consumos y la producción, permite a los piscicultores conocer su rendimiento de producción y niveles de pérdidas, pudiendo actuar en consecuencia en base a las causas encontradas. (7) Se han identificado y desarrollado una serie de medidas de minimización de residuos y subproductos: buenas prácticas y sensibilización, reducción de productos útiles de limpieza, reducción de envases y embalajes, reducción del volumen de peces muertos, reducción del volumen de pienso no aprovechado, reducción en la generación de

residuos orgánicos en el proceso de transformación. (8) La metodología empleada en el proyecto puede servir de guía, lo que permitiría el seguimiento de cualquier acción encaminada a la mejora de la producción o a la reducción de impactos. (9) El plan ha supuesto una mejora en la creación de un equipo interdisciplinar y en los cauces de comunicación entre grupos de investigadores de las Comunidades Autónomas. (10) Se ha creado una base de datos estandarizada de plantas acuícolas y residuos generados, que puede ser consultada y actualizada en red. Esto es una importante herramienta de gestión para todas las comunidades autónomas. (11) Los protocolos propuestos en el plan reducen ciertos impactos derivados del sector, como: contaminación de suelos y acuíferos subterráneos por depósitos de los subproductos en el terreno, ocupación de suelo (pérdida de flora, fauna, biodiversidad asociada), sobresaturación de vertederos, emisión de gases de efecto invernadero por descomposición de forma incontrolada de los subproductos, riesgo de infecciones y generación de malos olores. (12) Se comprobó la eficacia del ensilado químico a la hora de mantener las características físico-químicas y nutricionales durante todo el periodo de almacenamiento. Este método permite mantener el producto varios meses en condiciones ambiente sin ningún tipo de conservante y puede emplearse en alimentación animal sin riesgo. (13) Este proyecto aporta una solución al problema del almacenamiento de despojos de peces en piscifactorías y granjas marinas.

TRATAMIENTO DE LAS AGUAS DE VERTIDO EN ESTABLECIMIENTOS DE CULTIVOS MARINOS Y AUXILIARES UBICADOS EN ZONAS TERRESTRES

Quién lo realiza: Galicia (Centro de Investigaciones Marinas, Instituto Gallego de Formación en Acuicultura. Departamento de microbiología de la Universidad de Santiago de Compostela, Área de Edafología de la Escuela de Ingeniería Técnica Forestal, REMAGRO S.A., INSUIÑA S.L., Cluster de Acuicultura-CETGA, Ecocelta), Canarias (Consejería de Educación, Cultura y Deportes, Instituto Canario de CC. Marinas, Instituto Canario de Investigaciones Agrarias, Alevines y Doradas S.A., Romeral, Instituto Canario de Ciencias Marinas), Andalucía (CIFAP el Toruño, Centro de Investigación de Formación Acuícola y Pesquera).

Fecha: 2007-2009 (con prórroga a 2010, sin financiación)

Financiación: 506.238 Euros

En qué consiste: Desarrollo de técnicas de tratamiento y aprovechamiento de los residuos procedentes de estable-

cimientos de cultivos marinos y auxiliares en tierra, que conllevan en algunos casos una importante problemática ambiental. Implementar el tratamiento y uso de las aguas de los efluentes que portan las partículas más finas mediante filtros biológicos vegetales y animales y, por otro lado, el tratamiento y conversión de los sólidos más gruesos del efluente como materia orgánica aprovechable.

Zona de actuación: Galicia, Canarias, Andalucía.

Resultados: (1) El exceso de Na y Cl de los lodos del efluente dificultan su uso para compost. No obstante, no se descarta su aprovechamiento para otros fines. (2) La cantidad de particulado fino (< 20 micras) que arrastra el efluente, se presenta como una opción eficiente y económica para el pre-engorde de semillas de diferentes especies de bivalvos. La semilla resultante está habilitada para la siembra y engorde en parques. (3) En las experiencias con las especies vegetales filtradoras *Ulva lactuca* y *Enteromorpha* spp. se observa un mejor aprovechamiento de las aguas de vertido, lo que se traduce en una alta producción de biomasa. (4) Respecto a las experiencias con animales detritívoros, se constata la posibilidad de cultivar otra especie, el poliqueto *Perinereis cultrifera*, con cierto valor económico como carnada. (5) La respuesta de los animales filtradores ha sido positiva. (6) La línea de investigación es de carácter eminentemente aplicado. El Plan Nacional en Galicia y Canarias se realizó en colaboración con empresas del sector acuícola. (7) Con este proyecto se contribuyó a la mejora de aspectos ambientales, con la implementación de nuevos usos y técnicas para minimizar el vertido orgánico y la gestión del residuo grueso.

- De Santiago, J.A.; Fernández, A.; Ruíz, M. y Guerra, A. Preengorde de almeja babosa (*Venerupis pollostera* Montagu, 1803) y almeja fina (*Ruditapes decussatus*, Linné, 1758) y almeja japonesa (*Ruditapes philippinarum* Adams & Revé, 1850) en tres sistemas de preengorde. X Foro Rec. Mar. Acuic. Rías Gal. 10: 381-389.
- Guerra, A.; Nóvoa, S.; Besada, M.; Búa, I.; Lastres, M.; Fernández, J.; Asela, R. (2007). Crecimiento y composición bioquímica de semilla de almeja japonesa (*Tapes philippinarum*) y almeja babosa (*Venerupis pollostera*), obtenida en criadero y cultivada en diferentes sistemas de preengorde y en parque de cultivo. XI Congreso Nac. Acuicult. Tomo I: 467-470.
- Marcel, P.; González, S.; Otero, M.; Fernández, J. y Guerra, A. 2009. Valorización de residuos de efluente de piscifactoría. XI Foro Rec. Mar. Acuic. Rías Gal.: 6009-614.

Enlaces: http://www.ub.edu/web/ub/en/menu_eines/noticias/2013/10/066.html

FISH POPULATION RECOVERY IN A MARINE RESERVE: A DECADE-LONG QUESTION

Quién lo realiza: Departamento de Ecología de la Universitat de Barcelona, CEAB-CSIC.

Fecha: 1992-2009.

Financiación: No publicado.

En qué consiste: Estudio del efecto reserva en poblaciones de peces. Se compara la abundancia y las tallas de seis especies comerciales en áreas de la reserva y en otras no protegidas.

Zona de actuación: Islas Medes (Girona).

Resultados: El efecto de la protección varía según la especie. En las de carácter sedentario, se ha confirmado una respuesta positiva, alcanzando prácticamente la capacidad de carga. En *Sparus aurata*, la población disminuyó incluso en las zonas protegidas, probablemente como consecuencia de sus movimientos hacia la costa (“Spillover”), donde son pescados con mayor facilidad. Se concluye que la recuperación de la población de peces en las costas mediterráneas tardaría varias décadas, lo que contradice otros estudios cuyas hipótesis sostienen que se trata de un proceso más rápido.

Enlaces: http://www.ub.edu/web/ub/en/menu_eines/noticias/2013/10/066.html; <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0073922>

PROYECTO SHELFRECOVER

Quién lo realiza: Universidad de Barcelona, Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Centre Scientifique de Monaco (CSM), Universitat de Girona, con la colaboración del Parc Natural de Cap de Creus.

Fecha: Diciembre de 2014 hasta noviembre de 2016.

Financiación: Financiado por la Fundación BBVA por un periodo de 2 años.

En qué consiste: Llevar a cabo y evaluar la eficacia de la primera restauración ecológica de corales y gorgonias en la plataforma continental del mar Mediterráneo, con el fin de promover su recuperación y viabilidad a largo plazo. Se combinan experimentos en condiciones de laboratorio e investigación de campo, con la colaboración conjunta de investigadores y gestores con experiencia en restauración ecológica de corales y gorgonias. La restauración se lleva a cabo en la plataforma continental del Cap

de Creus. Se recolectan gorgonias en áreas afectadas por la pesca, y son fijadas en estructuras de acero, denominadas “landers”, que son luego colocadas en la plataforma continental. La posterior evaluación y seguimiento del estado de las colonias y de su fauna asociada se realizó con robots submarinos.

Zona de actuación: Plataforma continental del Cap de Creus.

Resultados: No publicados.

Enlaces: <https://www.fbbva.es/equipo/restauracion-ecologica-las-especies-estructurales-bentonicas-la-plataforma-continental/>

MITIGACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL GENERADO POR LOS CULTIVOS MARINOS EN JAULAS FLOTANTES SOBRE FONDOS BLANDOS, MEDIANTE LA UTILIZACIÓN DE FILTROS BENTÓNICOS.

Quién la realiza: TAXON /IMIDA

Fecha: En mayo de 2006 se comenzó la tarea de fondeo de los biofiltros.

Financiación: MAPAMA

En qué consiste: Se evalúa la hipótesis de que, aumentando la complejidad del hábitat en el entorno de las granjas marinas, se mejoraría la reutilización de los residuos derivados del cultivo y mitigarse así el impacto ambiental sobre los fondos. Se usaron biofiltros de fondo a modo de arrecife artificial bajo instalaciones de cultivos de peces en mar abierto,

Zona de actuación: Diversas zonas marítimas de Andalucía, Canarias y Murcia

Resultados: Se produjo un aumento de material particulado, que se tradujo en una mayor biomasa de *fouling*. Las características del fondo no mostraron cambios. Los peces que se concentraban bajo los filtros eran mayoritariamente omnívoros.

Enlaces: http://www.mapama.gob.es/app/jacumar/planes_nacionales/Documentos/91_IE_MITIGACION.pdf

PROYECTO DE REHABILITACIÓN Y RECUPERACIÓN DE LA MARINA DE ARRECIFE (LANZAROTE)

Quién la realiza: Gabinete de Estudios Ambientales-Canarias Conservación.

Fecha: 2012

Financiación: Ayuntamiento de Arrecife Gabinete de Estudios Ambientales, Canarias Conservación.

En qué consiste: El litoral del Municipio de Arrecife está constituido por un grupo de islotes y arrecifes ubicados de forma paralela a su litoral, que proceden de coladas volcánicas, originando lagunas interiores que configuran uno de los ecosistemas más peculiares de todo el Archipiélago Canario. Estas costas albergan un importante y diverso número de especímenes de fauna y flora. Destaca una especie de seba, *Nanozostera noltii*, cuya única localización para toda Canarias es este espacio. El gran crecimiento producido en el municipio con una deficiente planificación urbanística, la sobrepesca y el vertido de desechos urbanos e industriales, han deteriorado de manera significativa el litoral de la zona, por lo que se hizo patente la necesidad de abordar un plan de recuperación y rehabilitación de la Marina de Arrecife. Se hicieron dos prospecciones de campo para evaluar el estado actual de La Marina de Arrecife, previa elección de 14 puntos de muestreo donde se vieran representada la diversidad de ambientes litorales.

Zona de actuación: Marina del Municipio de Arrecife (Canarias)

Resultados: El proyecto describe la problemática del sitio, ofrece información sobre los inventarios de especies que hay descritos en la bibliografía y lo compara con lo observado en los muestreos, pero no se ofrece ningún plan de gestión ni ninguna propuesta de conservación o rehabilitación.

Enlaces: <http://www.canariasconservacion.org/Documentos/ARRECIFEI-Poblaciones%20y%20comunidades%20MARINAS.pdf>

ANÁLISIS Y MONITORIZACIÓN DE LA SUSTITUCIÓN DE ANCLAJES RECREATIVOS POR ANCLAJES ECOLÓGICOS SOBRE LAS PRADERAS DE *Posidonia oceanica* EN CALA MONTGÓ

Quién la realiza: Grupo de Física Ambiental de la Universidad de Girona, Colaboración del Parque Natural del Montgrí, las Islas Medes y el Baix Ter (Generalitat de Catalunya)

Fecha: 2012

Financiación: Fundación Biodiversidad. 123.199 Euros

En qué consiste: En el proyecto se pretende restaurar el fondo marino de la zona de Cala Montgó (Girona) mediante la sustitución de un número determinado de fondeos antiguos por fondeos ecológicos y monitoreando tanto la hidrodinámica asociada a los nuevos anclajes como la recuperación de la pradera alrededor de estos nuevos fondeos. Los objetivos específicos del proyecto son: (1) Eliminar un número determinado de fondeos antiguos en Cala Montgó. (2) Analizar la hidrodinámica de los resultantes en los bancos de *Posidonia oceanica*. (3) Anclar los fondeos ecológicos en los bancos de *Posidonia*. (4) Monitorear la restauración de las poblaciones alrededor de los fondeos ecológicos y la hidrodinámica en torno a los mismos. (5) Evaluar la evolución del índice de biodiversidad de los fondeos ecológicos.

Zona de actuación: Cala Montgó (Girona).

Resultados: Se registró el crecimiento de comunidades biológicas marinas bien estructuradas y maduras, así como el aumento del número de ascidias rojas (*Halcynthia papillosa*). El número de ejemplares de *Pinna nobilis* es bajo, y se siguen encontrando ejemplares rotos y magullados. Es necesario establecer algún método de control para evitar anclajes no permitidos en la pradera.

Enlaces: <http://fundacion-biodiversidad.es/biodiversidad-marina-y-litoral/proyectos-convocatoria-ayudas/analisis-y-monitorizacion-de-la>

REGENERACIÓN Y ADECUACIÓN AMBIENTAL DE LA BAHÍA DE PORTMÁN EN LA UNIÓN (MURCIA)

Quién la realiza: UTE (Marco y Ciomar).

Fecha: 46 meses desde 12/2015.

Financiación: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar adjudicado. 32,1 M€ (pendiente de confirmación nuevo gobierno).

En qué consiste: La bahía de Portmán fue contaminada, hasta 1992, por vertidos procedentes de las minas de La Unión. Se vertieron unos 48 millones de metros cúbicos de residuos mineros. El proyecto consiste en el dragado de estériles depositados en la bahía hasta retrasar la línea de orilla actual en 250 metros. Para ello se retirarán de la bahía unos 2 millones de metros cúbicos de estériles. También está previsto regenerar la nueva línea de playa reutilizando materiales de la actual y aportar arena caliza de machaqueo para mejorar su granulometría (nota de prensa).

Zona de actuación: Bahía de Portmán (Murcia)

Resultados: No publicados.

Enlaces: No publicados.

ANEXO VI. Legislación vigente de referencia para la mitigación y adaptación al cambio climático

- A) Ley del cambio climático en Catalunya.
- B) Anteproyecto de Ley andaluza de cambio climático.
- C) Ley 2/2013, de 29 de mayo, de protección y uso sostenible del litoral y de modificación de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, incorpora a la Ley de Costas una serie de regulaciones específicas para afrontar la lucha contra los efectos del cambio climático en el litoral, y establece que el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA) procederá a elaborar una estrategia para la adaptación de la costa a los efectos del cambio climático. Igualmente establece que las Comunidades Autónomas a las que se hayan adscrito terrenos de dominio público marítimo-terrestre, de acuerdo con el artículo 49 de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, presentarán al MAPAMA un Plan de adaptación de dichos terrenos y de las estructuras construidas sobre ellos para hacer frente a los posibles efectos del cambio climático.
- D) Estrategia Aragonesa de Cambio Climático y Energías Limpias (EACCEL) de 23 de septiembre de 2009.
- E) Plan de Acción del Gobierno de Aragón frente al Cambio Climático y de Energías Limpias, de 1 de diciembre de 2009.
- F) Estrategia Balear de Cambio Climático 2013-2020, de 8 de abril de 2013.
- G) Estrategia Canaria de Lucha contra el Cambio Climático, de 17 de marzo de 2009.
- H) Estrategia de acción frente al cambio climático de Cantabria 2008-2012, de 23 de octubre de 2008.
- I) Castilla y León. Estrategia regional de cambio climático 2009-2012-2020, de 26 de noviembre de 2009. Plan de actuaciones transversales. Programa 4. Adaptación al cambio climático.
- J) Castilla-La Mancha. Estrategia Regional de Mitigación y Adaptación al Cambio Climático 2010-2012-2020 (ERMACC), de 29 de marzo de 2011.
- K) Estrategia Catalana de Adaptación al Cambio Climático 2013-2020 (ESCACC), de 13 de noviembre de 2012.
- L) Proyecto de Ley del cambio climático en Cataluña, de 27 de enero de 2016.
- M) Estrategia Valenciana ante el Cambio Climático 2013-2020, de 22 de febrero de 2013.
- N) Estrategia de Cambio Climático para Extremadura (2009-2012), de 20 de marzo de 2009.
- O) Estrategia de Calidad del Aire y Cambio Climático de la Comunidad de Madrid 2006-2012. Plan Azul, de 7 de junio de 2007.
- P) Estrategia frente al Cambio Climático de Navarra 2010-2020, de 31 de enero de 2011.
- Q) Plan Vasco de Lucha Contra el Cambio Climático 2008-2012, de 27 de mayo de 2008.

ANEXO VII. Documentos de referencia para las directrices que relacionan la adaptación al cambio climático y la Estrategia estatal IVCRE

- Herrero A & Zavala MA, editores. (2015) Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España. MAGRAMA, Madrid.

Nota: En el capítulo 27 “Proyecciones sobre la evolución de los balances de carbono y agua para los bosques españoles en el contexto del cambio climático”, hay un apartado de “Recomendaciones para la adaptación”. Se contemplan experiencias llevadas a cabo en tipos de bosques concretos, así como en diferentes organismos.
- Felicísimo, A. M. (coord.) 2011. Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Flora y vegetación española. Oficina Española de Cambio Climático, MARM. Madrid, 552 pág.

Nota: En el capítulo 11 “Propuestas iniciales de medidas de adaptación” se presentan una serie de propuestas a tener en cuenta en la Estrategia estatal de IVCRE.
- Medina, R. *et al.* 2004. Impactos en la costa española por efecto del cambio climático. Fase III. Estrategias frente al cambio climático en la costa. Oficina Española de Cambio Climático, MARM. Madrid.

Nota: El apartado 4 “Estrategias y políticas de actuación frente al cambio climático”, podría aportar información sobre infraestructuras desarrolladas en la costa.
- Grupo de trabajo para el análisis de las Necesidades de adaptación al cambio climático de la red troncal de infraestructuras de transporte en España. Informe Final, septiembre de 2013. Ministerio de Fomento y Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- La consideración del cambio climático en la evaluación ambiental de planes y programas – aplicación al caso de planes y programas de infraestructuras de transporte. 2012.MARM.
- Estudio de los impactos del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua. Efectos potenciales del cambio climático en las demandas de agua y estrategias de adaptación. 2012. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas.
- Informe sobre acciones en el sector del uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura de España. 2015. MAGRAMA.

Nota: Contiene un apartado de “Lista de medidas de mitigación”, para tierras forestales, agricultura y pastos, y medidas de carácter horizontal.

ANEXO VIII. Ejemplos de Infraestructura Verde en la Unión Europea

Ejemplos adaptados de la Estrategia Europea de IV. Más ejemplos al respecto pueden encontrarse en:

<http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/studies.htm#assess>

<http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/studies.htm#design>

<http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/studies.htm#implementation>

PAIS	Iniciativa	Funciones de la IV	Elementos de la IV	Antecedentes y objetivos
AUSTRIA	Acta del Agua en Viena	Gestión del agua	Zonas para el fomento de los servicios ecosistémicos	Viena obtiene casi la totalidad de su agua potable de los manantiales de las áreas de alta montaña de la Baja Austria-Estiria. En 1965, se designó todo el macizo montañoso de Rax-Schneeberg-Schneealpen como zona de protección del agua. En esta zona los suelos forestales se gestionan con objeto de maximizar la recogida y el filtrado de agua. Otras funciones, tales como la producción de madera, la caza, la agricultura y el turismo se han subordinado a este propósito. En la gestión de los bosques se busca la estabilidad y la resiliencia. Esto significa que no hay grandes claros forestales sino que sólo se producen intervenciones a pequeña escala, se promueve la regeneración natural y se utilizan especies autóctonas. Estos bosques, a su vez, ofrecen un hábitat para una gran variedad de especies vegetales y animales.
BÉLGICA	Sigmaflan	Control de las inundaciones	Zonas para el fomento de los servicios ecosistémicos	El proyecto para el estuario de Scheldt pretende reducir los daños causados por las inundaciones, a la vez que se permite la navegación y se promueve la conservación de la naturaleza. Su implementación exige de coordinación entre las autoridades responsables de la movilidad, el medio acuático, los bosques y conservación de la naturaleza. El Sigmaflan es un conjunto de proyectos que afectan a 200 km de cursos de agua, con diques más altos y zonas naturales de retención del agua, áreas de control de las inundaciones que combinan el uso del suelo agrícola y recreativo, proyectos de restauración en los valles, humedales y praderas y marismas intermareales para las aves.
REP. CHECA	Sistema Territorial de Estabilidad Ecológica	Conservación de la biodiversidad	Áreas núcleo, áreas de restauración, zonas para el fomento de los servicios ecosistémicos, elementos naturales para favorecer la conectividad	Forma parte de la legislación ambiental, incluyéndose con carácter obligatorio en la planificación territorial, los planes de gestión forestal, la gestión del agua y la protección y restauración del paisaje. El plan incluía más de 100.000 elementos entre áreas núcleo y corredores aunque su ejecución real ha sido muy inferior. El objetivo principal de la iniciativa es reforzar la resiliencia ecológica del paisaje mediante la conservación o restauración de los ecosistemas y sus interconexiones.
ALEMANIA	Cinturón verde alemán	Conservación de la biodiversidad	Áreas núcleo, zonas para el fomento de los servicios ecosistémicos, elementos naturales y artificiales para favorecer la conectividad	El cinturón verde del antiguo telón de acero es una red ecológica que va desde el Mar de Barents hasta el Mar Negro. Conecta varias áreas protegidas a lo largo o a través de fronteras. En Alemania está zona forma parte de la columna vertebral de la red de biotopos alemán. Tiene por objetivos: conservar la biodiversidad y otros activos naturales únicos; conservar un monumento a la historia alemana reciente; crear un tipo especial de museo al aire libre, una sección transversal a través de casi todos los tipos posibles de paisaje alemán. Parte de las actuaciones se han financiado con la compra de participaciones verdes certificadas por parte de donantes privados.
DINAMARCA	Estrategia danesa de adaptación al cambio climático	Adaptación al cambio climático	Elementos naturales y artificiales para favorecer la conectividad	El objetivo de la estrategia es asegurar que, en el futuro, el cambio climático será considerado e integrado en las políticas de planificación y desarrollo. Contiene una serie de directrices para que las administraciones, las empresas y los ciudadanos. También pretende garantizar la conservación de la naturaleza en el nuevo contexto climático, evitando la fragmentación y combatiendo a las especies invasoras. Reconoce la necesidad de realizar un análisis económico en: 1) los costos y beneficios de la potenciación de la propia adaptación del medio al cambio climático a través de la planificación y de regulación; 2) la adaptación en sectores importantes para la conservación del medio ambiente; la agricultura, la silvicultura o la gestión de las costas; 3) cuantificación de los beneficios socio-económicos de los servicios ecosistémicos. Las medidas propuestas incluyen la conversión de algunos valles fluviales en humedales, medidas para reducir el agotamiento del O ₂ en aguas marinas, o proyectos de reducción de la fragmentación de los hábitats.

PAIS	Iniciativa	Funciones de la IV	Elementos de la IV	Antecedentes y objetivos
ESTONIA	Red Verde Estona	Conservación de la biodiversidad	Áreas núcleo, zonas para el fomento de los servicios ecosistémicos, zonas verdes urbanas y peri-urbanas, elementos naturales para favorecer la conectividad	<p>Desde la década de 1970 el país ha adoptado un enfoque multifuncional de las redes ecológicas. Se incorporaron a la legislación en 1995 a través de la Ley de Construcción y Planificación. En el plan nacional Estonia 2010 se identificaron los corredores y 12 áreas núcleo de importancia internacional. El concepto de red ecológica se entronca en el propio sistema de planificación espacial y se implementa a través de otros sectores como la conservación de la naturaleza, la silvicultura, la gestión del agua y otros. El sistema se articula en tres niveles a través de las distintas unidades administrativas básicas de Estonia (país -> plan nacional -> región -> planes regionales -> municipios -> planes integrales).</p> <p>Entre sus principales objetivos: completar la funcionalidad de la red de áreas protegidas; proteger los hábitats naturales y preservar las rutas migratorias de la fauna silvestre; promover la conservación de la naturaleza fuera de las áreas protegidas.</p> <p>Respecto a su carácter multifuncional: integrar en la configuración de la red aspectos ecológicos pero también económicos y sociales; reducir y compensar los impactos antropogénicos sobre la naturaleza; garantizar la accesibilidad a las áreas naturales con fines recreativos respetando los valores del entorno; minimizar futuros conflictos de interés entre diferentes sectores a través de la ordenación del territorio; mantener la capacidad de auto-regulación del medio ambiente; apoyar la cooperación internacional y transfronteriza.</p>
GRECIA	Programa Operativo de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente 2007-13	Provisión de servicios ecosistémicos	Áreas núcleo, zonas para el fomento de los servicios ecosistémicos	<p>El Programa Operativo de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente de Grecia tiene como objetivo estratégico proteger y gestionar de forma sostenible el medio ambiente como punto de partida para la protección de la salud pública y la mejora de la calidad de vida de los ciudadanos. El medio ambiente se concibe como un factor básico para impulsar la competitividad económica mediante la gestión sostenible de los elementos ambientales, los recursos naturales y los centros urbanos.</p>
ESPAÑA	Hacia una infraestructura verde en Vitoria-Gastéiz	Provisión de servicios ecosistémicos	Áreas de fomento de los servicios ecosistémicos, zonas verdes urbanas y peri-urbanas, elementos naturales y artificiales para favorecer la conectividad	<p>Vitoria, que ganó el premio Capital Verde Europea en 2012, es una de las ciudades europeas con mayor proporción de áreas verdes por habitante (aprox 45 m² por persona). Toda la población vive a menos de 300 metros de un espacio verde. Durante más de 30 años, la ciudad ha invertido en la creación de un cinturón verde que ya cubre unas 1000 hectáreas.</p> <p>La infraestructura verde de la ciudad tiene por objetivos más importantes: la conservación de la biodiversidad urbana incrementando la conectividad espacial y funcional; el suministro de servicios ecosistémicos; la integración de los procesos ecológicos e hidrológicos en la propia trama urbana mediante una planificación territorial y urbanística adecuada; la mitigación de los efectos derivados de la isla de calor urbana; la lucha y la adaptación al cambio climático; el aumento de la resiliencia del territorio en relación a los riesgos naturales a los que se encuentra expuesta; la promoción del uso público de los espacios verdes mediante el incremento de las oportunidades de ocio y recreo, la mejora de la accesibilidad y de las conexiones campo-ciudad; la conservación de la herencia cultural y los paisajes tradicionales; la sensibilización de la población; y el fomento del empleo verde.</p>
FRANCIA	Infraestructura verde y azul	Conservación de la biodiversidad	Áreas núcleo, áreas de restauración, elementos naturales para favorecer la conectividad	<p>La red de infraestructura verde y azul es una herramienta de planificación espacial. Su objetivo principal es detener el declive de la biodiversidad mediante la conservación y la restauración de las continuidades ecológicas para garantizar la prestación de servicios de los ecosistemas. Dicho objetivo debe integrarse en las decisiones de planificación, sobre todo en los esquemas de coherencia territorial y en la planificación urbana local. Se gestiona a nivel local, con la coordinación entre la administración estatal y la local.</p> <p>A nivel nacional, se ha plasmado en documento "Directrices nacionales para preservar y mejorar las continuidades ecológicas". A nivel regional, se cuenta con el documento marco "Plan regional de coherencia ecológica". Los esquemas regionales deben tenerse en cuenta en las herramientas de planificación local.</p>

PAIS	Iniciativa	Funciones de la IV	Elementos de la IV	Antecedentes y objetivos
HUNGRÍA	Programa agro-ambiental de Hungría	Provisión de servicios ecosistémicos	Zonas de fomento de los servicios ecosistémicos	Tiene como objetivo proteger la biodiversidad asociada a las áreas agrícolas. Ofrece apoyo financiero a los agricultores que apliquen voluntariamente sistemas de producción agro-ambientales. Se hace un mayor esfuerzo en las áreas ambientalmente sensibles, esto es, “cualquier área destinada a cultivo en régimen extensivo en el que se aplican métodos agro-ganaderos respetuosos con el medio ambiente y que, por tanto, favorecen la protección de los hábitats naturales y la conservación de la biodiversidad, el paisaje, y el patrimonio histórico y cultural. Algunas de las medidas agro-ambientales están dirigidas a especies particulares como la avutarda.
IRLANDA	Humedales integrados	Provisión de servicios ecosistémicos	Áreas de restauración, zonas de fomento de los servicios ecosistémicos	El concepto de humedal integrado fue desarrollado en los años 1980 y 1990. Tienen como objetivo crear infraestructuras ecológicas, en gran medida auto-gestionadas, basadas en soluciones naturales y que poseen una coherencia social y económica. También proporcionar un hábitat adicional para las especies asociadas a los humedales. Se imita la estructura y los procesos que tienen lugar en los humedales dominados por vegetación emergente con aguas poco profundas y suelos enriquecidos con nutrientes. Como objetivos específicos: contener y tratar efluentes dentro de las áreas de vegetación emergente; mejorar estéticamente los humedales y favorecer su integración en el paisaje local; fomentar la diversidad de hábitats; promover las ventajas de la restauración de algunos de los servicios ambientales clave asociados a los humedales.
ITALIA	Cinturón verde urbano de Mirandola	Mitigación y adaptación al cambio climático	Zonas de fomento de los servicios ecosistémicos, zonas verdes urbanas y peri-urbanas	El Plan Local de la Energía de Mirandola (Emilia Romagna) tiene como objetivo reducir significativamente el consumo de energía y contribuir a la mitigación del cambio climático. Una de las medidas es la creación de un cinturón verde alrededor de la ciudad que actúe como regulador de las temperaturas y favorezca el almacenamiento de CO ₂ . Para ello se ha articulado un mecanismo de “transferencia de derechos de desarrollo”, mediante el cual se permite a los promotores inmobiliarios aumentar la superficie edificada si asignan una parte significativa de los terrenos a espacios verdes. Estos espacios forman un cinturón verde continuo. Estos mecanismos flexibles pretenden animar a los promotores a participar en la planificación de la ciudad y acorta la espera para la obtención de los permisos.
LITUANIA	Red ecológica piloto en el sur de Lituania	Conservación de la biodiversidad	Áreas núcleo, áreas de restauración, elementos naturales y artificiales para favorecer la conectividad	Las especies objetivo del proyecto son los anfibios y reptiles incluidos en la Directiva Hábitats y otras especies de aves e invertebrados que requieren de pequeñas masas de agua permanente pequeños, pequeños prados y zonas arenosas sin vegetación. El sistema actual de áreas protegidas no es eficaz para estas especies y no garantiza la migración entre los hábitats. Para ello se pretende crear corredores ecológicos que favorezcan la conectividad entre poblaciones. Estas actividades serán coordinadas con las comunidades locales, explicando los beneficios de estas acciones para el medio ambiente y las personas.
INTERNACIONAL	El contrato fluvial	Gestión del agua	Zonas para el fomento de los servicios ecosistémicos	El contrato para la cuenca alta del río Sure es un proyecto transfronterizo entre Luxemburgo, Valonia (Bélgica) y Lorena (Francia), que tiene por objetivo mejorar la protección y fomentar una gestión sostenible de los recursos hídricos con una serie de medidas encaminadas a mejorar la calidad del agua, la biodiversidad, y la recreación relacionada con el medio acuático. La cooperación, el diálogo y el acuerdo son las principales características del proyecto, para lo cual la participación voluntaria de los actores es crucial. Asimismo, se pretende mejorar la cooperación entre las diferentes ciudades y la coordinación entre los diferentes proyectos dentro de la región. Por último, es una plataforma para la promoción del patrimonio cultural y del paisaje, y para la sensibilización de todos los ciudadanos del valle.
P. BAJOS	Programa “Espacio para el río”	Protección frente a inundaciones	Elementos naturales para favorecer la conectividad	Pretende incrementar la capacidad de carga de los principales ríos que fluyen a través de los Países Bajos para evitar los daños ocasionados por avenidas con tasas de retorno menores a 1250 años, disminuyendo los niveles de exposición de 4 millones de personas a tales eventos catastróficos. También favorecer la conservación de la biodiversidad de las cuencas hidrográficas, lo que podría combinarse con medidas de control de inundaciones. Como medidas de infraestructura verde se incluyen proyectos para ampliar y/o bajar la llanura de inundación y para inundar tierras previamente recuperadas.

PAIS	Iniciativa	Funciones de la IV	Elementos de la IV	Antecedentes y objetivos
POLONIA	Mejora de capacidad de almacenamiento de agua y protección frente a inundaciones y sequías en ecosistemas forestales	Provisión de servicios ecosistémicos	Áreas núcleo, zonas para el fomento de los servicios ecosistémicos	Pretende ralentizar el flujo de salida de las aguas superficiales en pequeñas cuencas. Las actividades incluyen la construcción o renovación de sistemas de almacenamiento de agua en los bosques. Mediante esta modificación del balance hídrico se pretende mejorar la biodiversidad en los ecosistemas forestales a la vez que se amortiguan tanto inundaciones como sequías. Otros beneficios incluyen una mayor producción de biomasa de madera, una mejor gestión contra incendios, favorecer el secuestro de CO ₂ y una mejor calidad del agua para las comunidades vecinas. El proyecto puede convertirse en el primer esfuerzo a gran escala en Europa para desarrollar la retención de agua a pequeña escala en los bosques.
PORTUGAL	Reserva ecológica nacional	Conservación de la biodiversidad	Áreas núcleo, zonas para el fomento de los servicios ecosistémicos, elementos naturales para favorecer la conectividad	Una reserva ecológica nacional (REN) es una estructura biofísica con una protección especial que integra tanto las áreas de mayor valor ecológico como las zonas más susceptibles a los desastres naturales. Incluye áreas importantes para la conservación, las zonas costeras y fluviales, zonas de recarga de acuíferos y pendientes pronunciadas para protección contra la erosión. Estas zonas deben ser consideradas en los planes regionales y locales. Tiene por objeto: proteger los recursos hídricos y del suelo, y los procesos biofísicos asociados con el ciclo del agua, lo que garantiza el suministro de bienes y servicios ambientales esenciales para el desarrollo de las actividades humanas; prevenir y reducir el riesgo de inundaciones, la sequía, la erosión del suelo y los movimientos de ladera, lo que contribuye a incrementar la conectividad paisajística y la coherencia ecológica de la red.
INTERNAC.	Corredor Verde del Bajo Danubio	Conservación de la biodiversidad	Áreas núcleo, áreas de restauración, zonas de fomento de los servicios ecosistémicos	En este proyecto de corredor verde a gran escala participan Rumania, Bulgaria, Ucrania y Moldavia. Tiene como objetivo facilitar la coordinación entre varios países para conservar la biodiversidad y mejorar la gestión del agua, en particular la conservación de los humedales y la gestión de las llanuras de inundación. Esta iniciativa incluye zonas protegidas (lugares Natura 2000) y áreas donde son posibles las actividades económicas, con zonas de amortiguamiento en el medio.
SUECIA	Estrategia de la compañía Sveaskog	Gestión forestal sostenible	Áreas núcleo, áreas de restauración, zonas de fomento de los servicios ecosistémicos, elementos naturales para favorecer la conectividad	Sveaskog es una empresa forestal de propiedad estatal que gestiona el 15% de la superficie forestal del país. Pretende fomentar el desarrollo de los valores forestales. Así, puso en marcha un programa para emplear el 20% de las tierras gestionadas por la compañía para la protección de la biodiversidad. Para ello ha definido tres líneas de trabajo que operan en diferentes niveles, reforzando y complementándose entre sí: se van a establecer 36 ecoparques que agrupan paisajes grandes y continuos de alto valor ecológico en los que al menos la mitad de las tierras forestales productivas se utilizará para la conservación de la naturaleza y en los que los valores ecológicos siempre tienen prioridad sobre los valores financieros; algunos bosques estarán reservados para la conservación de la naturaleza, para su selección se tienen en cuenta su representatividad dentro de los tipos específicos de bosques, criterios de ecología del paisaje, y que tengan un alto potencial para recuperar los valores ecológicos a corto plazo; se considerará la naturaleza en la producción forestal. Las explotaciones forestales están certificadas de acuerdo a las normas del FSC. Además se contemplan otras medidas adicionales tales como la restauración de humedales, el desarrollo de programas climáticos y la consideración de los servicios ecosistémicos.
INTERNACIONAL	Protección de las llanuras de inundación del Río Sava	Gestión del agua	Áreas núcleo, áreas de restauración, zonas de fomento de los servicios ecosistémicos, elementos naturales para favorecer la conectividad	Proyecto entre Eslovenia, Croacia, Serbia y Bosnia-Herzegovina a través de la Comisión de la Cuenca del río Sava, cuya tarea prioritaria es la elaboración de un sistema de gestión integral de la cuenca. Los principales objetivos son: apoyar la cooperación transfronteriza para designar y gestionar una red ecológica de áreas protegidas, zonas de amortiguación y corredores para hábitats y especies de importancia europea; proteger la biodiversidad de importancia global y apoyar el desarrollo rural mediante el fomento de las prácticas sostenibles de los usos de suelo y el turismo rural.

PAIS	Iniciativa	Funciones de la IV	Elementos de la IV	Antecedentes y objetivos
INTERNAC	Corredor Alpino-Carpático	Conservación de la biodiversidad	Elementos naturales y artificiales para favorecer la conectividad	El proyecto para la creación de un corredor entre los Alpes y los Cárpatos ha contado con la participación de entidades austriacas y eslovacas, y ha contado con financiación FEDER. Se han desarrollado actividades de investigación científica, instalación de ecoductos y pasos de fauna, e integración de los corredores verdes en la planificación espacial.
FINLANDIA	Programa de Biodiversidad Forestal para el sur de Finlandia	Conservación de la biodiversidad	Áreas núcleo, áreas de restauración, zonas para el fomento de los servicios ecosistémicos, elementos naturales para favorecer la conectividad	El programa se inició para detener la pérdida de biodiversidad mediante la ampliación de la red de áreas protegidas y la optimización de los métodos empleados en la gestión forestal de los bosques, tanto privados como estatales. Se financia vía presupuestos de los Ministerios de Medio Ambiente, de Agricultura y Silvicultura. Una parte importante del programa se materializa a través de actividades voluntarias de conservación que se articulan mediante acuerdos temporales o permanentes por los que el propietario del bosque recibe una compensación por los costes derivados de la gestión de la naturaleza y por la pérdida de ingresos. Los propietarios valoran el carácter voluntario, la independencia en la toma de decisiones y la posibilidad de conservar sus derechos de propiedad en los planes de conservación. También se incentiva la creación de redes de cooperación con objeto de mantener los paisajes forestales, favorecer el desarrollo de actividades recreativas conjuntas relacionadas con la diversidad biológica y forestal, y fomentar la correcta gestión de los hábitats de mayor interés para la conservación.
REINO UNIDO	Estrategia de Infraestructura Verde para la sub-región de Cambridge	Provisión de servicios ecosistémicos	Áreas núcleo, áreas de restauración, zonas de fomento de los servicios ecosistémicos, zonas verdes urbanas y peri-urbanas, elementos naturales y artificiales para favorecer la conectividad	En el futuro crecimiento de la sub-región de Cambridge se ha fijado como prioridad la implementación de una IV. Para ello se han fijado los siguientes objetivos estratégicos: incrementar la conectividad de los hábitats; fomentar la conservación de la biodiversidad; favorecer la multifuncionalidad; favorecer un acceso extendido a los espacios verdes; mejora del paisaje considerando los patrones distintivos del paisaje Cambridgeshire.

ANEXO IX. Propuesta de fichas técnicas del Plan de seguimiento de la infraestructura verde

FICHA PARA EL CUMPLIMIENTO DEL OBJETIVO GENERAL						
Objetivo	Consecución	Significado	Órgano responsable del seguimiento	Fuente de información	Indicador de ejecución	Plazo de ejecución/ revisión
General	Estrategias aprobadas	Promover la implantación y desarrollo de una infraestructura verde (IV)	MAPAMA	Boletines oficiales	Se aprueba la estrategia estatal de la Estrategia estatal IVCRE: SI/NO	3 años desde la entrada en vigor de la Ley 33/2015.
					Se aprueban las estrategias autonómicas de la Estrategia estatal IVCRE: SI/NO	3 años desde aprobación de la estrategia estatal
					Evolución de la IV (Nº elementos/Tipo/Superficie/%)	Cada 5 años desde aprobación de la estrategia estatal

FICHA PARA EL CUMPLIMIENTO DEL OBJETIVO ESPECÍFICO 1						
Objetivo	Consecución	Significado	Órgano responsable del seguimiento	Fuente de información	Indicador de ejecución	Plazo de ejecución/revisión
Específico 1	Inventario y cartografía de la IV	Evaluación sistemática de los resultados en materia de IV	MAPAMA	Organismos de la AGE y Comunidades Autónomas	Catálogos/inventarios de IV: SI/NO	Cada 5 años
					Cartografía de IV: SI/NO (con identificación de los elementos de la IV, instrumentos de gobierno, gestión, financiación con que están dotados, etc.)	
	Consideración de la IV en la aplicación de herramientas de planificación y gestión territorial	MAPAMA y Comunidades Autónomas	Organismos de la AGE y de las Comunidades Autónomas	Revisión de inventarios y cartografías de IV: SI/NO	Cada 5 años	
				Evolución de la IV (Nº elementos/Tipo/Superficie/%...)		
				Planes/Estrategias/Proyectos informados sobre la IV (Tipología / N° / fase ...)		
	Cartografía de la biodiversidad	Resultados esperados de conservación de la biodiversidad	MAPAMA y Comunidades Autónomas	Organismos de la AGE y de las Comunidades Autónomas	Planes/Estrategias/Proyectos que incorporan la IV (Tipología / N° / fase ...)	5 años desde aprobación de la estrategia estatal / autonómicas
					Planes/Estrategias/Proyectos que contribuyen a la IV (Tipología / N° / fase ...)	
	Cartografía sobre restauración de la conectividad	Resultados esperados de restauración de la conectividad	MAPAMA y Comunidades Autónomas	Organismos de la AGE y de las Comunidades Autónomas	Cartografía de la biodiversidad: SI/NO (ejemplo metodologías GV, 2003, SANBI y UNEP-WCMC, 2016)	Cada 10 años
					Evolución de la cartografía de la biodiversidad: SI/NO	
	Cartografía de los servicios de los ecosistemas	Evaluación sistemática de los resultados de funcionalidad de los ecosistemas y mantenimiento de los servicios ecosistémicos	MAPAMA y Comunidades Autónomas	Organismos de la AGE y de las Comunidades Autónomas	Cartografía de restauración de la conectividad : SI/NO (ejemplo metodologías Gurrutxaga, 2004; Mallarach, 2004; Mateo <i>et al.</i> , 2013)	5 años desde aprobación de la estrategia estatal / autonómicas
Evolución de la cartografía de restauración de la conectividad: SI/NO						
Cartografía de los servicios de los ecosistemas	Evaluación sistemática de los resultados de funcionalidad de los ecosistemas y mantenimiento de los servicios ecosistémicos	MAPAMA y Comunidades Autónomas	Organismos de la AGE y de las Comunidades Autónomas	Cartografía de los servicios de los ecosistemas: SI/NO (ejemplo metodologías GV, 2016; Maes <i>et al.</i> , 2014)	Cada 10 años	
				Evolución de los servicios ecosistémicos cartografiados: SI/NO		

FICHA PARA EL CUMPLIMIENTO DEL OBJETIVO ESPECÍFICO 2						
Objetivo	Consecución	Significado	Órgano responsable del seguimiento	Fuente de información	Indicador de ejecución	Plazo de ejecución/ revisión
Específico 2	Equipos de IV	Equipos humanos transdisciplinarios	MAPAMA y Comunidades Autónomas	MAPAMA y Comunidades Autónomas	<p>Nombramiento de 1 coordinador técnico de IV en cada Administración competente</p> <p>Creación de equipos transdisciplinarios en cada Administración competente</p> <p>Participación de otras entidades/organismos en los equipos transdisciplinarios: SI/NO (Nº, etc.)</p> <p>Nº de reuniones de los equipos transdisciplinarios de IV</p>	Cada 5 años
	Prioridades de actuación	Protocolos de priorización	MAPAMA y Comunidades Autónomas	MAPAMA y Comunidades Autónomas	Identificación de prioridades de actuación y/o investigación y/o inversión en materia de IV: SI/NO (por materias, geográficas, temporales, administrativas, etc.)	Cada 5 años
	Información y participación pública	Procedimientos de información y participación pública	MAPAMA y Comunidades Autónomas	MAPAMA y Comunidades Autónomas	<p>Reconocimiento de los beneficios de la infraestructura verde (encuestas)</p> <p>Elaboración de un informe periódico (nacional/autonómico) de resumen y presentación pública de resultados del Seguimiento de la IV</p>	Cada 5 años
	Proyectos ciudadanos	Contribuciones impulsadas por la sociedad civil	MAPAMA y Comunidades Autónomas	MAPAMA y Comunidades Autónomas	<p>Proyectos / Actividades sobre la IV de promoción civil (Tipología / Nº ...)</p> <p>Evaluación cuantitativa y cualitativa de la continuidad y evolución de los proyectos de promoción civil (Tipología / Nº ...)</p>	Cada 5 años

FICHA PARA EL CUMPLIMIENTO DEL OBJETIVO ESPECÍFICO 3						
Objetivo	Consecución	Significado	Órgano responsable del seguimiento	Fuente de información	Indicador de ejecución	Plazo de ejecución/ revisión
Específico 3	Coordinación administrativa	Coordinación entre administraciones públicas y sus respectivos órganos	MAPAMA y Comunidades Autónomas	MAPAMA y Comunidades Autónomas	<p>Existencia de un medio de contacto permanente relacionado con la IV con otras administraciones: SI/NO</p> <hr/> <p>Nº de comunicaciones formuladas a otras administraciones en relación con la IV (tipología, etc.)</p> <hr/> <p>Nº de respuestas recibidas de otras administraciones en relación con comunicaciones formuladas sobre IV</p> <hr/> <p>Nº de consultas recibidas de otras administraciones en relación con la IV</p> <hr/> <p>Nº de consultas respondidas a otras administraciones en relación con la IV</p>	Cada 5 años

FICHA PARA EL CUMPLIMIENTO DEL OBJETIVO ESPECÍFICO 4						
Objetivo	Consecución	Significado	Órgano responsable del seguimiento	Fuente de información	Indicador de ejecución	Plazo de ejecución/ revisión
Específico 4	Publicaciones y visibilidad de la IV	Difusión de información general	MAPAMA y Comunidades Autónomas	MAPAMA y Comunidades Autónomas	<p>Inventarios/cartografías de IV publicadas: SI/NO</p> <p>Cartografías accesibles en bancos de datos de la naturaleza de formato estándar y abierto: SI/NO</p> <p>Datos de contacto públicos de las unidades de coordinación sobre IV en cada Administración competente: SI/NO</p> <p>Creación de apartados sobre IV en la página web oficial de la Administración competente (tipo de contenidos, etc.): SI/NO</p> <p>Jornadas técnicas para la presentación de resultados del Seguimiento y del informe periódico resumen de la evolución de la IV (nacional/ autonómico): SI/NO</p>	Cada 5 años
	Investigación realizada sobre IV	Proyectos de investigación en materia de IV	MAPAMA y Comunidades Autónomas	MAPAMA y Comunidades Autónomas	<p>Proyectos de I+D+i específicos sobre IV (Nº, presupuesto, duración, etc.): SI/NO</p> <p>Estudios de investigación sobre las necesidades y prioridades de actuación (Nº, presupuesto, duración, etc.): SI/NO</p> <p>Otras convocatorias/proyectos de I+D+i que consideran la IV entre sus objetivos (Nº, presupuesto, duración, etc.): SI/NO</p>	Cada 5 años
	Proyectos de IV	Difusión de proyectos y actuaciones relacionadas con IV	MAPAMA y Comunidades Autónomas	MAPAMA y Comunidades Autónomas	<p>Publicación de contenidos y anuncios de celebración jornadas técnicas para la presentación de resultados del Seguimiento y de informes periódicos (nacional/autonómico): SI/NO</p> <p>Inclusión contenidos sobre proyectos de IV en la página web de la Administración competente (tipología de proyectos, formato de la información, etc.): SI/NO</p> <p>Reconocimiento de buenas prácticas / proyectos singulares: SI/NO</p>	Cada 5 años
	Educación ambiental sobre IV	Campañas de educación ambiental y sensibilización	MAPAMA y Comunidades Autónomas	MAPAMA y Comunidades Autónomas	<p>Campañas de divulgación general sobre IV: SI/NO (Nº, formato, duración, etc.)</p> <p>Campañas de divulgación escolar sobre IV: SI/NO (Nº, formato, duración, etc.)</p> <p>Campañas de información sobre IV específica para distintos sectores de actividades económicas/profesionales: SI/NO (Nº, formato, duración, etc.)</p>	Cada 5 años

