

Departamento de Economía Aplicada I
Ekonomia Aplikatua I Saila

TESIS DOCTORAL

Evaluación de la política de Espacios Naturales Protegidos: una propuesta metodológica para la Comunidad Autónoma del País Vasco

Doctorando:

Iker Etxano Gandariasbeitia

Directora:

María Ángeles Díez López

Bilbao, 2012

Aldapeko

*Aldapeko sagarraren
adarraren puntan
puntaren puntan
txoria zegoen kantari.*

*Xiru-liruli, xiru-liruri,
nork dantzatuko ote du
soinutxo hori?*

*Zubiburu zelaieko
oihanaren zolan,
zolaren zolan,
lili bat bada beilari.
Xiru-liruli, xiru-liruri,
nork bilduko ote du
lili xarmant hori?*

*Mende huntan jasan dudan
bihotzeko pena,
penaren pena,
nola behar dut ekarri?
Xiru-liruli, xiru-liruri,
zuk maitea hartzazu ene pena hori!*

Kanta herrikoia

Aitari, amari, eta zuri, Esti

Agradecimientos – Esker onak

La elaboración de esta Tesis ha sido posible gracias a la ayuda de mucha gente que, de manera más o menos directa, ha contribuido a ello. Sin embargo, hay dos personas a quienes querría agradecer encarecidamente su apoyo y dedicación, sobre todo en los inicios de este largo camino. En primer lugar, querría agradecer a Marian, mi directora, su incansable labor en pos de este objetivo común. Pero por encima de todo, quiero agradecerle, Marian, que hayas confiado en mí en los momentos más difíciles. Sin tu ayuda, esta Tesis no habría sido posible. Bigarrenik, baita zeuri ere, Eneko, egindako ekarpen mordoa eskertu nahi dizut. Zeuk sartu ninduzun honetan, eta begira noraino ailegatu garen!

Por otro lado, quiero agradecer su colaboración a todas las personas que participaron en el trabajo desarrollado en Zarautz y Getaria, y en especial a Begoña Rodríguez, por su predisposición y buen hacer. Nuestro agradecimiento también para Ihobe, que contribuyó a financiar parte del estudio de caso.

A mis compañeros y compañeras de departamento quiero agradecerles su colaboración y apoyo; a otros amigos y amigas su paciencia conmigo y haber compartido trabajo y confidencias: Oihana, Luisma, Belén, Edu Malagón, Edu Bidaurratzaga, Mikel Zurbano, Enekoitz, Xabi Gainza, Unai Villalba, Jorge, Unai Tamayo, David, Federica, Joana, eskerrik asko denoi! Un agradecimiento también para Olalla, Esti Agirre y Mikel, quienes me ayudaron con la bibliografía; baita Nagore eta Peiori ere, publikazio bertsiorako edizio kontuetan lagundu nautenak!

Alderdirik pertsonalenean, potrubitarrei eskerrak eman nahi dizkiet hainbeste denboraz neu aguantatzearren. Eskerrik beroenak, gurasoei; aita, ama, zuek irakatsi dizkidazue bizitzako gauza inportanteak. Eta maitasun osoa zuretzat, Esti, zu barik guzti honek zentzurik ez duelako. Zeuk zaintzen, laguntzen eta maitatzen nauzulako egunero.

Índice General:

Índice General:	i
Índice de Figuras:	viii
Índice de Tablas:	ix
Glosario:	i
INTRODUCCIÓN	1
Contexto y motivación de la Tesis.....	1
Hipótesis y objetivos de investigación	5
Hipótesis de investigación.....	6
Objetivos de investigación	6
Metodología de investigación.....	7
Limitaciones de la investigación.....	10
Estructura y resumen del contenido de la Tesis	10
PARTE I. MARCO DE REFERENCIA: CONCEPTO, POLÍTICA, GESTIÓN Y GOBERNANZA DE ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS	13
1. Marco conceptual de los Espacios Naturales Protegidos	13
1.1. Introducción	13
1.2. Conservación de la naturaleza y Espacios Naturales Protegidos	13
1.2.1. Pérdida de biodiversidad y conservación de la naturaleza a nivel global	13
1.2.2. Los Espacios Naturales Protegidos en la conservación de la naturaleza.....	16
1.3. Fundamento de los Espacios Naturales Protegidos	18
1.3.1. Diversidad de Espacios Naturales Protegidos	18
1.3.2. Breve evolución del concepto de Espacio Natural Protegido	19
1.3.2.1. 1ª etapa – Los primeros Espacios Naturales Protegidos: santuarios de la naturaleza	21
1.3.2.2. 2ª etapa – Decenio de 1970: de la protección a la conservación	22
1.3.2.3. 3ª etapa – Nuevo paradigma de los Espacios Naturales Protegidos: del enfoque sectorial al integrador	24
1.3.2.4. 4ª etapa – Conservación para el bienestar humano	28
1.4. Visión integrada de los Espacios Naturales Protegidos.....	31
1.4.1. Los Espacios Naturales Protegidos y la sostenibilidad	33
1.4.1.1. Sostenibilidad débil y sostenibilidad fuerte	33
1.4.1.2. La aportación de los Espacios Naturales Protegidos a la sostenibilidad.....	35
1.4.2. Los Espacios Naturales Protegidos y la ordenación del territorio.....	36

1.4.2.1. La visión integrada en la ordenación del territorio.....	36
1.4.2.2. Integración de los Espacios Naturales Protegidos en la ordenación del territorio.....	38
1.4.3. Contribución de los Espacios Naturales Protegidos al desarrollo rural.....	39
1.4.3.1. Los Espacios Naturales Protegidos en el contexto rural	39
1.4.3.2. Los Espacios Naturales Protegidos como motor de desarrollo socioeconómico en su entorno inmediato	41
1.4.4. Límites a la consecución de la visión integrada.....	43
1.5. Los Espacios Naturales Protegidos en el cambiante mundo de hoy.....	45
1.6. Conclusiones.....	47
2. Política de Espacios Naturales Protegidos	49
2.1. Introducción	49
2.2. Marco de referencia.....	49
2.3. Política de Espacios Naturales Protegidos en la Unión Europea.....	51
2.3.1. Contexto: conservación de la naturaleza en la Unión Europea.....	51
2.3.1.1. Estado de conservación y causas del deterioro ambiental.....	51
2.3.1.2. La conservación de la naturaleza en el marco de la política ambiental	53
2.3.2. La protección internacional de la naturaleza en la Unión Europea	55
2.3.3. Los Espacios Naturales Protegidos en la Unión Europea	57
2.3.4. La Red Natura 2000	60
2.3.4.1. Origen y objetivos	60
2.3.4.2. Proceso de creación.....	62
2.3.4.3. Gestión de la Red Natura 2000.....	63
2.3.4.4. Cofinanciación de la Red Natura 2000.....	64
2.3.4.5. Balance: estado actual y perspectivas futuras.....	66
2.4. Política de Espacios Naturales Protegidos en España	69
2.4.1. Los inicios de la política de Espacios Naturales Protegidos.....	69
2.4.2. La Ley 4/1989 de Conservación de la Naturaleza.....	70
2.4.3. La Ley 47/2007 de Patrimonio Natural y de Biodiversidad	73
2.4.4. La Red Natura 2000 en España.....	75
2.4.5. Balance y retos a futuro de la política de Espacios Naturales Protegidos en España	77
2.5. Política de Espacios Naturales Protegidos en la CAPV	78
2.5.1. Origen y primeras declaraciones	78
2.5.2. La Ley 16/1994 de Conservación de la Naturaleza.....	80
2.5.3. La Red de Espacios Naturales Protegidos de la CAPV	83
2.5.4. La Red Natura 2000 de la CAPV: un proyecto inconcluso	87

2.5.5.	Los Espacios Naturales Protegidos de la CAPV desde una visión integrada.....	91
2.5.5.1.	Los Espacios Naturales Protegidos en el marco de la política ambiental de la CAPV 92	
2.5.5.2.	Integración de los Espacios Naturales Protegidos en la ordenación del territorio de la CAPV 94	
2.5.5.3.	Los planes de desarrollo rural y los Espacios Naturales Protegidos de la CAPV.....	97
2.5.5.4.	Retos pendientes	99
2.5.6.	Balance y retos a futuro.....	102
2.6.	Conclusiones.....	104
3.	Gestión y gobernanza de Espacios Naturales Protegidos	107
3.1.	Introducción	107
3.2.	Marco de referencia	107
3.3.	Gestión de Espacios Naturales Protegidos.....	108
3.3.1.	Introducción	108
3.3.2.	Objetivos de gestión de los Espacios Naturales Protegidos	108
3.3.3.	Tipos de gestión.....	113
3.3.4.	Tendencias actuales en la gestión de Espacios Naturales Protegidos.....	116
3.3.4.1.	Planificación dinámica, adaptativa y participativa de la gestión	116
3.3.4.2.	Hacia la gestión adaptativa y la cogestión	117
a.	Los mecanismos voluntarios de gestión	119
b.	La Custodia del Territorio: un instrumento operativo	120
3.4.	Financiación de Espacios Naturales Protegidos	123
3.4.1.	Introducción	123
3.4.2.	Instrumentos de financiación	125
3.4.2.1.	Impuestos ambientales.....	125
3.4.2.2.	Pagos por daños ambientales	127
3.4.2.3.	Subvenciones y ayudas públicas	128
3.4.2.4.	Incentivos fiscales	132
3.4.2.5.	Incentivos de comportamiento.....	133
3.4.2.6.	Instrumentos para la adquisición de terrenos o derechos de uso	134
3.4.2.7.	Eco-filantropía.....	137
3.4.2.8.	Sostenimiento y creación de mercados.....	137
a.	Créditos para la biodiversidad y bancos de conservación	139
b.	Licencias, permisos y cuotas transferibles.....	140
3.4.2.9.	Fondos financieros.....	140

3.4.2.10.	Etiquetado y certificación ambiental	141
3.4.3.	Análisis comparativo.....	143
3.5.	Gobernanza de Espacios Naturales Protegidos.....	145
3.5.1.	Introducción	145
3.5.2.	Gobernanza de los recursos naturales	147
3.5.2.1.	Las instituciones en la gobernanza de los recursos naturales.....	148
3.5.2.2.	Capital social y sistemas socioecológicos	151
3.5.3.	Gobernanza, comunidades locales y participación	153
3.5.4.	Conflictos en Espacios Naturales Protegidos	157
3.6.	Conclusiones.....	161
PARTE II: EVALUACIÓN DE ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS.....		165
4.	Enfoques de evaluación de Espacios Naturales Protegidos	165
4.1.	Introducción	165
4.2.	Valoración económica de Espacios Naturales Protegidos en el marco del Análisis Coste-Beneficio.....	166
4.2.1.	Introducción	166
4.2.2.	Beneficios y costes de los Espacios Naturales Protegidos.....	168
4.2.2.1.	Valor Económico Total.....	171
4.2.3.	Métodos de valoración económica	172
4.2.4.	El Análisis Coste-Beneficio en Espacios Naturales Protegidos	175
4.2.4.1.	Fundamento del Análisis Coste-Beneficio	175
4.2.4.2.	Análisis de estudios empíricos de Espacios Naturales Protegidos	178
4.2.5.	Análisis crítico del Análisis Coste-Beneficio como método de evaluación en Espacios Naturales Protegidos.....	183
4.2.5.1.	Razones de orden metodológico	183
4.2.5.2.	Razones de orden ecológico	185
4.2.5.3.	Razones de orden político	187
4.3.	El Análisis Multicriterio como método alternativo	188
4.3.1.	Métodos alternativos de valoración.....	188
4.3.2.	Introducción al Análisis Multicriterio	190
4.3.3.	Fundamento del Análisis Multicriterio	192
4.3.3.1.	Alternativa	192
4.3.3.2.	Criterio	192
4.3.3.3.	Formulación del problema.....	194

4.3.4.	Principales métodos multicriterio	195
4.3.4.1.	Enfoque basado en Criterio sintético	197
4.3.4.2.	Enfoque basado en sintetizar el sistema de relaciones de preferencia	198
4.3.4.3.	Compensabilidad y pesos.....	201
4.3.5.	Enfoques ligados al Análisis Multicriterio de Espacios Naturales Protegidos	204
4.3.5.1.	Análisis Multicriterio con enfoque participativo	204
4.3.5.2.	Utilización de Sistemas de Información Geográfica en el Análisis Multicriterio ..	205
4.3.6.	Análisis de estudios empíricos de Análisis Multicriterio en relación a Espacios Naturales Protegidos	206
4.3.7.	La evaluación de la sostenibilidad y el Análisis Multicriterio: consideraciones técnicas 211	
4.4.	Conclusiones.....	212
5.	Marco metodológico para la evaluación de Espacios Naturales Protegidos .	215
5.1.	Introducción	215
5.2.	Elementos clave para la evaluación de los Espacios Naturales Protegidos	216
5.2.1.	Visión integrada de los Espacios Naturales Protegidos.....	216
5.2.2.	Gobernanza y participación en los Espacios Naturales Protegidos.....	217
5.2.3.	Los Espacios Naturales Protegidos como sistemas socioecológicos complejos.....	218
5.3.	La Evaluación Multicriterio Social	220
5.3.1.	Marco conceptual.....	220
5.3.2.	Bases metodológicas	224
5.3.3.	Proceso de evaluación.....	226
5.3.4.	Análisis de estudios empíricos de la Evaluación Multicriterio Social	232
5.4.	Propuesta metodológica para la evaluación de Espacios Naturales Protegidos	236
PARTE III: ESTUDIO DE CASO: EVALUACIÓN DEL L.I.C. GÁRATE-SANTA BARBARA ...		241
6.	Análisis institucional y proceso participativo	241
6.1.	Pertinencia del estudio de caso	241
6.2.	Marco analítico del estudio de caso.....	242
6.3.	Análisis institucional.....	244
6.3.1.	Características naturalísticas y socioeconómicas del LIC G-SB.....	244
6.3.2.	Referencias al marco legislativo	249
6.3.2.1.	Ámbito comunitario y estatal	250
6.3.2.2.	Ámbito autonómico	251
6.3.2.3.	Ámbito foral	252

6.3.2.4.	Ámbito municipal.....	254
6.3.3.	Conflicto socioecológico.....	256
6.4.	Actores sociales.....	257
6.4.1.	Análisis de actores sociales.....	258
6.4.1.1.	Administración pública.....	258
6.4.1.2.	Propietarios privados.....	260
6.4.1.3.	Sindicatos y asociaciones.....	264
6.4.2.	Marco de relaciones entre actores.....	266
6.4.3.	Análisis DAFO.....	268
6.5.	Proceso participativo.....	269
6.5.1.	Presentación pública de la investigación.....	270
6.5.2.	Taller de criterios.....	271
6.5.3.	Taller de escenarios.....	272
6.5.4.	Taller de resultados.....	273
7.	Evaluación multicriterio del LIC Gárate-Santa Barbara.....	275
7.1.	Introducción.....	275
7.2.	Elaboración de criterios de evaluación.....	275
7.2.1.	Resultados del Taller de criterios.....	276
7.3.	Escenarios: ordenación de usos del suelo.....	277
7.3.1.	Resultados del Taller de escenarios.....	277
7.3.2.	Configuración de Escenarios.....	279
7.4.	Ejercicio 1: compensaciones económicas.....	283
7.4.1.	Descripción de las alternativas.....	283
7.4.2.	Evaluación de criterios.....	286
7.4.2.1.	Criterio Calidad de paisaje.....	287
7.4.2.2.	Criterio Biodiversidad.....	288
7.4.2.3.	Criterio Mantenimiento de la actividad agropecuaria.....	290
7.4.2.4.	Criterio Generación de rentas.....	291
7.4.2.5.	Criterio Coste.....	293
7.4.2.6.	Criterio Beneficio social.....	293
7.4.2.7.	Criterio Valor recreativo y cultural.....	295
7.4.2.8.	Criterio Grado de aceptación.....	295
7.4.3.	Matriz de Impacto Multicriterio.....	296
7.4.4.	Resultados.....	299
7.4.4.1.	Ranking de alternativas.....	299

7.4.4.2.	Análisis de sensibilidad	300
7.4.4.3.	Análisis de conflicto	302
7.4.5.	Conclusiones.....	305
7.5.	Ejercicio 2: compensaciones económicas vs. compra pública de tierras.....	307
7.5.1.	Introducción	307
7.5.2.	Descripción de las alternativas.....	309
7.5.3.	Evaluación de criterios.....	311
7.5.3.1.	Criterio Mantenimiento de la actividad agropecuaria.....	312
7.5.3.2.	Criterio Generación de rentas.....	314
7.5.3.3.	Criterio Coste	315
7.5.3.4.	Criterio Grado de aceptación.....	315
7.5.4.	Matriz de Impacto Multicriterio	317
7.5.5.	Resultados	319
7.5.5.1.	Ranking de alternativas.....	319
7.5.5.2.	Análisis de sensibilidad	322
7.5.5.3.	Análisis de conflicto	324
7.5.6.	Conclusiones.....	327
7.6.	Discusión de resultados.....	328
7.7.	Alternativas para la gestión y financiación de G-SB.....	332
7.8.	Conclusiones.....	335
CONCLUSIONES.....		337
	Conclusiones generales	337
	Conclusiones del estudio de caso.....	343
	Líneas futuras de investigación	347
BIBLIOGRAFÍA.....		349
ANEXOS.....		377
	Anexo I. Listado de espacios Natura 2000 de la CAPV	377
	Anexo II. Proceso participativo del estudio de caso.....	379
	Anexo III. Información técnica para la evaluación multicriterio	383
	Anexo IV. Cuestionario semi-estructurado para las entrevistas del Ejercicio 2.....	390

Índice de Figuras:

Figura 1.1. Número de ENPs de designación nacional e internacional (1911-2011)	23
Figura 1.2. Superficie acumulada (Km ²) de ENPs de designación nacional (1911-2011)	24
Figura 1.3. Visión integrada de los ENPs y su gobernanza.	32
Figura 2.1. ENPs de designación nacional en Europa (1895-2009)	58
Figura 2.2. % acumulativo de superficie declarada como LIC (1995-2008)	66
Figura 2.3. Índice de suficiencia (2007)	67
Figura 2.4. Red Natura 2000 en la CAPV	88
Figura 4.1. Valor Económico Total.....	171
Figura 4.2. Principales métodos de valoración económica	173
Figura 5.1. Marco analítico de funciones ecosistémicas en ENPs (humanizados)	219
Figura 5.2. Ciencia post-normal y marcos metodológicos de la Ayuda a la Decisión	223
Figura 5.3. Proceso ideal de la EMCS	227
Figura 6.1. Marco metodológico de la EMCS y proceso participativo en G-SB.....	243
Figura 6.2. Mapa del LIC G-SB	245
Figura 6.3. Vínculos relacionales entre los actores	268
Figura 7.1. Superficie de los usos del suelo por escenarios (en %)	282
Figura 7.2. Ranking de alternativas del criterio Mantenimiento de la actividad agropecuaria	291
Figura 7.3. Ranking de alternativas para Grado de aceptación	296
Figura 7.4. Ranking de alternativas	299
Figura 7.5. Dendrograma de coaliciones.....	304
Figura 7.6. Preferencias de actores por coaliciones.....	304
Figura 7.7. Ranking de alternativas del criterio Mantenimiento de la actividad agropecuaria	313
Figura 7.8. Ranking de alternativas para Grado de aceptación	316
Figura 7.9. Ranking de alternativas	319
Figura 7.10. Comparación de A311 y A322 por criterios.....	321
Figura 7.11. Ranking del análisis de sensibilidad.....	322
Figura 7.12. Análisis de sensibilidad	324
Figura 7.13. Dendrograma de coaliciones.....	325
Figura 7.14. Preferencias de actores por coaliciones.....	326

Índice de Tablas:

Tabla 1.1. Biodiversidad, servicios de los ecosistemas y valor económico	15
Tabla 1.2. Principales etapas y características en la evolución de los ENPs	20
Tabla 1.3. Viejos y nuevos paradigmas de ENPs	26
Tabla 1.4. Servicios ambientales proporcionados por ecosistemas de los ENPs	30
Tabla 1.5. Visiones sobre la sostenibilidad: Neoclásico vs. Ecológico	34
Tabla 2.1. Obligaciones de los estados miembros y medios para cumplirlos	63
Tabla 2.2. Líneas de actuación sobre la Red Natura 2000 en la Estrategia sobre Biodiversidad hasta 2020 de la UE.....	68
Tabla 2.3. Calendario de declaraciones de los ENPs de la CAPV	85
Tabla 2.4. Distribución de la superficie de la Red Natura 2000 de la CAPV (Ha)	89
Tabla 2.5. Objetivos del III PMA 2011-2014 en relación a la Red Natura 2000	93
Tabla 2.6. Líneas de actuación sobre ENPs en la Estrategia de Biodiversidad 2009-2014.....	94
Tabla 2.7. Medidas del PDR 2007-2013 con repercusión en la financiación de la Red Natura 2000 ...	99
Tabla 3.1. Definición de las categorías de la UICN	109
Tabla 3.2. Objetivos de gestión según categorías UICN	111
Tabla 3.3. Tipos de gestión de los ENPs	114
Tabla 3.4. Instrumentos de financiación para la conservación de la naturaleza	124
Tabla 3.5. Impuestos ambientales para la conservación de la naturaleza.....	126
Tabla 3.6. Incentivos fiscales potencialmente aplicables de acuerdo con diferentes tipos de impuestos	132
Tabla 3.7. Reglas para el diseño de instituciones duraderas para la gestión de recursos comunes ..	149
Tabla 3.8. Reconocimiento internacional sobre la importancia de la participación ciudadana	153
Tabla 3.9. Características generales de conflictos socioecológicos	157
Tabla 3.10. Algunos ejemplos de conflictos en ENPs de la UE	160
Tabla 4.1. Valoraciones monetarias de la Red Natura 2000	179
Tabla 4.2. Valoraciones monetarias de ENPs de la CAPV	182
Tabla 4.3. Posiciones epistemológicas y métodos analíticos	189
Tabla 4.4. Estructura de un problema tipo de Decisión Multicriterio.....	194
Tabla 4.5. Principales métodos del enfoque basado en Criterio sintético.....	197
Tabla 4.6. Principales métodos de superación.....	199
Tabla 4.7. Estudios empíricos de AMC en relación a ENPs	207
Tabla 4.8. Características de algunos métodos multicriterio de acuerdo con propiedades deseables para una evaluación multicriterio social	212

Tabla 5.1. Proceso de la EMCS por fases.....	228
Tabla 5.2. Ejemplo de Matriz de Impacto Multicriterio	230
Tabla 5.3. Principales características de estudios empíricos de EMCS	232
Tabla 6.1. Usos del suelo del LIC G-SB.....	246
Tabla 6.2. Evolución de las bodegas de la DO Getariako Txakolina, 2000-2010.....	247
Tabla 6.3. Explotaciones agrarias en el LIC G-SB.....	249
Tabla 6.4. Legislación básica con afección en el LIC G-SB	249
Tabla 6.5. Relación actores sociales con intereses en el LIC G-SB	258
Tabla 6.6. Resumen de la función, objetivos y recursos de los actores sociales	266
Tabla 6.7. Matriz DAFO del LIC G-SB	269
Tabla 6.8. Hitos en el proceso de participación	270
Tabla 7.1. Criterios a considerar en la Matriz de Impacto	276
Tabla 7.2. Escenarios en función de los usos del suelo.....	278
Tabla 7.3. Superficie de los usos del suelo por escenarios (Ha y en %)	282
Tabla 7.4. Valoración del índice de Calidad de paisaje	288
Tabla 7.5. Valoración del índice BIO.....	290
Tabla 7.6. Matriz de Impacto de Mantenimiento de la actividad agropecuaria.....	291
Tabla 7.7. Valoración de Generación de rentas (€/año)	292
Tabla 7.8. Valoración de Coste (€/año).....	293
Tabla 7.9. DAP marginal por aumentar el nivel actual de los atributos ambientales de G-SB (€ de 2008/persona CAPV)	294
Tabla 7.10. Valoración de Beneficio social (€ de 2008).....	294
Tabla 7.11. Valoración de Valor recreativo y cultural	295
Tabla 7.12. Matriz de Impacto Multicriterio	298
Tabla 7.13. Análisis de sensibilidad	301
Tabla 7.14. Matriz de Equidad.....	303
Tabla 7.15. Matriz de Impacto de Mantenimiento de la actividad agropecuaria.....	313
Tabla 7.16. Valoración de Generación de rentas (€/año)	314
Tabla 7.17. Valoración de Coste (€/año).....	315
Tabla 7.18. Matriz de Equidad.....	316
Tabla 7.19. Matriz de Impacto Multicriterio	318
Tabla 7.20. Análisis de sensibilidad	323
Tabla 7.21. Análisis DAFO de las compensaciones monetarias adicionales como alternativa de gestión y financiación de G-SB.....	332

Tabla 7.22. Análisis DAFO de la compra pública de tierras como alternativa de gestión y financiación de G-SB	332
--	-----

Glosario:

AAPP	Administraciones Públicas
ACB	Análisis Coste-Beneficio
ADMC	Análisis de Decisión Multicriterio
AEMA	Agencia Europea de Medio Ambiente
AIS	Áreas de Influencia Socioeconómica
AMC	Análisis Multicriterio
AMCD	Ayuda Multicriterio a la Decisión
BOG	Boletín Oficial de Gipuzkoa
BOPV	Boletín Oficial del País Vasco
CAPV	Comunidad Autónoma del País Vasco
CCAA	Comunidades Autónomas
CDB	Convenio de Diversidad Biológica
CdT	Custodia del Territorio
CE	Comisión Europea
CEE	Comunidad Económica Europea
CMMAD	Comisión Mundial del Medio Ambiente y del Desarrollo de Naciones Unidas
CO	Categoría de Ordenación
CRDO	Consejo Regulador de Denominación de Origen
CS	Condicionante Superpuesto
DAC	Disposición a ser Compensado
DAFO	Debilidades, Amenazas, Fortalezas y Oportunidades
DAP	Disposición a Pagar
DFA	Diputación Foral de Araba
DFB	Diputación Foral de Bizkaia
DFG	Diputación Foral de Gipuzkoa
DFFF	Diputaciones Forales
DMAYOT	Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio
DO	Denominación de Origen
DOT	Directrices de Ordenación del Territorio
EA	Economía Ambiental
EAVDS	Estrategia Ambiental Vasca de Desarrollo Sostenible
EDS	Estrategia de Desarrollo Sostenible
EE	Economía Ecológica
EEM	Evaluación de Ecosistemas del Milenio
EEUU	Estados Unidos
EHNE	Euskal Herriko Nekazarien Elkartasuna
EMCP	Evaluación Multicriterio Participativa
EMCS	Evaluación Multicriterio Social
ENBA	Euskal Nekazarien Batasuna
ENP	Espacio Natural Protegido
EURECA	European Ecosystem Assessment
FEADER	Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural
FEDER	Fondo de Desarrollo Regional
FEOGA	Fondo Europeo de Orientación y Garantía Agrícola
FEP	Fondo Europeo de Pesca
FSE	Fondo Social Europeo
G-SB	Gárate-Santa Barbara
IEEP	Institute for European Environmental Policy
IPBES	Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

IRPF	Impuesto sobre la Renta de las Personas Físicas
LIC	Lugar de Importancia Comunitaria
LTH	Ley de Territorios Históricos
MaB	Man and Biosphere
MUP	Montes de Utilidad Pública
NNSS	Normas Subsidiarias
OCA	Oficina Comarcal Agraria
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico
ONG	Organización No Gubernamental
ONU	Organización de Naciones Unidas
OT	Ordenación del Territorio
PAC	Política Agrícola Común
PADAS	Programa de Armonización de Actividades Socioeconómicas
PADMRV	Plan de Actuación para el Desarrollo del Medio Rural Vasco
PAM	Programa de Acción Medioambiental
PERV	Plan Estratégico Rural Vasco
PDR	Programa de Desarrollo Rural
PDRS	Plan de Desarrollo Rural Sostenible
PGOU	Plan General de Ordenación Urbana
PGOUZ	Plan General de Ordenación Urbana de Zarautz
PNUMA	Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente
PM	Programa Marco
PMA	Programa Marco Ambiental
PORN	Plan de Ordenación de los Recursos Naturales
PRUG	Plan Rector de Uso y Gestión
PSA	Pagos por Servicios Ambientales
PTP	Plan Territorial Parcial
PTS	Plan Territorial Sectorial
RBU	Reserva de la Biosfera de Urdaibai
RENP	Red de Espacios Naturales Protegidos
SIG	Sistemas de Información Geográfica
SNU	Suelo No Urbanizable
TDMC	Toma de Decisiones Multicriterio
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
TH	Territorio Histórico
UE	Unión Europea
UICN	Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación
UTA	Unidad Trabajo Año
WDPA	World Database on Protected Areas
WWF	World Wildlife Fund
ZEC	Zona de Especial Conservación
ZEPA	Zona de Especial Protección para Aves
ZEPIM	Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo

Nota: en este glosario no se han incluido las siglas y acrónimos de los métodos multicriterio, que vienen especificados en las correspondientes tablas del texto.

INTRODUCCIÓN

Contexto y motivación de la Tesis

La investigación desarrollada en esta Tesis Doctoral encuentra su origen en un marco teórico amplio donde se entrelazan disciplinas académicas diversas y sobre el que resulta necesario realizar una serie de reflexiones previas. Antes de exponerlas, sin embargo, cabe hacer 2 consideraciones iniciales:

1. La formación recibida por el doctorando, además de su experiencia vital, junto con la línea académica seguida por éste, han conformado un *background* académico que constituye la base fundacional de esta Tesis. La carrera investigadora desarrollada por el doctorando, hasta el momento, ha dado sus frutos en forma de publicaciones científicas, cuyo contenido, de manera más o menos directa, también ha contribuido a establecer las premisas de partida de esta Tesis.
2. El objeto principal de investigación son los espacios naturales protegidos (ENPs), también denominados espacios protegidos o áreas protegidas¹. Dadas sus implicaciones económicas y sociales, en esta Tesis, los ENPs son objeto de estudio desde el campo de las ciencias sociales, más en concreto, desde la Economía Aplicada. Sin embargo, también se consideran esenciales las aportaciones hechas desde otras disciplinas, tales como las Ciencias Políticas, las Ciencias Ambientales o la Geografía.

A continuación se exponen las reflexiones previas que, desde 4 ámbitos principales, han conformado el contexto y la motivación de esta Tesis. Aunque aparentemente estancos e inconexos, los 4 ámbitos confluyen y toman cuerpo en el desarrollo teórico y empírico de esta investigación.

a. Sobre la crisis ambiental global y los Espacios Naturales Protegidos

La crisis ambiental que padecemos a escala global no debería dejar indiferente a ningún investigador que se interese por temas relacionados con el medio ambiente y la sociedad. La crisis ambiental global puede tener consecuencias irreversibles sobre el principal causante de la misma, la población

¹ En esta Tesis se opta por utilizar el término “Espacio Natural Protegido” (ENP) frente al de “espacio protegido” o “área protegida”, dada la mayor cobertura conceptual del término y por su mayor hábito al uso. Sin embargo, en el texto también se hace referencia a “espacio protegido” o “área protegida” para agilizar la lectura o porque así se recoge en las fuentes consultadas.

humana. Su conexión con la actual crisis global ha sido reconocida incluso por Naciones Unidas, que considera la degradación ambiental como uno de los elementos característicos del actual momento histórico y definitorio de una nueva época (Naciones Unidas, 2010). La acelerada degradación ambiental a la que estamos asistiendo está cuestionando la sostenibilidad del Planeta así como la supervivencia de la especie humana. La reciente Conferencia de Rio+20 implícitamente corrobora lo señalado al tiempo que, en la línea de lo propuesto por su homónima de 20 años antes, reafirma su compromiso político con el cambio².

En este contexto, los ENPs aparecen como uno de los principales instrumentos para dar respuesta a la continua pérdida de biodiversidad a nivel mundial, afrontando uno de los problemas ambientales más críticos de hoy en día junto con el cambio climático. Los ENPs son instrumentos con repercusiones a escala local pero también global. En esta Tesis, una asunción de partida es que los ENPs tienen una función importante que cumplir en el contexto de la crisis ambiental global y, en particular, en la detención de la pérdida de biodiversidad. No es baladí que el 10,9% de la superficie terrestre a nivel mundial se encuentre bajo alguna figura de protección³; en Europa, prácticamente el 21% del territorio se encuentra protegido (AEMA, 2012a).

El principal objetivo de los ENPs es la conservación de la naturaleza y de la biodiversidad, pero sus implicaciones trascienden los efectos exclusivamente ambientales. El último Congreso de la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (UICN), celebrado en setiembre de 2012 en Jeju (Corea del Sur), ha enfatizado el papel que juega la conservación de la naturaleza para la sostenibilidad y para la solución de problemas globales en general, tales como la erradicación de la pobreza⁴. En este sentido, cada vez resulta más evidente la necesidad de emplear una visión holística en la solución de problemas ambientales, sociales y económicos del planeta.

Pese a la importancia creciente de los ENPs en las últimas décadas, su futuro papel se encuentra sometido a una gran incertidumbre. Desde la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) se advierte de la existencia de un porvenir incierto para la biodiversidad debido, entre otros, a los riesgos asociados a la fragmentación de hábitats. Este es un problema relacionado con 2 cuestiones: (a) con la planificación y gestión de los ENPs en aras al logro de sus objetivos; y (b) con la ordenación territorial que se lleva a cabo en el conjunto del territorio, más allá incluso de las fronteras de los ENPs.

² Véase: <http://www.uncsd2012.org/rio20/thefuturewewant.html> [acceso el 26/10/2012].

³ Fuente: *World Database on Protected Areas (WDPA)*. Véase: <http://www.wdpa.org/> [acceso el 13/07/2012].

⁴ Véase: <http://www.iucnworldconservationcongress.org/es/> [acceso el 26/10/2012].

b. Sobre los Espacios Naturales Protegidos y su relación con las comunidades locales

En las últimas décadas, los ENPs han evolucionado modificando tanto su concepción como las formas de actuación. El concepto de ENP se ha enriquecido, integrando multitud de elementos novedosos, aunque posiblemente uno de los más importantes sea su relación con las comunidades que habitan en ellos o en su entorno cercano.

La superficie protegida ha crecido de manera espectacular en los últimos 40 años, pasando a tener los ENPs una influencia creciente desde un punto de vista territorial. El concepto de ENP también ha evolucionado, desde una visión naturalista y aislacionista, bajo la interpretación de reductos de la naturaleza, hacia una visión integrada de los ENPs donde se conjugan una amplia serie de elementos (institucionales, económicos, sociales, ecológicos, territoriales, etc.) que interactúan a lo largo del tiempo. Así, se ha conformado progresivamente un *nuevo paradigma* de ENPs, ampliamente aceptado en el ámbito de la conservación de la naturaleza, y que constituye otro de los supuestos de partida de esta Tesis. A los objetivos de conservación de los ENPs, se han incorporado otros objetivos como el desarrollo socioeconómico de las comunidades locales, además de objetivos culturales, educativos y de uso recreativo de los espacios. No debemos olvidar que los ENPs, al tiempo que conservan los recursos naturales contenidos en ellos, sirven de hábitat para las comunidades que los habitan. En el marco de este nuevo paradigma, las comunidades locales no sólo han comenzado a ser consideradas en los procesos de toma de decisiones sobre la planificación y gestión sino que, incluso, se han convertido en actores que *gestionan* estos lugares.

Sin embargo, en este proceso también se ha puesto de manifiesto la complejidad de integrar sistemas ecológicos y sociales, dando lugar, asimismo, a *conflictos* de carácter socioecológico. Los ENPs son lugares donde confluyen numerosos intereses, en ocasiones contrapuestos, por lo que es habitual que en ellos se produzcan conflictos. Tradicionalmente, estos conflictos han estado constituidos por la confrontación de dos vectores: conservación *versus* desarrollo. En este sentido, entendemos que los diversos intereses que confluyen en los ENPs deben ser considerados e integrados en la planificación y gestión, lo cual, en definitiva, supone afrontar los retos de integrar la participación y la gobernanza multinivel en la toma de decisiones del marco de la política de ENPs.

c. Sobre las políticas públicas, la Economía y los Espacios Naturales Protegidos

La doctrina de referencia en el ámbito de las políticas públicas en general, y de las ambientales en particular, también ha sido objeto de cambios profundos en las últimas décadas. La formulación de las políticas públicas está evolucionando desde un posicionamiento centrado en el *command and control* hacia posiciones de gobernanza a diferentes escalas o niveles, en los que de manera

incipiente diferentes actores han comenzado a compartir protagonismo en la toma de decisiones. El *gobierno* está dejando paso a la *gobernanza*. Paralelamente, la evaluación de políticas públicas ha ido conformando un corpus científico acorde con esta evolución, incorporando perspectivas pluralistas y transdisciplinares donde tienen cabida metodologías tanto cuantitativas como cualitativas así como participativas.

Por otro lado, la Economía, en cuanto que ciencia social, incluye una amplia amalgama de posiciones académicas que condicionan el diseño y la planificación de las políticas públicas así como su evaluación. El *mainstream* en Economía, lejos de desarrollarse de acuerdo con criterios de equidad y justicia social, ha abogado, y lo sigue haciendo a la sombra de la actual crisis global, por objetivos cortoplacistas de carácter privado. Este su *leit motiv* ha tenido terribles consecuencias negativas sobre el medio ambiente y, al mismo tiempo, también ha condicionado la forma de actuar de la ciencia económica con respecto al medio ambiente, preocupada por la búsqueda de la eficiencia (aunque aún no la haya encontrado a nivel global) y no tanto por la salud ecológica del planeta ni por un reparto equitativo de los costes ambientales generados.

En relación a los ENPs, tradicionalmente la Economía se ha centrado en la búsqueda y valoración en términos monetarios de los beneficios y costes asociados a estos espacios, que en definitiva constituyen el fundamento de su evaluación desde una perspectiva puramente *economicista*. Complementariamente, la corriente ortodoxa en Economía también tiene una influencia directa sobre la propuesta de mecanismos alternativos de financiación de los ENPs, más allá de los recursos públicos (principal fuente de financiación). Estas dos cuestiones no deben ser descartadas en el estudio de los ENPs. Sin embargo, al objeto de esta Tesis se tiene el convencimiento de que otras corrientes en Economía, de creciente importancia en el ámbito académico aunque lejos del *mainstream*, como es la Economía Ecológica, muestran formas alternativas de entender la epistemología de las ciencias así como, en el caso de los ENPs, de concebir nuevos enfoques para encarar su estudio e investigación.

En cuanto a la evaluación de ENPs, en Economía siguen predominando enfoques de evaluación desconectados de la transdisciplinariedad que la visión integrada asociada a los ENPs exige. En este sentido, diferentes trabajos elaborados por el doctorando indican la conveniencia de dar pasos hacia metodologías de evaluación capaces de captar la visión integrada de los ENPs (Etxano, 2010a, 2010b). Entendemos, asimismo, que el Análisis Multicriterio (AMC), en cuanto que familia metodológica que, en términos generales, encaja en los parámetros de la Economía Ecológica, puede ser una alternativa a los métodos propuestos por la ortodoxia económica. En particular, cabe testar la capacidad de la Evaluación Multicriterio Social (EMCS), marco metodológico

de evaluación concebido para incorporar procesos participativos así como para afrontar potenciales conflictos socioecológicos (Munda, 2004, 2008).

d. Sobre los Espacios Naturales Protegidos de la CAPV

El doctorando tiene un conocimiento cercano de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) dado que, por un lado, es donde reside y trabaja y, por otro, este territorio ha merecido una atención preferente en su carrera investigadora. La política de ENPs de la CAPV ha sido estudiada por el doctorando, en particular en torno a dos líneas de trabajo, dando lugar a diferentes publicaciones previas a esta Tesis: por un lado, en torno a la imbricación existente entre la política de ENPs y el desarrollo rural (Etxano, 2004, 2009a, 2009b); y por otro, en torno a la gobernanza, procesos participativos y conflictos en los ENPs de la CAPV (Díez *et al.*, 2010).

La política de ENPs de la CAPV ha tenido un desarrollo progresivo desde finales del decenio de 1980, dando lugar a un incremento notable de los ENPs y de la superficie protegida. La CAPV es un territorio de fuerte tradición industrial pero en el que, en los últimos años, los ENPs han tenido una presencia creciente, condicionando con ello aspectos económicos, sociales, ecológicos, institucionales, políticos y territoriales. Algunos de los ENPs de la CAPV son lugares emblemáticos debido a sus valores naturales y culturales, siendo muy conocidos entre las personas montañeras y paseantes que disfrutan de ellos. Sin embargo, estos espacios no son menos importantes para las comunidades locales que habitan en ellos o en su entorno cercano.

En relación a la política de conservación de la naturaleza, el reto actual de la administración reside en el desarrollo e implementación definitiva de la Red Natura 2000 de la CAPV, que se prevé alcance en torno al 20% de la superficie de su territorio. En este contexto, por un lado, destaca el reto de integrar la participación en la toma de decisiones, dado que en estos momentos se está proyectando la planificación y gestión de muchos de los lugares que van a conformar la Red Natura 2000. Una dificultad añadida, en este sentido, es la ausencia generalizada de evaluaciones que incorporen procesos participativos. No obstante, por otro lado, la experiencia previa en la implementación hasta este momento de la Red de ENPs, desarrollada de acuerdo con la legislación propia, abre una oportunidad de aprendizaje que no debe ser desaprovechada en el proceso de desarrollo de la Red Natura 2000 de la CAPV.

Hipótesis y objetivos de investigación

El contexto descrito junto con las reflexiones expuestas han conformado las circunstancias que confluyen en el *problema de investigación*. Partiendo del supuesto de que en el campo doctrinal se

asume la visión integrada de los ENPs, se considera que el principal enfoque de evaluación de estos espacios que, desde la Economía, se ha desarrollado, carece de los mecanismos necesarios para una valoración plena y rigurosa de los ENPs desde esta visión integrada. Por todo ello, se considera conveniente explorar métodos de evaluación alternativos ajustables a la toma de decisiones en torno a los ENPs y que, además, se conformen en opciones plausibles de aplicación a casos reales, como lo es la política de ENPs de la CAPV.

Hipótesis de investigación

La **hipótesis principal** de la investigación es la siguiente: *la EMCS constituye un marco metodológico de evaluación pertinente y robusto que se adapta tanto al concepto de ENPs desde una visión integrada como al contexto de la toma de decisiones en el marco de la política de ENPs de la CAPV.*

A esta hipótesis principal se le supeditan otras 2 hipótesis de carácter subsidiario. Si bien el contraste de la hipótesis principal supondría un paso importante desde el punto de vista de su alcance operativo en el contexto de la política señalada, el contraste de las subhipótesis habría de tener valor en cuanto a la consistencia de la metodología de investigación. Las **subhipótesis** son las siguientes:

1. *Para una evaluación integral de los ENPs resulta necesario un marco metodológico capaz de captar la multidimensionalidad de estos espacios y de valorar sus múltiples impactos sobre el territorio y sus habitantes.*
2. *La introducción de la participación en la toma de decisiones en torno a los ENPs permite generar las condiciones necesarias para una planificación y gestión inclusiva, al tiempo que contribuye a visibilizar posibles conflictos socioecológicos.*

Objetivos de investigación

Al hilo del planteamiento realizado y de las hipótesis formuladas, el **objetivo principal** de esta Tesis es llevar a cabo una propuesta metodológica para una evaluación integral y participativa en el marco de la política de ENPs que en estos momentos se está desarrollando en la CAPV. Este objetivo principal constituye asimismo un *objetivo instrumental*, ya que su finalidad última es que, en la medida de lo posible, sirva en un futuro más o menos cercano para la toma de decisiones políticas de la CAPV. Entendemos que el momento de desarrollo actual de la Red Natura 2000, exige planteamientos audaces en relación con la planificación y gestión en el marco de la toma de decisiones.

A este objetivo principal se le unen otra serie de objetivos de investigación específicos relacionados tanto con el marco teórico de los ENPs como con los enfoques de evaluación sobre los mismos. Estos **objetivos específicos** son los siguientes:

1. Revisión y análisis del concepto de ENP así como de las políticas de ENPs aplicadas, con especial énfasis en la CAPV. En el caso de la CAPV, se explorará si la práctica de la política se ajusta a la visión integrada de los ENPs.
2. Revisión exhaustiva de las características de los principales enfoques de evaluación con aplicación en los ENPs, tanto desde la Economía como desde una visión más holística, al objeto de valorar su potencialidad de aplicación.
3. Aplicación empírica del marco metodológico propuesto en el estudio de caso seleccionado, al objeto de contrastar su alcance y aplicabilidad a casos reales.

Con respecto a la aplicación empírica del marco metodológico propuesto, también se establecen una serie de **objetivos operativos**:

1. De acuerdo con los criterios de evaluación establecidos por medio de un proceso participativo, evaluar diferentes alternativas de planificación y gestión que el ENP seleccionado debe afrontar.
2. Analizar el fundamento y perspectivas de los actores sociales sobre el potencial conflicto socioecológico identificado en el ENP seleccionado para, ulteriormente, evaluar su posicionamiento con respecto al mismo en el marco de las alternativas de planificación y gestión.

Metodología de investigación

En los inicios de esta investigación, la aportación de diferentes obras del ámbito de la metodología de investigación contribuyó a establecer unas pautas generales de acuerdo con el **método científico** (Eco, 1977; Graves y Varma, 1997; Bell, 2002). En línea con este marco general, el procedimiento de investigación se ha establecido en base a: (a) un contexto previo que desemboca en un *problema de investigación*; (b) la generación de unas *hipótesis de investigación*; (c) el *contraste de las hipótesis* mediante un determinado análisis; y (d) alcanzar una serie de *conclusiones* en base al planteamiento efectuado y el análisis llevado a cabo.

En el marco de este procedimiento general, en esta Tesis se ha optado por la **metodología del estudio de caso**, de gran arraigo en las ciencias sociales (véanse p.ej., Yin, 1989; Villarreal, 2007) Su aplicación en esta Tesis consiste básicamente en trasladar a un caso concreto, que reúne ciertas características, la discusión teórica previa sobre el objeto de investigación. El caso seleccionado, sin embargo, debe entenderse en un contexto único y particular. Ulteriormente, la aplicación de un determinado análisis en referencia al caso seleccionado, permitirá llevar a cabo el contraste de las hipótesis planteadas.

El caso seleccionado para su estudio es el Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) Gárate-Santa Barbara (G-SB), espacio incluido en la Red Natura 2000 de la CAPV. Se entiende que este lugar cumple los requisitos básicos necesarios para testar la validez del marco metodológico propuesto para su evaluación. El LIC G-SB responde a la premisa de un ENP que contiene elementos de la visión integrada al tiempo que existen indicios de potenciales conflictos socioecológicos. Junto a esta razón de peso, la elección de G-SB como estudio de caso ha estado apoyada en otras 2 razones. En primer lugar, la participación del doctorando en un proyecto de investigación financiado por Ithobe desarrollado sobre el LIC, facilitó el acceso a información y datos así como a los actores sociales con intereses en el lugar objeto de estudio. En segundo lugar, la relevancia del momento en que se desarrolla esta investigación, dado que coincide en el tiempo con la proyección de la planificación y gestión de la Red Natura 2000 de la CAPV. La aportación de esta investigación en términos de operatividad ha de situarse en este contexto.

Desde el punto de vista del **proceso de la metodología de investigación**, el trabajo se ha desarrollado en base a 2 fases generales:

1. Revisión y análisis de la literatura especializada en la materia

La revisión de la literatura ha contribuido a conformar el estado de la cuestión en los 2 ámbitos principales de estudio tratados: (a) marco teórico de referencia en torno a los ENPs; y (b) enfoques de evaluación de ENPs tanto desde una perspectiva teórica como práctica.

El establecimiento del marco de referencia en torno al objeto de investigación se ha llevado a cabo en la parte I de la Tesis, desarrollándose en base a una triple perspectiva consistente en *substancia* (concepto de ENP), *procedimiento* (política de ENPs) y *relaciones* (gestión y gobernanza de ENPs). Además del análisis de las contribuciones científicas hechas en la materia, en esta parte tanto el estudio de la legislación como de la documentación institucional han sido muy relevantes.

Por otro lado, en lo referente a los enfoques de evaluación, la revisión de su marco conceptual ha sido complementada con el análisis de estudios empíricos, fundamentándose ambas tareas en una revisión exhaustiva de la literatura especializada. Este análisis de estudios empíricos ha permitido avanzar en el contraste de las hipótesis planteadas. En primer lugar, con respecto a la evaluación económica de los ENPs, se realiza un análisis crítico, donde se destacan tanto el alcance de la evaluación económica como sus limitaciones. En segundo lugar, con respecto a los métodos de AMC, se establecen las características deseables que esta familia metodológica debería cumplir para abordar la evaluación de la sostenibilidad en general, y de los ENPs en particular.

2. Aplicación del marco metodológico de evaluación propuesto en el ENP seleccionado para el estudio de caso

La aplicación de la EMCS en el LIC G-SB se ha llevado a cabo de acuerdo con las fases establecidas en su marco analítico, en virtud del cual el análisis institucional y la puesta en marcha del proceso participativo preceden a la parte más técnica de la evaluación. Las características propias del LIC G-SB así como las circunstancias que lo rodean han generado la necesidad de llevar a cabo dos ejercicios de evaluación (denominados Ejercicio 1 y Ejercicio 2). El Ejercicio 2 está condicionado en cierta medida por el Ejercicio 1, dado que los resultados y el propio proceso de evaluación del primero han desembocado en el segundo ejercicio, si bien el alcance de cada uno es diferente.

La labor a efectuar en cada uno de los ejercicios ha consistido en el desarrollo de un proceso participativo y en labores técnicas. Ambos procesos participativos en su conjunto han supuesto una voluminosa labor de trabajo de campo. En el Ejercicio 1, las metodologías de investigación participativa utilizadas han sido las entrevistas en profundidad y la celebración de talleres donde los actores sociales con intereses en el lugar estaban representados. En el Ejercicio 2, se han utilizado tanto entrevistas en profundidad como un cuestionario semi-estructurado que respondieron actores clave del proceso participativo.

Complementariamente a todo ello, también se ha empleado en dos ocasiones el Análisis de Debilidades, Amenazadas, Fortalezas y Oportunidades (DAFO). En primer lugar, este análisis ha permitido clarificar la situación previa a la evaluación efectuada en el LIC en el Ejercicio 1. En segundo lugar, a raíz del Ejercicio 2, el Análisis DAFO ha aportado elementos de análisis en el contexto de la discusión de las alternativas de gestión y financiación.

Limitaciones de la investigación

El cumplimiento de los objetivos de investigación establecidos conllevaría el aporte de una serie de avances teóricos y empíricos en el ámbito de los ENPs. No obstante, esta Tesis *a priori* también ha de enfrentarse al menos a 2 limitaciones:

1. Desde el punto de vista metodológico, hay que afrontar la limitación de que las conclusiones que pudieran alcanzarse con respecto al LIC G-SB no puedan trasladarse miméticamente a otros ENPs. Esto también podría condicionar, en cierta medida, el alcance operativo de esta Tesis. Hay que tener en cuenta que cada ENP posee unas características y circunstancias propias que, pese a las similitudes con otros casos, lo diferencian del resto. En este sentido, no deberían extrapolarse directamente a otros casos las conclusiones que se pudieran derivar del estudio de caso. Pese a ello, entendemos que esta investigación puede aportar una serie de enseñanzas valiosas que sirvan de referencia a otras investigaciones y permitan su aplicación a casos reales.
2. Otra renuncia metodológica es que, en una investigación de esta envergadura es difícil captar todas las interrelaciones del ENP a diferentes escalas. Debido a los recursos materiales, humanos y de tiempo disponibles para la elaboración de esta Tesis, el objeto de análisis consiste básicamente en la escala local de este ENP, por lo que algunas interrelaciones que los elementos de dentro del ENP tienen con su entorno o con escalas superiores probablemente no puedan ser captadas plenamente.

Estructura y resumen del contenido de la Tesis

Al margen de la Introducción y las Conclusiones, el contenido de la Tesis se estructura en 3 bloques principales. La primera parte establece el marco de referencia de la investigación en torno a los ENPs; la segunda parte aborda los enfoques de evaluación de ENPs, ofreciendo asimismo las bases teóricas del marco metodológico de evaluación a emplear en el estudio de caso, la EMCS; la tercera parte desarrolla el análisis del estudio de caso del LIC G-SB donde ha sido aplicado el marco metodológico de evaluación propuesto.

La **parte I** de la Tesis incluye los capítulos 1, 2 y 3, cuyo contenido desarrolla, respectivamente, el marco conceptual de los ENPs, la política de ENPs, y la gestión y gobernanza de los ENPs. Esta primera parte de la Tesis, en su conjunto, construye el marco de referencia de la investigación. El **capítulo 1** desarrolla el concepto de ENP. Para ello, en primer lugar, se sitúa el papel de los ENPs hoy en día en la conservación de la naturaleza a nivel global y, seguidamente, se describe

la evolución del concepto de ENP junto con las funciones atribuidas actualmente a estos espacios. El apartado dedicado a la visión integrada de los ENPs resulta relevante en concordancia con su concepción más actual, en base a la sostenibilidad, la ordenación del territorio y el desarrollo rural. Además, también se ha incluido una reflexión sobre la situación que los ENPs han de afrontar en el cambiante mundo de hoy.

El **capítulo 2** describe y analiza la política de ENPs en 3 niveles: la Unión Europea (UE), España y la CAPV. En relación a la UE, se aborda la conservación de la naturaleza como contexto de los ENPs y se describe y analiza la situación de los ENPs en general y de la Red Natura 2000 en particular, debido a que el estudio de caso es un espacio Natura 2000. En relación a España, se hace un repaso histórico a los principales hitos y las consecuencias derivadas, otorgando una mayor atención a la legislación y a las líneas de actuación más recientes. La política de ENPs en la CAPV, sin embargo, se examina de manera exhaustiva. Siguiendo una perspectiva histórica, se analiza la Red de ENPs hasta su situación actual así como específicamente el desarrollo de la Red Natura 2000 en la CAPV. También se aborda pormenorizadamente la visión integrada de los ENPs de la CAPV, llevando a cabo un análisis específico en base al contenido de las principales políticas sectoriales que inciden directamente en los ENPs (ambiental, de ordenación del territorio y de desarrollo rural).

El **capítulo 3** aborda los aspectos más relevantes en torno a la gestión y a la gobernanza de los ENPs en 3 apartados principales. En primer lugar, se aborda el contenido de la gestión en sentido estricto. En este apartado, se analizan los objetivos, la tipología y las tendencias actuales en modos de gestión. En segundo lugar, íntimamente relacionado con los modos de gestión, se analizan los diferentes instrumentos de financiación de ENPs existentes. Y, en tercer lugar, se aborda la gobernanza de los ENPs. En este apartado, se destaca, en primer lugar, el fundamento de la gobernanza de los recursos naturales y, en segundo lugar, la participación de las comunidades locales en los ENPs, para terminar con un análisis de los conflictos socioecológicos.

La **parte II** de la Tesis, que aborda el marco teórico sobre los enfoques de evaluación en relación a los ENPs, está compuesta por los capítulos 4 y 5. El **capítulo 4** se desarrolla en dos bloques principales. El primero encara la valoración económica de los ENPs en el marco del Análisis Coste-Beneficio (ACB) como principal instrumento de evaluación utilizado en Economía. Se lleva a cabo un análisis crítico del ACB junto con una exhaustiva revisión de estudios empíricos. El segundo bloque presenta al AMC como instrumento genérico de evaluación de ENPs. En él se desarrollan el fundamento del AMC y sus principales métodos, así como una revisión de su aplicación en ENPs, concluyendo con las características que debería cumplir un AMC para la evaluación de ENPs. Como desarrollo de este último punto, el **capítulo 5** detalla el marco metodológico propuesto para la

evaluación de ENPs: la EMCS. Tras un repaso a los aspectos clave de los ENPs para su evaluación, se abordan el marco conceptual, las bases metodológicas y el proceso de evaluación de la EMCS, así como un análisis de estudios empíricos donde se ha utilizado este marco metodológico.

La **parte III** (capítulos 6 y 7) aborda el estudio de caso, la evaluación del LIC G-SB, un espacio Natura 2000 sito en los municipios de Getaria y Zarautz de Gipuzkoa, en la CAPV. El **capítulo 6** se centra en el análisis institucional y el proceso participativo llevados a cabo en relación al estudio de caso. En primer lugar, se describen las principales características del LIC, su marco legislativo así como el principal conflicto socioecológico detectado; en segundo lugar, se detallan las características de los actores sociales y sus relaciones mutuas; y en tercer lugar, se describen los principales hitos del proceso participativo, consistentes esencialmente en el desarrollo de entrevistas en profundidad y en la celebración de talleres de discusión.

El **capítulo 7**, por su parte, desarrolla la parte nuclear de la evaluación multicriterio desde un punto de vista técnico. En un primer bloque se detalla la elaboración de los criterios de evaluación así como los escenarios a los que hacer frente en el LIC de acuerdo con una ordenación de usos del suelo para cada uno de ellos. El segundo bloque desarrolla los Ejercicios 1 y 2 del estudio de caso. El Ejercicio 1 evalúa diferentes alternativas de ordenación y gestión del LIC en función de la existencia de compensaciones monetarias; se describe la evaluación de cada criterio desde el punto de vista técnico, la elaboración de la Matriz de Impacto Multicriterio y los resultados obtenidos. Estos resultados, asimismo, condujeron al desarrollo del Ejercicio 2, donde se contraponen las compensaciones monetarias frente a la compra pública de tierras como alternativas diferenciadas en términos de gestión y financiación del LIC. El Ejercicio 2 se analiza de manera análoga al Ejercicio 1, para posteriormente discutir los resultados de ambos ejercicios a la luz de las alternativas de gestión y financiación para el LIC.

La Tesis se cierra con las **conclusiones** de la investigación así como el contraste de las hipótesis de partida. Estas conclusiones se abordan tanto desde una vertiente teórica como aplicada en relación al estudio de caso.

PARTE I. MARCO DE REFERENCIA: CONCEPTO, POLÍTICA, GESTIÓN Y GOBERNANZA DE ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS

1. Marco conceptual de los Espacios Naturales Protegidos

1.1. Introducción

Este capítulo aborda la substancia o el concepto de los Espacios Naturales Protegidos (ENPs). Este marco general ha sido dividido en 4 apartados principales. En primer lugar, se analiza el papel que juegan los ENPs en la conservación de la naturaleza frente a la pérdida de biodiversidad que está teniendo lugar a nivel global. En segundo lugar, se aborda el fundamento de los ENPs y se hace especial hincapié en la evolución del concepto de ENP desde sus inicios hasta hoy en día. Además, de forma complementaria se muestran datos relativos a la evolución del número de ENPs y de superficie protegida. En tercer lugar, se expone la perspectiva de la visión integrada de ENPs adoptada en esta Tesis, sustentada sobre la triple base de la sostenibilidad, la ordenación territorial y el desarrollo rural. En cuarto lugar, se presenta la situación más actual de los ENPs en un contexto global de cambio e incertidumbre. Por último, las ideas principales son recogidas en el apartado de conclusiones.

1.2. Conservación de la naturaleza y Espacios Naturales Protegidos

1.2.1. Pérdida de biodiversidad y conservación de la naturaleza a nivel global

La pérdida de biodiversidad se ha convertido en la principal amenaza ambiental global junto con el cambio climático. Existen numerosos indicios, evidenciados por diferentes organizaciones internacionales, de la continua pérdida de biodiversidad que estamos sufriendo a nivel global. Entre 1970 y 2006 el número de especies de vertebrados se redujo un 30% y aún sigue decreciendo, especialmente debido a los descensos registrados en los trópicos y entre las especies de agua dulce. Se estima que aproximadamente un 25% de las especies vegetales está en peligro de extinción, los anfibios son los que están más amenazados y el estado de las especies de coral es el que se está deteriorando más rápidamente (Secretaría del CDB, 2010). Existen pocas dudas de que la intervención humana está acelerando esta incesante pérdida de biodiversidad, producida a un ritmo hasta 1.000 veces superior al acaecido durante el periodo preindustrial (Comisión Europea, 2011a). En los últimos 50 años, aproximadamente el 60% de los principales bienes y servicios proporcionados por los ecosistemas a nivel mundial están siendo degradados o se están utilizando de manera

insostenible (EEM, 2005b). Por ejemplo, la deforestación hizo que 130.000 Km² de bosque se perdieran anualmente en el periodo 1990-2005; entre las poblaciones de peces comerciales sólo el 20% se explota por debajo de su capacidad de regeneración natural, el 52% se explota al máximo, el 20% por encima de su capacidad y el 8% se ha agotado (PNUMA, 2011).

De no haberse tomado ningún tipo de medida a favor de la conservación de la naturaleza la sangría habría sido aún mayor. Muchas medidas de apoyo al mantenimiento de la biodiversidad han dado resultados positivos en determinadas áreas geográficas así como en especies y ecosistemas concretos. Se ha estimado que, en ausencia de medidas de conservación, en el siglo pasado se hubiesen extinguido no menos de 31 especies de aves (de 9.800) (Secretaría del CDB, 2010).

La diversidad biológica, o biodiversidad, es la variedad de la vida en todas sus formas, niveles y combinaciones, y consta de 3 componentes o niveles principales: genes, especies y ecosistemas (Perrings *et al.*, 1995). Los dos primeros niveles han dominado históricamente el interés científico, mientras que la incorporación del componente de ecosistemas al estudio de la biodiversidad ha sido más reciente (Barbier *et al.*, 1994). Sin embargo, la biodiversidad no es un concepto definido únicamente por el número de genes, especies o ecosistemas, sino que hay que tener en cuenta cuál es el estado de cada uno de ellos así como su capacidad de adaptación a los cambios (resiliencia). De todos modos, no resulta fácil valorar las tendencias y cuantificar los impactos derivados de la pérdida de biodiversidad porque los métodos de seguimiento no son siempre fiables y porque se carece de gran parte de la información de base (Barbier *et al.*, 1994; Nunes *et al.*, 2003).

Numerosas organizaciones internacionales han puesto de manifiesto y asumido que tanto la pérdida de biodiversidad como la degradación de los ecosistemas naturales y de los servicios que éstos proveen están repercutiendo negativamente en el bienestar presente y futuro de la humanidad. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EEM), cuyos resultados se conocieron en 2005, introdujo en el contexto internacional el concepto de servicios de los ecosistemas⁵, promoviendo con ello el debate sobre la conservación de la biodiversidad en la escena internacional (Gobierno Vasco, 2011a). La biodiversidad sustenta el funcionamiento de los ecosistemas que prestan una amplia gama de servicios a la sociedad (Pascual y Corbera, 2011), entre ellos, la regulación hídrica, la polinización de cultivos o el suministro de fibras y medicamentos. En consecuencia, la pérdida continuada de biodiversidad tiene graves consecuencias en la calidad de

⁵ La EEM fue promovida en 2000 por las Naciones Unidas e involucró a más de 1.360 expertos de todo el mundo. Su objetivo fue evaluar las consecuencias para el bienestar humano de los cambios en los ecosistemas y establecer las bases científicas para las acciones que mejoren la conservación y el uso sostenible de los mismos. Para más información, véase: <http://www.maweb.org/es/Index.aspx> [acceso el 06/07/2012].

vida de las personas (Secretaría del CDB, 2010). La biodiversidad, en cada uno de sus niveles, contribuye al bienestar humano y ofrece a las economías valiosos recursos y servicios reguladores que propician un entorno operativo seguro para el conjunto de la sociedad (PNUMA, 2011). Se ha evidenciado, por tanto, la relación entre biodiversidad, servicios de los ecosistemas y valores económicos (Tabla 1.1). Se ha estimado que la biodiversidad tiene un valor económico de entre 10 y 100 veces mayor que el coste relacionado con su conservación, además de que, en la primera década del siglo XXI, se han perdido servicios ecosistémicos por valor de unos 50.000 millones de euros anuales sólo en lo referente a los ecosistemas terrestres (ten Brink, 2009).

Tabla 1.1. Biodiversidad, servicios de los ecosistemas y valor económico

Diversidad biológica	Servicios de los ecosistemas	Valores económicos (ejemplos)
Genes (variabilidad y población)	<ul style="list-style-type: none"> - Avances médicos - Resistencia a las enfermedades - Capacidad de adaptación 	El 25-50% de los 640.000 millones de dólares del mercado farmacéutico proviene de recursos genéticos
Especies (diversidad y abundancia)	<ul style="list-style-type: none"> - Alimentos, fibra, combustible - Ideas para el diseño - Polinización 	Contribución de los insectos polinizadores a la producción agrícola: aproximadamente 190.000 millones de dólares/año.
Ecosistemas (variedad y extensión/área)	<ul style="list-style-type: none"> - Recreo - Regulación hídrica - Almacenamiento de carbono 	Evitar las emisiones de gases de efecto invernadero conservando los bosques: valor actual neto de 3.700 millones de dólares.

Fuente: PNUMA (2011).

La lucha contra la pérdida de biodiversidad es una tarea compleja y supone la intervención en campos de actuación muy dispares. Las medidas adoptadas para atajar el problema son también variadas, desde la creación de bancos genéticos para salvaguardar especies amenazadas hasta los ENPs, lugares determinados geográficamente bajo protección debido a la singularidad y valor de sus hábitats, ecosistemas y paisajes. En cualquier caso, y habida cuenta de la magnitud del problema, la conservación de la naturaleza ha ganado peso relativo en la agenda política a nivel internacional. Los gobiernos y organizaciones multilaterales han acabado por asumir la necesidad de conservar la biodiversidad, pasando incluso a formar parte de su discurso. Tras la Cumbre de Rio de Janeiro en 1992, la adopción del Convenio de Diversidad Biológica (CDB) supuso un salto cualitativo importante hacia el establecimiento de este objetivo. Desde entonces su consolidación ha sido lenta aunque progresiva. En la Unión Europea (UE), por ejemplo, se está implementando la Red Natura 2000, la mayor red de ENPs del mundo. Otros organismos internacionales como la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (UICN), no obstante, comenzaron su labor a favor de la conservación de la naturaleza décadas antes.

1.2.2. Los Espacios Naturales Protegidos en la conservación de la naturaleza

La conservación de la naturaleza, en términos generales, ha sido objeto de un amplio debate durante mucho tiempo, particularmente en lo referente al equilibrio entre el mantenimiento y el aprovechamiento de los recursos naturales (Europarc-España, 2008b). En el ámbito de las ciencias naturales, el concepto de conservación de la naturaleza se ha desarrollado, en general, en dos direcciones. Por un lado, una acepción relacionada con la gestión de los recursos naturales, que equipara la conservación con el uso sostenible y racional de estos recursos haciendo posible su aprovechamiento a lo largo del tiempo sin producir su degradación y agotamiento. Por otro lado, una línea ligada a la preocupación por la desaparición de especies y la degradación o pérdida de lo silvestre. Esta segunda idea de conservación, más popular, hace referencia a la permanencia de especies y lugares fuera de la presencia humana, que se supone destructora⁶.

En cualquier caso, la definición de conservación habitualmente utilizada y comúnmente aceptada es la recogida en la II Estrategia Mundial de Conservación (UICN *et al.*, 1991): “la gestión del uso por el ser humano de los organismos y ecosistemas que asegure que dicho uso sea sostenible”. Posteriormente, el CDB (artículo 2) diferenció entre conservación *ex situ*, entendiéndose por ésta la “conservación de componentes de la diversidad biológica fuera de sus hábitats naturales”, y conservación *in situ*, aquella “conservación de los ecosistemas y los hábitats naturales y el mantenimiento y recuperación de poblaciones viables de especies en sus entornos naturales”⁷, en clara referencia a los ENPs.

El propio concepto de ENP también ha sido objeto de revisión a lo largo del tiempo, lo que no ha facilitado alcanzar un consenso en torno a su definición sino más bien todo lo contrario. El propio CDB, también en su artículo 2, define estos lugares como “área definida geográficamente que haya sido designada o regulada y administrada a fin de alcanzar objetivos específicos de conservación”. No obstante, en el IV Congreso de Parques Nacionales y Áreas Protegidas de la UICN, celebrado en Caracas en 1992, se adoptó la siguiente definición de ENP: “Una zona de tierra y/o mar especialmente dedicada a la protección y mantenimiento de la diversidad biológica y de los recursos naturales y culturales asociados y gestionada legalmente o por otros medios eficaces” (UICN, 1994a). Más recientemente, al objeto de actualizar la definición y de aunar criterios de homologación entre figuras de protección, la UICN definía los ENPs como “un espacio geográfico claramente definido,

⁶ Para Margalef (1977), autor de referencia en el área de la ecología y la biodiversidad, la conservación es un esfuerzo deliberado por evitar una degradación excesiva de los ecosistemas.

⁷ Véase: <http://www.cbd.int/convention/articles/?a=cbd-02> [acceso el 13/07/2012].

reconocido, dedicado y gestionado, mediante medios legales u otro tipo de medios eficaces, para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y de sus valores culturales asociados” (Dudley, 2008:10).

A pesar de estos problemas en su definición, existe un consenso generalizado en que los ENPs son una fórmula de mayor efectividad para hacer frente a la pérdida de biodiversidad y la conservación de la naturaleza que otras medidas como las centradas en salvaguardar especies en vías de extinción. También hay consenso en afirmar que los ENPs han constituido la piedra angular sobre la que se han tejido las estrategias nacionales de conservación de la naturaleza (Bruner *et al.*, 2003; WWF, 2004; Pyke, 2007; ten Brink, 2009; DFA *et al.*, 2011). Actualmente, unos 170 países cuentan con estrategias y planes de acción nacionales sobre biodiversidad en las que se encuadran los ENPs (Secretaría del CDB, 2010). Existen otros instrumentos generales y sectoriales para la conservación de la naturaleza (p.ej., la protección de una determinada especie o la introducción de criterios ecológicos en la producción agraria), pero hoy en día los ENPs constituyen el principal instrumento de gestión directa aplicado a la conservación (Europarc-España, 2008b). Además, los ENPs han visto reforzado recientemente su papel en el seno de acuerdos internacionales como el CDB. La Conferencia de las Partes del CDB COP7, celebrada en Kuala Lumpur en 2004, apostó por los ENPs y estableció un Plan de Trabajo para áreas protegidas, reuniendo por primera vez un grupo de trabajo dedicado específicamente al artículo 8 del CDB: “conservación *in situ*, áreas protegidas”.

La meta de detener la pérdida de biodiversidad para 2010 ha ayudado a fomentar importantes medidas para salvaguardar la biodiversidad, entre ellas, la creación de más ENPs terrestres y marinos (Secretaría del CDB, 2010). La degradación de los hábitats y ecosistemas hubiera sido mucho mayor de no haberse establecido tantos ENPs como se han declarado en las últimas décadas (EEM, 2005b).

Tampoco es menos cierto que, en los últimos años, se ha producido una profunda revisión de la concepción y forma de administración de los ENPs, dirigida a subrayar su papel más allá de la protección de la naturaleza. Baste indicar, en este sentido, un par de referencias internacionales: el V Congreso de Parques Nacionales y Áreas Protegidas de la UICN, celebrado en Durban en 2003, tuvo por enunciado “Beneficios más allá de las fronteras”, destacando el favorable influjo de los ENPs en el desarrollo humano; en la misma línea, en el III Congreso Mundial de la Naturaleza de la UICN, que tuvo lugar en Bangkok en 2004, se reconoció el papel de los ENPs para alcanzar los Objetivos de Desarrollo del Milenio establecidos por la ONU para 2015. Su importancia desde el punto de vista económico también es cada vez más reconocida desde las instituciones. La AEMA ha corroborado la

contribución de los ENPs a la economía europea destacando su aportación en términos de empleo, alimentación y otro tipo de servicios para la población (AEMA, 2012b).

1.3. Fundamento de los Espacios Naturales Protegidos

1.3.1. Diversidad de Espacios Naturales Protegidos

De acuerdo con la principal base de datos mundial sobre áreas protegidas, *World Database on Protected Areas* (WDPA)⁸, en 2011 existían más de 158.000 ENPs en el mundo, sobre una superficie de aproximadamente 24.236.500 km² (10,9% de la superficie terrestre y 2,2% de la superficie marina). Estas cifras son el resultado de una larga evolución. En los inicios predominó la figura de Parque Nacional, declarados principalmente de acuerdo con criterios relativos a la percepción del paisaje o la singularidad. Esto dio lugar a que los Parques Nacionales de diferentes países no tuvieran muchas características en común. Con un afán diferenciador comenzaron a declararse otra serie de figuras, generalmente bajo el nombre genérico de “reservas” (Tolón y Lastra, 2008), que fueron concebidas sin unos criterios rigurosos y con diversas finalidades. Así, la época de mayor crecimiento del número de ENPs también trajo consigo la proliferación de figuras de protección, dificultando con ello las comparaciones y homologaciones a nivel internacional. En este sentido, la UICN hizo un esfuerzo importante por homogeneizar las distintas figuras existentes a nivel internacional, proponiendo clasificaciones de ENPs en 1972 y 1978 (Corraliza *et al.*, 2002). En 1980 la UICN llegó a recoger 30 tipos de ENPs bajo figuras diferentes.

Los criterios definitorios de la protección de un espacio son numerosos y variados, pero hay dos elementos destacados por encima del resto: los méritos para ser protegido y el carácter efectivo de protección (González Bernáldez, 1988; Tolón y Lastra, 2008). En primer lugar, para que un espacio sea protegido, debe ser previamente protegible, es decir, debe reunir una serie de requisitos y cualidades extraordinarias. Los criterios empleados para valorar estas cualidades son variados, dando lugar a numerosas características por las que un área determinada puede ser protegida (p.ej., rareza, singularidad, diversidad o riqueza de especies, representatividad, etc.) (véase González Bernáldez, 1988). El segundo elemento de protección es la existencia de un marco legal efectivo que convierta un espacio natural en “protegido”. La política de ENPs encuentra su contenido nuclear en las disposiciones legales sobre ENPs, que han evolucionado desde un carácter regulador, sancionador y

⁸ Véase: <http://www.wdpa.org/>

expropiatorio (De Rojas, 2006) hacia medidas jurídicas legales que han incluido la planificación y gestión de los espacios.

La combinación de ambos criterios ofrece posibilidades infinitas para la designación de ENPs de acuerdo con sus características y los instrumentos legales disponibles. Además, hay que señalar que los ENPs de designación nacional son declarados de acuerdo con la legislación de cada país, sin seguir necesariamente parámetros internacionales. Todo ello da lugar a una amplia tipología de ENPs a nivel mundial. Además de los archiconocidos Parques Nacionales, las diferentes legislaciones nacionales establecen, por poner sólo algunos ejemplos, Reservas Biogenéticas, Reservas Forestales, Reservas Marinas, Parques Naturales, Parques Naturales Regionales, Paisajes Protegidos o Reservas de Vida Silvestre. En el mundo se han identificado más de 140 denominaciones distintas de ENPs (Bishop *et al.*, 2004), dando pie, además, a que una misma denominación de ENP no se corresponda con el mismo concepto de ENP en los diferentes estados. De hecho, los objetivos asignados a un ENP pueden ser muy diferentes pese a contar con la misma denominación en diferentes países. Esto nos da una idea de la diversidad de objetivos y de percepciones a los que obedecen estos espacios (Crespo, 2002), lo que a su vez genera confusión, ya que difícilmente pueden llevarse a cabo comparaciones entre países de acuerdo con criterios unificados y homogéneos.

1.3.2. Breve evolución del concepto de Espacio Natural Protegido

En la evolución del concepto de ENP se pueden diferenciar 4 etapas principales (Tabla 1.2). Desde el nacimiento del primer Parque Nacional en 1872 (Yellowstone, Estados Unidos) hasta el decenio de 1970 las características de los ENPs sustancialmente apenas cambiaron. En 1972 el II Congreso de Parques y Áreas Protegidas de la UICN marcó un hito, a partir del cual durante el decenio de 1970 se produjeron una serie de cambios en la concepción de los ENPs. Durante las siguientes dos décadas, se desarrolló una concepción más aperturista de los ENPs junto con una ampliación de sus finalidades, que fueron más allá de las estrictamente proteccionistas. También hubo un gran incremento tanto en el número de ENPs como en la superficie protegida. La tercera etapa dio comienzo en 1992, coincidiendo con el IV Congreso Mundial de Parques y Áreas Protegidas y, sobre todo, con la adopción del CDB, y se prolongó hasta 2005, año en el que se publicó la EEM, con la consiguiente puesta en escena de sus conclusiones a nivel internacional. Un enfoque integrado sobre los ENPs se impuso durante esta tercera etapa y se ha establecido como el paradigma sobre el que descansa la concepción actual de los ENPs.

Tabla 1.2. Principales etapas y características en la evolución de los ENPs

Criterios	1ª etapa (1872-decenio 1970)	2ª etapa (decenio 1970-1992)	3ª etapa (1992-2005)	4ª etapa (2005-2012)
Característica principal	Nacimiento y consolidación de los primeros ENPs	Crecimiento y desarrollo del sistema de ENPs	Vinculación de los ENPs al concepto de desarrollo sostenible. Consolidación de los actuales sistemas de ENPs.	Vinculación de la conservación de la naturaleza con el bienestar humano
Concepción de los ENP y enfoque de política de ENPs	Elitista y estática (“santuarios de la naturaleza”); políticas aisladas y cerradas.	Apertura de la política de ENPs e interrelación con otros sectores	“Nuevo paradigma” de ENPs en base a un enfoque integrador: integración en la política global de conservación y desarrollo sostenible.	Continuidad de la concepción integrada de ENPs, aunque prevalezca la perspectiva ecosistémica
Objetivos	Protección y recreo	Protección, conservación, científica, cultural, educativa y socioeconómica	Reforzamiento de las finalidades de educación ambiental y socioeconómica	Puesta en valor de los servicios ambientales de los ecosistemas
Superficie protegida	Escasa	Gran crecimiento en número de declaraciones y en superficie protegida	Incremento continuo. Incipiente crecimiento de la superficie protegida marina.	Crecimiento, con especial énfasis en la superficie protegida marina.
Tipología de figuras de protección	Pocas figuras: predominio de Parque Nacional.	Proliferación de figuras: confusión tipológica	Tendencia a una simplificación tipológica y a unificar criterios: clasificación de la UICN (1994).	Adaptación y homologación de la clasificación UICN a los sistemas nacionales
Redes de ENPs	Prácticamente inexistentes	Creación y desarrollo de las primeras redes	Ampliación y reforzamiento de las redes regionales, nacionales e internacionales	Importancia creciente de las redes (p.ej.: Natura 2000).
Organismos y disposiciones internacionales	Nacimiento de los primeros organismos especializados (UICN, WWF, etc.) y primeras disposiciones	Proliferación de organismos y disposiciones. Aumento del número de países suscribientes.	Reforzamiento del papel de los organismos y disposiciones. Desarrollo del CDB (1992).	Redefinición de estrategias y objetivos generales a nivel internacional
Instrumentos para lograr finalidades	Predominio de instrumentos jurídicos	Desarrollo de la planificación de la gestión	Utilización de nuevos instrumentos: inventarios, indicadores, modelos de desarrollo socioeconómico, etc.	Gestión adaptativa y cogestión. Instrumentos: corredores ecológicos, nuevos instrumentos de financiación, etc.

Fuente: elaboración propia a partir de Tolón y Lastra (2008).

En la actualidad, se puede afirmar que estamos inmersos en una nueva etapa, caracterizada por una vinculación más estrecha entre conservación y bienestar. Bajo el paradigma de integración desarrollado en la tercera etapa, se está progresivamente instalando una concepción de los ENPs como proveedores de servicios ambientales para el bienestar humano. Sin embargo, existe cierta incertidumbre sobre las principales líneas a seguir habida cuenta de que no se ha logrado la meta acordada en 2002 por diferentes gobiernos a nivel mundial de “lograr para el año 2010 una reducción significativa del ritmo actual de pérdida de la biodiversidad” (Secretaría del CDB, 2010:9).

A continuación se hace un repaso más exhaustivo de la evolución del concepto de ENP y una caracterización más detallada de cada etapa.

1.3.2.1. 1ª etapa – Los primeros Espacios Naturales Protegidos: santuarios de la naturaleza

La declaración del primer ENP en 1872, el Parque Nacional de Yellowstone en Estados Unidos, supuso el inicio de un largo periodo marcado por una concepción estática y elitista de los ENPs, principalmente bajo la figura de Parque Nacional (Wright y Mattson, 1996). El objetivo del “espíritu de Yellowstone” (Tolón y Lastra, 2008) fue el mantenimiento en estado primigenio de la naturaleza, convirtiendo los ENPs en santuarios de la naturaleza. Los Parques Nacionales fueron concebidos como recintos aislados, segregados de un territorio circundante objeto de una rápida transformación y desarrollo exacerbado (Europarc-España, 2008b). Estos espacios, destinados a la protección de una naturaleza y paisaje vírgenes, preservados de la acción del hombre, perseguían principalmente finalidades estéticas y recreativas.

Ya en el siglo XX la declaración de ENPs comienza a desarrollarse de acuerdo con criterios científico-técnicos de forma más sistemática. Se presta mayor atención a las especies de fauna y flora en peligro de extinción así como al mantenimiento de los procesos ecológicos y evolutivos esenciales. Bien entrado el siglo pasado también comienzan a declararse ENPs en base a la preservación de una muestra representativa del rango de especies y ecosistemas en sus diferentes estados ambientales (González Bernáldez, 1988; Europarc-España, 2008). La finalidad consistía en delimitar estos lugares geográficamente para preservarlos de las acciones humanas que degradaran el medio, permitiendo, implícitamente, que se llevaran a cabo fuera de estos lugares (Delibes, 1985).

El concepto museístico y elitista de los ENPs de EEUU fue extrapolado a Europa (Parra, 1990), donde la protección de estos espacios también estuvo influida por ideas provenientes de la Ilustración. El modelo de Parque Nacional estadounidense, donde primaba la protección que evitase la desaparición de lugares excepcionales destacados por su estado primigenio, por la riqueza o singularidad de su fauna o flora, o por la grandiosidad de sus paisajes, fue así trasladado a Europa, una región donde la intervención humana ha sido a lo largo de la historia mucho mayor que en la estadounidense. No obstante, los inicios de los ENPs europeos estuvieron caracterizados por la persecución de dos objetivos principales: conservación del paisaje y disfrute público de la sociedad urbana (García Alonso, 2009). Baste como ejemplo la *National Parks and Access to the Countryside Act* en el Reino Unido (1949), que introdujo el citado doble objetivo para los Parques Nacionales de Inglaterra y Gales, dando pie, asimismo, a su creación (Etxano, 2010c).

La paulatina expansión de los ENPs en diferentes lugares durante el siglo XX hizo que, en su proliferación generalizada, su proceso de creación fuera interpretado de forma muy diversa e, incluso, contradictoria (Garayo, 2001)⁹: (a) los espacios naturales fueron entendidos como “paraísos” de reconciliación del hombre y la naturaleza, cuyo goce introducía a la sociedad urbana en un estado de felicidad; (b) también fueron interpretados bajo un enfoque centro-periferia en las relaciones sociales sobre el territorio, como mecanismos promovidos por las administraciones públicas (AAPP) y orientados a posibilitar la transformación en mercancía de espacios de singular rareza y valor, favoreciendo con ello su uso recreativo; (c) bajo una interpretación similar, los ENPs fueron concebidos como espacios verdes, homologables a la red de equipamientos y servicios públicos, o incluso como elementos de consumo poco comunes solicitados por el turismo de masas; y (d) posteriormente, también fueron considerados lugares donde, bajo el papel estratégico de las actividades agrarias, se desarrollaban sistemas locales de producción de bienes y servicios agroambientales.

En la última parte de esta primera etapa también se produjo un creciente interés por la conservación de la naturaleza en organismos internacionales como la Organización de Naciones Unidas (ONU) o el Consejo de Europa. Se crearon asimismo los primeros organismos especializados a nivel mundial, entre los que destacó la UICN, fundada en 1948. Esta organización ha supuesto, desde entonces, una referencia obligada en materia de ENPs, además de constituir la punta de lanza en el campo doctrinal¹⁰.

1.3.2.2. 2ª etapa – Decenio de 1970: de la protección a la conservación

La concepción basada en el enfoque naturalista fue evolucionando con el paso del tiempo. La protección centrada en las especies fue progresivamente abriendo paso a una protección basada en los hábitats y ecosistemas. El acento se trasladó desde las especies de valor cinegético, durante el decenio de 1960 y 1970, a las especies de vertebrados de gran tamaño (mamíferos y aves) en los años 1980, para, a partir de entonces, centrarse en los hábitats de éstas y otras especies. Asimismo, la protección de estos lugares progresivamente se iba insertando en la ordenación territorial y en los planes de desarrollo socioeconómico de las comunidades locales. A partir del decenio de 1970, el

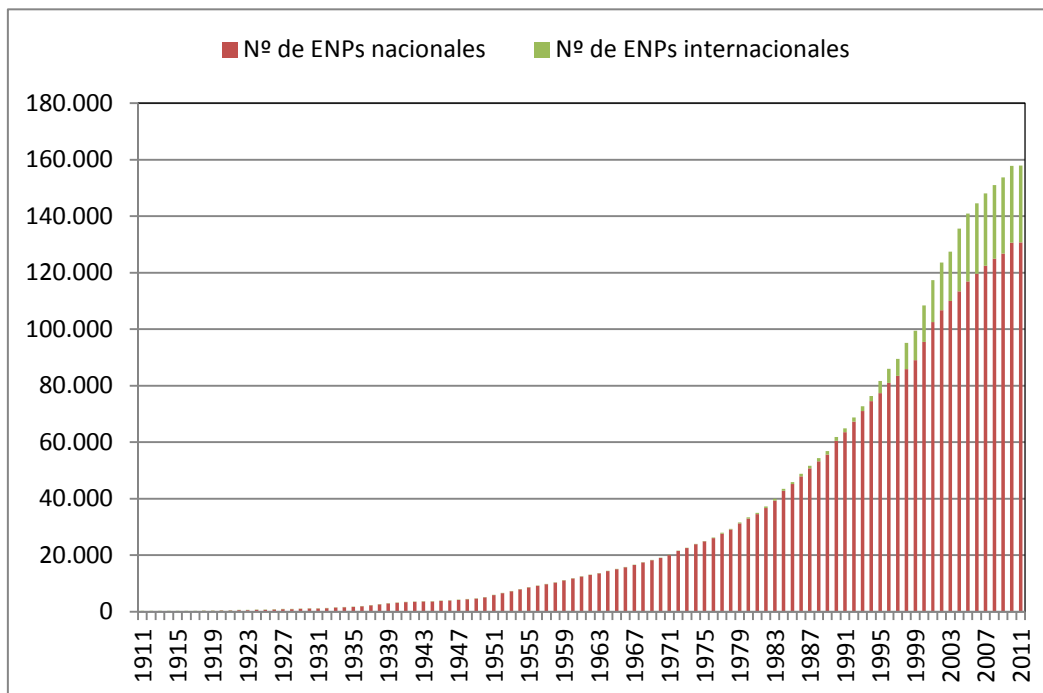
⁹ Véase Garayo (2001) para un análisis exhaustivo de las diferentes interpretaciones sobre la declaración de ENPs y evolución de su concepto.

¹⁰ La UICN es la mayor red medioambiental del mundo, agrupando a 84 estados, 111 agencias gubernamentales, 89 ONGs internacionales, 784 ONGs nacionales, 34 agencias afiliadas, y a unos 1.000 científicos y expertos de 160 países. Cuenta con más 1.000 funcionarios repartidos por 62 países. Para más información, véase: <http://www.uicn.es> [acceso el 08/07/2012].

concepto de protección dio paso al de conservación (Tolón y Lastra, 2008), concepto más amplio cuyos objetivos, desde un enfoque global, se vertebraban mediante la planificación física y económica en torno a las condiciones territoriales y socioeconómicas existentes. La II Conferencia Mundial de Parques y Áreas Protegidas de 1972 dio carta de naturaleza a este concepto de conservación que, tal como se deduce de lo apuntado, implica el mantenimiento de una población o hábitat de manera activa, incluyendo la preservación, el uso sostenible y la restauración y mejora de los mismos.

Los avances técnico-científicos habían puesto de manifiesto que la fragmentación de ecosistemas era una de las grandes causas de extinción de especies, de modo que esta visión más amplia del concepto de ENP trajo consigo la organización y desarrollo de nuevos sistemas de ENPs (UICN, 1998). También comenzaron a emplearse instrumentos de planificación y gestión que respondieran a la multifuncionalidad atribuida a los ENPs. Estos cambios supusieron, en definitiva, una ampliación de los objetivos de los ENPs, entre los que, además de la conservación, se encontraban ahora objetivos científico-investigadores, histórico-culturales, educativos y socioeconómicos.

Figura 1.1. Número de ENPs de designación nacional e internacional (1911-2011)

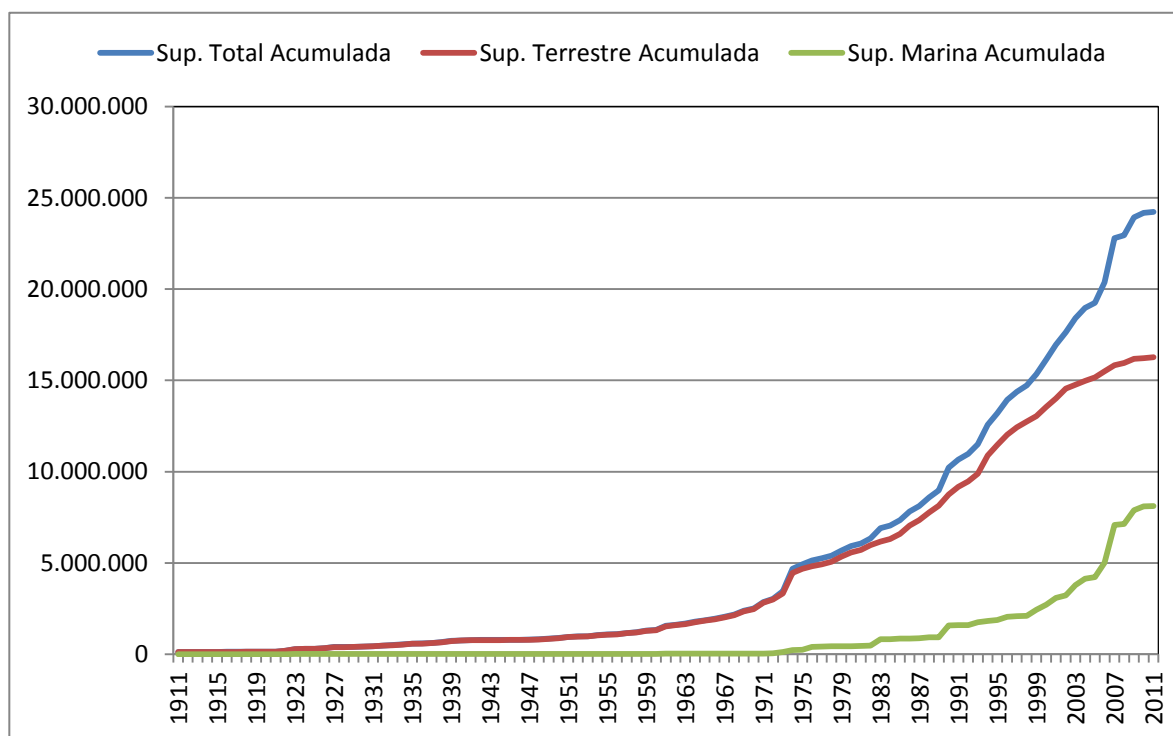


Fuente: elaboración propia a partir de *World Database on Protected Areas (WDPA)* (<http://www.wdpa.org/>).

El replanteamiento del concepto de ENP también trajo consigo la creación de nuevas figuras de protección, lo que generó un importante incremento tanto del número de ENPs como de la

superficie protegida, multiplicándose a partir del decenio de 1970 ambos indicadores a nivel mundial (Figura 1.1. y Figura 1.2). Este incremento fue muy significativo durante el periodo 1970-1992: el número de ENPs a nivel mundial pasó aproximadamente de 19.000 a 67.000 (incluyendo tanto los de designación nacional como internacional), y la superficie protegida de 2,5 millones de Km² a prácticamente los 11 millones de Km².

Figura 1.2. Superficie acumulada (Km²) de ENPs de designación nacional (1911-2011)



Fuente: elaboración propia a partir de *World Database on Protected Areas (WDPA)* (<http://www.wdpa.org/>).

1.3.2.3. 3ª etapa – Nuevo paradigma de los Espacios Naturales Protegidos: del enfoque sectorial al integrador

A partir del decenio de 1990, el enfoque naturalista evoluciona con mayor intensidad hacia posiciones más flexibles e integradoras, en paralelo a una evolución de la conservación de la naturaleza hacia un enfoque más globalizador y vertebrador (Garayo, 2001). Una serie de hitos a nivel mundial ocurridos todos ellos en 1992 pueden tomarse como referencia para el inicio de esta nueva etapa. La Cumbre de Río de Janeiro universaliza el concepto de Desarrollo Sostenible (DS) al que se vincula la conservación de la naturaleza. El CDB, por su parte, ahonda en esta línea dando cobertura de manera específica a todo lo relacionado con la conservación de la biodiversidad. La UE instrumentaliza el CDB mediante la Directiva Hábitats (92/43/CEE), poniendo en marcha con ello la Red Natura 2000 a nivel comunitario. Y, finalmente, la UICN celebra en Caracas su IV Congreso

Mundial de Parques y Áreas Protegidas, lo que supuso el aldabonazo definitivo hacia un enfoque integrador en el ámbito doctrinal.

El número de declaraciones de ENPs a partir de 1992 muestra, asimismo, un incremento más que notable (véanse de nuevo Figura 1.1. y Figura 1.2). Los ENPs de designación nacional se duplican hasta alcanzar los 130.709 en 2011 y los de designación internacional pasan de 1.521 en 1992 a 27.188 en 2011¹¹. En el mismo periodo, la superficie protegida crece de 11 a 24 millones de km², siendo la superficie marina la que más se incrementa al multiplicarse por 5.

Los acontecimientos citados supusieron una serie de aportaciones cuya esencia ha generado un cambio profundo que aún perdura, hoy en día, tanto en el concepto como en la política de ENPs. La aportación de los científicos investigadores así como la línea marcada por organizaciones internacionales (UICN, WWF, PNUMA, etc.) en los años posteriores a los hitos citados han contribuido a que se instaure un “nuevo paradigma de ENPs” (Phillips, 2003) (Tabla 1.3). Frente a las visiones naturalistas clásicas, este paradigma consolida el paso de un enfoque sectorial y compartimentado de los ENPs a uno integrador y multifuncional, donde se consolida la ampliación de los objetivos perseguidos por los ENPs, incluyéndose el desarrollo socioeconómico de las comunidades locales donde se ubican y su entorno inmediato. Los ENPs buscan el equilibrio entre sus diversas funciones y las actividades a desarrollar en ellos. De este modo, la conservación de la naturaleza debe ser compatible con otras funciones, en especial, con objetivos económicos y sociales. Este ha sido, sin duda, uno de los grandes temas de debate en la literatura de los últimos años: el dilema *conservación vs. desarrollo* (véanse p.ej., Dower, 1992; Troitiño, 1995, 2001; Alba, 1998; Rojas-Briales, 2000; Garayo, 2001; Lucio, 2002; Mulero y Garzón, 2005; Troitiño *et al.*, 2005; Rodela y Udovč, 2008; Etxano, 2009a, 2010c).

¹¹ Fuente: *World Database on Protected Areas* (WDPA). Véase: <http://www.wdpa.org/> [acceso el 13/07/2012].

Tabla 1.3. Viejos y nuevos paradigmas de ENPs

Tema	Cómo eran los ENPs...	Cómo son los ENPs...
Objetivos	<ul style="list-style-type: none"> - Destinados a la conservación estricta - Establecidos para la protección de la vida silvestre y bellezas escénicas espectaculares - Conservación de áreas naturales silvestres, sin presencia humana - Gestionados bajo el principio de no intervención - Gestionados principalmente para visitantes y turistas 	<ul style="list-style-type: none"> - Objetivos de conservación compatibles con objetivos sociales y económicos - Establecidos también por razones científicas y culturales - Conservación de áreas naturales y seminaturales y valores culturales asociados - Gestionados activamente para la recuperación de especies o restauración de ecosistemas - El turismo es un medio de contribuir a la economía local
Gobernanza	<ul style="list-style-type: none"> - Administrados por el gobierno central 	<ul style="list-style-type: none"> - Gestionados por numerosos actores sociales
Población local	<ul style="list-style-type: none"> - Planificados y gestionados en contra de la población local - Planificados y gestionados sin considerar las opiniones locales 	<ul style="list-style-type: none"> - Planificados y gestionados con o para la población local y, en algunos casos, por población local - Planificados y gestionados para satisfacer las necesidades de la población local
Contexto	<ul style="list-style-type: none"> - Designados de forma aislada - Gestionados como "islas" 	<ul style="list-style-type: none"> - Planificados como parte de los sistemas regionales, nacionales o internacionales - Desarrollados como "redes" (unidos por corredores ecológicos)
Percepciones	<ul style="list-style-type: none"> - Considerados principalmente como un activo nacional - Considerados de interés nacional 	<ul style="list-style-type: none"> - Considerados como activo regional o local - Considerados de interés internacional
Técnicas de gestión	<ul style="list-style-type: none"> - Gestión reactiva dentro de una escala de tiempo limitada - Gestión de manera tecnocrática 	<ul style="list-style-type: none"> - Gestión adaptativa en perspectiva temporal de largo plazo - Gestionado bajo consideraciones políticas y sociales
Capacidad de gestión	<ul style="list-style-type: none"> - Gestionados por científicos y expertos en recursos naturales - Gestión dirigida por expertos 	<ul style="list-style-type: none"> - Gestionados por personas con múltiples capacidades - Gestión tomando en consideración los conocimientos locales
Financiación	<ul style="list-style-type: none"> - Financiación gubernamental proveniente de recursos públicos 	<ul style="list-style-type: none"> - Financiación proveniente de numerosas fuentes públicas y privadas

Fuente: adaptado de Phillips (2003) y Europarc-España (2008b).

La configuración de este nuevo paradigma ha sido el resultado de un proceso de reflexión en torno a los ENPs auspiciado por la UICN. Tres líneas de trabajo complementarias desarrolladas durante el decenio de 1990 generaron el fundamento teórico de este nuevo paradigma: (a) participación de las comunidades locales y cooperación público-privada; (b) sistemas de ENPs; y (c) planificación y gestión de ENPs.

En primer lugar, el IV Congreso de la UICN de 1992 dio lugar a una serie de aportaciones (Cox, 1995; Dower, 1995; Lusigi, 1995; Munro, 1995; Schelhas y Shaw, 1995) que fueron compiladas en una obra que subraya la importancia de la participación de las comunidades locales junto con la cooperación entre el ámbito público y privado para el logro de objetivos comunes en los ENPs (Mc Neely, 1995). Coincidiendo con este evento, la WWF y el Banco Mundial también hicieron aportaciones en la misma línea (Wells *et al.*, 1992), trabajos que se han ido actualizando con el paso de los años (Wells y Brandon, 2003). En segundo lugar, Bishop *et al.* (1995) plasman perfectamente el cambio de paradigma, profundizando además en el ámbito de los sistemas de ENPs: categorías de gestión, redes de ENPs, sistemas jerárquicos de ENPs, objetivos convergentes y una gestión ambiental integrada. Complementariamente a los sistemas de ENPs, en tercer lugar, la colaboración entre la WWF y la UICN dio sus frutos en una obra centrada en las nuevas estrategias de planificación y gestión para los ENPs (Stolton y Dudley, 1999).

Todos estos trabajos de investigación han contribuido a configurar un nuevo paradigma que establece la necesidad de los ENPs de evolucionar en un doble sentido (Dudley *et al.*, 1999): (a) *expandirse* en tamaño, en concepto, en el número de actores involucrados, y en la visión (desde “islas a sistemas”); y (b) *conectarse* con otros ENPs, con el territorio en su conjunto, con la sociedad y la economía, y con otros países. Los planteamientos integrales en la planificación del territorio han adquirido importancia en pos de esta *conexión* de los ENPs con el entorno territorial que los rodea. La integración de los ENPs en el territorio y la conectividad ecológica para un funcionamiento efectivo del sistema de ENPs constituyen en la actualidad elementos clave en el ámbito regional (UICN, 1998). En este sentido, la planificación y ordenación del territorio han evolucionado hacia la asunción del concepto de desarrollo sostenible, más allá de la mera integración territorial de los ENPs y de la conservación de la naturaleza en general (Allende, 2000; Nelson *et al.*, 2003).

Por otro lado, la emergencia de este nuevo paradigma ha estado vinculada inevitablemente a cambios en la política de ENPs (véase capítulo 2). A nivel mundial, diferentes organismos y gobiernos establecieron el año 2010 como meta para el logro del objetivo de la detención de la pérdida de biodiversidad. Al no alcanzarse este objetivo, parece que es necesario un nuevo replanteamiento de la política de ENPs. La integración de la biodiversidad en las políticas públicas, incluidas las de ENPs, así como en estrategias y programas más amplios no parece ser suficiente y, por lo tanto, los factores que llevan a la pérdida de biodiversidad siguen sin abordarse de manera que tengan un impacto significativo (Secretaría del CDB, 2010). Esta situación ha llevado a buscar nuevas estrategias para abordar la conservación de la naturaleza más allá de 2010, y es aquí donde la visión ecosistémica de

los ENPs ha comenzado a ganar importancia. Sin embargo, aún es pronto para valorar su trascendencia y efectos.

Dada la importancia de este nuevo paradigma en el desarrollo actual de los ENPs se le dedicará un apartado específico a esta concepción (Adpo. 2.4). Asimismo, el capítulo 3 aborda el renovado planteamiento de la gestión así como la gobernanza y el papel de la población local en los ENPs.

1.3.2.4. 4ª etapa – Conservación para el bienestar humano

Para terminar este repaso a la evolución del concepto de ENPs, hay que señalar que solo muy recientemente se ha comenzado a comprender que los beneficios de conservar los ecosistemas son muy amplios. Los resultados obtenidos por la EEM han supuesto un giro radical en este sentido al trasladar por primera vez al panorama internacional la contribución de los servicios ambientales al bienestar humano (EEM, 2005b).

El incipiente desarrollo de este enfoque hace que la principal preocupación de los ENPs se traslade ahora desde el “equilibrio entre conservación y desarrollo” a la “conservación para el bienestar humano” (Montes *et al.*, 2011). Esta nueva visión, sin embargo, está aún en ciernes dado que sus bases no están todavía consolidadas. Aunque se han dado avances muy significativos (Egoh *et al.*, 2007; Carpenter *et al.*, 2009; Martín-López *et al.*, 2011; Oikonomou *et al.*, 2011), aún se necesita una mayor investigación para su plena integración en las estrategias de conservación (Anton *et al.*, 2010).

La conservación para el bienestar humano descansa en el vínculo ecosistémico de los ENPs, pero no deja de responder a los parámetros definitorios del “nuevo paradigma de ENPs” alcanzado en la tercera etapa. Hay que tener en cuenta que la pluralidad de servicios que aportan los ecosistemas de los ENPs a la sociedad abarcan las dimensiones ecológica, socio-económica y cultural (Martín-López *et al.*, 2011), respondiendo así a un enfoque integrado y multifuncional, donde todos los elementos que componen los ENPs (ecológicos, sociales, institucionales, económicos, etc.) se encuentran estrechamente interrelacionados.

Desde un punto de vista ecológico, también se ha producido una evolución muy importante. Los enfoques naturalistas aplicados en los primeros ENPs se apoyaban en teorías conservacionistas clásicas cuya creencia radicaba en el equilibrio inmutable de la naturaleza. Sin embargo, este concepto de conservación ha evolucionado junto con el progreso científico en la materia, cuestionando el equilibrio ecológico como referencia de un estado de conservación óptimo e

inmutable (Europarc-España, 2008b). Hoy en día, la conservación se basa en conceptos tales como equilibrio dinámico, estabilidad elástica o resiliencia¹², prestándose una mayor atención al cambio permanente al que se ven sometidos los ecosistemas y menos a su mantenimiento en estado inalterable. Unido a todo ello, los avances en el área de la ecología también han revelado que las funciones o procesos ecológicos esenciales (flujo de energía y organización trófica del ecosistema, ciclos biogeoquímicos y transferencia de nutrientes, etc.) soportan la amplia gama de servicios prestados por los ecosistemas (agua dulce, control de la erosión y retención de nutrientes, bienes estéticos y culturales, etc.).

Los beneficios para el conjunto de la sociedad de la conservación de ecosistemas mediante los ENPs se reflejan en la salud general de la población, en la economía y en un incremento en la calidad de vida de las personas (Martín-López *et al.*, 2011). Su aportación es imprescindible para la provisión de servicios a la sociedad, cuestión que ha sido incorporada de manera explícita en algunos documentos de referencia a nivel mundial¹³. Desde esta perspectiva ecosistémica, los ENPs son capaces de cumplir al menos 4 funciones (Oikonomou *et al.*, 2011): de regulación, de hábitat, productiva y cultural. El desarrollo de estas funciones da lugar a que los ENPs provean 4 tipos de servicios: de soporte, de abastecimiento, de regulación y culturales (Tabla 1.4). Los servicios de soporte (ciclo de nutrientes, producción de materias primas, etc.) constituyen la base sobre la que se sustenta la provisión del resto de servicios (Montes *et al.*, 2011), convirtiéndose por ello en fundamentales.

El marco metodológico de evaluación de la EEM establece que los servicios de los ecosistemas inciden directamente en al menos 4 componentes del bienestar humano (EEM, 2003): (a) seguridad (vivienda segura, reducción de la vulnerabilidad frente a colapsos ecológicos, etc.); (b) bienes materiales básicos (alimentación, agua potable, etc.); (c) salud (evitar enfermedades, respirar aire limpio, etc.); y (d) relaciones sociales (expresión de valores estéticos y culturales, estudio y aprendizaje, etc.). Anteriormente también se ha señalado que la biodiversidad es un soporte fundamental de cualquiera de las 4 de categorías de servicios definidas (EEM, 2005b; Montes *et al.*, 2011), por lo que la pérdida de biodiversidad repercute directamente en la calidad de los servicios que prestan los ecosistemas de los ENPs a las personas, incidiendo, en consecuencia, en un empobrecimiento de su calidad de vida (Secretaría del CDB, 2010).

¹² La *resiliencia* se refiere a la capacidad de un sistema ecológico de soportar perturbaciones mientras conserva sus funciones; los ecosistemas resilientes tienen capacidad para amortiguar perturbaciones, renovarse y reorganizarse después de un cambio (Common y Stagl, 2008).

¹³ Recomendación 5.04 del V congreso de Parques UICN (Durban, 2003) y Decisión VII/28 del CDB, Programa de Trabajo de Áreas Protegidas (Europarc-España, 2008b).

Tabla 1.4. Servicios ambientales proporcionados por ecosistemas de los ENPs

Servicios		Significado	Ejemplos
<p><i>Servicios de soporte</i></p> <p>Procesos ecológicos de base que subyacen al mantenimiento del resto de servicios de los ecosistemas</p> <ul style="list-style-type: none"> - Formación del suelo - Ciclos de nutrientes - Producción de materias primas 	<p><i>Servicios de abastecimiento</i></p>	<p>Productos obtenidos de los ecosistemas provenientes de su estructura biótica y geótica (contribuciones directas)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Alimentos - Agua potable y para otros usos - Leña - Fibras - Materias primas - Recursos genéticos - Medicinas naturales
	<p><i>Servicios de regulación</i></p>	<p>Beneficios obtenidos del funcionamiento y de la regulación de los procesos de los ecosistemas (contribuciones indirectas)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Regulación climática - Regulación de la calidad del aire - Regulación hídrica y depuración del agua - Regulación de perturbaciones naturales (ej.: inundaciones) - Control biológico (ej.: plagas) - Polinización de cultivos agrícolas
	<p><i>Servicio culturales</i></p>	<p>Beneficios intangibles obtenidos por la población a través de su experiencia directa con los ecosistemas y su biodiversidad (contribuciones intangibles)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Conocimiento científico y local - Sentimiento espiritual y religioso - Identidad cultural y sentido de pertenencia - Disfrute estético - Actividades recreativas y turísticas - Educación ambiental

Fuente: EEM (2003) y Montes *et al.* (2011).

Desde el punto de vista económico, los ecosistemas constituyen un capital natural dado que algunas de sus funciones ecológicas proveen los servicios señalados, independientemente de que éstos tengan valor económico en el mercado (PNUMA, 2011)¹⁴, aspecto que ha sido subrayado por diferentes instituciones (EEM, 2005a; Comisión Europea, 2011a). De esto se deduce que el capital natural aporta diversos servicios ecosistémicos a la sociedad, pero en general los servicios proporcionados por los ENPs no están aún suficientemente identificados ni valorados (Europarc-España, 2008b).

La consideración de los servicios de los ecosistemas está suponiendo cambios, discursivamente al menos, en la política de ENPs. En el contexto de la UE, las últimas estrategias de conservación, puestas en marcha en 2006 y 2011 señalan el respaldo a los servicios de los

¹⁴ Véase el capítulo 4 para profundizar en la valoración económica de los ENPs.

ecosistemas y la restauración de los mismos (Comisión Europea, 2006, 2011a). De manera análoga, en España la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad otorga protagonismo a los servicios de los ecosistemas al considerar en sus principios inspiradores “el mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales y de los sistemas vitales básicos, respaldando los servicios de los ecosistemas para el bienestar humano” (artículo 2.a). Asimismo, su artículo 73 reconoce la importancia de estos servicios e insta a regular incentivos para retribuir sus externalidades positivas¹⁵ en ENPs. En la CAPV, la Estrategia de Biodiversidad 2009-2014 también menciona los servicios de los ecosistemas (Gobierno Vasco, 2009b).

1.4. Visión integrada de los Espacios Naturales Protegidos

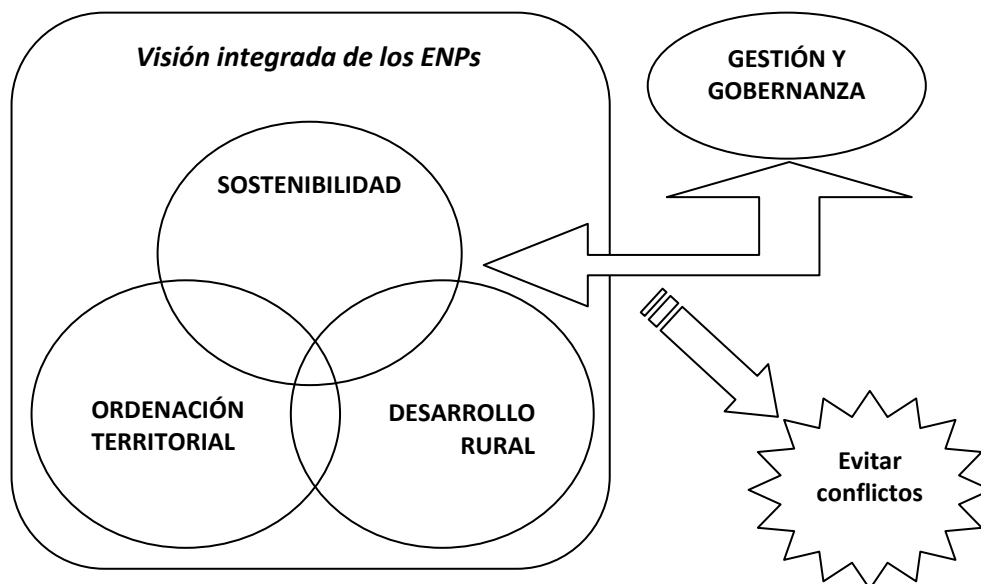
El nuevo paradigma de los ENPs se ha construido en base a un enfoque integrador de los mismos (véase Apdo. 1.3.2.3). Al margen de los beneficios ecológicos y servicios de ecosistemas que puedan aportar los ENPs, su declaración y puesta en marcha tiene relevantes implicaciones sociales y económicas, en particular sobre la población local. Así, la planificación y gestión de los ENP ha adoptado este enfoque integrador, cuyo propósito ha de ser el de aunar una relación duradera entre los valores ecológicos y ecosistemas que albergan, las actividades humanas desempeñadas y el medio natural donde se ejercen. Desde una escala más amplia que la local, los ENPs también son considerados elementos de cohesión territorial en la medida en que deben ser integrados en la ordenación territorial para aportar sus beneficios al conjunto de la sociedad. De hecho, en numerosos lugares los ENPs han pasado a considerarse activos relevantes de los planes de desarrollo rural y de planificación regional y/o comarcal.

En este contexto, bajo nuestro punto de vista, la visión integrada de los ENPs encuentra sustento en 3 pilares fundamentales: sostenibilidad, ordenación territorial y desarrollo rural. En base a esta consideración, este apartado analiza la contribución que hacen los ENPs en las 3 áreas señaladas: aportación de los ENPs a la sostenibilidad; integración de los ENPs en el territorio; y efectos socioeconómicos de los ENPs en su entorno inmediato. Al mismo tiempo, la gestión y la gobernanza de los ENPs (véase capítulo 3) se encuentran íntimamente relacionadas con esta triple base de la perspectiva integrada en el marco del nuevo paradigma de ENPs (Figura 1.3). Ya se ha señalado que los ENPs han asumido una multifuncionalidad que responde a la diversidad de objetivos al que han de hacer frente. La consecución de múltiples objetivos, asimismo, puede hacer

¹⁵ Una *externalidad* es un efecto que tiene lugar fuera del mercado sin contraprestación monetaria alguna, por lo que el beneficio (externalidad positiva) o coste (externalidad negativa) generado no es captado por el mercado.

que actores sociales que respaldan posiciones diferentes entren en conflicto. De este modo, tanto una gestión como una gobernanza adecuadas son la vía para evitar conflictos de carácter socioecológico.

Figura 1.3. Visión integrada de los ENPs y su gobernanza.



Fuente: elaboración propia

Igualmente, hay que reseñar que la asunción de esta triple base se infiere del cambio de paradigma de los ENPs (Wells *et al.*, 1992; Bishop *et al.*, 1995; Stolton y Dudley, 1999; Europarc-España, 2002; Phillips, 2003), y ha sido adoptada también por numerosos autores (Garayo, 1996a, 2001; Maurín, 1999; Ojeda, 1999; Suárez, 1999; Crespo, 2002; Lucio, 2002; Child, 2004; Mulero y Garzón, 2005; Troitiño *et al.*, 2005; Corbera, 2006; García Alonso, 2009), aunque nuestra aproximación introduce una matización importante con respecto al concepto de sostenibilidad.

En general, los autores citados siguen una visión convencional del concepto de sostenibilidad derivado del *Informe Brundtland* (1987)¹⁶. De acuerdo con esta visión, la sostenibilidad se asienta sobre una triple base: económica, social y ambiental¹⁷ (Bermejo, 2008). Igualmente, las principales instituciones y organismos multilaterales a nivel mundial (Banco Mundial, OCDE, UE, etc.) defienden que la sostenibilidad no sólo se refiere a la dimensión ambiental, sino también a las otras dos dimensiones, equiparándolas entre ellas. Esto facilita, a su vez, la utilización de este concepto en

¹⁶ La Comisión Mundial del Medio Ambiente y del Desarrollo de Naciones Unidas (CMMAD) presentó en 1987 el informe "Nuestro futuro común", más conocido como Informe Brundtland. Este informe estableció formalmente el concepto de DS: "El desarrollo sostenible es el desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades" (CMMAD, 1988).

¹⁷ Véase Jiménez Herrero (2000) para un análisis en estos términos.

favor de un crecimiento económico ilimitado —precisamente la principal característica de la insostenibilidad que vivimos a nivel global—, permitiendo que la ecología se encuentre condicionada por la economía (Bermejo *et al.*, 2010). No obstante, el análisis exhaustivo del concepto de sostenibilidad establecido en el propio Informe Brundtland pone de manifiesto, al margen de otras consideraciones, la preeminencia del siguiente postulado: la sostenibilidad se refiere exclusivamente a la dimensión ecológica (o ambiental); ésta es la dimensión determinante porque existe peligro de supervivencia para los seres vivos, entre ellos, las personas (Bermejo, 2005, 2008; Bermejo *et al.*, 2010).

En este sentido, hay que reseñar que esta visión de la sostenibilidad, y de la aportación que deben hacer los ENPs a la misma, es la que subyace en el planteamiento que define la cuarta etapa en la evolución del concepto de los ENPs (“conservación para el bienestar humano”). Tras la EEM en 2005, las principales instituciones y organizaciones a nivel mundial están subrayando el papel de los ecosistemas de los ENPs, de cuya conservación depende el bienestar de las generaciones futuras. Por todo ello, la perspectiva de visión integrada abordada en este apartado incorpora elementos de las etapas tercera y cuarta de la evolución del concepto de ENP. Esta perspectiva es la propuesta y defendida en esta Tesis, dado que incorpora los elementos necesarios para una visión integrada, a la vez que holística y multifuncional a diferentes escalas de los ENPs.

1.4.1. Los Espacios Naturales Protegidos y la sostenibilidad

1.4.1.1. Sostenibilidad débil y sostenibilidad fuerte

La concepción clásica de la Economía contempla la existencia de diferentes tipos de capital. Por un lado, el capital natural representa los recursos naturales (renovables y no renovables), que se diferencia del capital reproducible, compuesto a su vez por el capital humano (conocimiento) y el capital físico (bienes empleados para producir otros bienes y servicios). La acumulación de capital incrementa la capacidad de la economía para producir, generando así un mayor bienestar para la sociedad en la medida en que ésta es provista de mayor número de bienes y servicios.

Desde la perspectiva ambiental, un asunto de importancia es hasta qué punto el capital natural y el reproducible son sustitutivos y, en caso de que lo sean, qué efectos genera en el bienestar de la sociedad y en el medio ambiente. Ello nos conduce a los conceptos de sostenibilidad débil y sostenibilidad fuerte al ser definidos en términos de *trade-off*, es decir, del grado de

sustitución entre capital natural y reproducible¹⁸. En síntesis, la **sostenibilidad débil**¹⁹ implica un alto grado de sustitución entre ambos tipos de capital (p.ej., la construcción de infraestructuras viarias puede compensar el decremento de la calidad ambiental en términos de bienestar social derivados de su uso) mientras que la **sostenibilidad fuerte**²⁰ supone la no sustitución (p.ej., la pérdida de ciertas especies biológicas no puede ser reemplazada por el incremento de utilidad derivado del uso de aquellas infraestructuras). La sostenibilidad fuerte, implícitamente, supone la existencia de un umbral crítico de capital natural cuya explotación no deberíamos traspasar, porque de lo contrario generaríamos impactos irreversibles sobre el medio natural²¹.

Estos principios de sostenibilidad se encuentran asociados a determinados paradigmas científicos. La sostenibilidad débil se corresponde con el paradigma neoclásico y la sostenibilidad fuerte con el paradigma ecológico (van Kooten y Bulte, 2000). Los principios sobre los que se rige cada uno de estos paradigmas científicos son recogidos en la Tabla 1.5. Asimismo, ambos paradigmas se asocian con dos corrientes principales en Economía: el paradigma neoclásico se asocia con la Economía Ambiental (EA), corriente más ortodoxa, mientras que el paradigma ecológico se relaciona con la Economía Ecológica (EE).

Tabla 1.5. Visiones sobre la sostenibilidad: Neoclásico vs. Ecológico

Neoclásico	Ecológico
1. Centrado en lo que ocurre en términos marginales porque es, en este contexto, donde se toman las decisiones. La escala de la economía en relación a la base de recursos es irrelevante.	1. Centrado en las posibilidades de irreversibilidad y ecosistemas en gran escala. Existen efectos de escala – ciertos elementos podrían desencadenar la puesta en marcha de procesos ecosistémicos de gran escala que desemboquen en pérdidas irreversibles del funcionamiento de los ecosistemas.
2. Los economistas utilizan modelos estáticos que asumen la existencia de equilibrio.	2. Los modelos en ecología se fundamentan en la resiliencia y en la dinámica de no-equilibrio.
3. El sistema de valoración empleado es utilitario.	3. El sistema de valoración debe provenir de fuera de la ecología porque la ecología no posee el suyo propio.
4. La medición se realiza en función de valores monetarios que valoran cambios en la calidad ambiental.	4. En general se opone a la valoración monetaria, en especial en la medida en que es aplicada sobre decisiones que afectan a la productividad de ecosistemas amenazados y de gran escala.
5. Los precios juegan un papel importante ya que reflejan escasez y promueven sustitución e innovación tecnológica. El cambio tecnológico, aunque impredecible y difícil de valorar, ha demostrado ser un factor poderoso en el pasado y continuará siéndolo en el futuro.	5. El papel de los precios y del cambio tecnológico es infravalorado. Los precios no reflejan la realidad debido a la existencia de externalidades. El cambio tecnológico es impredecible y poco fiable para resolver problemas futuros.
6. El descuento y el valor presente son utilizados.	6. En general se opone al descuento y el énfasis es puesto en las generaciones futuras.

¹⁸ Para una revisión en profundidad de ambos conceptos, véase Neumayer (2010).

¹⁹ Este concepto está basado en el trabajo de Solow (1974).

²⁰ El trabajo pionero de este concepto se encuentra en Daly (1992).

²¹ Una aplicación reciente de ambos principios de sostenibilidad a la gestión de pesquerías concluye que la adopción de la sostenibilidad fuerte junto con la definición de los necesarios umbrales críticos proporcionan mejoras en la gestión y en la política de pesquerías (Garmendia, Prelezo *et al.*, 2010).

Neoclásico	Ecológico
7. Las generaciones actuales deben a las futuras tanto como a ellas mismas, lo que conduce a mantener una acumulación de capital no decreciente. Se han de realizar suficientes inversiones para compensar a las generaciones futuras por el uso (o degradación) de ciertos recursos.	7. Salvaguardar el funcionamiento de ecosistemas de gran escala principalmente para satisfacer la preocupación sobre la equidad intergeneracional. Preservación de la variedad de las funciones de los ecosistemas es lo importante de cara al futuro (destacan los servicios ecosistémicos).
8. El estándar mínimo de seguridad de conservación permite <i>trade-offs</i> .	8. El principio de precaución permite un alcance menor para equilibrar costes y beneficios.
9. Destacan los derechos de propiedad individual, siendo el gobierno el encargado de establecer y aplicar las “reglas de la ley” y, en los casos que sea necesario, confiando en el Estado para la corrección de externalidades.	9. El individualismo es entendido como fuente de degradación medioambiental. La intervención del Estado es necesaria para la protección de los ecosistemas.

Fuente: van Kooten y Bulte (2000).

De acuerdo con lo apuntado, para la EE, la ‘sostenibilidad débil’ no es ‘sostenibilidad’, y sólo es sostenible aquello que implique ‘sostenibilidad fuerte’²². De hecho, autores relevantes en el área de la EE han definido ésta como la ciencia que gestiona la sostenibilidad (Costanza, 1991). Bajo este punto de vista, la sostenibilidad es concebida como la viabilidad que tiene un sistema de perdurar en el tiempo, lo que se encuentra condicionado por sus intercambios con el entorno físico, escapando a la red analítica de la EA, volcada en la valoración monetaria (Aguilera Klink y Alcántara, 1994). En este sentido, el sistema económico (humano) es un subsistema integrado en un sistema ecosistémico global que incluye a toda la biosfera (Goodland *et al.*, 1997; Martínez Alier y Roca, 2000). Una visión más transformadora concibe esta visión sistémica de la sostenibilidad como paradigma en sí mismo debido a sus características intrínsecas, lo que implica profundas transformaciones en los modelos actuales de producción y consumo en aras a una transición hacia una economía sostenible que imite a la naturaleza, así como un replanteamiento epistemológico de las ciencias (Bermejo, 2005, 2007, 2011).

1.4.1.2. La aportación de los Espacios Naturales Protegidos a la sostenibilidad

Desde la perspectiva de los ENPs, la EE tiene que ver con el estudio de la renovación de los sistemas de recursos naturales cuando éstos se encuentran sometidos a la presión y explotación humana (Perrings *et al.*, 1995). En este sentido, la conservación de la biodiversidad tiene relevancia de cara a la sostenibilidad de los ecosistemas (Barbier *et al.*, 1994), así como una importancia destacada en su papel como fuente de resiliencia de los mismos (Perrings *et al.*, 1995). La EE, asimismo, dispone de los instrumentos necesarios para afrontar el análisis y evaluación de la conservación de la biodiversidad (Nunes *et al.*, 2003).

²² Para profundizar en temas de EE, véase Common y Stagl (2008).

El funcionamiento de los sistemas socioeconómicos (humanos) depende del mantenimiento de las funciones naturales de los ecosistemas y las especies (Arto, 2010), por lo que la pérdida de biodiversidad supone en última instancia la pérdida de bienes y servicios imprescindibles para la vida. De esta forma, la calidad de vida de una sociedad aparece directamente relacionada con la voluntad que la misma tiene de mantener intacta la capacidad de acogida del ecosistema que la alberga y provee (Bermejo, 2007). En este sentido, los ENPs han de ser capaces de que, por medio de tal designación, el sistema que conforman sus especies, hábitats y ecosistemas, así como sus elementos humanos (actividades productivas, usos del suelo, etc.), mantengan sus funciones y servicios ecosistémicos en el tiempo. Esto proporcionaría el sustento necesario para el funcionamiento de los sistemas socioeconómicos interconectados y relacionados con los ENPs. En términos de la ortodoxia económica, la aportación de los ENPs a la sostenibilidad se produce, por tanto, bajo el principio de ‘sostenibilidad fuerte’.

Bajo esta perspectiva, la consideración de los umbrales críticos de los ecosistemas es un asunto de suma importancia. La pérdida generalizada de biodiversidad a la que estamos asistiendo podría hacer que se alcanzaran en algunos casos estos umbrales, lo que eventualmente interrumpiría las funciones y servicios ecosistémicos causando colapsos en los ecosistemas (Barbier *et al.*, 1994). En este sentido, los ENPs deberían ser capaces de llevar a cabo una conservación que no ponga en riesgo alcanzar los umbrales críticos de sus ecosistemas. El reto está en sostener el funcionamiento de los ecosistemas y en mantener la resiliencia de los ecosistemas ante los cambios que se produzcan.

1.4.2. Los Espacios Naturales Protegidos y la ordenación del territorio

1.4.2.1. La visión integrada en la ordenación del territorio

La ordenación del territorio (OT) es un instrumento esencial en las sociedades modernas que permite establecer las guías para el modelo de desarrollo deseado²³. Los objetivos y tareas más importantes de las políticas de la OT son, en definitiva, por una parte especificar las unidades territoriales a planificar y ordenar, y por otra, determinar el uso o actividad de mayor carácter vocacional para cada uno de los sectores de aquel territorio (Lozano, 2010). En este sentido, los planes de ordenación son instrumentos fundamentales para la ordenación de un territorio amplio y funcionalmente coherente (Europarc-España, 2008b).

²³ Véase Gómez Orea (2002) para una revisión en profundidad del marco conceptual de la ordenación del territorio.

La OT, tanto disciplina teórica como práctica política, también ha evolucionado hacia una perspectiva sistémica del territorio y ha incorporado el principio de sostenibilidad (Folch, 2003). El cumplimiento de otra serie de características deseables para la OT se suman a esta nueva perspectiva sistémica, entre ellas: la OT debe ser democrática, ligada al concepto de gobernanza, coordinada interdepartamentalmente, funcional desde el punto de vista de los procesos de implementación y prospectiva de cara al futuro (Lozano, 2010). La conjunción de todos estos componentes no debe entenderse, sin embargo, como la mera yuxtaposición de las partes sino que las políticas sectoriales deben ser coordinadamente y coherentemente integradas en los planes de ordenación resultantes (Cagmani, 2003). Si se quiere obtener el éxito en esta tarea, la OT se ha de afrontar desde una visión transdisciplinar que contribuya a la efectiva elaboración y aplicación de sus planes (Allende, 2000, 2002).

La Carta Europea de Ordenación del Territorio (CEOT), aprobada en 1983, abordó dos asuntos capitales en la necesaria perspectiva sistémica de la que se ha de dotar la OT: la promoción de un desarrollo socioeconómico equilibrado en el territorio; y la incorporación de la dimensión ambiental a la OT, concretada en la protección del medio natural y cultural así como en la gestión racional de los recursos naturales. Estos dos aspectos son recogidos en las leyes de OT en España, evidenciando que su discurso está comprometido con la sostenibilidad (Europarc-España, 2005b). Así ocurre, también, en la reciente modificación de las Directrices de Ordenación del Territorio de la CAPV (Gobierno Vasco, 2012)²⁴.

Desde la perspectiva operativa, se ha evolucionado hacia un enfoque de planificación estratégica, estructural y pluralista (Europarc-España, 2005b). La idea de estrategia se aborda desde una doble perspectiva: (a) en base a su función prospectiva, trata de anticipar los escenarios para la acción; y (b) al mismo tiempo, se delimitan los objetos y objetivos a resolver por un plan estratégico, y se identifica qué otros objetos y objetivos son remitidos a instrumentos más específicos. Es precisamente en esta última área donde se deben integrar, de modo coordinado y cooperativo, el modelo territorial del plan estratégico y las acciones de conservación de la naturaleza, tales como los ENPs.

De acuerdo con los elementos señalados, es posible identificar una convergencia entre los objetivos de la OT y las políticas de ENPs. La integración de los ENPs en la ordenación territorial, no obstante, ya era objeto de análisis en el decenio de 1980 (véanse Ortuño, 1981; Martínez Salcedo,

²⁴ Véase más adelante Apdo. 2.5.5.2. para mayor profundidad en este sentido.

1988), área de trabajo que posteriormente ha sido abordada por otros autores (Schmidt, 1995; Suárez, 1999; Nelson *et al.*, 2003; Florido y Lozano, 2003, 2005). Esta convergencia entre la OT y los ENPs debe manifestarse en una necesaria cooperación e integración de ambas vertientes, al concebirse los ENPs como elementos de un mosaico territorial. Asimismo, uno de los aspectos cruciales para el buen funcionamiento de la política de ENPs es la existencia sobre un determinado territorio de una red o sistema de ENPs bien estructurado que contribuya en su conjunto a la consecución de objetivos (Europarc-España, 2002).

1.4.2.2. Integración de los Espacios Naturales Protegidos en la ordenación del territorio

La UICN recomienda establecer un sistema de planificación donde se definan las relaciones entre distintas unidades y categorías de ENPs y se establezcan los vínculos con otras categorías y planes del territorio (UICN, 1998). Sin embargo, asegurar que los ENPs cumplen su función como instrumentos para la ordenación de los recursos naturales y culturales conlleva el reto de lograr su plena integración en la planificación del territorio, lo que se recomienda sea llevado a cabo mediante la *planificación en cascada* (Europarc-España, 2002, 2005b, 2008b). Este tipo de planificación consiste en desarrollar diferentes niveles de planificación de los ENPs en función del papel que desempeña cada plan dentro de la estructura jerárquica territorial y en función de los objetivos que se desean cubrir con ese nivel específico de planificación.

La planificación en cascada implica que los instrumentos de planificación se encuentren integrados en un sistema jerárquico, permitiendo desarrollar modelos integrados de gestión a diferentes escalas, desde las regionales a las locales. Además de la dimensión administrativo-territorial (desde la administración nacional hasta la local) y la temporal (desde la planificación plurianual hasta anual), la planificación en cascada también debe considerar la dimensión ecológica (Europarc-España, 2008b). De acuerdo con el principio jerárquico, esta dimensión abarca desde la planificación regional hasta la intervención sobre hábitats concretos. En este sentido, los ENPs pueden y deben jugar un papel fundamental a escala subregional en la vertebración del territorio, pasando a ser una pieza fundamental que asegure la conectividad ecológica y constituyendo uno de los principales argumentos de ordenación territorial al tiempo que un referente en la regulación de usos y actividades (Europarc-España, 2005b).

En la planificación en cascada pueden distinguirse al menos 4 niveles, cuyos instrumentos de planificación son los siguientes: (1) Plan del sistema o Plan director; (2) Planes comarcales y Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN); (3) Planes de gestión de cada ENP: Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) u otro; y (4) Planes y programas específicos y/o sectoriales. En el marco de una

estrategia conjunta, los citados instrumentos de planificación han de estar coherentemente integrados y presididos por la adecuada coordinación entre las administraciones implicadas en la ordenación y gestión del territorio. La integración y coordinación deben ser especialmente sensibles en referencia a los planes de ordenación del territorio y su relación con la planificación de los ENPs (Europarc-España, 2005b). En este sentido, es deseable una coherencia tanto con otros instrumentos de planificación territorial como con los otros elementos internos de la administración de ENPs (Europarc-España, 2008b).

En este contexto, los PORN se erigen en un instrumento adecuado para la planificación de los recursos naturales en general y, en particular, de los ENPs. Este instrumento permite llevar a cabo una ordenación de usos y actividades al interior del ENP, al tiempo que ésta puede ser integrada coherentemente con las disposiciones emanadas desde otros instrumentos de planificación de escala mayor. En este sentido, la aportación de los ENPs a la OT puede ser relevante en la medida en que contribuyan a una distribución de usos del suelo más armónica y equilibrada en el marco de una estrategia territorial que siga principios de sostenibilidad.

1.4.3. Contribución de los Espacios Naturales Protegidos al desarrollo rural

1.4.3.1. Los Espacios Naturales Protegidos en el contexto rural

Los espacios rurales europeos han sido objeto de una profunda revisión conceptual en las últimas décadas (véase Hervieu, 1996). La agricultura ha perdido fuerza como actividad tractora de la vida rural, propiciando, junto con el generalizado declive económico y demográfico de muchas zonas rurales, una transformación de estos espacios *hacia un nuevo sistema rural* (Ramos y Cruz, 1995). Este replanteamiento conceptual y funcional de los espacios rurales contemporáneos ha dado lugar a que, desde instancias públicas, traten de fomentarse las potencialidades ambientales y sociales que poseen las zonas rurales. De este modo, la política sectorial agraria ha dado paso a una política de desarrollo rural que, desde una perspectiva integrada, ha incorporado progresivamente los componentes ambiental y social del territorio (Sumpsi, 1994; Baldock *et al.*, 2001). En este nuevo contexto, las áreas rurales han transitado de una posición productivista a una postproductivista (Rubio, 1999), pasando a ser entendidas no sólo como espacios de producción sino también como espacios de ocio y consumo.

En la UE, esta revisión conceptual ha sido acompañada por sucesivas reformas de la Política Agrícola Común (PAC), la que probablemente haya sido la política sectorial más significativa en su

historia²⁵. *El futuro del mundo rural* (1988) (Comisión Europea, 1988) supuso el aldabonazo definitivo por parte de la UE a una política socio-estructural que comenzó a dar sus primeros pasos en 1968 con el *Plan Mansholt*. La Comisión Europea (CE) admitió la pérdida de importancia relativa de la agricultura en términos económicos al tiempo que enfatizaba que los problemas de los agricultores debían ser situados en el entorno rural y no sólo en términos de productores agrarios (Viladomiu, 1994). Este cambio de orientación se fraguó en la *reforma Mac Sharry* (1992) con la implementación de las medidas de acompañamiento, cuyo establecimiento permitió fijar la base de lo que ha sido la política rural en el marco de la PAC. Al poco tiempo, la *Declaración de Cork* (1996) – *Por un paisaje rural vivo* incorporó el término “desarrollo rural sostenible” a la agenda política, enfatizando los valores no productivos de las áreas rurales, lo que contribuyó a la asunción de una concepción integrada de las mismas. Esta visión también asumió la participación activa de las comunidades rurales y un control descentralizado en el diseño e implementación de las políticas, abrazando con ello un enfoque *bottom-up*. Todo ello dio lugar a que los espacios rurales fueran entendidos en base a su *multifuncionalidad*²⁶, en virtud de la cual responden a una función económica (provisión de alimentos), a una función ambiental (protección ambiental y paisajística) y a una función social (cohesión social y fijación de población). Hay que señalar, sin embargo, que estas funciones, ahora reconocidas a los espacios rurales contemporáneos, no son en absoluto nuevas y han permanecido latentes durante largo tiempo (Atance y Tio, 2000).

La Agenda 2000 consolidó la política de desarrollo rural como segundo pilar de la PAC, asumiendo todas las medidas no encuadradas en la política de precios y de mercados (primer pilar de la PAC). Así, se definieron los objetivos genéricos de la política de desarrollo rural: diversificar la economía de las zonas rurales, especialmente en áreas económicamente deprimidas; fomentar la viabilidad de las explotaciones agrarias existentes; llevar a cabo acciones en el ámbito de la educación y la formación, en la construcción y mejora de servicios e infraestructuras, y en el mantenimiento y preservación del patrimonio cultural y natural. En definitiva, esta política de carácter horizontal-territorial pretendía revalorizar el potencial endógeno de las áreas rurales en favor de su desarrollo socioeconómico (Baldock *et al.*, 2001).

Esta evolución ha propiciado, asimismo, una integración entre la política de desarrollo rural y las estrategias de conservación (Tolón y Lastra, 2008; Etxano, 2009b). De hecho, la convergencia entre los objetivos de desarrollo rural y la vertiente socioeconómica de los ENPs ha sido ampliamente

²⁵ Véanse Ritson y Harvey (1997) y García y García (2005) para una revisión en profundidad de la PAC.

²⁶ Véanse OCDE (2001) y Malagón (2009) para una revisión en profundidad del concepto de multifuncionalidad, de su evolución y de su aplicación.

tratada en la literatura (Troitiño, 1988, 1995, 2001; Gómez Mendoza, 1995; Alba, 1998; Lucio, 2002; Mulero y Garzón, 2005; Corbera, 2006; García Alonso, 2007, 2009; Etxano, 2009a, 2010c). Apoyándose en un discurso que defiende los potenciales beneficios ligados a los ENPs, se ha entendido que los ENPs son un activo fundamental de los programas de desarrollo rural de muchos lugares y que pueden actuar como instrumento dinamizador, sobre todo en zonas marginales y socioeconómicamente deprimidas. Incluso se ha ensalzado el papel de determinados ENPs como instrumento fortalecedor de la identidad local y de distinción territorial (Buller, 2000).

Por otra parte, hay que subrayar que la propia evolución del concepto original de ENP ha venido impulsada, en cierta medida, por la contestación de las comunidades rurales, dado que percibían aquellas actuaciones públicas bajo objetivos predominantemente naturalísticos o paisajísticos y no de desarrollo (Garayo, 2001). Ya se ha señalado, asimismo, la existencia de una tendencia que impulsa hacia una mayor participación de las comunidades locales en los nuevos modelos de gestión de los ENPs, también en lo correspondiente a su desarrollo socioeconómico (Wells y Brandon, 2003; Rodela y Udovč, 2008). El papel de las comunidades locales resulta primordial, en definitiva, para la conjunción de los objetivos de desarrollo rural que afrontan los ENPs desde una visión integrada.

1.4.3.2. Los Espacios Naturales Protegidos como motor de desarrollo socioeconómico en su entorno inmediato

El impacto socioeconómico de los ENPs en su entorno inmediato es un aspecto que ha recibido una gran atención en la literatura especializada (véanse p.ej., Etxano, 2009a, 2010c)²⁷. Los potenciales efectos de carácter socioeconómico atribuidos a estos espacios afectan a las áreas donde se ubican y sus espacios de influencia²⁸. Estos efectos se producen en una escala local, afectando a las comunidades ubicadas en el interior de los ENPs o en su entorno más inmediato. Pero también se producen efectos a escalas territoriales superiores, como por ejemplo, los del conjunto de una región (García Alonso, 2009).

Desde la perspectiva local, se diferencian al menos 3 tipos de efectos socioeconómicos positivos derivados de la declaración de un ENP (García Alonso, 1999). En primer lugar, los beneficios

²⁷ La asociación Europarc-España, organización de referencia en España en la que participan instituciones implicadas en la planificación y gestión de ENPs, celebró en 1998 su 4º Congreso bajo el título *Implicaciones socioeconómicas derivadas de la declaración de Espacios Naturales Protegidos* (véase Europarc-España, 1998).

²⁸ Aunque los ENPs también acarrearán una serie de desventajas en forma de costes (véase más adelante Apdo. 4.2.2).

derivados del conjunto de gastos ejecutados en el espacio protegido, como pueden ser la mejora de accesos (p.ej., pistas forestales) y acondicionamientos de servicios (p.ej., centros de interpretación), así como la creación de empleos en la zona ligados directa o indirectamente al ENP. En segundo lugar, los beneficios ligados a las ayudas o subvenciones públicas con objetivos ambientales otorgadas debido al propio carácter del ENP. El mayor o menor éxito de estas ayudas dependerá en el ámbito local del grado de utilización de recursos y mano de obra locales. Y, en tercer lugar, los beneficios derivados de la repercusión del gasto de los visitantes, cuyo efecto resulta directo en la economía local fundamentalmente a través de la hostelería, otros servicios (p.ej., turismo activo) y el pequeño comercio.

Este último efecto, directamente ligado con el turismo de los ENP²⁹, probablemente sea el que mayor atención haya recibido en el marco de la política de desarrollo rural debido tanto a las necesidades de gestión que involucra como a su destacada repercusión potencial en términos económicos. Otros beneficios más difusos y de difícil valoración, aunque también ligados al turismo, podrían estar relacionados con, por ejemplo, la imagen de marca adoptada por el ENP. Esta imagen de marca podría ser explotada comercialmente, por ejemplo, a través de productos elaborados en el ENP.

En cuanto al alcance socioeconómico de estos efectos, su valoración debe hacerse con mucha cautela. Numerosos estudios empíricos han identificado los efectos positivos de los ENPs. Sin ser exhaustivos en el análisis, diferentes investigaciones han puesto de manifiesto el impacto positivo en términos de riqueza económica y empleo tanto desde el punto de vista local (Gorría, 1992; Mills, 2002) como desde la escala regional (Duffy-Deno, 1997; Getzner y Jungmeier, 2002; SQW Limited, 2004). Asimismo, investigaciones recientes ponen de relieve que el turismo atraído por los ENPs suele tener un impacto positivo sobre la economía local, contribuyendo a la producción y venta de productos y servicios locales (artesanía, hostelería, turismo activo, etc.) así como a la generación de empleos. Diferentes casos de ENPs en Alemania, Austria, Francia y Eslovenia han sido analizados por Robinson (2009) en este sentido; asimismo, los efectos socioeconómicos positivos derivados de la Red Natura 2000 han sido subrayados por Gantioler *et al.* (2010). Por el contrario, también se tiene constancia de estudios empíricos que ponen de manifiesto que la designación de ENP no ha modificado sustancialmente las dinámicas socioeconómicas observadas previas a su declaración (Alba, 1998)³⁰.

²⁹ Véase Muñoz (2008) para un análisis en profundidad de las implicaciones del turismo en los ENPs españoles.

³⁰ Las investigaciones referidas a ENPs de la CAPV son abordadas en el Apdo. 2.5.5.3.

En muchos casos, las expectativas de desarrollo generadas inicialmente no han alcanzado el éxito previsto (Mulero y Garzón, 2005), posiblemente, tal y como sostienen algunos investigadores, debido a que se haya sobrevalorado el potencial de los ENPs para revolucionar el entramado social y económico de su entorno inmediato (Lucio, 2002). Hay que ser consciente de que, por lo general, los ENPs difícilmente tendrán la capacidad suficiente para transformar la estructura socioeconómica del territorio donde se ubican, aunque ello no obste para que se valoren de forma positiva los efectos generados. Otro aspecto a tener muy en cuenta es que cada ENP se circunscribe a un entorno y unas circunstancias únicas y particulares, por lo que resulta imposible llevar a cabo generalizaciones para el conjunto de ENPs.

1.4.4. Límites a la consecución de la visión integrada

La visión integrada de los ENPs está en general mucho más asumida y desarrollada desde un punto de vista teórico que práctico. Su aplicación en la planificación y gestión de los ENPs está siendo muy lenta y no exenta de dificultades, y aún se entrevén inercias provenientes de concepciones más tradicionales (véase García Alonso, 2009).

En referencia a la **sostenibilidad**, ya se ha señalado que si los ecosistemas exceden de ciertos umbrales existe un gran riesgo de que se produzca una pérdida drástica de biodiversidad, incumplándose asimismo el principio de sostenibilidad fuerte. Por ejemplo, la acumulación de fosfatos y nitratos de fertilizantes agrícolas puede hacer que los ecosistemas de lagos y de masas de agua dulce pasen a un estado en el que, a largo plazo, predominen las algas (estado eutrófico); esto puede acarrear un menor número de peces, con las consiguientes repercusiones en la cadena alimentaria y en la economía del ENP (Secretaría del CDB, 2010). El actual modelo de desarrollo es, en general, el principal causante de que, en algunos lugares, ya se hayan alcanzado estos umbrales, al tiempo que constituye la principal amenaza de cara al futuro. La inacción de los gobiernos en favor de las transformaciones necesarias por un cambio de modelo no hace sino contribuir a la perpetuación de las consecuencias derivadas del mismo.

Por otro lado, la omisión de la perspectiva sistémica que debe acompañar a la sostenibilidad es una dificultad añadida en los ENPs (Bishop *et al.*, 1995), constituyendo otro factor que contribuye a la limitada aplicación de la visión integrada. La perspectiva sistémica debería considerar, por un lado, la interrelación de todos los elementos vivos del propio ENP desde un punto de vista ecosistémico y, por otro, las relaciones de éstos con elementos ajenos territorialmente a los ENPs. La gestión de los ENPs en base a esta perspectiva ecosistémica, sin embargo, no parece ser tampoco la panacea y, tal como apuntan algunos investigadores, en el futuro se debería afrontar, entre otros,

una revisión conceptual que incluya en mayor medida la necesaria cooperación entre los actores involucrados (Agee, 1996).

Desde el punto de vista de la **ordenación territorial**, es común que los modelos territoriales no sean definidos de acuerdo con criterios de sostenibilidad (Allende, 2002; Europarc-España, 2005b; Lozano, 2010), por lo que los ENPs difícilmente serán integrados en éstos bajo parámetros de sostenibilidad. Un aspecto importante es la delimitación geográfica que generan los ENPs con respecto al resto del territorio. Este “efecto frontera” puede ser perverso para el territorio excluido de los límites geográficos del ENP en la medida en que favorezca actividades impactantes en el medio ambiente (Bishop *et al.*, 1995). De hecho, en ausencia de una protección global del territorio, la creación de ENPs implica el riesgo de aceptar implícitamente la degradación del resto del territorio (Delibes, 1985; Parra, 1990; Garayo, 2001; Ecologistas en Acción, 2008). En este sentido, la OT no debe estar a merced de los intereses económicos a partir de los cuales, por lo general, se crean las directrices de planificación y ordenación en detrimento de intereses ambientales y sociales (Allende, 2000).

En el ámbito estatal, se han puesto de relieve además otros 2 elementos que entorpecen la consecución de la visión integrada de los ENPs desde la OT (Europarc-España, 2005b): (a) la necesaria coordinación y cooperación entre las administraciones responsables de la planificación territorial y la política de ENPs aún resulta deficiente; y (b) la inexistencia de procedimientos legales que permitan integrar, con carácter normativo, las políticas de OT y de ENPs en muchas de las comunidades autónomas (CCAA). En consecuencia, el paso a la planificación de los ENPs como conjunto articulado en un marco territorial más amplio es aún incipiente, siendo escasos los planes que explícitamente orientan sus posibilidades de protección con un enfoque ecosistémico del territorio y de la conservación (Europarc-España, 2008b). Los PORN tampoco han sido empleados en toda su extensión normativa ni potencialidad, siendo muy pocos los que se han utilizado para la ordenación de los recursos naturales en territorios que excedieran los límites de los ENPs, por lo que el Plan de Acción de Áreas Protegidas (2002) los ha puesto en valor recomendando su utilización más allá de la escala del ENP (Europarc-España, 2002).

La omisión de la perspectiva sistémica no sólo se produce en relación a la ordenación territorial sino también en relación al entorno humano (García Alonso, 2009), lo que incide en la aportación de los ENPs al **desarrollo rural**. No debemos olvidar que muchos territorios considerados naturales son en realidad “seminaturales”, resultado de su interacción a lo largo del tiempo con diferentes usos culturales, pero que poseen igualmente los valores suficientes para que sean protegidos. De hecho, la exclusión de los usos culturales tradicionales (agrícolas, de pastoreo, etc.) de

ecosistemas donde ya están integrados puede conducir a la pérdida de biodiversidad (Ojeda, 1999; Lozano, 2001; Lozano y Meaza, 2003).

En este contexto, también han sido destacadas las dificultades operativas planteadas en los modelos de conservación y desarrollo de los ENPs (Troitiño, 1995, 2001; Garayo, 2001). Ya se ha señalado que la contribución de los ENPs al desarrollo socioeconómico depende en gran medida de las condiciones de cada caso concreto, pero los análisis realizados, tanto a nivel teórico como empírico, señalan que, en general, esta aportación está siendo bastante limitada (García Alonso, 2009). Cabe destacar, asimismo, que la relación entre conservación y turismo ha estado presidida en muchas ocasiones por una dialéctica conflictiva (véanse Parra, 1990; Muñoz, 2006, 2008). En este sentido, se han puesto de manifiesto los inconvenientes que el turismo en los ENPs puede llegar a generar; por un lado, se ha destacado el riesgo que entraña para la economía local volcarse en el “monocultivo turístico” (Etxano, 2010c) y, por otro, los efectos negativos que genera el turismo en los ENPs desde el punto de vista ambiental (Almeida Cunha, 2010).

1.5. Los Espacios Naturales Protegidos en el cambiante mundo de hoy

Desde una perspectiva global, el mundo de hoy está lleno de riesgos que generan incertidumbre de cara al futuro. Los ENPs y sus sistemas no se encuentran al margen de estas incertidumbres ni de una amplia serie de riesgos que los acechan: desde la actual crisis cuyas consecuencias padecemos en forma de recesión económica hasta los riesgos asociados al cambio climático, pasando por los nuevos desarrollos científicos y tecnológicos o, incluso, por un nuevo orden geopolítico a nivel mundial. Todo esto hace que los impactos sobre la biodiversidad y los ecosistemas sean inciertos, por lo que también se ponen en entredicho sus efectos sobre el bienestar humano. Baste como referencia los escenarios a futuro establecidos por la EEM con el horizonte temporal de 2050, y que fueron “desarrollados para analizar las características impredecibles del cambio en los generadores y en los servicios de los ecosistemas” (EEM, 2005b:16). Estas circunstancias, junto con los pasos dados por diferentes organismos internacionales en la conservación de la naturaleza y ya mencionados, nos dan pie a pensar que un nuevo tiempo se está abriendo en torno a los ENPs, presidido por una visión ecosistémica y con la incertidumbre como futuro. La dirección que marca el CDB y las medidas que se tomen durante los próximos 10 ó 20 años determinarán si, pasado este siglo, las condiciones ambientales relativamente estables de las que ha dependido la civilización humana en los últimos 10.000 años van a perdurar o no (Secretaría del CDB, 2010).

Pese a los grandes avances en conocimiento que ha registrado la humanidad, se estima que sólo se han identificado el 10% de las especies de la Tierra (EEM, 2005a). La biodiversidad alberga un

gran valor potencial aún desconocido ya que ofrece un amplísimo abanico de usos potenciales no explorados y que podrían resultar extremadamente valiosos para su aplicación en campos como la medicina o la biotecnología. En este sentido, existe incertidumbre científica principalmente, por un lado, en torno al funcionamiento de los ecosistemas y, por otro, se desconoce con exactitud la relación exacta entre biodiversidad y bienestar humano (Secretaría del CDB, 2010).

Nadie puede predecir con exactitud cuánto falta para que los ecosistemas alcancen su punto de inflexión y cuánta presión más se necesita para que eso ocurra. Sin embargo, ejemplos del pasado han puesto de manifiesto que si un ecosistema cambia de estado, es prácticamente imposible que vuelva a las condiciones anteriores, desapareciendo con ello las pautas sobre las que generaba bienestar. De cara al futuro, la mayoría de los escenarios prevén que, en el transcurso de este siglo, los niveles de extinción de especies y pérdida de hábitats sigan siendo elevados. Si no se consigue frenar el cambio climático, el 95% de los corales correrá peligro de desaparición o de daño extremo en 2050 (Comisión Europea, 2011a); si la temperatura crece entre 2°C y 6°C, lo que es la previsión actual, alrededor del 12% de las aves, el 25% de los mamíferos y por lo menos el 32% de los anfibios están amenazados de extinción durante el próximo siglo (EEM, 2005a). Además, las principales presiones que impulsan directamente la pérdida de biodiversidad a nivel global (el cambio de hábitat, la sobreexplotación, la contaminación, las especies exóticas invasoras y el cambio climático) se mantienen constantes o bien se intensifican (Secretaría del CDB, 2010), por lo que no parece probable que los riesgos asociados vayan a desaparecer.

Por encima de todo lo señalado, sin embargo, no debemos olvidar que los ENPs siguen siendo un instrumento fiable y válido para la conservación de la naturaleza. De su buen hacer depende, en gran medida, el futuro del bienestar humano. De hecho, la conservación de los ecosistemas y de la biodiversidad “no es un lujo o el capricho de unos pocos, sino una necesidad social” (Montes *et al.*, 2011:19). En este sentido, los ENPs se hacen más necesarios si cabe como lugares preservadores de los ecosistemas y hábitats. La propia Secretaría del CDB sigue apostando por ellos, entre otras medidas, como instrumentos directos para conservar la biodiversidad, destinados tanto a los ecosistemas más vulnerables como a los de valor cultural (Secretaría del CDB, 2010). No obstante, ya se ha señalado que esta visión ecosistémica de los ENPs aún no se encuentra del todo consolidada conceptualmente. Se han de afrontar, por tanto, algunos retos para una conservación que genere bienestar en el contexto de los ENPs: (a) una información fidedigna sobre los procesos ecológicos y un mayor conocimiento de sus vínculos con los sistemas sociales (Carpenter *et al.*, 2009); (b) la integración de los ENPs en la planificación territorial y sectorial en base a contextos socioecológicos complejos (Martín-López *et al.*, 2011); y (c) la efectiva asunción de una

planificación y gestión del ENP basada en los servicios ecosistémicos (Oikonomou *et al.*, 2011). Desde esta perspectiva ecosistémica, la gestión de los ENPs también debe afrontar retos en base a la necesaria capacidad de respuesta frente a situaciones inciertas y de cambio (Europarc-España, 2008b).

Estos retos también son asumidos por diferentes organizaciones a nivel internacional que siguen apostando por esta línea de trabajo. Dando continuidad a la labor desarrollada hasta ahora, el Programa de la EEM (*Millenium Assessment-follow up*), coordinado por el PNUMA, prevé que tenga su culminación en una nueva evaluación global para 2015³¹. En el contexto europeo, también se está llevando a cabo una evaluación sub-global: la Evaluación de los Ecosistemas de Europa (EURECA, en inglés: *European Ecosystem Assessment*)³². EURECA es una evaluación regional basada en el marco conceptual de la EEM que, entre otros, analiza los sistemas y políticas de ENPs, y cuyos resultados se esperan en 2013.

1.6. Conclusiones

Ante la incesante pérdida de biodiversidad a nivel mundial, los ENPs se han convertido en un instrumento que pretende ayudar a poner remedio a este problema ambiental de primer orden. El incremento tanto del número de ENPs como de la superficie protegida a nivel mundial, en particular desde el decenio de 1970, pone de manifiesto que los ENPs son un instrumento crecientemente utilizado por los gobiernos. Asimismo, ya se ha señalado la existencia de un consenso generalizado donde los ENPs constituyen el principal instrumento del que se dotan las estrategias nacionales de conservación de la naturaleza.

Paralelamente a este proceso, la evolución del concepto de ENP ha consolidado, a partir del decenio de 1990, un “nuevo paradigma” en base a un enfoque integrador de los ENPs. Esta evolución no se ha detenido y, en los últimos años, asistimos a la emergencia de una nueva etapa, aún sin consolidar, que pone en valor los servicios ecosistémicos proporcionados por estos espacios. La asunción del nuevo paradigma integrador ha dado lugar a que a los ENPs se les asigne una amplia serie de objetivos, tales como la protección y conservación del medio natural y cultural, objetivos científicos y de investigación, educativos, recreativos y de desarrollo socioeconómico en su entorno inmediato. Pero además, de acuerdo con la emergente perspectiva de base ecosistémica, los ENPs se

³¹ Esta evaluación se está desarrollando dentro del marco de la Plataforma Intergubernamental Ciencia-Política sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas (IPBES, en inglés: *Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*). Véase: <http://www.ipbes.net> [acceso el 16/07/2012].

³² Véase: <http://eureca.ew.eea.europa.eu> [acceso el 16/07/2012].

conciben en la actualidad como instrumentos para la conservación de la naturaleza donde la meta a perseguir, además de la conservación de sus valores patrimoniales, es garantizar la prestación de los servicios proporcionados por sus ecosistemas. En este sentido, diferentes trabajos han puesto de manifiesto las repercusiones positivas que tiene la conservación de la naturaleza sobre el bienestar humano.

La particular visión integrada de los ENPs adoptada en esta Tesis sintetiza las características principales del nuevo paradigma en su versión más actual y se construye sobre una triple base teórica: sostenibilidad, ordenación territorial y desarrollo rural. Ya se ha señalado que la asunción de esta triple base se infiere del cambio de paradigma seguido por los ENPs en su proceso evolutivo. Sin embargo, a diferencia de la visión adoptada por otros investigadores, la defendida en esta Tesis incorpora elementos ligados a la “conservación para el bienestar humano”, cuyo fundamento se encuentra estrechamente unido a la ‘sostenibilidad fuerte’. Desde un punto de vista teórico, se ha argumentado y puesto de manifiesto la vinculación de esta perspectiva ecosistémica con la sostenibilidad fuerte, así como la aportación de los ENPs a la misma. Se ha evidenciado, asimismo, que esta vinculación encuentra su sostén teórico en un paradigma ecológico que, en el campo de la Economía, se concreta en la corriente de la Economía Ecológica.

De acuerdo con la visión integrada adoptada, también se han identificado cuáles son las bases para la integración de los ENPs en la ordenación territorial y en qué medida son capaces de contribuir estos espacios al desarrollo rural. De igual manera, se han señalado los límites a la consecución de esta visión integrada, lo que en muchas ocasiones genera deficiencias en su aplicación práctica y más operativa.

Por último, debido a la situación de constante cambio e incertidumbre existente a nivel global, es difícil prever cuál será la evolución futura de los ENPs. Sin embargo, de seguir las principales amenazas a escala global (cambio climático, agotamiento de recursos, crisis sistémica, etc.) parece probable que los ENPs se mantengan como un instrumento útil. Además, más allá de su operatividad frente a la pérdida generalizada de biodiversidad, en la medida en que vaya consolidándose su papel como proveedores de bienestar para la humanidad será más probable que, en algún momento, alcancen la calificación de necesidad social .

2. Política de Espacios Naturales Protegidos

2.1. Introducción

Este capítulo se centra en el análisis del contenido de las políticas de ENPs en 3 niveles. En primer lugar, en el contexto de la Unión Europea (UE) se abordan los convenios de conservación internacionales a los que están adheridos los estados miembros así como los principales rasgos de sus ENPs. En este sentido, se pone especial énfasis en la Red Natura 2000, principal red de ENPs a nivel comunitario. En segundo lugar, se analizan los aspectos más relevantes de la política de ENPs en España, subrayando el papel de la legislación en la materia. En tercer lugar, se lleva a cabo un análisis en profundidad del contenido de la política de ENPs en la CAPV. Por último, se recogen las conclusiones en base a los 3 niveles citados.

En este capítulo hay 2 aspectos a los que se les presta especial atención. Por un lado, al papel que desempeña la Red Natura 2000, que es analizado en los 3 niveles de actuación señalados (UE, España y CAPV) y, por otro, a la política de ENPs de la CAPV, que es revisada en detalle. Ambos elementos constituyen el marco sobre el que se desarrolla la propuesta metodológica de evaluación contenida en esta Tesis, cuyo estudio de caso se centra en un determinado espacio Natura 2000 de la CAPV.

2.2. Marco de referencia

La definición de la política de ENPs no resulta tarea sencilla, en particular por el amplio conjunto de intervenciones públicas que inciden sobre estos espacios (véanse Corraliza *et al.*, 2002; Europarc-España, 2002), lo que difumina la conformación de una política unitaria que actúe sobre los mismos. Sin embargo, en esta Tesis entendemos por política de ENPs toda política pública en cuyo epicentro se sitúen los ENPs y su promoción. Bajo esta perspectiva, se constituyen en elementos básicos de esta política tanto la legislación referente a los diferentes ENPs, cuyo desarrollo es básicamente el contenido de la política de ENPs, como las estrategias y planes de las administraciones públicas (AAPP) al respecto.

En el contexto señalado, los mecanismos de intervención pública que tradicionalmente han sido empleados por las AAPP son mecanismos reguladores que, bajo un enfoque *command and control*, se basan en la promulgación de normas (Europarc-España, 2010b). La legislación de un determinado ENP promueve su creación y designación, así como el establecimiento de una serie de normas que protegen ese espacio a favor de su conservación mediante el establecimiento de

medidas activas y la limitación de actividades y usos a desarrollar en el mismo. En materia de política de ENPs, las AAPP se encargan, por tanto, de la promulgación de esta legislación en base a las estrategias diseñadas así como del control de su cumplimiento.

Las políticas nacionales de ENPs constituyen un instrumento soberano de los estados para proteger determinados ámbitos territoriales bajo las figuras de protección. De hecho, en el ámbito del estado nación existen 3 vías principales cuya finalidad es la conservación de la vida silvestre y la naturaleza (véase Bromley, 1997): (a) las acciones para la protección de especies; (b) los ENPs; y (c) las acciones para integrar la conservación de la naturaleza en la planificación de las políticas sectoriales. Ya se ha señalado en el capítulo 1 que, con el tiempo, la protección de especies ha perdido terreno a favor de la protección integral de determinados espacios territoriales en forma de áreas protegidas debido a la mayor efectividad de estas últimas. También se ha remarcado que la política de ENPs se ha conformado en el principal instrumento frente a la pérdida de biodiversidad, cuyo contenido, además, ha ido parejo a la evolución del concepto de ENP. Tampoco es menos cierto, sin embargo, que una estrategia de conservación de la naturaleza no debe basarse únicamente en la promoción de ENPs (Suárez, 1999), sino que debe abarcar el conjunto del territorio, donde también coinciden otras políticas sectoriales y/o territoriales (p.ej., agraria, costas, etc.) y donde debería integrarse la conservación de la naturaleza. Esta perspectiva de integración en la planificación sectorial, no obstante, se limita básicamente al ámbito del estado nación. Las acciones de conservación a escala internacional se han centrado principalmente en la protección de especies y en los ENPs.

Pese a que la promoción de ENPs tiene un carácter eminentemente público, también existen ENPs de carácter privado, por lo que, de acuerdo con lo señalado, en sentido estricto no encajarían en el marco de la política de ENPs. Sin embargo, las áreas protegidas privadas³³, al igual que los ENPs promovidos por las AAPP, persiguen objetivos vinculados a la conservación de la naturaleza (Europarc-España, 2005a).

Desde una perspectiva más amplia, la política de ENPs también abarca la gestión de los espacios (Crespo, 2002; Mulero, 2002), en la medida en que su gestión constituye el instrumento para alcanzar los objetivos establecidos en los ENPs. No obstante, tanto la gestión como la gobernanza de los ENPs, aunque íntimamente vinculadas al contenido nuclear de la política de ENPs,

³³ En el V Congreso Mundial de Parques de la UICN, celebrado en Durban en 2003, se definió un *área protegida privada* como “una parcela de tierra de cualquier tamaño que es: 1) un área gestionada para la conservación de la biodiversidad; 2) protegida con o sin reconocimiento formal de un gobierno; 3) y pertenece o está a cargo de individuos, comunidades, corporaciones u organizaciones no gubernamentales” (Europarc-España, 2005a).

merecen atención aparte. Ambas constituyen elementos esenciales de la *praxis* de la política de ENPs, por lo que teniendo presente, además, que su contenido ha evolucionado a la par de lo que lo ha hecho el concepto de ENPs, se abordarán en profundidad en el capítulo 3.

2.3. Política de Espacios Naturales Protegidos en la Unión Europea

2.3.1. Contexto: conservación de la naturaleza en la Unión Europea

2.3.1.1. Estado de conservación y causas del deterioro ambiental

Ya se ha señalado que la pérdida de biodiversidad se ha convertido, junto con el cambio climático, en la principal amenaza ambiental planetaria. Pese a que la extinción de especies es menor en Europa que en otras regiones del mundo (AEMA, 2010b), la UE no es ajena a este fenómeno, e incluso se ha llegado a afirmar que el ritmo actual de pérdida de biodiversidad pone en peligro el bienestar futuro de la población de la UE y del resto del mundo (Comisión Europea, 2011a).

La pérdida de biodiversidad así como el deterioro de los hábitats y ecosistemas producido en Europa en los últimos tiempos no tiene precedente. La Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) llevó a cabo en 2010 un estudio en profundidad para conocer el estado de la biodiversidad en la UE, a partir del cual poder reforzar las políticas ya emprendidas e implementar las acciones oportunas. Este escenario de referencia no es nada halagüeño (AEMA, 2010c): la mayoría de los servicios que prestan los ecosistemas se consideran degradados por no ser aptos para una buena prestación de servicios básicos (limpieza de la atmósfera y de las aguas, polinización de cultivos, etc.); hasta el 25% de especies animales europeas (entre ellas, mamíferos, anfibios, reptiles, aves y mariposas) se encuentran en peligro de extinción; el 62% de los hábitats y el 52% de las especies cubiertas por la Directiva Hábitats se encuentran en mal estado de conservación; sólo el 17% de los hábitats y especies y el 11% de los ecosistemas clave protegidos por la legislación europea se encuentran en estado favorable.

Esta situación, sin embargo, no debe sorprendernos ya que diversos informes anteriores ya alertaban de ello años atrás. Ante la pérdida de biodiversidad registrada en el decenio de 1990, el *Informe Dobrás* recalca la necesidad de que el paisaje debería gestionarse con el fin de conservar la biodiversidad y de que los recursos biológicos deberían utilizarse de forma sostenible (AEMA, 1995). En su informe publicado en 1999, la AEMA evaluó los progresos realizados en los últimos 5-10 años y auguró una evolución negativa de las presiones en la próxima década y una situación e impactos futuros inciertos (AEMA, 1999). Más recientemente, y a pesar del compromiso de la UE adquirido en 2001 de detener la pérdida de biodiversidad para 2010, se ha constatado ya que los Estados

miembros no habían adoptado todas las medidas necesarias para el cumplimiento de este objetivo (AEMA, 2007).

Las principales causas de la pérdida de biodiversidad en Europa son los fenómenos que generan cambios en los hábitats naturales, entre los que destacan: presión demográfica; cambios en los usos del suelo; fragmentación y artificialización del territorio; sistemas agrícolas intensivos; sobreexplotación de recursos naturales (bosques, océanos, ríos, lagos y suelos); extensión de especies exóticas invasoras; contaminación; y cambio climático. Otros factores que también pesan sobre la biodiversidad son la escasa sensibilización social y el hecho de que el valor económico de la biodiversidad no se refleja en los procesos de toma de decisiones (Comisión Europea, 2011b). Para resaltar el peso de estas causas basten algunas referencias (AEMA, 2010c):

- a. Pérdida de hábitats. El 70% de las especies están amenazadas por la destrucción de sus hábitats. El número de aves que pueblan las tierras de labor disminuyó entre un 20% y un 25% en el periodo 1990-2007.
- b. Sobreexplotación de recursos naturales. El 30% de las especies están amenazadas por la sobreexplotación. Con respecto a las pesquerías, el 88% de las poblaciones de peces se pescan por encima del rendimiento máximo sostenible y el 46% fuera de los límites biológicos seguros.
- c. Contaminación. El 26% de las especies están amenazadas por plaguicidas y fertilizantes como nitratos y fosfatos.
- d. Especies invasoras. El 22% de las especies están amenazadas por especies foráneas invasoras.

De cara al futuro, en Europa se espera una evolución demográfica estable en las próximas décadas y en el corto plazo tampoco se esperan cambios profundos en la tendencia de las presiones descritas. A no ser que alguno de estos factores cambie, se producirán importantes impactos negativos sobre el medio natural y sobre la biodiversidad en particular.

2.3.1.2. La conservación de la naturaleza en el marco de la política ambiental

La política en materia de medio ambiente ha sido una de las políticas sectoriales que mayor expansión ha conocido en la UE, en particular, durante las 3 últimas décadas³⁴. La conservación de la naturaleza ha adquirido progresivamente un lugar político destacado: si los tratados fundacionales de la CEE no incluían ninguna referencia explícita a la protección del medio ambiente, ahora la conservación de la naturaleza se sitúa entre los objetivos prioritarios de la política ambiental.

Paralelamente a la celebración de la Cumbre de Río de Janeiro (1992), la política ambiental de la UE experimentó una redefinición estratégica. La UE incorporó a su discurso el concepto de Desarrollo Sostenible, inspirado en el *Informe Brundtland* (1987), y diseñó una estrategia hacia la sostenibilidad que quedó reflejada en el V Programa de Acción Medioambiental (PAM) 1992-2000. En relación a la conservación de la biodiversidad y de los recursos naturales, este hito coincidió, además, con la aprobación del Convenio de Diversidad Biológica (CDB) en 1992. El V PAM asumía que la pérdida de biodiversidad era uno de los problemas ambientales objeto de una actuación prioritaria. Así, comenzó a fraguarse una nueva estrategia en esta área, plasmada esencialmente en la creación de una red de ENPs articulada a nivel comunitario (Natura 2000), labor cuyo objetivo último reside en preservar los hábitats seleccionados y, en la medida de lo posible, crear corredores ecológicos entre ellos.

En 1998 se adoptó una Estrategia comunitaria en materia de biodiversidad (Comisión Europea, 1998), así como los Planes de Acción correspondientes en 2001 (Comisión Europea, 2001b). El Plan de acción sobre biodiversidad para la conservación de recursos naturales tuvo por objeto asegurar que se aprovecharan al máximo los instrumentos legislativos existentes a fin de lograr los objetivos comunitarios en materia de biodiversidad. Una de las líneas maestras del Plan se centró en el mantenimiento y restauración de los hábitats naturales y las especies de fauna y flora de interés comunitario, para cuya consecución se propusieron las siguientes medidas: la plena aplicación de las Directivas Hábitats y de Aves, por un lado; y el apoyo al establecimiento de zonas designadas en la Red Natura 2000, por otro.

El VI PAM (2001-2010) – *El futuro está en nuestras manos*, en vigor hasta hace poco tiempo³⁵, intensificó las acciones en los ámbitos ya contemplados en el programa anterior, siendo una de sus

³⁴ Véase Morata (2001) para un análisis en profundidad de la evolución de la política ambiental comunitaria desde sus inicios hasta el decenio de 1990.

³⁵ Pese a ser un programa hasta 2010, su vigencia se alargó otros dos años más hasta julio de 2012. Véase: http://europa.eu/legislation_summaries/agriculture/environment/l28027_es.htm [acceso el 25/06/2012].

grandes líneas de actuación ‘Naturaleza y biodiversidad: proteger un recurso único’. En esta línea, el Programa estableció como objetivo prioritario “proteger y restaurar el funcionamiento de los sistemas naturales y detener la pérdida de biodiversidad en la UE y en el mundo; y proteger los suelos contra la erosión y la contaminación” (Comisión Europea, 2001d). Con el mismo horizonte temporal y de manera coordinada al VI PAM, la Comisión aprobó en 2001 la Estrategia de Desarrollo Sostenible (EDS). La EDS, revisada en 2005 y 2009, incluía en uno de sus ejes prioritarios, la gestión sostenible de los recursos naturales, y una de sus líneas de actuación era proteger y recuperar los hábitats y sistemas naturales y detener la pérdida de biodiversidad para el año 2010 (Comisión Europea, 2001a).

De acuerdo con la EDS, la Comisión Europea lanzó la Comunicación *Detener la pérdida de biodiversidad para 2010 – y más adelante*, a lo que acompañó un nuevo Plan de Acción (Comisión Europea, 2006). Este documento, tras un análisis de la situación, establecía las claves para detener la pérdida de biodiversidad sobre 4 ámbitos de actuación: la biodiversidad en la UE, la UE y la biodiversidad mundial, biodiversidad y cambio climático, y la base de conocimiento. El Plan de Acción se articulaba, además, sobre 10 objetivos prioritarios que abarcaban diferentes aspectos en relación a la biodiversidad. Sin embargo, en relación a los ENPs, destacaba el papel de la Red Natura 2000 en la protección de hábitats y especies más importantes para la UE. El texto recalca, asimismo, que “es necesario un mayor compromiso de los estados miembros a la hora de proponer, designar, proteger y gestionar eficazmente los espacios Natura 2000” (Comisión Europea, 2006:13).

Tal y como se ha reseñado, en los últimos tiempos, el objetivo principal de la política de conservación de la UE ha sido detener la pérdida de biodiversidad para el año 2010. Este objetivo no se ha alcanzado pese a los avances registrados en el contenido de la política. Los esfuerzos más notables se han llevado a cabo en la creación y consolidación de la Red Natura 2000; en la preservación del medio ambiente marino; en el control de las especies invasoras; y en la adaptación, en la medida de lo posible, al cambio climático en lo referente a los servicios de los ecosistemas y a la conservación de la biodiversidad.

Este fracaso en el logro de un objetivo prioritario junto con las previsiones tan poco halagüeñas con respecto a los impactos futuros sobre la biodiversidad, han hecho que la UE redefina sus metas. La UE ha aprobado recientemente una Estrategia sobre la Biodiversidad hasta 2020 – *Nuestro seguro de vida y capital natural*. Su objetivo es “detener la pérdida de la biodiversidad y la degradación de los servicios de los ecosistemas en la UE para el año 2020 y restaurarlos en la medida de lo posible, al tiempo que la UE irá disminuyendo su contribución al deterioro de la biodiversidad global” (Comisión Europea, 2011a). Junto a este objetivo, la Estrategia tiene por objeto acelerar la

transición de la UE hacia una economía ecológica³⁶ capaz de utilizar eficientemente sus recursos. Está integrada en la Estrategia Europa 2020³⁷ y, en particular, en la iniciativa “Una Europa que utilice eficazmente los recursos”³⁸.

2.3.2. La protección internacional de la naturaleza en la Unión Europea

Al margen de la legislación comunitaria, los estados miembros de la UE también son firmantes de diferentes programas y convenios de protección de la naturaleza de carácter internacional. Estas iniciativas internacionales se dividen en 2 grupos principales: por un lado, el CDB y, por otro, otros programas y convenios.

El CDB³⁹ constituye un marco de referencia importante al haber logrado introducir la protección de la biodiversidad en la agenda internacional. La UE ha proyectado su política de conservación de la naturaleza, y en particular la Red Natura 2000, en relación a este Convenio. El Plan Estratégico del CDB de 2002 estuvo orientado a reducir significativamente el ritmo de pérdida de biodiversidad para 2010, objetivo con el que la UE se alineó el decenio pasado. Asimismo, la UE viene aplicando determinados artículos del CDB. De acuerdo con el artículo 6, el Plan de Acción de la UE de 2006 incluyó medidas para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad e integración en otros sectores (Comisión Europea, 2006). En este mismo Plan, la protección de la fauna y flora únicas en Europa es uno de los objetivos principales en línea con los artículos 8 y 9 del CDB (Comisión Europea, 2008). Además, el artículo 8.a exige a las Partes Contratantes que “establezcan un sistema de áreas protegidas o áreas que necesiten la adopción de medidas especiales para la conservación de la diversidad biológica”, para lo que el CDB concede prioridad a las medidas *in situ*⁴⁰, incluidos los ENPs.

Recientemente, la última Conferencia del CDB celebrada en 2010 en Nagoya (Prefectura de Aichi, Japón), adoptó el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, que incluye las Metas de Aichi⁴¹. Este nuevo Plan será el marco global para la diversidad biológica en el futuro, no solo para los convenios relacionados con esta materia, sino para todo el sistema de Naciones Unidas.

³⁶ La Comisión Europea, en su amplia provisión de documentos e informes, no acostumbra a utilizar el término “economía ecológica”, lo que supone un salto cualitativo importante pese a no ser utilizado en el sentido académico abordado en el Apdo. 1.4.1.

³⁷ COM(2010) 2020.

³⁸ COM(2011) 21.

³⁹ Fuente: <http://www.cbd.int/> [acceso el 20/06/2012].

⁴⁰ El CDB considera que la finalidad de las actividades *ex situ*, tales como los jardines botánicos o los zoológicos, será la de completar la conservación *in situ*.

⁴¹ Fuente: <http://www.cbd.int/abs/> [acceso el 20/06/2012].

Se acordó, además, transferir este marco internacional a las estrategias y planes de acción nacionales en el plazo de 2 años. Las Metas de Aichi para la diversidad biológica recogen 20 metas específicas distribuidas en 5 objetivos estratégicos. El objetivo relacionado con la salvaguarda de ecosistemas y especies recoge entre sus metas que para 2020 al menos el 17% de las zonas terrestres y de las aguas interiores y el 10% de las zonas marinas y costeras se habrán conservado por medio de sistemas de ENPs administrados de manera eficaz y equitativa, ecológicamente representativos y bien conectados, y de otras medidas de conservación eficaces basadas en áreas.

Al margen del CDB, la adhesión a diferentes iniciativas internacionales también ha contribuido a la conformación de ENPs en la UE. Los programas y convenios internacionales que la UE ha suscrito son los siguientes:

- a. Programa MAB (*Man and Biosphere*)⁴². Este programa, que inició su andadura en 1971 promovido por la UNESCO, contempla una red de Reservas de la Biosfera. En la UE se contabilizan 153 enclaves de este tipo, 40 de ellos ubicados en el estado español.
- b. Convención de Ramsar⁴³. La Convención sobre Zonas Húmedas de Importancia Internacional se firmó en 1971 y entró en vigor en 1975. En la UE se contabilizan 794 Humedales Ramsar, siendo España el segundo estado miembro que mayor aportación de sitios hace a la red, con 73 humedales.
- c. CITES⁴⁴. El Convenio sobre Comercio Internacional de Especies Amenazadas (CITES, en sus siglas en inglés), firmado en 1973, persigue preservar la conservación de especies amenazadas de fauna y flora silvestre mediante el control de su comercio. Se han adherido 175 países en todo el mundo, entre los que se incluyen los de la UE.
- d. Convenio de Berna⁴⁵. Su objetivo es garantizar la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa mediante la cooperación entre los estados firmantes. La UE es parte contratante de este Convenio, y su aplicación está regulada desde 1981 por la Decisión 82/72/CEE del Consejo.

⁴² Fuente: <http://www.unesco.org/new/es/natural-sciences/environment/ecological-sciences/man-and-biosphere-programme/> [acceso el 19/06/2012].

⁴³ Fuente: <http://www.ramsar.org> [acceso el 19/06/2012].

⁴⁴ Fuente: <http://www.cites.es/> [acceso el 19/06/2012].

⁴⁵ Fuente: http://europa.eu/legislation_summaries/environment/nature_and_biodiversity/ [acceso el 20/06/2012]].

- e. Convención de Bonn⁴⁶. Su objetivo es la conservación de especies migratorias de la fauna silvestre a escala mundial. En la UE fue adoptada en 1982 por medio de la Decisión 82/461/CEE del Consejo.

2.3.3. Los Espacios Naturales Protegidos en la Unión Europea

El desarrollo del marco legislativo y normativo en el ámbito de la UE, junto con las políticas de ENPs propias en cada estado miembro, han dado lugar a la generación de una profusión de ENPs, cuya clasificación podría llevarse a cabo con arreglo a criterios biogeográficos, socioeconómicos, legislativos o de nacionalidad. No obstante, en este apartado, al objeto de ser sintéticos, nos referiremos en términos generales al conjunto de ENPs de la UE y de Europa.

Europa es la región con el mayor número de ENPs en el mundo. Su superficie protegida, sin embargo, no alcanza el primer lugar en comparación con otras regiones mundiales⁴⁷. Aproximadamente el 21% del territorio de los países de la AEMA⁴⁸ en Europa está protegido; cerca del 13% en EEUU; el 17% en China; y más del 26% en Brasil (AEMA, 2012b). Pero a diferencia de estos países y/o regiones, en Europa los ENPs son relativamente más pequeños; en África la superficie media de un ENP es de 900 km², en el continente americano es de 500 km² y en Europa de 50 km².

Ya se ha mencionado que la presión demográfica en la UE es alta y que existen numerosas actividades y usos que ejercen una fuerte presión sobre el territorio (agricultura intensiva, fragmentación y artificialización del territorio, sobreexplotación de recursos naturales, etc.), convirtiéndose en una amenaza para preservar el medio natural cuando no en una causa de pérdida de biodiversidad. No obstante, tampoco es menos cierto que en determinadas regiones biogeográficas como la mediterránea, la interacción y convivencia entre las actividades humanas y la naturaleza han generado áreas muy ricas en biodiversidad (AEMA, 2012b). Estas características europeas propias hacen que la tipología de ENPs sea amplia y diversa, al igual que su tamaño: podemos encontrar desde una figura que protege un determinado árbol en Eslovenia hasta un solo ENP de 970.000 km² en Islandia; pese a esta diversidad, el 90% de los ENPs tienen una superficie inferior a los 10 km² (AEMA, 2010a).

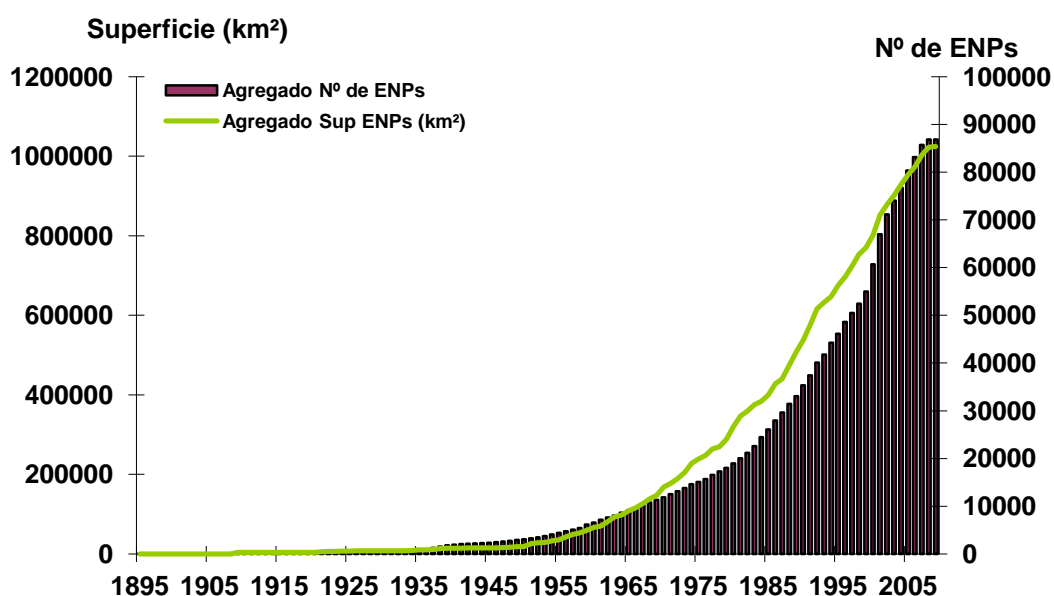
⁴⁶ Fuente: http://europa.eu/legislation_summaries/environment/nature_and_biodiversity/ [acceso el 20/06/2012].

⁴⁷ La falta de criterios homogéneos a la hora de proporcionar datos sobre ENPs, debido a la existencia de diferentes fuentes estadísticas y de la amplia tipología de ENPs, dificulta muchas veces las comparaciones.

⁴⁸ Los 32 países incluidos en la AEMA son, además de la UE-27, Islandia, Liechtenstein, Noruega, Suiza y Turquía.

Los primeros ENPs en Europa se declararon a finales del siglo XIX. Sin embargo, no fue hasta mediados del siglo pasado cuando el número de áreas protegidas y la superficie bajo alguna figura de protección comenzó a aumentar de manera notable (Figura 2.1). A partir de entonces, ambas variables experimentaron un incremento sostenido hasta la segunda mitad del decenio de 1990; a partir de este año fue el número de declaraciones el que tuvo un incremento aún mayor. En los 39 países que cooperan con la AEMA⁴⁹, en el periodo 1994-2009 prácticamente se dobló el número de ENPs, pasando de 44.251 a 86.856. En el mismo periodo la superficie protegida creció casi un 60% hasta alcanzar los 1.024.465 km² (aproximadamente dos veces la superficie de España). Así, el 16% de la superficie terrestre de estos 39 países está declarado ENP⁵⁰.

Figura 2.1. ENPs de designación nacional en Europa (1895-2009)



Fuente: AEMA (2011): *Nationally designated protected areas (SEBI 007) – Assessment published Jun 2011*.
 Fuente: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/nationally-designated-protected-areas> [acceso el 12/06/2012].

La señalada expansión a partir de la segunda mitad del decenio de 1990 coincidió con la puesta en marcha en 1994 del Plan de Acción de la UICN sobre Áreas Protegidas para Europa – *Parks for Life. Action for Protected Areas in Europe* (UICN, 1994b). Este Plan se derivaba del IV Congreso de

⁴⁹ A los 32 países AEMA antes señalados, se les une los 7 países cooperantes con la AEMA (Albania, Bosnia-Herzegovina, Croacia, Kosovo, Macedonia, Montenegro y Serbia), lo que hace un total de 39 países.

⁵⁰ AEMA (2011): *Nationally designated protected areas (SEBI 007) – Assessment published Jun 2011*. Fuente: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/nationally-designated-protected-areas> [acceso el 12/06/2012].

Parques Nacionales y Áreas Protegidas de la UICN de 1992, donde se definió una estrategia compartida para las áreas europeas. Se consideró que la situación y el futuro de los ENPs en Europa era mejor que en otros continentes pero, aún así, se subrayó la necesidad de llevar a cabo mayores esfuerzos en algunas regiones europeas (UICN, 1994b).

El Plan de Acción de 1994 persiguió la creación de una red adecuada, eficaz y correctamente gestionada de ENPs en Europa. Su propuesta de actuación se centró en un conjunto de recomendaciones sobre las medidas que se debían adoptar, así como la identificación de una serie de proyectos internacionales que actuaran como catalizadores. El Plan priorizó una serie de cuestiones: la necesidad de situar los ENPs de Europa en un contexto más amplio; afrontar las necesidades de las regiones y países prioritarios desde el punto de vista de la biodiversidad; y mejorar la gestión y crear el clima de apoyo político y público necesario para asegurar el éxito de los ENPs. En este sentido, el Plan tuvo en cuenta las iniciativas ya existentes en la UE, entre otras, la Directiva Aves y la Directiva Hábitats.

Las recomendaciones de este Plan se convirtieron en una referencia destacada para las actuaciones dirigidas a fortalecer el papel de los ENPs en Europa (García Alonso, 2009). La política de ENPs desarrollada por cada estado miembro de la UE, sin embargo, mantuvo sus propias características nacionales (Bromley, 1997; Yeang, 2009)⁵¹. Tanto las características biogeográficas y ambientales de cada país como sus propias estructuras jurídico-administrativas condicionan, en buena lógica, tanto el contenido como el desarrollo de la política de ENPs. A modo indicativo, Francia desarrolla una política de conservación de la naturaleza más centralizada que Alemania, donde las regiones asumen estas competencias, al igual que ocurre en España. En comparación con estos países, Holanda por ejemplo tiene una mayor tradición en priorizar la función de conservación que cumplen los bosques (Yeang, 2009).

Pese a estas diferencias, en la evolución de las políticas nacionales de ENPs es posible identificar una serie de elementos comunes (AEMA, 1995; Bromley, 1997; Mulero, 1999, 2002):

- a. Se abandona la protección de especies para apostar por la protección de los hábitats.
- b. Se pasa de la protección de la naturaleza como actividad independiente a la integración de la conservación en la planificación y gestión de los ENPs en su conjunto y en los diferentes sectores de actividad económica.

⁵¹ Véase Bromley (1997) para una revisión de las políticas de ENPs desarrolladas en diferentes países de la UE.

- c. Se dejan de lado las iniciativas locales o nacionales para adoptar programas coordinados de protección internacional.
- d. Se pasa de la conservación de la naturaleza por sus cualidades científicas y estéticas al reconocimiento de la importancia de los ecosistemas en general, y de los hábitats y sus especies en particular, desde el punto de vista de la sostenibilidad.

Independientemente de los pasos seguidos por cada estado miembro con respecto a la política de ENPs de designación nacional, la UE en 1992 puso en marcha una política de acción conjunta para la creación de una red de ENPs a nivel comunitario: la Red Natura 2000, que será analizada a continuación. Señalar que, paralelamente, también se encuentra actualmente en desarrollo la Red Emerald, cuyo objeto central es la conformación de una red paneuropea de ENPs. Esta red tiene una visión transnacional estratégicamente adoptada hacia una red coherente de Áreas de Especial Interés de Conservación en países no miembros de la UE (AEMA, 2010a). La Red Emerald fue establecida en 1996 por el Consejo Europeo e incluye a 45 países, muchos de ellos de fuera de la UE. Todavía en fase inicial ha designado 1.280 espacios que ocupan casi 95.000 km² (AEMA, 2012b).

2.3.4. La Red Natura 2000

La Red Natura 2000 es la mayor red de ENPs del mundo y constituye el principal instrumento de una política de ENPs conjunta desarrollada en el seno de la UE. La conservación de la naturaleza en la UE gira actualmente en torno a su desarrollo. De acuerdo con los últimos datos proporcionados por la AEMA, la Red Natura 2000 está compuesta por más de 26.400 espacios, alcanzando una superficie total de 986.000 km² (AEMA, 2012b). Aproximadamente el 70% de las áreas protegidas de la UE son parte de la Red Natura 2000, que coexiste, y a veces se superpone, a los ENPs de designación nacional. Cerca del 18% de la superficie terrestre de la UE está cubierto por la Red Natura 2000, pero tan solo el 4% de la superficie marina bajo jurisdicción de los países de la UE.

2.3.4.1. Origen y objetivos

La Red Natura 2000 surge en 1992 cuando la UE adquiere el compromiso, tras la Cumbre de Río y la adhesión al CDB, de garantizar la conservación de la biodiversidad en su territorio. La Red Natura 2000 está concebida sobre dos directivas comunitarias: la Directiva 2009/147/CE, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestre (Directiva Aves)⁵²; y, en particular,

⁵² Esta directiva sustituye a la antigua Directiva 79/409/CEE, de 2 de abril de 1979 (denominada comúnmente Directiva Aves), que era el texto legislativo más antiguo de la UE relativo a la naturaleza. Sin embargo, las

la Directiva 92/43/CEE, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats)⁵³, donde se recogen sus objetivos, directrices generales y el marco para su proceso de implementación. De acuerdo con el principio de subsidiariedad, estas dos directivas son de obligado cumplimiento por parte de los estados miembros.

Por un lado, la Directiva Aves establece el marco para la protección, gestión y control de la avifauna catalogada a tal efecto, obligando a los estados miembros a conservar, mantener o restablecer hábitats con la diversidad y la extensión suficiente. Los estados miembros deben garantizar el mantenimiento de los hábitats que permitan la supervivencia de 193 especies (incluidas en el Anexo I de la Directiva), destacando las migratorias.

La Directiva Hábitats, por su parte, define un marco común para la conservación de la fauna y flora silvestres y los hábitats de interés comunitario. Esta Directiva pretende combinar el interés por la protección de las especies en peligro con un interés más general por la protección y mejora de los hábitats importantes en sí mismos. Su planteamiento es contribuir a la conservación de la naturaleza a través de la protección de ecosistemas y el mantenimiento y recuperación de poblaciones de especies silvestres en sus ambientes naturales. En sus anexos recoge 1.182 especies y 231 hábitats de interés comunitario, teniendo en cuenta las características de las 9 Regiones Biogeográficas presentes en la UE⁵⁴. Además, esta Directiva establece el marco para el proceso de creación de la Red Natura 2000, convirtiéndose en la piedra angular sobre la que descansa la política comunitaria de ENPs.

La Red Natura 2000 está compuesta por las denominadas Zonas de Especial Conservación (ZEC), designadas en virtud de los tipos de hábitats naturales del Anexo I de la Directiva Hábitats y en virtud de las especies del Anexo II, y por las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), declaradas de acuerdo con la Directiva Aves. El principal objetivo de la Red es garantizar el mantenimiento, o en su caso, restablecimiento, de un estado de conservación favorable de los hábitats naturales y especies silvestres de interés comunitario identificados en las Directivas Hábitats

modificaciones introducidas afectan básicamente a la forma. Véase: http://europa.eu/legislation_summaries/environment/nature_and_biodiversity/ev0024_es.htm [acceso el 25/06/2012].

⁵³ La Directiva Hábitats ha sido modificada por la Directiva 97/62/CE, por el Reglamento (CE) nº 1882/2003 y por la Directiva 2006/105/CE. Véase: http://europa.eu/legislation_summaries/environment/nature_and_biodiversity/l28076_es.htm#AMENDINGACT [acceso el 25/07/2012].

⁵⁴ Las Regiones Biogeográficas consideradas son: Alpina, Atlántica, Boreal, Continental, Estépica, Macaronésica, Mediterránea, Mar Negro y Panónica.

y Aves. De acuerdo con la Directiva Hábitats las medidas para lograr este objetivo deben tener en cuenta las exigencias económicas, sociales y culturales, así como las particularidades regionales y locales. En este sentido, el preámbulo de la Directiva Hábitats señala que el mantenimiento de la biodiversidad podrá en determinados casos requerir el mantenimiento, e incluso el estímulo, de actividades humanas.

2.3.4.2. Proceso de creación

El proceso de creación de la Red Natura 2000 consta de 3 fases principales:

1. Propuesta de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC):

Los estados miembros proponen a la Comisión Europea las listas de los lugares que deben formar parte de la Red Natura 2000, a partir de una valoración técnica de los ecosistemas y de las especies de interés comunitario y de acuerdo con los anexos de la Directiva Hábitats. En el caso de España, las Comunidades Autónomas (CCAA) detentan la competencia para proponer la lista de LICs.

2. Aprobación de las lista de LICs:

A partir de las listas remitidas por los estados miembros, la Comisión Europea elabora una lista de LICs para cada una de las Regiones Biogeográficas de la UE. Los LICs suponen una denominación transitoria de los espacios incluidos en Natura 2000, aunque desde el momento de su aprobación como tal, la Directiva Hábitats prevé que se evite el deterioro en los mismos (Arts. 6.2, 6.3 y 6.4).

3. Declaración de Zonas de Especial Conservación (ZEC):

En un plazo máximo de 6 años desde la aprobación del LIC, los estados miembros tienen la obligación de transformar los LICs en ZECs, para lo que deben articular las medidas de gestión necesarias o, en su caso, los planes de gestión que garanticen su conservación, cuya competencia recae, en España, en las CCAA. Sin embargo, la declaración de ZECs se está produciendo en general con retraso y, por lo tanto, el proceso de aprobación de la Red Natura 2000 está siendo más largo que el inicialmente previsto. Queda en manos de los estados miembros o de las regiones con competencias en la materia el desarrollo de procesos participativos durante la fase de declaración de ZECs.

El caso de declaración de ZEPAs es más sencillo, ya que el órgano competente (las CCAA en España) sólo ha de comunicar la designación a la Comisión Europea.

2.3.4.3. Gestión de la Red Natura 2000

En materia de planificación y gestión, los estados miembros han tenido que asumir una serie de obligaciones emanadas de la Directiva Hábitats, para cuyo cumplimiento son necesarios determinados requisitos aunque también se dispone de ciertas herramientas (Tabla 2.1). Al objeto de facilitar esta labor a los estados miembros, la Comisión Europea ha venido elaborando diferente documentación al respecto, entre la que destaca el documento denominado *Gestión de lugares de la red Natura 2000: Disposiciones del artículo 6 de la Directiva Hábitats* (Comisión Europea, 2000).

Tabla 2.1. Obligaciones de los estados miembros y medios para cumplirlos

Obligaciones de los estados miembros	Requisitos (y herramientas disponibles)
Mantener los hábitats en un estado de conservación favorable (Art. 2.2, Art. 6.1)	Conocer su estado, funcionamiento y necesidades. Adopción de medidas de conservación adecuadas, planes de gestión o medidas reglamentarias, administrativas o contractuales.
Tener en cuenta aspectos sociales, culturales y económicos (Art. 2.3)	Diseño de medidas de integración que permitan un desarrollo sostenible (plan de uso y gestión, divulgación, sensibilización).
Adoptar las medidas necesarias para prevenir el deterioro de los hábitats (Art. 6.2)	Conocer los riesgos potenciales (investigación, vigilancia). Conocer la capacidad de carga (investigación). Adopción de medidas (plan de uso y gestión).
Mantener la integridad de los LICs y ZECs frente a planes y proyectos (Art. 6.3 y 6.4)	Evaluar el impacto de actividades y proyectos (evaluaciones de impacto, EIA, EAE) (medidas correctoras). Adopción de medidas compensatorias, en caso de que por razones de interés público de primer orden, se vaya a dañar o alterar un espacio incluido en Natura 2000.
Vigilancia del estado de conservación (Art. 11)	(seguimiento) (investigación)
Posibilidades de la Directiva para solicitar cofinanciación (no es obligatorio) (Art. 8)	Determinar las medidas indispensables de conservación y sus costes.

Fuente: Donada y Ormazábal (2005), adaptado de Sunyer (2000).

El artículo 6, entre otros, dicta aspectos importantes en relación a la planificación y gestión, tales como que los estados miembros deben fijar “las medidas de conservación necesarias que implicarán, en su caso, adecuados planes de gestión, específicos a los lugares o integrados en otros planes de desarrollo, y las apropiadas medidas reglamentarias, administrativas o contractuales, que respondan a las exigencias ecológicas de los tipos de hábitats naturales del Anexo I y de las especies del Anexo II presentes en los lugares” (art. 6.1). Sin embargo, de acuerdo con el artículo 2, las medidas de gestión tendrán que garantizar la conservación o en su caso restauración de los espacios de la Red Natura 2000, teniendo en cuenta las exigencias económicas, sociales y culturales, así como

las particularidades regionales y locales. Además, las medidas o planes de gestión deben estar integradas con las demás políticas sectoriales de dimensión territorial.

Entre las herramientas disponibles, la Comisión Europea recomienda la elaboración de planes de gestión al ser la medida de conservación de mayor potencial (Comisión Europea, 2000), aunque también señala que pueden no ser siempre necesarios. El órgano competente elegirá entre planes de gestión, medidas reglamentarias, administrativas o contractuales, pudiendo optar entre una categoría de medidas (p.ej., reglamentarias) o una combinación de las mismas (p.ej., reglamentarias y contractuales). Los planes de gestión y medidas reglamentarias son los instrumentos más utilizados en España, aunque la Directiva prevea otros, menos utilizados hasta la fecha, como las medidas administrativas (p.ej., provisión de fondos necesarios para la gestión) o las medidas contractuales (p.ej., acuerdos de gestión con propietarios en el marco de la Custodia del Territorio) (Donada y Ormazabal, 2005; Álvarez y Hernández, 2011).

2.3.4.4. Cofinanciación de la Red Natura 2000

La financiación es un asunto capital que, sin duda, condiciona el éxito de la Red Natura 2000. Pese a que la cofinanciación comunitaria posee fundamento jurídico en la propia Directiva Hábitats, su articulación ha sido objeto de debate en los últimos años (Comisión Europea, 2004). La Directiva Hábitats, a diferencia de otras directivas, prevé en su artículo 8 la cofinanciación de la UE con cargo a los instrumentos de financiación comunitarios para la gestión de la Red Natura 2000. La necesidad de cofinanciación es reconocida ya que, para algunos estados miembros, la carga financiera que deben soportar es excesiva debido a la alta concentración de hábitats y especies que albergan.

En los inicios de la Red Natura 2000, los estados miembros utilizaron una serie de fondos comunitarios para cofinanciar los costes asociados, entre los que se encontraban: los Fondos Estructurales, el Fondo de Cohesión, el FEOGA sección Garantía y el LIFE (en particular LIFE-Naturaleza). No obstante, el escenario cambió a partir del periodo de financiación 2007-2013 de acuerdo con lo propuesto por la Comisión (Comisión Europea, 2004). Los fondos comunitarios disponibles hoy en día son el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER), el Fondo Europeo de Pesca (FEP), los Fondos Estructurales (el Fondo de Desarrollo Regional, FEDER, y el Fondo Social Europeo, FSE), el 7º Programa Marco de Investigación (7ºPM) y el LIFE+⁵⁵. Hay que tener presente, no obstante, que en el marco de este modelo integrado de financiación, cada fondo

⁵⁵ Véase Comisión Europea (2005b) para una revisión en detalle de las características y detalles de todos estos fondos.

responde a unos determinados objetivos específicos y condiciones de elegibilidad, aunque pueden utilizarse en modo complementario.

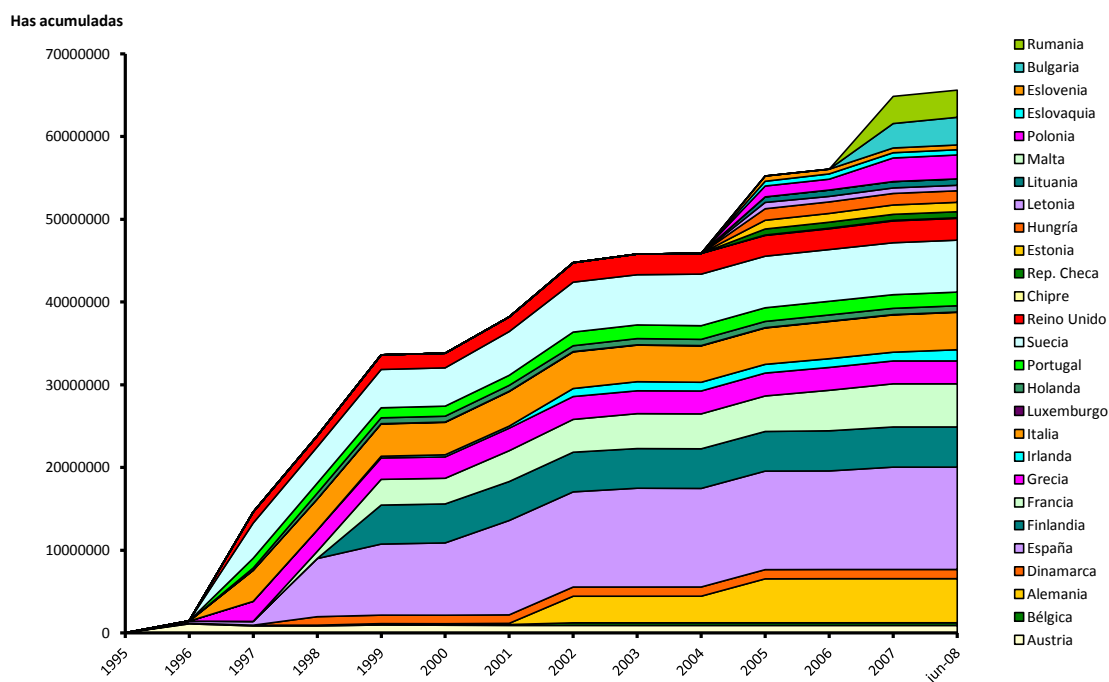
En la mayoría de estados miembros, el FEADER es la fuente más importante de financiación de la Red Natura 2000 (Comisión Europea, 2011b). Las posibilidades de financiación, sin embargo, dependen de los límites y condiciones establecidos en los Planes Nacionales de los estados miembros y en los Programas de Desarrollo Rural regionales (elaboradas en España por las CCAA). El mayor potencial de financiación se concentra en las medidas aglutinadas en el eje 2, eje destinado a la mejora del medio ambiente y al entorno rural, especialmente las medidas agroambientales y las de gestión forestal. Sobre el FEP, sin embargo, no hay demasiada información disponible debido básicamente al menor desarrollo que han tenido, hasta el momento, los espacios marinos Natura 2000 frente a los terrestres (Comisión Europea, 2011b). El FEDER también es un instrumento de financiación ampliamente utilizado, en especial por los nuevos estados miembros de la UE. En relación a la Red Natura 2000, este fondo provee financiación para infraestructuras destinadas a la protección de la biodiversidad o a la conservación y mejora del patrimonio cultural (centros de interpretación, depuración de aguas, restauración arquitectónica, etc.). El 7ºPM también financia algunas actuaciones ambientales aunque indirectamente relacionadas con la Red Natura 2000 y con una relevancia limitada sobre ésta. Finalmente, cabe destacar que el LIFE+ (sección Naturaleza y Biodiversidad) posee un destacado potencial en relación a la Red Natura 2000 pese a su escasa capacidad financiera en comparación con los fondos citados. La provisión de financiación de este fondo se lleva a cabo en base a proyectos concretos de restauración y/o conservación de la naturaleza asignados atendiendo a convocatorias competitivas.

Todos estos fondos europeos ofrecen diversas oportunidades de financiación que facilitan la cofinanciación así como la consecución de objetivos de diferentes espacios Natura 2000 (WWF e IEEP, 2009). No obstante, la propia Comisión Europea ha reconocido que el acceso a estos fondos comunitarios cubre tan sólo el 20% de las necesidades previstas de financiación de la Red Natura 2000 (Comisión Europea, 2011b), señalando como causa de este escaso acceso al retraso en el desarrollo de planes de gestión de ENPs, que se convierte en un obstáculo para el uso de los fondos citados. En este sentido, de cara al próximo periodo de financiación 2014-2020, la Comisión Europea pretende poner en valor las necesidades de gestión de la Red Natura 2000 y los beneficios derivados de invertir en ella, y además, aboga por una planificación financiera más integrada y por modos de financiación innovadores, entre los que se incluyen los instrumentos de mercado y la financiación privada.

2.3.4.5. Balance: estado actual y perspectivas futuras

Desde un punto de vista cuantitativo, la Red Natura 2000 ha tenido un desarrollo notable desde la segunda mitad del decenio de 1990. Pese a las reticencias de muchos actores locales y a los conflictos ocurridos en diferentes países, el ritmo de superficie declarada como LIC ha sido creciente (Figura 2.2). El número de hectáreas declaradas creció aún más a partir de 2004, cuando 10 países del Este de Europa ingresaron en la UE. Algunos estados miembros han hecho aportaciones muy significativas a la Red Natura 2000 con respecto a su territorio. A junio de 2008, 8 estados miembros habían declarado LIC más del 15% de su territorio: Eslovenia (31,4%); Bulgaria (29,4%); España (23,4%); Portugal (17,4%); Estonia (16,8%); Grecia (16,4%); Luxemburgo (15,4%) y Hungría (15%). Destaca, asimismo, la aportación de España, siendo el estado miembro con mayor número de hectáreas declaradas. Sin embargo, hay que resaltar que este crecimiento no siempre implica nuevo territorio protegido ya que parte importante de la Red Natura 2000 actual se sitúa sobre ENPs de anterior designación nacional. El 45% al menos de la superficie de los LICs se encontraba cubierta por ENPs de designación nacional.

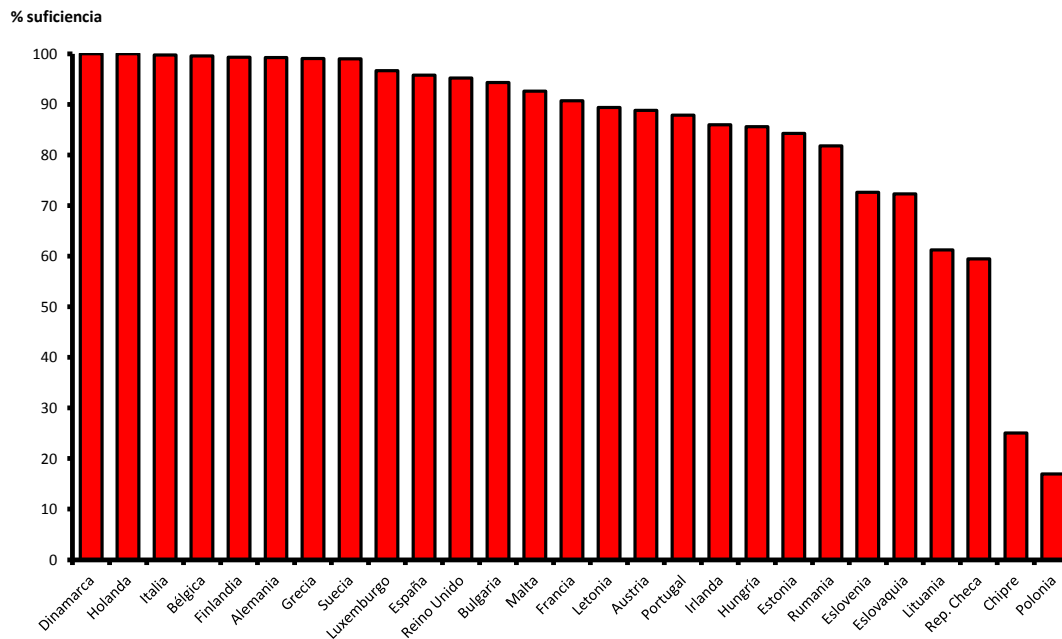
Figura 2.2. % acumulativo de superficie declarada como LIC (1995-2008)



Fuente: AEMA (2009): *Designated areas (CSI 008) – Assessment published Mar 2009*. Fuente: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/designated-areas/designated-areas-assessment-published-mar-2009/> [acceso el 12/06/2012].

Por otro lado, los espacios declarados LIC aparentemente son suficientes para proteger los hábitats y especies incluidos en la Directiva Hábitats. De acuerdo con el índice de suficiencia⁵⁶, el nivel de suficiencia en la designación de espacios Natura 2000 en la UE-27 es relativamente alto (Figura 2.3): 4 estados miembros alcanzan o rozan el 100% y 21 estados miembros superan el 80%. Sólo algunos países incorporados en 2004 presentan niveles bajos (Chipre y Polonia), aunque estén progresando favorablemente.

Figura 2.3. Índice de suficiencia (2007)



Fuente: AEMA (2009): *Designated areas (CSI 008) – Assessment published Mar 2009*. Fuente: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/designated-areas/designated-areas-assessment-published-mar-2009/> [acceso el 12/06/2012].

Por todo ello, podríamos concluir que el desarrollo de la Red Natura 2000 se está llevando a cabo satisfactoriamente tanto en lo referente a la superficie declarada como a su alcance (Figuras 2.2 y 2.3). Desde un punto de vista cuantitativo, tanto el grado de desarrollo de la Red Natura 2000 como la protección territorial que abarca, aparentemente son más que aceptables. A pesar de estos datos favorables, evaluaciones biogeográficas detalladas han puesto de manifiesto que la Red Natura 2000 no está por el momento consiguiendo su principal objetivo, es decir, conservar adecuadamente los hábitats y las especies sobre los que incide. De acuerdo con la información proporcionada por la AEMA, de las especies incluidas en la Directiva Hábitats, el 17% muestra un estado de conservación

⁵⁶ El índice de suficiencia refleja hasta qué punto los estados miembros han propuesto espacios en su territorio que se consideran suficientes para proteger los hábitats y especies contenidos en los anexos de la Directiva Hábitats (están excluidos hábitats y especies marinas).

favorable, el 52% refleja un estado desfavorable (30% inadecuado y 22% malo), y en un 31% se desconoce su estado. De los tipos de hábitats listados, sólo el 17% de los mismos se encuentran en un estado favorable (AEMA, 2010b, 2010c).

Estas cifras resultan desalentadoras y ponen de manifiesto la diferencia existente entre *declarar* un ENP y *gestionar* un ENP⁵⁷. La Comisión Europea no ha pasado por alto esta diferencia, ni tampoco rehúye el reto de desarrollar plenamente la Red Natura 2000 en el futuro. De hecho, éste es el principal objetivo en materia de ENPs en el seno de la UE. La recientemente aprobada Estrategia sobre Biodiversidad, con un horizonte temporal hasta 2020, establece como uno de sus objetivos principales la plena aplicación de las Directivas de Hábitats y Aves (Tabla 2.2). Para la Comisión Europea, la consecución de este objetivo gira en torno a 4 ejes principales: (a) completar la implementación y garantizar su gestión; (b) adecuada financiación; (c) implicación de los interesados; y (d) vigilancia e información. Aunque en menor medida, la Red Natura 2000 también está presente en relación al objetivo de mantenimiento y restauración de ecosistemas.

Tabla 2.2. Líneas de actuación sobre la Red Natura 2000 en la Estrategia sobre Biodiversidad hasta 2020 de la UE

Objetivos	Líneas de Actuación	Acciones específicas
Objetivo 1. Plena aplicación de las Directivas de Hábitats y Aves	LA 1. Completar la implantación de la Red Natura 2000 y garantizar su buena gestión	1.a. Fase de establecimiento en su mayor parte para 2012
		1.b. Integrar necesidades de gestión en las políticas más importantes, dentro y fuera de los espacios Natura 2000
		1.c. Elaborar y aplicar planes de gestión o instrumentos equivalentes para todos los espacios Natura 2000
		1.d. Intercambio de experiencias, buenas prácticas y cooperación transfronteriza
	LA 2. Garantizar una adecuada financiación de los espacios Natura 2000	Facilitar fondos e incentivos necesarios para Natura 2000 dentro del próximo Marco Financiero Plurianual
	LA 3. Sensibilizar e implicar a los interesados y mejorar los mecanismos para hacer cumplir la normativa	3.a. Una gran campaña de comunicación sobre Natura 2000 en 2013
		3.b. Mejorar el conocimiento de los sectores clave
		3.c. Facilitar la aplicación de las directivas, ofreciendo programas de formación específicos a sus responsables
LA 4. Mejorar y racionalizar la vigilancia y la información	4.a. Nuevo sistema europeo de información sobre aves y mejorar el flujo, la accesibilidad y la pertinencia de datos sobre Natura 2000	
	4.b. Mejorar la disponibilidad y uso de los datos en 2012	
Objetivo 2. Mantenimiento y restauración de ecosistemas y sus servicios	LA 8. Mejorar los pagos directos a los bienes ambientales públicos en la PAC	8.a. Que los pagos directos de la PAC retribuyan la prestación de bienes ambientales más allá de la condicionalidad, entre otros, en espacios Natura 2000
	LA 12. Integrar medidas de protección de la biodiversidad en los planes de gestión forestal	Que los planes de gestión forestal que contengan, entre otros, medidas específicas para los espacios forestales Natura 2000

Fuente: Comisión Europea (2011a).

⁵⁷ El tema de la gestión será tratado específicamente en el Apdo. 3.3.

En consecuencia, se pone de relieve que, de cara al futuro de la Red Natura 2000, quedan aspectos de enorme relevancia (gestión, financiación, participación ciudadana, etc.) aún sin resolver. El pleno desarrollo de esta Red, así como la consecución de sus objetivos de conservación, sólo se conseguirá si algunos de estos aspectos comienzan a resolverse de manera satisfactoria.

2.4. Política de Espacios Naturales Protegidos en España

2.4.1. Los inicios de la política de Espacios Naturales Protegidos

Hasta llegar a la situación actual, la legislación sobre ENPs en España ha recorrido un largo y tortuoso camino. El primer hito importante en la política de conservación de la naturaleza fue la promulgación de la Ley de Parques Nacionales en 1916, lo que propició que en 1918 se declararan los dos primeros Parques Nacionales en España: Montaña de Covadonga y Valle de Ordesa. Estos primeros pasos estuvieron caracterizados por un modelo de conservación donde predominaba la idea de no intervención (Europarc-España, 2002). Al igual que en otros lugares de Europa, la filosofía de estos ENPs estuvo impregnada por el pensamiento ilustrado del siglo XVIII y por la visión conservacionista desarrollada en EEUU, en base a lo cual se desarrolló una concepción museística y elitista de la protección de la naturaleza. Esta extrapolación de visión estadounidense del modelo de Parque Nacional a la muy distinta realidad de Europa y de España ha sido frecuentemente criticada, señalándose incluso que parte de los males actuales del sistema de ENPs en España provienen de esta traslación (Parra, 1990).

Los Parques Nacionales, concebidos como extensas áreas alejadas de la intervención humana, tenían por objeto el recreo y la protección de sus importantes valores naturales al margen del desarrollismo predominante en la época (Mulero, 2002). Sin embargo, hay que esperar al decenio de 1950 para que se declaren nuevos Parques: el Parque Nacional del Teide (1954) y el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (1955). Posteriormente, la Ley de Montes, de 8 de junio de 1957, derogó la Ley de Parques Nacionales e impuso el control de los ENPs por parte de la administración forestal, lo que supuso la introducción de un sesgo productivista en la conservación (Muñoz, 2006).

El periodo franquista se caracterizó por la ausencia de una clara estrategia de planificación en la conservación de la naturaleza. Este desalentador panorama fue la causa de la brecha entre España y otros países europeos en términos de superficie protegida (Mulero, 2002): al comenzar el decenio de 1970 en España la superficie protegida era sólo un 0,2%; en Francia el 4%; en Inglaterra el 9%; y en la República Federal de Alemania el 14%. Estas diferencias fueron cambiando progresivamente, al

coincidir dos elementos clave para el desarrollo de la política de ENPs (Mulero, 1999). En primer lugar, la creación del Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ICONA) en 1971, al que se le atribuyó la misión de crear y administrar una red de ENPs que fuera representativa de los ecosistemas mejor conservados en España. Este instituto, sin embargo, dependía del Ministerio de Agricultura, lo que reforzó una tradición de dependencia de la conservación de la naturaleza con respecto a instancias técnicas de carácter agroforestal, y determinó la aplicación de una política más productivista que conservacionista (Muñoz, 2008) que en muchos casos ha perdurado hasta hoy en día (García Alonso, 2009).

El segundo elemento que produjo un cambio de calado fue la entrada en vigor en 1975 de la Ley 15/1975, de 2 de mayo, de Espacios Protegidos. Una aportación significativa fue la ampliación de las figuras de protección a 4: Parque Natural, Reserva Integral y Paraje Natural, además de la ya existente de Parque Nacional. La citada ley también propició el desarrollo de normativas particulares en cada ENP, encargadas de la regulación de actividades como la silvicultura, caza o pesca (Llorens *et al.*, 1988). No obstante, su planteamiento aún evidenciaba la prevalencia de una visión museística y aislacionista de la política de protección (Mulero, 2002).

Ambos elementos supusieron avances importantes pero no fueron capaces de superar las deficiencias con las que contaba la política de conservación española. Según Parra (1990), la política de ENPs en España tuvo en esa época defectos graves debido a 4 razones principales: (a) una selección de espacios en base a inventarios absurdos y pretenciosos; (b) una gestión de espacios desequilibrada hacia usos recreativos; (c) la incompetencia del ICONA en el desarrollo de su labor; y (c) la deficiente aplicación de la Ley 15/1975.

2.4.2. La Ley 4/1989 de Conservación de la Naturaleza

Tras la transición política en España, la estructura político-administrativa estatal cambió por completo, produciéndose la transferencia de competencias a las CCAA. Este hecho tuvo importantes implicaciones para una política de protección que, durante el periodo franquista fue arrinconada frente a otro tipo de actuaciones consideradas prioritarias por el régimen (infraestructuras, obra pública, defensa, etc.). Así, la asunción de competencias y el comienzo de la actividad política de las CCAA hicieron que, a partir del decenio de 1980, se produjera una expansión de declaraciones de ENPs en España. Al inicio del periodo 1981-2001, la superficie protegida se situaba en el 0,8% y se multiplicó prácticamente por 10 al final del mismo; más del 90% de los ENPs en España se declararon a partir de 1987 (García Alonso, 2009).

Esta expansión *declaracionista* promovida por las CCAA también se apoyó en una renovada legislación en la materia. En 1989 se abrió una nueva etapa a raíz de la promulgación de la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres. Este hecho supuso una actualización jurídica conexas con los nuevos planteamientos en la conservación de la naturaleza, dirigidos a combinar la preservación tanto de las especies amenazadas como de los lugares donde éstas habitan. La citada ley dio carácter genérico a toda la normativa individualizada y dispersa existente hasta ese momento (Garayo, 2001). Entre sus objetivos destacó, además, el entonces emergente planteamiento de proteger de forma integral la biodiversidad, lo que facilitó el avance hacia la aproximación de las acciones internacionales sobre protección de especies animales y vegetales.

Pero el hecho más relevante del citado texto legislativo probablemente fuera la transferencia a las CCAA de la competencia de declarar y gestionar los ENPs ubicados en su territorio, a excepción de los Parques Nacionales. La articulación de las competencias sobre ENPs es de las llamadas compartidas (Ruiz Salgado, 2006), esto es, el Estado es competente para dictar la legislación básica sin perjuicio de las facultades de las CCAA de ejercer competencias asumidas en la materia desarrollando una verdadera política propia aunque dentro del marco estatal.

Por otro lado, la Ley 4/1989 estableció 4 figuras de protección de acuerdo con su representatividad, interés o contribución a la conservación de los hábitats: Parque, Reserva Natural, Monumento Natural y Paisaje Protegido. No obstante, el texto legal dejó abierta la posibilidad a las CCAA de poder establecer otras figuras distintas a las citadas de acuerdo con su legislación. Las CCAA desarrollaron su propio ordenamiento jurídico que, aunque en general sigue el modelo estatal, introduce diferencias importantes y dificulta, en ocasiones, la comparación (Florido y Lozano, 2005).

La asunción de estas competencias por parte de las CCAA ha tenido un doble efecto que se ha prolongado en el tiempo. En primer lugar, al tener las CCAA la posibilidad de crear figuras de protección propias han proliferado nuevas categorías⁵⁸, lo que ha generado una innecesaria confusión y complicaciones en relación a la homologación internacional respecto a las categorías

⁵⁸ De acuerdo con Europarc-España (2012) las figuras de protección utilizadas en la legislación autonómica para los ENPs son las siguientes: Árbol singular, Área natural recreativa, Área natural singular, Biotopo protegido, Corredor ecológico y de biodiversidad, Enclave natural, Espacio de interés natural, Humedal protegido, Lugar de interés científico, Microrreserva, Monumento natural de interés nacional, Paraje natural, Paraje natural de interés nacional, Paraje natural municipal, Paraje pintoresco, Parque periurbano, Parque periurbano de conservación y ocio, Parque rural, Refugio de fauna, Reserva fluvial, Reserva de fauna, Reserva integral, Reserva natural concertada, Reserva natural de fauna salvaje, Reserva natural dirigida, Reserva natural integral, Reserva natural marina, Reserva natural parcial, Sitio de interés científico y Sitio natural de interés nacional.

UICN (véase más adelante Apdo. 3.3.2.). Este es un problema estructural de la política de ENPs en España que ha sido subrayado por numerosos autores (Mulero, 2002; Florido y Lozano, 2005; Troitiño *et al.*, 2005).

Estrechamente vinculado a este primer efecto, en segundo lugar, se ha ampliado cuantitativamente de forma sustancial el territorio protegido en España. No obstante, se han formado redes regionales de ENPs inconexas y heterogéneas entre sí, y caracterizadas por poseer objetivos dispares. En este sentido, “no es posible referirse a una política española de protección de espacios naturales y, mucho menos, a una red española de espacios protegidos” (Mulero, 1999:176), sino que se han creado una serie de ENPs cuyo objetivo común no responde a una política planificada ni unificada conforme con los intereses comunes de las CCAA.

A todo esto hay que añadir otros problemas de la política de ENPs actual. Por un lado, se ha puesto de relieve la limitada operatividad de los instrumentos de planificación y gestión junto con la débil incorporación de estos instrumentos al desarrollo socioeconómico del territorio (Troitiño *et al.*, 2005). La profusión de ENPs ha producido conflictos de uso, especialmente cuando los objetivos ligados a la conservación chocan con, por ejemplo, los aprovechamientos agrarios y forestales. Estos conflictos son particularmente destacados cuando parte importante de suelo del ENP es de propiedad privada. No obstante, en previsión de esta circunstancia, la Ley 4/1989 ya contemplaba algunos mecanismos de conservación con participación de actores privados. La ley preveía la posibilidad de conceder ayudas a los titulares de terrenos sitios en ENPs para realizar programas de conservación. Recientemente, asimismo, algunas leyes autonómicas en la materia también han incluido mecanismos de Custodia del Territorio (CdT) (Basora y Sabaté, 2006)⁵⁹.

Esta fase expansionista de la política de ENP auspiciada por las CCAA desembocaba en notables diferencias entre éstas. En referencia a datos de 2005, el % de superficie protegida de las CCAA iba desde el 2,3% de Aragón hasta el 36,6% de La Rioja (De la Peña *et al.*, 2012). Las diferencias en términos de superficie protegida con plan de gestión aprobado eran aún mayores, donde destacaban la CAPV (75,5%) y Andalucía (84,5%) frente al resto de CCAA, dado que algunas ni siquiera habían aprobado ningún plan de gestión (Castilla León, Extremadura, Murcia). Este indicador no ahonda en la calidad en la gestión pero sí nos ofrece información sobre el desarrollo legislativo con respecto a los instrumentos de gestión. En este sentido, cabe señalar que el número de instrumentos de gestión aprobados en el conjunto del Estado era bajo en general (Troitiño *et al.*,

⁵⁹ En el Apdo. 3.3.4.2 se realiza una revisión más detallada de la Custodia del Territorio.

2005), y que el tiempo medio que transcurría desde la declaración del ENP hasta la aprobación de su plan de gestión era, en la mayoría de casos, superior a los 5 años e incluso llegaba a superar los 10 años (Europarc-España, 2002).

Dentro de este panorama diverso y desigual, cabe resaltar el avance muy destacado de Andalucía. En 2005 aportaba el 32% de superficie protegida del conjunto del Estado (De la Peña *et al.*, 2012), con una red de ENPs implementada en base a una estrategia que diferenciaba espacios a proteger de acuerdo con sus valores ecosistémicos y funciones sociales (Mulero, 2001). Además, esta comunidad fue pionera en el establecimiento de Planes de Desarrollo Sostenible en sus ENPs (Troitiño *et al.*, 2005), además de ser también un referente en el establecimiento de la Carta Europea de Turismo Sostenible (Muñoz, 2008).

2.4.3. La Ley 47/2007 de Patrimonio Natural y de Biodiversidad

La Ley 47/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, deroga y sustituye la Ley 4/1989, introduciendo además una serie de modificaciones en la línea de lo planteado desde la UE y con el objetivo central de adecuar la legislación básica en la materia. Los avances de la política de ENPs hasta 2007 fueron importantes cuantitativamente y, como consecuencia de ello, en el conjunto del estado se contaba entonces con aproximadamente 1.600 ENPs sobre el 11,8% del territorio (Europarc-España, 2008a). No obstante, las carencias detectadas en los ámbitos de la planificación, la gestión y la conectividad, a fin de lograr una red de ENPs coherente, aconsejaban la remodelación del marco legislativo. La Ley 4/1989 debía actualizarse para responder a los nuevos retos planteados en la conservación de la naturaleza.

La Ley 47/2007 proporciona un marco de actuación donde se refuerzan, entre otros, los mecanismos de cogestión entre el ámbito público y el privado. El texto legal muestra su preferencia por los acuerdos voluntarios con propietarios y usuarios e introduce la figura de CdT en la legislación básica en la materia. Sin embargo, hay aspectos que se mantienen con respecto a la Ley 4/1989, tales como el Plan de Ordenación de Recursos Naturales (PORN), como instrumento básico de planificación para cada ENP, y las Áreas de Influencia Socioeconómica (AIS)⁶⁰, con especificación del régimen económico y las compensaciones adecuadas al tipo de limitaciones. Además, de acuerdo con el marco de actuación general establecido por la Ley 47/2007, las CCAA siguen detentando las competencias sobre el desarrollo legislativo propio y la declaración y gestión de ENPs.

⁶⁰ Las AIS estarán integradas, al menos, por el conjunto de los términos municipales donde se encuentre ubicado el ENP de que se trate y su zona periférica de protección.

Las principales novedades de la Ley 47/2007, de acuerdo con Tolón y Lastra (2008), se agrupan en 5 apartados:

- a. Modificación de la tipología de ENPs. La Ley 47/2007 mantiene la estructura tipológica de ENPs contenida en la Ley 4/1989 aunque incorpora las Áreas Marinas Protegidas (a lo que se une la creación de la red de áreas marinas protegidas), actualizando con ello las figuras de protección. La Ley 47/2007 define 5 figuras: Parque, Reserva Natural, Área Marina Protegida, Monumento Natural y Paisaje Protegido.
- b. Creación del Inventario del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Este inventario sirve de instrumento para recoger la distribución, abundancia, estado de conservación y la utilización del patrimonio natural, e incluye: el Inventario de ENPs, la Red Natura 2000 y Áreas protegidas por diferentes instrumentos internacionales.
- c. Corredores ecológicos. Se incorporan a la planificación ambiental o a los PORN y, en particular, las CCAA podrán utilizar estos corredores ecológicos con el fin de mejorar la coherencia ecológica, la funcionalidad y la conectividad de la Red Natura 2000.
- d. Creación de nuevos instrumentos. Una serie de nuevos instrumentos tratarán de contribuir a mejorar la gestión integral de los objetivos de esta ley. Entre estos instrumentos destacan: (a) el Plan Estratégico Estatal del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad; (b) un Sistema de indicadores; y (c) el Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad. De todas formas, hay que señalar los retrasos que se han producido en los instrumentos más allá de su mera consideración. Por ejemplo, la Estrategia para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica, del año 1998, no ha sido desarrollada ni aplicada (Ecologistas en Acción, 2008).
- e. Adecuación del estatus de la Red Natura 2000. La Ley 47/2007 aborda específicamente los espacios Red Natura 2000, que pasan a tener consideración de espacio protegido con la denominación específica de “espacios protegidos Red Natura 2000”. En cuanto a especificaciones generales, incluidas las medidas de conservación, el texto legal sigue las directrices europeas en la materia. Al margen de esto, la Ley 47/2007 también da un trato específico a las áreas protegidas por instrumentos internacionales, como lo Humedales Ramsar o las Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM). De hecho, el ‘apartado internacional’ de la política de ENPs necesitaba de una importante actualización debido a las carencias mostradas (Mulero, 2004).

2.4.4. La Red Natura 2000 en España

La asunción de la legislación comunitaria obliga a España a cumplir las directrices establecidas en la Directiva Hábitats, cuya trasposición se produjo mediante el Real Decreto 1997/1995, lo que, en definitiva, ha supuesto una significativa ampliación del territorio protegido por medio de la Red Natura 2000. El desarrollo de esta Red en España ha producido un cambio de orientación con respecto a actuaciones que buscaban la confección de una red de ENPs en base a la legislación propia, dando lugar a que se protejan numerosos hábitats de interés comunitario sitios en España. En este sentido, el territorio español está en posición de hacer una aportación fundamental al mantenimiento de la biodiversidad a escala comunitaria.

España cuenta con una gran diversidad de ecosistemas desde la Región Biogeográfica Alpina hasta la Mediterránea⁶¹ (Comisión Europea, 2003), siendo el estado miembro de la UE con mayor biodiversidad con un total de 100.000 taxones estimados (Ecologistas en Acción, 2008). España es el estado miembro de la UE que, con más de 147.000 km², aporta más superficie terrestre a Natura 2000⁶². De los 231 tipos de hábitats de interés comunitario establecidos en el Anexo I de la Directiva Hábitats, en España se encuentran 121, lo que además supone más del 50% de los considerados prioritarios por el Consejo de Europa. La riqueza desde el punto de vista de la biodiversidad, junto con el desarrollo legislativo acaecido, ha derivado en que aproximadamente el 27% del territorio español se encuentre protegido por la Red Natura 2000. España cuenta con 1.446 LICs y 595 ZEPAs, siendo la Región Biogeográfica Mediterránea la de mayor aportación con 115.000 km² (Europarc-España, 2012).

El incremento en términos cuantitativos que ha tenido la Red Natura 2000 en los últimos años, sin embargo, no ha estado exento de dificultades en su proceso de creación y desarrollo. En primer lugar, existen una serie de problemas estructurales que tienen que ver con el retraso en la declaración de la Red, con su financiación y con la capacidad de gestión de la misma. Mulero (2004) señala que los dos primeros, retraso y financiación, han constituido dos obstáculos estructurales en el proceso de desarrollo de la Red. Señala, asimismo, que el afán protector en España en relación a iniciativas internacionales, y en especial a la Red Natura 2000, no concuerda con los medios técnicos y financieros de la administración, ni tampoco con su capacidad de planificación y gestión. La falta de

⁶¹ España alberga 4 de las 9 Regiones Biogeográficas declaradas en la UE: Alpina, Atlántica, Mediterránea y Macaronésica.

⁶² Fuente: Comisión Europea (2011): *Natura 2000 Barometer*. Véase: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/barometer/index_en.htm [acceso el 02/06/2012].

capacidad de gestión también ha sido subrayada por Europarc-España (Europarc-España, 2005a, 2012), haciendo hincapié asimismo en el necesario incremento de recursos para suplir esta carencia. Por el momento, de los 1.446 LIC sólo han sido declaradas 226 ZEC (15,6%). Si a todo esto le unimos una falta de estrategia común para el conjunto del estado hasta fechas recientes⁶³, el resultado es una Red Natura 2000 poco coherente como red, y con pocos criterios comunes en los ámbitos de declaración, planificación y gestión (Donada y Ormazábal, 2005).

En segundo lugar, cabe destacar el riesgo que entraña el mantenimiento de una biodiversidad tan rica a nivel comunitario en caso de no alcanzar los objetivos de conservación propuestos. España cuenta con el mayor número de plantas vasculares amenazadas, y con un 26% de vertebrados incluidos en las categorías “en peligro”, “vulnerables” o “raros” de la UICN (Ecologistas en Acción, 2008). No obstante, España ha incumplido las obligaciones derivadas de la Directiva Hábitats al no haber establecido prioridades para las ZEC de la Región Biogeográfica Macaronésica, ni haber adoptado ni aplicado las medidas apropiadas de conservación (Europarc-España, 2012). En este sentido, existe un alto riesgo de no alcanzar los objetivos de conservación pese a la presencia de altos índices de biodiversidad.

En tercer lugar, existen deficiencias importantes en cuanto a la participación ciudadana⁶⁴. Diversos autores han señalado que se debe dar voz a los actores locales que reclaman un nuevo papel en la gestión del territorio y, en particular, en los espacios Red Natura 2000, dada la inestimable aportación que pueden hacer en este sentido (Donada y Ormazábal, 2005; Europarc-España, 2005a). Igualmente, es escasa, cuando no inexistente, la participación de los representantes públicos de los entes locales (Ruiz Salgado, 2006). Su participación está limitada a aspectos colaterales y, en todo caso, intervienen cuando los ENPs ya están definidos geográficamente. Sin embargo, no puede obviarse la importancia de la administración local en el éxito de la Red Natura 2000 pues sus competencias sobre el suelo son determinantes, sin contar que son la administración más cercana a la ciudadanía.

⁶³ La Conferencia Sectorial de Medio Ambiente aprobó las Directrices de Conservación de la Red Natura 2000 en 2011 (Resolución de 21 de setiembre de 2011, de la Secretaria de Estado de Cambio Climático). Estas directrices fueron elaboradas a partir del trabajo conjunto entre el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino y las CCAA, y constituyen el marco orientativo para la planificación y gestión de los espacios Natura 2000.

⁶⁴ En el Apdo. 3.5.3. se realiza una revisión en profundidad de la participación en el ámbito de los ENPs.

2.4.5. Balance y retos a futuro de la política de Espacios Naturales Protegidos en España

España ha pasado de tener en el decenio de 1970 apenas un 0,2% de su territorio protegido, una superficie irrisoria para la biodiversidad que alberga el conjunto del estado, a tener hoy en día una red de ENPs, incluida la Red Natura 2000, que alcanza el 27% del territorio; España cuenta con más de 1.700 ENPs de designación nacional (Europarc-España, 2012). Los avances en la conservación de la naturaleza y en la situación de los ENPs en general han sido notables en las últimas décadas. Sin embargo, tampoco podemos pasar por alto que, en los últimos 50 años, como resultado de la insostenibilidad del modelo de desarrollo, los ecosistemas y la biodiversidad en España han sufrido un proceso acelerado y sin precedentes de alteraciones negativas (Montes *et al.*, 2011).

Este incremento de ENPs cuantitativamente tan importante ha venido acompañado de un desarrollo legislativo no menos significativo. Las deficiencias y problemas detectados en los años posteriores a la Ley 4/1989, periodo en el que se produjo la mayor expansión de ENPs, han tratado de ser resueltos, en la medida de lo posible, con la promulgación de la Ley 47/2007. Este texto legal mantiene un espíritu acorde con los retos actuales de la conservación de la naturaleza (enfoque integrador, conservación ecosistémica, mayor participación de actores, etc.) e introduce modificaciones al objeto de adecuarse a las nuevas circunstancias, en particular las derivadas del ámbito comunitario y en concreto en lo referente a la Red Natura 2000. Sin embargo, esta ley aún es muy joven para poder valorar sus méritos y, sobre todo, cabe considerar que la mera promulgación de una ley no significa que automáticamente se consiga una conservación de la naturaleza más eficaz, sino que también influyen otros muchos factores.

Así, pese al avance legislativo en la materia, tanto la concepción como el desarrollo de la red de ENPs, territorialmente tan importante, está aquejada de una serie de problemas, algunos de ellos aún por resolver. En primer lugar, la 'regionalización' de la política de conservación de la naturaleza no ha propiciado el necesario enfoque global que requiere la gestión del medio natural (Ecologistas en Acción, 2008). La incapacidad histórica que ha mostrado la legislación para establecer una red representativa y jerarquizada así como el afán de diferenciación de las CCAA con objetivos muy heterogéneos han hecho que, desde una perspectiva territorial, la red de ENPs se caracterice por su fragilidad (Mulero, 2002). En este sentido, cabe considerar dos aspectos que refuerzan este argumento. Por un lado, la diferenciación entre CCAA se plasma en legislaciones dispares y en ocasiones no homologables (Florido y Lozano, 2005), dándose la circunstancia de que algunas CCAA siguen manteniendo fórmulas propias que no encajan bien con los criterios de la UICN para la designación de ENPs: cerca del 50% de los ENPs españoles no se corresponden con ninguna categoría UICN (AEMA, 2010a). Y, por otro lado, la mayoría de las CCAA no han tenido en cuenta los corredores

ecológicos en sus políticas (Sunyer y Manteiga, 2008), circunstancia que resta coherencia a la red estatal de ENPs.

En segundo lugar, la gestión también se sitúa en el debe de la política de ENPs. La descentralización derivada de las competencias asumidas por las CCAA *a priori* debería conllevar una gestión más eficaz, pero parece que este aspecto tampoco ha sido resuelto satisfactoriamente. Por un lado, los instrumentos de gestión básicos no son aprobados o se aprueban con retrasos considerables, restando eficacia a la gestión. Baste señalar que el 50% de los Parques aún no cuentan con un Plan de gestión, entre ellos 4 Parques Nacionales (Europarc-España, 2012). Por otro lado, recientemente ha comenzado a instalarse un discurso sustentado en las bondades de mejorar la calidad en la gestión que permita el cumplimiento de los objetivos de conservación definidos (Europarc-España, 2010a, 2011). Este discurso es síntoma de la necesidad de avanzar en este aspecto habida cuenta del déficit existente. Este es, sin duda, uno de los principales retos a los que tiene que hacer frente en el futuro inmediato la política de ENPs en España junto con la protección marina, mucho menos desarrollada que la terrestre (Europarc-España, 2012).

Finalmente, un tercer aspecto en el que han de producirse avances es en el propio cumplimiento de la normativa. España es uno de los países de la UE que mayor número de sanciones, quejas y denuncias acumula por incumplimiento de las normativas de conservación de la naturaleza, llegando a incumplir la Directiva Hábitats. Los daños producidos en el medio natural a raíz de estas actuaciones inciden además sobre los ENPs; tal es el caso de 10 de las infraestructuras incluidas en el Plan Especial de Infraestructuras de Transporte con un impacto negativo sobre la Red Natura 2000 y para las que se ha pedido que se retire la financiación comunitaria (Ecologistas en Acción, 2008). Pero independientemente de que el incumplimiento de la normativa se produzca debido a razones que ocurran dentro o fuera de los ENPs, esta situación no es de recibo si verdaderamente se quiere apostar por la conservación de la naturaleza al margen, incluso, de los ENPs.

2.5. Política de Espacios Naturales Protegidos en la CAPV

2.5.1. Origen y primeras declaraciones

A diferencia de lo ocurrido en otros lugares del Estado, la política de ENPs de la CAPV no tiene un largo recorrido si atendemos a las declaraciones de áreas protegidas, que no se efectuaron hasta finales del decenio de 1980. Los primeros proyectos de declaración de ENPs, sin embargo, datan del

decenio de 1920⁶⁵. En este sentido, se diferencian 2 etapas principales en la política de ENPs de la CAPV (Garayo, 1999). La primera de ellas comprende el periodo citado (1920-1980) mientras que la segunda comienza en el decenio de 1990, cuando se declaran los primeros ENPs y se produce una intensificación del proceso declaratorio, potenciado por el apoyo legislativo desarrollado entonces.

En los inicios de la primera etapa, la preocupación e interés por la protección de la naturaleza estuvo circunscrita a determinadas élites intelectuales y burguesas vinculadas fundamentalmente al nacionalismo vasco. Estos sectores de la sociedad estuvieron impregnados por ideas regeneracionistas pero, por cultura y tradición histórica, ligaban la conservación con enfoques sectoriales como las políticas forestales (Garayo, 1992). Las propuestas de protección planteadas en esta época no superaron la fase de proyecto aunque es interesante destacar que coinciden con Parques Naturales existentes en la actualidad (Gorbeia, Urkiola, Aizkorri o Aralar). La movilización social en defensa del medio ambiente y su correspondencia en forma de actuaciones a favor del mismo por parte de la administración fue creciente durante el siglo pasado, en especial a partir del decenio de 1960 y 1970. La acelerada industrialización y proceso de urbanización desarrollados en esta época favorecieron un progresivo proceso de degradación ecológica y ambiental, ante cuyas consecuencias se movilizaron diferentes colectivos (ecologistas, vecinos, asociaciones de montaña, etc.) incrementando la presión sobre la administración para declarar ENPs.

Tras la aprobación del Estatuto de Autonomía de 1979 el panorama competencial cambió y esto facilitó el desarrollo de la política de conservación de la naturaleza⁶⁶. Sin embargo, no es hasta la segunda mitad del decenio de 1980, cuando las intenciones proteccionistas se ejecutan en forma de declaración de ENPs, tras lo cual se experimentó una fuerte expansión del número de declaraciones y superficie protegida durante el decenio de 1990.

La CAPV posee competencias exclusivas en materia de medio ambiente y ecología de acuerdo con lo establecido por el artículo 11.1a del Estatuto de Autonomía de 1979 (Ley orgánica 3/1979, de 18 de diciembre). Sin embargo, en lo referente a la política de conservación de la naturaleza, la CAPV no contó con legislación específica hasta la promulgación de la Ley 16/1994, de 30 de junio, de Conservación de la Naturaleza. Esta ley se ha configurado, sin lugar a dudas, en el instrumento básico con el que se ha desarrollado la política de ENPs desde su aparición. Tras el

⁶⁵ Para una revisión en profundidad véase Garayo (1996b), quien realiza un exhaustivo análisis histórico de la política de ENPs en la CAPV desgranando los motivos que han caracterizado su evolución. Estas razones son recogidas en modo sucinto por Ruis Urrestarazu y Galdós (2007).

⁶⁶ Para una revisión en profundidad de los ENPs de la CAPV desde el punto de vista legislativo véase Lazcano (2007).

Estatuto de Autonomía y hasta la aprobación de la citada ley, la política de conservación estuvo regulada al amparo de la legislación estatal, en concreto, de acuerdo con la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de Espacios Naturales y de Flora y Fauna Silvestres.

El periodo 1979-1989 estuvo marcado por las expectativas iniciales creadas, tras la asunción de competencias en la materia, y por los conflictos institucionales, que no hicieron más que retrasar las primeras declaraciones de ENPs (Garayo, 1996b). La UNESCO declaró la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (RBU) en 1984 y, años más tarde, el Parlamento Vasco elevó a rango de ley su normativa, al aprobar la Ley 5/1989, de 6 de julio, de Protección y Ordenación de la RBU. Actualmente, la RBU es la única área protegida de la CAPV que cuenta con ley propia para su ordenación. En 1989 también fue declarado el primer Parque Natural de la CAPV, el de Urkiola. Posteriormente, fueron declarados los Parques Naturales de Valderejo (1992), Aralar (1994) y Gorbeia (1994), todos ellos mediante decreto y al amparo de la citada legislación estatal.

Desde inicios del decenio de 1980 hasta 1994, la política de conservación estuvo caracterizada por dos factores principales que han condicionado su posterior desarrollo (Garayo, 1996b). Por un lado, se siguieron estrategias departamentales dispares (en relación a proyectos legislativos, territorios susceptibles de ser protegidos, figuras de protección, normativa utilizada, etc.), enfrentado en ocasiones a secciones del ramo agrario frente a las de medio ambiente. Por otro lado, a partir de 1989 se hizo hincapié en lo cuantitativo (número de ENPs y de superficie protegida) que, sin embargo, constituyeron acciones que no contaron con un instrumento normativo apropiado hasta la citada Ley 16/1994. En este periodo tampoco se contó con los medios operativos necesarios (definición del modelo territorial donde insertar los ENPs), ni con una estructura político-administrativa unitaria y coherente. Además, esta política estuvo impregnada de una orientación tecnocrática al dejar al margen cuestiones como la participación de las comunidades locales y la integración de sus aspiraciones socioeconómicas (Garayo, 1999), aspectos que recoge la Ley 16/1994 pero que, en general, no han sido suficientemente subsanados en su aplicación.

2.5.2. La Ley 16/1994 de Conservación de la Naturaleza

La promulgación de la Ley 16/1994 abrió un nuevo periodo en la política de conservación de la naturaleza de la CAPV en tanto que supuso dejar de lado la utilización de leyes estatales como soporte jurídico para la designación de ENPs.

El primer propósito de la citada ley es, obviamente, la conservación de la naturaleza pero asume a la vez la necesidad de que las actividades humanas sean consideradas para su consecución. Así, entre sus principios, se refleja la indisoluble interrelación entre actividades humanas y el

entorno donde se desarrollan⁶⁷. Aboga asimismo por una conservación de la naturaleza y de sus recursos “compatible con un proceso de desarrollo económico y social ordenado y configurado por la integración de las distintas políticas sectoriales”⁶⁸ de acuerdo con la visión integradora más extendida e imperante sobre los ENPs en la actualidad. Tal como apunta la propia ley, una conservación a ultranza del medio seguramente no conduciría a los resultados esperados. Éste es un planteamiento aparentemente coherente para la CAPV, donde las condiciones demográficas, económicas y sociales preexistentes han transformado y configurado su territorio de manera significativa. De acuerdo con esta perspectiva, los objetivos perseguidos por los ENPs al amparo de esta ley⁶⁹ giran en torno a 3 ejes fundamentales (García Alonso, 2007, 2009): (a) conservación de la naturaleza; (b) desarrollo socioeconómico de las comunidades locales; y (c) uso público de los espacios, con especial atención a la función que cumplen en el área de la educación ambiental (DFA *et al.*, 2011).

Independientemente de su discurso, en la *praxis* una de las aportaciones más importantes de la Ley 16/1994 ha sido la definición de 3 figuras de protección (art. 13): Parque Natural, Biotopo Protegido y Árbol Singular. Esto contribuyó a salvar la indefinición existente hasta el momento y hacer posible que las declaraciones de ENPs se lleven a cabo de forma más ágil, facilitando la proliferación de declaraciones ocurrida, en particular, durante la segunda mitad del decenio de 1990. Sin perjuicio de ello, por el contrario, esta definición también ha contribuido a ampliar la lista de figuras de protección existentes en el conjunto del Estado, en el seno de la UE y a nivel mundial, dificultando aún más si cabe la homogeneización de la clasificación de las figuras de protección. No obstante, con el ánimo de facilitar la equiparación con otras figuras de protección, la Ley 16/1994 señala que “son biotopos protegidos, a los efectos de esta ley, los espacios naturales que en la legislación básica reciben la denominación de reservas naturales, monumentos naturales y paisajes protegidos” (art. 15), en clara alusión a las figuras definidas por la Ley 4/1989.

De entre las 3 figuras definidas, el Parque Natural se manifiesta como la más representativa de la política de conservación, tanto por su importancia cuantitativa desde el punto de vista territorial como por los valores ecológicos y paisajísticos que alberga. De hecho, la norma define los

⁶⁷ Véanse art. 1.1a), 1d) y art. 2.a), c), e), g), h), i), j) en Disposiciones Generales de la Ley 16/1994 (BOPV nº 142, de 27 de julio de 1994, págs. 8.964-6).

⁶⁸ Preámbulo de la Ley 16/1994 (véase BOPV nº 142, de 27 de julio de 1994, pág. 8.961).

⁶⁹ Son objetivos expresos de la Ley 16/1994 (art. 1.1) “a) la utilización ordenada de los recursos naturales por la población, garantizando el aprovechamiento sostenido de las especies y de los ecosistemas, así como su restauración y mejora; b) la preservación de la variedad y singularidad de los ecosistemas naturales y del paisaje, así como la protección de las áreas de interés geológico; c) el mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales y de los hábitats de las especies de fauna y flora que viven en estado silvestre, garantizando su diversidad genética; d) el mantenimiento de la capacidad productiva del patrimonio natural”.

Parques Naturales (art. 14) como “áreas no transformadas sensiblemente por la explotación u ocupación humana”, además de especificar que debido a sus particulares características requieren “de una actuación preferente de los poderes públicos” a fin de “hacer compatible el aprovechamiento ordenado de sus recursos naturales y el uso público con la conservación o recuperación de sus valores ecológicos, estéticos o educativos”. La figura de Biotopo Protegido (art. 15), por su parte, incluye “lugares concretos del medio natural y formaciones de notoria singularidad, rareza, espectacular belleza o destacado interés científico”. Por ello en estos enclaves “estará limitada la explotación de recursos, salvo en aquellos casos en que esta explotación sea compatible con la conservación de los valores que se pretende proteger”. Frente a estas dos, el Árbol Singular (art. 16) se manifiesta como una figura menor, ya que en la misma sólo se consideran “los ejemplares de árboles que por sus características extraordinarias o destacables (tamaño, edad, historia, belleza, situación, etc.) merecen una protección especial”.

Además de las figuras de protección, la Ley 16/1994 también define los instrumentos con los que perseguir los principios y finalidades planteadas (art. 3). La norma establece el marco de actuación para los Planes de Ordenación de Recursos Naturales (PORN), a desarrollar conjuntamente con la propia declaración y puesta en marcha del ENP en cuestión. El PORN tiene por objeto la planificación de los recursos del área en cuestión y ordenar el desarrollo de actividades y usos del territorio de acuerdo con una determinada zonificación establecida. Ello debe ser complementado con el Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) (art. 27), el instrumento encargado de regular los usos y actividades de acuerdo con los objetivos establecidos por el PORN.

En cuanto a la distribución de competencias entre las instituciones gubernamentales de la CAPV, la declaración de ENPs corresponde al Gobierno Vasco pero la gestión corresponde a los órganos forales competentes (art. 25.1); en los Parques Naturales, además, se cuenta con el Patronato del Parque que, en cada uno de éstos, ejerce de órgano asesor y colaborador (art. 31.1). La financiación de las labores de gestión corre a cargo de las Diputaciones Forales (DDFF), quienes no siguen un patrón único (DFA *et al.*, 2011). La Diputación Foral de Araba (DFA), por su parte, provee anualmente un presupuesto destinado a cada Parque Natural, mientras que para el resto de ENPs la previsión y el gasto se incluyen en otras partidas más amplias; por el contrario, la Diputación Foral de Bizkaia (DFB) y la Diputación Foral de Gipuzkoa (DFG) no disponen de presupuesto específico para los ENPs sino que la financiación se detrae de otras actuaciones sectoriales en materia de montes, caza, uso público, etc.

Al margen de la promoción de los ENP, la presente ley también ha contribuido al desarrollo de la política de protección de la fauna y la flora. Así, se inició un periodo activo en el que se han

puesto en marcha diferentes iniciativas en este sentido que pretenden complementar la política de ENPs, y donde destaca el Catálogo de Especies Amenazadas de la CAPV (1996)⁷⁰ como instrumento para lograr los objetivos de conservación en el marco de la Ley 16/1994 (art. 3). De modo complementario, también se han declarado 6 Humedales Ramsar que, en su conjunto, abarcan 1.685 Ha⁷¹. Pese a que estos lugares no tienen que ser necesariamente ENPs, todos ellos están catalogados bajo alguna figura de protección; de entre los humedales declarados, 4 de ellos, Salburua, Ría de Mundaka-Gernika, Txingudi y Lagunas de Laguardia, se encuentran protegidos al amparo de la Red Natura 2000, siendo éste último espacio, además, Biotopo Protegido.

2.5.3. La Red de Espacios Naturales Protegidos de la CAPV

De acuerdo con el artículo 11.1 de la Ley 16/1994, la Red de ENP (RENP) de la CAPV está constituida por las figuras de protección contempladas en la propia ley, es decir, Parque Natural, Biotopo Protegido y Árbol Singular. La RENP es creada con el fin de representar los principales ecosistemas y formaciones naturales de la CAPV, además de: (a) coordinar los sistemas generales de gestión de los ENPs; (b) promocionar los ENPs de forma homogénea conjunta; (c) colaborar en programas estatales e internacionales de conservación de espacios protegidos y de la vida silvestre; y (d) posibilitar el intercambio de información con otras redes o sistemas de protección, así como con aquellas organizaciones nacionales o internacionales relacionadas con la protección y conservación de la naturaleza. El mantenimiento de la RENP y la consecución de sus objetivos corresponden al Gobierno Vasco aunque deba desarrollarse de manera coordinada con los órganos forales. De acuerdo con esto, la CAPV cuenta con una RENP compuesta por 9 Parques Naturales, 6 Biotopos Protegidos y 25 Árboles Singulares. A estos espacios se les debe añadir la RBU, conformando así una red de áreas protegidas que abarca aproximadamente el 14,4% del territorio de la CAPV⁷². Según lo establecido por la Ley 16/1994, la RBU no es parte de la RENP⁷³, aunque a efectos prácticos se puede considerar parte de la misma debido a los objetivos que persigue y los valores ecológicos que alberga y porque debe ser tenida en cuenta a la hora de abordar actuaciones en base a una visión global del sistema de ENPs.

⁷⁰ Decreto 167/1997, de 9 de julio, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora, Silvestre y Marina (véase BOPV nº 140, de 22 de julio de 1996).

⁷¹ Fuente: www.ingurumena.ejgv.euskadi.net [acceso el 24/05/2012].

⁷² Los Parques Naturales abarcan una superficie conjunta de 76.559 Ha (10,6% de la superficie de la CAPV), los Biotopos Protegidos de 5.194 Ha (0,72%) y la RBU de 22.042 Ha (3,05%). Fuente: www.ingurumena.ejgv.euskadi.net [acceso el 23/04/2012].

⁷³ Téngase presente que la RBU no es un ENP definido por la Ley 16/1994, que establece que “los espacios naturales protegidos a tenor de la presente ley constituirán la Red de Espacios Naturales Protegidos de la Comunidad Autónoma del País Vasco” (art. 11.1).

Con posterioridad, la Ley 1/2010, de 11 de marzo, de modificación de la ley 16/1994⁷⁴, ha establecido recientemente que los espacios Red Natura 2000 también pasan a formar parte de la RENP, albergando así los 58 espacios Natura 2000 de la CAPV (52 LIC y 6 ZEPA). Está previsto que la Red Natura 2000 incluya (total o parcialmente) los ENPs constituidos en base a la Ley 16/1994 además de otros lugares diferentes a éstos, y supere con ello el 20% de la superficie de la CAPV.

El calendario de declaraciones de ENPs (Tabla 2.3) pone de manifiesto que la RENP se ha apoyado básicamente en la figura de Parque Natural, cuyas características la convierten en la figura de protección más destacada y sobre la que principalmente ha pivotado la política de ENPs de la CAPV hasta la llegada de la Red Natura 2000. El papel de la figura de Biotopo Protegido es secundario en este sentido aunque la declaración del de Deba-Zumaia (2009) constituye una excepción debido a su destacada superficie (4.300 Ha) y a que es el único que cuenta con PORN. Asimismo, se encuentran en tramitación desde 2006 los biotopos Diapiro de Añana y Montes de Triano, con una superficie conjunta prevista de 2.114 Ha⁷⁵. De acuerdo con Garayo (1996b), las deficiencias que en cuanto a representatividad de ecosistemas pueden presentar los Parques Naturales han tratado de ser corregidas con la creación de Biotopos Protegidos.

Un análisis detallado de la Tabla 2.3 muestra cómo en las declaraciones de Parques Naturales anteriores a la Ley 16/1994 el tiempo transcurrido desde el momento de la designación hasta la elaboración de los planes de ordenación y gestión fue elevado, amén de que, en algunos casos, estos planes han tenido que ser redefinidos o ni siquiera existen. El caso de Urkiola puede servir de ejemplo ya que, tras quedar anulado en 1997 su primer PORN (1994), se aprobó en 2002 el PORN actualmente en vigor, 13 años después de su declaración como Parque Natural. Asimismo, el Parque Natural de Aralar, declarado en 1994, todavía carece de PRUG, al igual que el de Pagoeta, declarado en 1998, que sólo cuenta con un Decreto sobre administración (1999). Estos datos parecen mostrar que estas primeras declaraciones se llevaron a cabo de forma apresurada y probablemente, como se señala en algunos trabajos, sin el consenso necesario entre las comunidades locales, oponiéndose incluso algunas de ellas a los procesos declaratorios (Garayo, 1999). En este sentido, la Estrategia de Biodiversidad 2009-2014 insta a que los Parques Naturales culminen la elaboración de sus correspondientes PRUG adecuando su contenido a los nuevos contextos y tendencias de la conservación en ENPs (Gobierno Vasco, 2009b).

⁷⁴ La Ley 1/2010 sólo modifica parcialmente los artículos 13, 16 y 17 de la Ley 16/1994. Véase BOPV, nº 60, de 30 de marzo de 2010: <http://www.euskadi.net/bopv2/datos/2010/03/1001839a.pdf> [acceso el 28/09/2012].

⁷⁵ Fuente: <http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-u95/es/u95aWar/lugaresJSP/U95aEntradaFiltroLugaresEnTramitacion.do?fInMenu=true> [acceso el 28/09/2012].

Tabla 2.3. Calendario de declaraciones de los ENPs de la CAPV

Año declaración	Año previsto declaración	Nombre	Figura de protección	Normativa	Superficie (ha)		Territorio Histórico
					prevista	declarada	
1984	--	Urdaibai	Reserva de la Biosfera	Ley 5/1989 (modif. Ley 15/1997); PRUG (1993, modif. 2003); PADAS (1998); Plan Estratégico (en proceso de elaboración)	--	22.042	Bizkaia
1989	--	Urkiola	Parque Natural	PORN (2002) ³ ; PRUG (1996); PRUG II (2006)	--	5.958	Araba-Bizkaia
1992	--	Valderejo	Parque Natural	PORN (1992); PRUG (1995, modif. 1997); II PRUG (2002)	--	3.418	Araba
1994	1992	Gorbeia	Parque Natural	PORN (1994); PRUG (1998)	25.000	20.016	Araba-Bizkaia
1994	1993	Aralar	Parque Natural	PORN (1994, modif. 2004)	13.670	10.971	Gipuzkoa
1995	--	Itxina	Biotopo Protegido	Decreto Declaración	--	571	Bizkaia
1995	--	Río Leizaran	Biotopo Protegido	Decreto Declaración	--	74	Gipuzkoa
1995 ¹	--	Lagunas de Laguardia	Biotopo Protegido	Decreto Declaración	--	46	Araba
1995	1994	Aiako Harria	Parque Natural	PORN (1995); PRUG (2002)	7.970	6.913	Gipuzkoa
1997	--	Inurritza	Biotopo Protegido	Plan Especial (2006)	--	52	Gipuzkoa
1998	1993	Pagoeta	Parque Natural	PORN (1998); Decreto Foral sobre administración (1999)	12.700	2.910 ²	Gipuzkoa
1998	--	San Juan de Gaztelugatxe	Biotopo Protegido	Decreto Declaración	--	158	Bizkaia
1998	1995	Izki	Parque Natural	PORN (1998); PRUG (2000, modif. 2005)	14.500	9.056	Araba
2006	1994	Aitzkorri-Aratz	Parque Natural	PORN (2006, modif. 2008) ⁴ ; PRUG en proceso (Aprobación provisional, 2010)	17.090	15.919	Araba-Gipuzkoa
2006	--	Armañón	Parque Natural	PORN (2006); PRUG en borrador (2008)	--	2.971	Bizkaia
2009	--	Tramo litoral Deba-Zumaia	Biotopo Protegido	PORN (2009)	--	4.300	Gipuzkoa
--	1996	Entzia	Parque Natural	--	6.400	--	Araba
--	2004	Diapiro de Añana	Biotopo Protegido	PORN suspendido (tras Orden de inicio, 24-02-2004)	--	--	Araba
--	2013	Montes de Vitoria	Parque Natural	PORN Aprobación Inicial (2012)	13.632	--	Araba

Fuente: elaboración propia a partir de Etzano (2004) y del Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. Véase: www.ingurumena.ejgv.euskadi.net [acceso el 23/04/2012].

Nota (1): El Biotopo Protegido de Lagunas de Laguardia fue ampliado en 1998.

Nota (2): El área ordenada por el PORN del Parque Natural de Pagoeta tiene una extensión de 2.910 Ha, de las cuales 1.335 pertenecen al Parque Natural y 1.575 a la Zona Periférica de Protección (BOPV, 28 de octubre de 1998, pág. 19.837).

Nota (3): El PORN del Parque Natural de Urkiola fue aprobado en 1994 (Decreto 102/1994) y anulado en 1997 (sentencia del TSJPV, 24 de octubre de 1997). Posteriormente, en 2002, se aprobó de nuevo el PORN (Decreto 147/2002).

Nota (4): El PORN del Parque Natural de Aitzkorri-Aratz fue aprobado en 2002 (Decreto 75/2002) y modificado en 2 ocasiones posteriormente en 2008 (edicto del TSJPV, de 26 de setiembre de 2008; y edicto del TSJPV, de 1 de octubre de 2008).

Además, estas primeras declaraciones se caracterizaron por constituir un intento institucional por revalorizar áreas rurales que, aunque de importante valor ecológico, experimentaban signos de decaimiento demográfico y económico. Valderejo es un caso documentado del intento de revitalización socioeconómica llevado a cabo mediante la declaración de Parque Natural (Garayo, 1997). De hecho, la política de ENPs de la CAPV ha estado caracterizada por la ligazón mantenida con la política rural desde inicios del decenio de 1990 a través de la integración de la variable ambiental en los planes de desarrollo rural (Etxano, 2004, 2009b). Pero las previsiones iniciales de declaraciones de ENPs quizás estuvieron impregnadas de demasiado optimismo. Si atendemos a la Tabla 2.3 se constata, por un lado, que la mayor parte de las declaraciones se han retrasado considerablemente con respecto al año previsto de declaración o incluso no se han llegado a declarar (Entzia); y por otra parte, en la mayoría de los casos la superficie declarada es notablemente inferior a la prevista en principio.

Con la adopción de la Ley 16/1994, tal como se ha señalado, se contribuyó a que se engrosara la RENP, declarándose en los años inmediatamente posteriores los Parques Naturales de Aiako Harria (1995), Pagoeta (1998) e Izki (1998). Años más tarde llegaron las declaraciones de Aitzkorri-Aratz (2006) y Armañón (2006), elevando a 9 el número total de Parques. Asimismo se prevé que para 2013 se designe Montes de Vitoria⁷⁶ que, con una superficie prevista de 13.632 Ha, será el décimo Parque Natural de la CAPV. Esta evolución diferenciada entre los diversos Parques Naturales ha contribuido a que el grado de desarrollo de los ENPs sea dispar en cuanto a la madurez en la gestión y a la consecución de sus objetivos. La Estrategia de Biodiversidad 2009-2014 incide en este aspecto, siendo una de sus líneas de actuación el desarrollo de una gestión eficaz y eficiente de los ENPs (Gobierno Vasco, 2009b). Para ello, el documento subraya la necesidad de un marco de planificación en cascada de la RENP y de revisar el sistema de categorías de protección, haciendo hincapié asimismo en que la gestión deberá adecuarse a estos cambios.

En la misma línea, el Gobierno Vasco y las Diputaciones Forales han elaborado conjuntamente una Estrategia de Calidad para la RENP, cuya finalidad es la adopción de estándares de calidad en la gestión y el establecimiento de los mecanismos necesarios para su consecución, para lo que han lanzado el Plan Integral de Calidad en ENPs 2011-2015 (DFA *et al.*, 2011). Este documento, en su diagnóstico previo, ha hecho balance de la política de ENPs en la CAPV, y en particular de la RENP, poniendo de manifiesto los siguientes aspectos:

⁷⁶ El PORN, en situación de Aprobación Inicial, ha dispuesto del periodo de información pública y de alegaciones abierto desde el 31/07/2012 hasta el 30/10/2012. Fuente: http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-u95/es/contenidos/informacion_publica/inf_20120730083747/es_def/index.shtml [acceso el 22/09/2012].

- a. La RENP de la CAPV es una estructura formal en base a una legislación específica (Ley 16/1994) más que una red de trabajo real y dinámica en torno a objetivos y criterios comunes. Hasta la fecha no se han puesto mecanismos efectivos de coordinación de esta Red.
- b. Los recursos tanto financieros como humanos destinados a la gestión de la Red no han estado de acuerdo con el incremento de responsabilidad y de trabajo que el crecimiento de la Red ha generado. Por tanto, el gasto público destinado a los ENPs debería incrementarse en general, y en particular en el mismo orden de magnitud que el aumento de los requerimientos de gestión.
- c. Este aumento de los requerimientos de gestión vinculados a la RENP demanda un aumento en la capacidad de gestión con respecto al pasado (p.ej., el hecho de que los actores sociales se involucren en procesos participativos para la toma de decisiones genera una necesidad de capacitación al respecto).
- d. En este sentido, también existe una necesidad explícita de actualizar y sistematizar conocimientos y técnicas de planificación y gestión de ENPs.

Igualmente, el Gobierno Vasco ha promocionado la elaboración de un manual de planificación participativa en ENPs al objeto de que sea aplicado, principalmente, en la Red Natura 2000 (García Fernández-Velilla *et al.*, 2011), junto a otros documentos divulgativos sobre las ventajas que proporciona esta Red en su entorno inmediato (García Fernández-Velilla *et al.*, 2012).

Las carencias señaladas, junto con el reto de caminar hacia una gestión activa y de mejora continua, ponen de manifiesto que la gestión de los ENPs no ha sido en todo este tiempo tan eficiente ni eficaz como se hubiera deseado. Pero, al mismo tiempo, estos retos constituyen el punto de partida para el inicio de una fase que aparentemente debe estar comandada por una mayor calidad en la gestión y una mayor eficacia en la conservación.

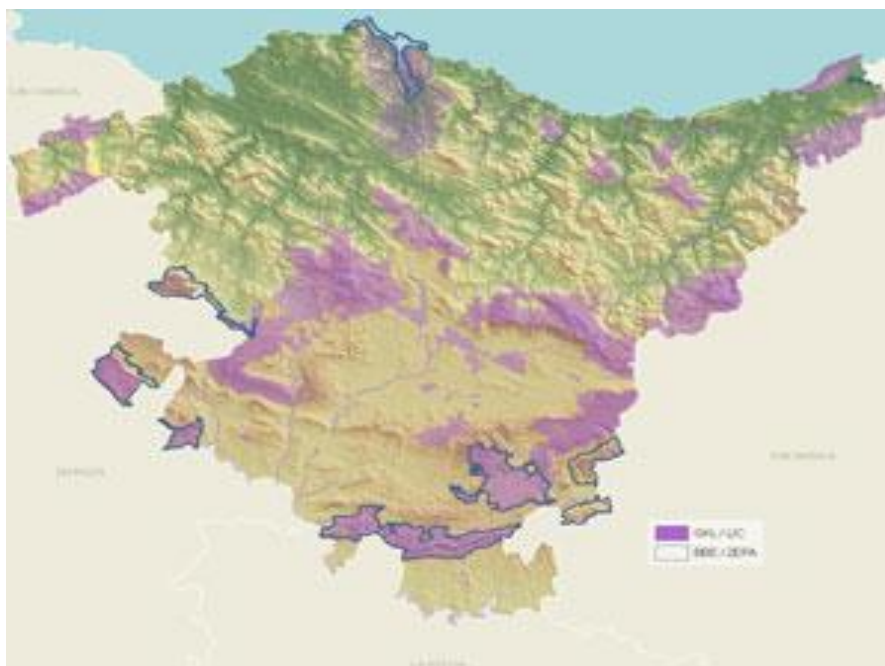
2.5.4. La Red Natura 2000 de la CAPV: un proyecto inconcluso

La puesta en marcha de la Red Natura 2000 en la CAPV ha supuesto una nueva fase en su política de conservación, caracterizada por la convivencia entre la implementación de esta Red según el marco de referencia emanado desde la UE y el desarrollo de iniciativas de acuerdo con la legislación propia. No obstante, el desarrollo de la Red Natura 2000 de la CAPV ha pasado a tener lugar preferencial entre los objetivos perseguidos por la política ambiental y, en particular, por la de conservación de la

naturaleza (Gobierno Vasco, 2009b, 2011a). En la práctica, además, la acelerada elaboración de planes de gestión de estos espacios que está teniendo lugar en los últimos meses pone de manifiesto que, *de facto*, en la actualidad está siendo la principal preocupación del ejecutivo en materia de biodiversidad.

Hasta el momento se han declarado 52 LIC y 6 ZEPAS⁷⁷, cuya superficie conjunta alcanza prácticamente 147.000 Ha (el 20,3% de la CAPV) (Figura 2.4 y Tabla 2.4). El Territorio Histórico que mayor aportación realiza es Araba, con más de 80.000 Ha, el 26% de su superficie. Los lugares seleccionados han sido declarados LIC o ZEPA de acuerdo con criterios técnicos y científicos correspondientes a especies y hábitats de interés comunitario. Al igual que el resto de regiones o estados miembros, en la CAPV los LIC han sido designados de acuerdo con los Anexos I (tipos de hábitats) y II (hábitats de especies) de la Directiva Hábitats y las ZEPAS se han declarado de acuerdo con las especificaciones de la Directiva Aves. Ya se ha señalado, además, que los LIC se convertirán en ZEC una vez cuenten con las medidas de gestión oportunas o, en su caso, planes de gestión. La mayor parte de los espacios Natura 2000 de la CAPV se encuentran en este punto en su proceso de implementación.

Figura 2.4. Red Natura 2000 en la CAPV



Fuente: Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. Véase: www.ingurumena.ejgv.euskadi.net [acceso el 23/04/2012].

⁷⁷ Véase Anexo I para el listado de todos los espacios Natura 2000 de la CAPV. Fuente: www.ingurumena.ejgv.euskadi.net [acceso el 23/04/2012].

Tabla 2.4. Distribución de la superficie de la Red Natura 2000 de la CAPV (Ha)

Espacio Natura 2000	Araba	Bizkaia	Gipuzkoa	Mar Cantábrico	CAPV
LIC	44.817	22.789	39.884	11	107.500
ZEPA + LIC	25.995	848	80	402	27.325
ZEPA	9.470	1.409	55	1.030	11.963
Red Natura 2000	80.282	25.046	40.019	1.443	146.788
%	26,4%	11,3%	20,2%		20,3%

Fuente: Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. Véase: www.ingurumena.ejgv.euskadi.net [acceso el 23/04/2012].

La Red Natura 2000 de la CAPV, en su conjunto, afecta a 147 municipios y 5 parzonerías⁷⁸. Entre éstos, en términos de superficie, prevalecen espacios interiores de montaña con vocación forestal; la superficie marina apenas alcanza el 1% (1.443 Ha) sobre la terrestre. En la zona costera, los tramos de litoral protegidos se limitan a pequeños enclaves⁷⁹, por lo que suponen una superficie relativamente escasa con respecto al total del territorio protegido. En términos generales, y partiendo de la clasificación propuesta por García Alonso (2009), los lugares Natura 2000 (véase Anexo I) pueden diferenciarse en 3 grupos principales:

- a. Espacios ya protegidos y previstos a declarar por la legislación vasca (véase Apdo. 2.5.3, Tabla 2.3). Entre los espacios que ya cuentan con alguna figura de protección, se encuentran los situados total o parcialmente en Parques Naturales, Biotopos Protegidos y la RBU; en total, abarcan 80.000 Ha aproximadamente. Entre los que está prevista su declaración como Parque Natural, Entzia y Montes de Vitoria ya han sido designados LIC.
- b. Zonas interiores caracterizadas por una buena conservación de sus masas boscosas. Estos lugares, en su mayor parte catalogados como Montes de Utilidad Pública (MUP), se diferencian entre (a) espacios de una gran extensión (p.ej., Sierras Meridionales de Álava, Arkamo-Gibijo-Arrastaria) y (b) espacios de tamaño medio (p.ej., Sierra Salvada, Sobrón).
- c. Cauces fluviales y reductos bien conservados. En este grupo predominan los ríos y estuarios a los que se les une lugares pequeños de diversa índole (lagunas, dunas, robledales, etc.) aunque algunos ya cuenten con la protección de Humedal Ramsar.

⁷⁸ Las parzonerías son entidades territoriales de propiedad intermunicipal situadas en las tierras meridionales de Gipuzkoa y el cuadrante nororiental de Araba. Auñamendi Entziklopedia, véase: <http://www.euskomedia.org/aunamendi/122694> [acceso el 24/04/2012].

⁷⁹ Al margen de Jaizkibel (2.434 Ha), el resto de espacios que no han sido preservados anteriormente bajo otras figuras de protección y que se han sumado como lugares protegidos por primera vez a la Red Natura 2000, son lugares pequeños: Ría del Barbadún, Ría de Urola, Dunas de Astondo y Ulía.

Por otra parte, la Red Natura 2000 pretende ser completada con una Red de Corredores Ecológicos. Su principal finalidad debe ser el fomento de la conexión y coherencia ecológica de la propia Red Natura 2000, tal como establece el artículo 10 de la Directiva Hábitats. El principal instrumento para su desarrollo es un documento de referencia junto con la necesaria cartografía que la complementa (Gurrutxaga, 2005). Esta Red de Corredores Ecológicos, en definitiva, debería otorgar coherencia interna a la RENP de la CAPV en su conjunto.

Pese al previsible impulso que tomará la Red Natura 2000 en el futuro más inmediato, su marco legislativo de referencia aún no se ha conformado, y tampoco parece que, en el corto plazo, vaya a definirse. En la actualidad, el Gobierno Vasco está trabajando en algunas de las siguientes normativas que, en principio, deberían ser el sustento para la adecuación legislativa de la Red Natura 2000 en la CAPV:

a. Nueva Ley General de Protección del Medio Ambiente

En un principio, estaba prevista la modificación de la Ley 3/1998, de 27 de febrero, General de Protección del Medio Ambiente, pero recientemente se ha hecho público que se abordará la redacción de un nuevo texto legal que recoja las exigencias normativas que se han aprobado en los últimos años⁸⁰. Con respecto a la Red Natura 2000, esta ley debería incluir, entre otros, los cambios necesarios para adaptarla a la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

b. Decreto de la Red Natura 2000

El Proyecto de Decreto fue elaborado a finales de 2008, e incluso la fase de exposición pública finalizó hace ya tiempo⁸¹, pero la demora en su ratificación hace albergar dudas sobre las razones de este retraso, y también sobre el hecho de que efectivamente vaya a entrar en vigor. El Decreto tendría por objeto establecer el régimen de protección de los espacios Natura 2000 en la CAPV, así como fijar el modelo de planificación y conservación de éstos.

c. Plan Director de la Red Natura 2000

⁸⁰ Véase noticia del 24/02/2012 proporcionada por IHOBE:
<http://www.ihobe.net/Noticias/ficha.aspx?IdMenu=c7a02482-9afb-4d77-9e2e-91b31d95d6c9yCod=24dd4c18-4f6d-4ab3-a6bb-fc5e86eb3fa9>

⁸¹ Por Resolución de 29 de octubre de 2008, de la Directora de Biodiversidad y Participación Ambiental, se acordó someter a exposición pública, por el plazo de 2 meses, el Proyecto de Decreto por el que se desarrolla la Red Natura 2000 de la CAPV. Véase: http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-orokorra/es/contenidos/noticia/decreto_natura2000/es_ip/indice.html [acceso el 31/03/2012].

Este plan estuvo proyectado, pero se tiene constancia de que, en la actualidad, su elaboración está descartada, por lo que no se prevé que a corto plazo esté finalizado⁸². El Decreto debería indicar las bases del contenido del Plan Director, los aspectos mínimos con los que debería contar, así como el procedimiento para su aprobación. Sin embargo, mientras no se apruebe el citado Decreto, el Plan Director no saldrá adelante. Este plan, de carácter eminentemente técnico, debería ser el instrumento de planificación horizontal de nivel superior para todos los espacios de la Red Natura 2000 y para los distintos tipos de hábitats y especies incluidos en la misma.

Al margen de todo este proceso de modificaciones normativas, el Gobierno Vasco puso en marcha hace unos meses la contratación masiva de las bases técnicas de los documentos de medidas de gestión o, en su caso, planes de gestión que acompañarán la declaración de los LIC en ZEC. Sin tener un marco normativo y de planificación que establezca las líneas maestras que den coherencia a la planificación y gestión de la Red Natura 2000, el ejecutivo ha impulsado la elaboración de los planes de gestión de cada espacio. Está previsto que los 52 LIC de la CAPV se conviertan en ZEC para 2014 (Gobierno Vasco, 2009b, 2011a). No obstante, hasta el momento, no se ha declarado ninguna ZEC en firme y sólo algunos lugares se encuentran en fase de Aprobación Inicial para designarse como tal⁸³, siendo uno de éstos el LIC Gárate-Santa Barbara (abordado en esta Tesis como estudio de caso).

2.5.5. Los Espacios Naturales Protegidos de la CAPV desde una visión integrada

Dado que el estudio de caso se desarrolla en la CAPV, se ha considerado interesante terminar este capítulo con un análisis específico donde se aborde la política de ENPs desde una visión integradora e intersectorial en línea con el nuevo paradigma explicitado en el Apdo. 1.4. Sobre la triple base de sostenibilidad, ordenación territorial y potencial de desarrollo socioeconómico, se estudia el encuadre que han tenido los ENPs de la CAPV en el marco de 3 políticas sectoriales: (a) política de medio ambiente; (b) política de ordenación territorial; y (c) política de desarrollo rural.

⁸² El propio Director de Biodiversidad del Gobierno Vasco lo confirmó en comparecencia pública durante la exposición y posterior coloquio celebrado en las *III Jornadas de Sostenibilidad del Campus de Álava, UPV/EHU* (27-28 de marzo de 2012, Vitoria-Gasteiz. Véase: www.araba.ehu.es/campusiraunkorra).

⁸³ Fuente: http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-3074/es/contenidos/informacion/natura_2000/es_10989/participacion.html [acceso el 28/09/2012].

2.5.5.1. Los Espacios Naturales Protegidos en el marco de la política ambiental de la CAPV

Los objetivos de conservación han sido gradualmente adoptados por las políticas ambientales, mostrando con ello una creciente preocupación por la protección del medio natural. Sin embargo, y tal como se ha referido anteriormente, la política de ENPs no comienza a tomar carta de naturaleza hasta la promulgación de la Ley 16/1994, en un periodo de transición hacia una fase madura de la política ambiental⁸⁴. En efecto, no será hasta finales del decenio de 1990, cuando se incluyan en los programas ambientales objetivos explícitos de preservación del medio natural y de biodiversidad. Asimismo, la conservación de la naturaleza adquiere un peso específico destacable en la Ley 3/1998, General de Protección del Medio Ambiente, al ser expresamente citada en 2 de sus objetivos⁸⁵.

La Ley 3/1998 también aborda la necesidad de planificación a largo plazo, materializada fundamentalmente en la Estrategia Ambiental Vasca de Desarrollo Sostenible 2002-2020 (EAVDS). Desde un punto de vista operativo, esta Estrategia fue acompañada por el I Programa Marco Ambiental (PMA) 2002-2006, concebido como instrumento plurianual para alcanzar objetivos a corto plazo en el marco de la EAVDS 2002-2020.

Alineándose con los principios y objetivos de la Estrategia Europea de Desarrollo Sostenible (Comisión Europea, 2001a), la EAVDS 2002-2020 sitúa la “Protección de la naturaleza y la biodiversidad: un valor único a potenciar” como su tercera meta (Gobierno Vasco, 2002). En esta misma línea, el II PMA 2007-2010 establece un objetivo estratégico para la consecución de la meta citada mediante la adopción de 9 compromisos explícitos y 11 líneas de actuación (Gobierno Vasco, 2007). En concreto, con respecto a la Red Natura 2000 este Programa previó que el 100% de los espacios incluidos en la Región Biogeográfica Atlántica fueran declarados ZEC para 2010 así como el 30% de los de la Región Biogeográfica Mediterránea. Pese a que, por el momento, este objetivo no se ha cumplido, el establecimiento de objetivos operativos cuantificables supone un avance de cara a la evaluación en términos de eficacia de la política de conservación.

El III PMA 2011-2014, actualmente en vigor, ha incorporado la limitación a la artificialización del territorio junto con el objetivo de detener la pérdida de biodiversidad y restaurar los ecosistemas (Objetivo Estratégico 2) (Gobierno Vasco, 2011a). Esta asunción pone de manifiesto la necesidad de

⁸⁴ Véase De la Peña *et al.* (2012) para un análisis en profundidad de la evolución de la política ambiental de la CAPV en el periodo 1980-2010.

⁸⁵ Los 2 objetivos en este sentido son los siguientes: “b) Conservar la biodiversidad y obtener una participación justa y equitativa en los beneficios de la utilización de los recursos ambientales; (...); i) Preservación e impulso del equilibrio entre la actividad agraria y el medio ambiente” (Ley 3/1998, artículo 2).

que el territorio sea preservado de las agresiones ambientales más allá del espacio destinado específicamente a la protección bajo alguna figura catalogada. Otro aspecto innovador es una línea de actuación dirigida al fomento de la custodia del territorio y, en concreto, a la creación de una Red de Entidades de Custodia del Territorio. Con respecto a los ENPs, uno de sus 3 objetivos operativos se plantea la gestión activa de los espacios Red Natura 2000, estableciendo para ello líneas de actuación concretas e indicadores que permitan evaluar el alcance del objetivo (Tabla 2.5).

Tabla 2.5. Objetivos del III PMA 2011-2014 en relación a la Red Natura 2000

Objetivo Estratégico 2	Objetivo Operativo 3	Líneas de Actuación 11 y 12	Indicadores del Objetivo Operativo 3
Detener la pérdida de biodiversidad, restaurar los ecosistemas y limitar la artificialización del suelo	Alcanzar un elevado nivel de gestión activa de los hábitats y especies en la Red Natura 2000 en la CAPV	11. Completar las declaraciones de ZECs y de la Red Natura 2000 y aprobar y poner en marcha las medidas de conservación activa, monitorizando y evaluando su efectividad en la mejora del estado de conservación	a. % de ZECs declaradas b. % de planes de gestión de espacios naturales aprobados e implantados
		12. Promover la generación de las bases y criterios para desarrollar una política coordinada de conservación y gestión de la geodiversidad	

Fuente: Gobierno Vasco (2011a). Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. Véase: www.ingurumena.ejgv.euskadi.net

Otro instrumento de planificación con incidencia en los ENPs es la anteriormente citada Estrategia de Biodiversidad 2009-2014. En la línea del III PMA 2011-2014, esta Estrategia concibe la conservación de la naturaleza en términos globales, no circunscrita a los ENPs, tratando de hacer frente con ello a problemas derivados de procesos de urbanización e industrialización. En este sentido, hay 2 objetivos de interés: el primero se centra en la conservación al margen de las áreas protegidas y el segundo está dirigido a la integración de la biodiversidad en políticas sectoriales de diversa índole. No obstante, se enfatiza igualmente la importancia de los ENPs en la protección del medio ambiente al señalar que “son el principal instrumento de lucha contra la pérdida de biodiversidad” (Gobierno Vasco, 2009b:59).

Las líneas de actuación de la Estrategia de Biodiversidad directamente relacionadas con los ENPs son fundamentalmente 3, elaboradas conjuntamente con sus acciones y objetivos a corto y medio plazo (Tabla 2.6). Sin ser exhaustivos, una revisión de los objetivos establecidos para 2010 pone de manifiesto que algunos de ellos no se han cumplido (áreas marinas, declaración de ZECs) y que tampoco se tiene constancia sobre el estado de otros objetivos (cartografía, revisión del Catálogo, identificación de puntos). Sin embargo, también se han obtenido algunos logros aunque con retraso. Por un lado, se ha redactado la ya citada Estrategia de Calidad de la RENP (DFA *et al.*, 2011) y, por otro, la Red de Corredores Ecológicos ha sido considerada en la Modificación de las DOT

(Gobierno Vasco, 2012). A partir de ahora queda ver cuáles serán los pasos a dar para la consecución de objetivos en 2014.

Tabla 2.6. Líneas de actuación sobre ENPs en la Estrategia de Biodiversidad 2009-2014

Objetivo 1. Preservar y mejorar las áreas importantes para la biodiversidad			
Líneas de Actuación	Acciones	Objetivo 2010	Objetivo 2014
1.1. Incluir en el conjunto de ENPs una muestra suficiente de todos los hábitats y especies amenazadas de la CAPV	Diseñar la Red de Áreas Marinas	Red de Áreas Marinas diseñada	
	Aprobar y designar las ZEC de la Región Biogeográfica Atlántica, de la Mediterránea y las marinas	100% de ZECs de la Región Biogeográfica Atlántica declaradas	100% de ZECs de la Región Biogeográfica Mediterránea y marinas declaradas
	Actualizar la cartografía de hábitats de la CAPV	25% de la superficie de la CAPV actualizada	100% de la superficie de la CAPV actualizada
1.2. Aplicar una gestión eficaz y eficiente de los ENPs	Adoptar los criterios y directrices de la UICN para la revisión de las categorías de los ENPs y del Catálogo Vasco de Especies Amenazadas	50% de especies del Catálogo revisadas	100% de especies del Catálogo revisadas
	Establecer un documento de directrices que permita unificar el procedimiento para la evaluación de los documentos de gestión de los ENPs	Documento redactado	100% de ENPs evaluados
1.3. Dotar al conjunto de ENPs de coherencia, integridad y conectividad, facilitando así mismo la adaptación de la biodiversidad al cambio climático	Dotar al amparo legal a la Red Básica de Corredores de la CAPV, incluyendo directrices para la prevención de la fragmentación y la mejora de la conectividad	Incluir como Condicionante Superpuesto en la revisión de las DOT	
	Identificar los puntos críticos que impiden la permeabilidad y aplicar las medidas correctoras	100% de los puntos identificados y priorizados	50% de los puntos corregidos
	Poner en marcha una red de parcelas control para investigar las repercusiones del cambio climático en la biodiversidad	100% de puntos rojos identificados y cartografiados	Red creada y seguimiento operativo

Fuente: Gobierno Vasco (2009b). Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. Véase: www.ingurumena.ejgv.euskadi.net

2.5.5.2. Integración de los Espacios Naturales Protegidos en la ordenación del territorio de la CAPV

La política de ordenación del territorio no comienza a tomar cuerpo hasta el decenio de 1990, cuando se promulga la Ley 4/1990, de 31 de mayo, de Ordenación del Territorio⁸⁶. Esta ley especifica los objetivos últimos de la política de ordenación del territorio y pretende, al tiempo que desarrolla las competencias atribuidas a la CAPV, paliar los efectos producidos por el incontrolado crecimiento

⁸⁶ No obstante, el medio físico ya había sido objeto de planificación anteriormente. Para un análisis exhaustivo en este sentido, véase Urkidi (2012).

urbano e industrial experimentado, fundamentalmente a partir de la segunda mitad del siglo XX⁸⁷. La Ley 4/1990 también establece los instrumentos básicos de los que se dota la ordenación territorial de la CAPV: Directrices de Ordenación del Territorio (DOT), Planes Territoriales Parciales (PTP) y Planes Territoriales Sectoriales (PTS).

Las DOT constituyen el marco general de actuación en materia de ordenación territorial, manteniéndose el resto de instrumentos e iniciativas legislativas al amparo del marco establecido por éstas. Los PTP están destinados a desarrollar, en las 15 Áreas Funcionales definidas por las DOT⁸⁸, las directrices emanadas desde éstas. Los PTP mantienen prevalencia jurídica sobre los PTS, cuyo propósito es regular las actuaciones sectoriales (en los sectores que proceda) de acuerdo con su incidencia territorial.

La ordenación de los recursos naturales se encuentra regulada en las DOT (Decreto 28/1997, de 11 de febrero) por la Ordenación del Medio Físico (Gobierno Vasco, 1997, cap. 8), cuyos objetivos y directrices parten del diagnóstico de la situación del Suelo No Urbanizable (SNU) y de los recursos naturales en general. La orientación de los usos y actividades en el SNU, asimismo, viene especificada por las Categorías de Ordenación (CO) del Medio Físico, cuya función es la homogeneización de las denominaciones utilizadas en la calificación del SNU así como el establecimiento de los criterios generales para su ordenación en la planificación territorial y planeamiento municipal.

Junto a ello, las DOT ofrecen un listado de Áreas y Espacios de Interés Naturalístico, donde se incluyen los lugares ambientalmente más valiosos de la CAPV, a fin de que posteriores planes e instrumentos normativos los gestionen de acuerdo a los valores que representan. Las DOT también limitan la forma en que se deben desarrollar sobre las CO determinadas actividades, según el riesgo que presenten en cada caso, estableciendo para ello los Condicionantes Superpuestos (CS), que operan superponiéndose a las CO. Los ENPs definidos por la Ley 16/1994 y la RBU, en su conjunto, constituyen un CS. Ya se ha señalado que, asimismo, en estos lugares es preceptiva la promulgación de una normativa específica en virtud de la cual cada área protegida goza de una determinada ordenación de usos y actividades a desarrollar en la misma, y que en el caso de los Parques Naturales viene determinada por los PORN y PRUG.

⁸⁷ Véase Exposición de motivos de la Ley 4/1990, de 31 de mayo, de Ordenación del Territorio del País Vasco (BOPV del 3 de julio de 1990, nº 2.053, pág. 5.988).

⁸⁸ Las Áreas Funcionales definidas por las DOT se identifican con zonas o áreas supramunicipales que mantienen un marco de relaciones socioeconómicas en torno a un/varios núcleo/s poblacional/es destacado/s.

Desde el punto de vista sectorial, las actividades agroganaderas y forestales son reguladas por el PTS Agroforestal, que se encuentra en fase de Aprobación Provisional⁸⁹. Sus competencias no abarcan el territorio de la RENP⁹⁰, cuya ordenación se mantiene al margen de este PTS. Sin embargo, en relación a los ENPs destacan las Áreas de Interés Naturalístico, concebidas como CS en el ámbito de este PTS, y donde se incluyen:

- a. Lugares del listado de Áreas y Espacios de Interés Naturalístico de las DOT que han sido incluidos en la Red Natura 2000⁹¹. Cuando estos espacios sean declarados ZEC y cuenten con medidas de gestión o, en su caso, planes de gestión, esta regulación específica se impondrá y serán excluidos de la ordenación del PTS Agroforestal. Por tanto, las directrices de este PTS tienen en estos lugares carácter transitorio y subsidiario y, en todo caso, sujeto a lo dispuesto en los artículos 6.3 y 6.4 de la Directiva Hábitats.
- b. Resto de lugares del listado de Áreas y Espacios de Interés Naturalístico de las DOT⁹². El criterio general a seguir en estos lugares es que las actuaciones encaminadas a la conservación y la mejora de los valores ambientales se consideran prioritarias.
- c. Humedales Ramsar: Ría de Mundaka-Gernika, Txingudi, Lagunas de Laguardia, Colas del embalse de Ullívarri-Gamboa, Salburua, Salinas de Añana-Lago de Caicedo. Todos estos humedales coinciden con alguna otra catalogación de los mismos, como por ejemplo, Biotopo Protegido.

Por último, la reciente Modificación de las DOT, aún en fase de Aprobación Inicial⁹³, no ha generado cambios sustanciales con respecto a lo señalado; la ordenación de los ENPs mantiene su estatus con respecto a los PTP y PTS. Destaca, sin embargo, el carácter vinculante que adquiere el hecho que los PTPs deban incorporar programas de mejora y gestión de los ámbitos incluidos en las CO de Especial Protección y Protección de Aguas Superficiales. Al margen de esto, la principal aportación observable en la Modificación de las DOT es el lugar preferente que pasan a ocupar, en

⁸⁹ Aprobado por el Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco mediante Orden de 8 de noviembre de 2010. Fuente: http://www.nasdap.ejgv.euskadi.net/r50-7393/es/contenidos/plan_programa_proyecto/pts_agroforestal/es_6394/pts_agroforestal.html [acceso el 03/07/2012].

⁹⁰ El PTS Agroforestal se refiere a la RENP como red que incluye la RBU y los ENPs declarados de acuerdo con la Ley 16/1994 (Parque Natural, Biotopo Protegido, Árbol Singular) (Gobierno Vasco, 2010).

⁹¹ Para conocer el listado véase Gobierno Vasco (2010:74-75).

⁹² Para conocer el listado véase Gobierno Vasco (2010:76).

⁹³ Aprobado por el Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco mediante Orden de 24 de febrero de 2012 (BOPV de 22 de marzo de 2012).

relación al medio físico, los Corredores Ecológicos y los aspectos relacionados con el Paisaje, ámbitos en todo caso que era necesario fortalecer (Arto, 2010); algunas investigaciones incluso han argumentado que ambos tienen la entidad y relevancia suficiente como para regularse por medio de sendos PTS (Lozano, 2010). No obstante, la reciente revisión de las DOT no va más allá de establecer una serie de Criterios territoriales para cada uno de ellos (Gobierno Vasco, 2012, cap. D).

2.5.5.3. Los planes de desarrollo rural y los Espacios Naturales Protegidos de la CAPV

Ya se ha señalado que los ENPs tuvieron una relevancia destacada en el marco de la política de desarrollo rural de la CAPV a partir de 1992, cuando los planes de desarrollo rural comenzaron a incorporar progresivamente la componente ambiental (Etxano, 2004, 2009b). La puesta en marcha de los Planes Estratégicos del medio rural supuso la materialización del progresivo abandono de un enfoque sectorial agrario, cuyas maniobras más intensas se centraron durante el decenio de 1980 en el desarrollo de una política de modernización y mejora de estructuras agrarias. Así, fue el Plan Estratégico Rural Vasco 1992-1996 (PERV) el que abrió el camino a posteriores Planes que han consolidado la línea emprendida por éste, tal como hizo el Plan de Actuación para el Desarrollo del Medio Rural Vasco 1997-2000 (PADMRV). Con el tiempo, tanto el Plan de Desarrollo Rural Sostenible 2000-2006 (PDRS) como el Programa de Desarrollo Rural 2007-2013 (PDR) se han dotado de instrumentos y financiación de mayor envergadura para tratar de contrarrestar el retroceso demográfico y socioeconómico de muchas zonas rurales, además de seguir prestando una atención especial a la variable ambiental.

La imbricación de la política de ENPs con la política rural se produjo principalmente durante el decenio de 1990, cuando ambas tenían objetivos en común sobre la base de una política territorial conjunta (Gobierno Vasco, 1992, 1996). Bajo esta perspectiva, el PERV 1992-1996 propuso que la política de conservación –instrumentalizada en la Ley 16/1994— se constituyera en uno de los ejes vertebradores del desarrollo rural. Así, en concordancia con esta línea, la Ley 16/1994 sostiene un discurso donde es “necesario implicar a los sectores sociales y económicos de forma que el ordenado aprovechamiento de los recursos naturales redunde en beneficio de las poblaciones integradas en los espacios naturales”⁹⁴. Al menos en su retórica, esta ley considera a las comunidades locales como elemento indispensable en la gestión de los ENPs.

En relación al ámbito local, la Ley 16/1994 define las AIS, cuyo objetivo es compensar a las poblaciones afectadas además de contribuir al mantenimiento de los ENP (art. 22). Las AIS están

⁹⁴ Preámbulo de la Ley 16/1994 (BOPV de 27 de julio de 1994, pág. 8.962).

integradas por el conjunto de términos municipales (y su zona periférica de protección, si la hubiere) donde se encuentra ubicado el espacio natural en cuestión. Los municipios pertenecientes al AIS tienen así derecho preferente en la adjudicación de concesiones de prestación de servicios con los que hubiere que dotar el ENP para su gestión. Asimismo, la citada ley también prevé la promoción activa del desarrollo rural a través de programas de desarrollo socioeconómico (art. 36). Estos programas están dirigidos a la población del AIS, prevén ayudas económicas e incentivos que tienen por finalidad actuar sobre diversos aspectos del ámbito del desarrollo local, tales como equipamientos, rehabilitación de vivienda rural, mejora de actividades tradicionales, integración de la población local en actividades generadas en torno al ENP y promoción de iniciativas de diversa índole (culturales, científicas, recreativas, etc.).

El PADMRV 1997-2000 sigue la línea mantenida por su antecesor y, en base al discurso de la *multifuncionalidad*, se insta a los agricultores a que cumplan objetivos ambientales además de ofrecer productos de calidad confiando en su papel como “primer agente en la utilización del territorio y en la gestión del paisaje” (Gobierno Vasco, 1996:164). Al igual que el PERV, en relación al área de actuación sobre el medio natural, el PADMRV sitúa la política de ENPs conjuntamente con la política forestal como ejes principales. Téngase presente en este sentido que un número importante de declaraciones de ENPs se producen en este periodo (véase Apdo. 2.5.3, Tabla 2.3), resultado de la política territorial conjunta sobre el medio natural y rural.

Más adelante, la puesta en marcha del PDRS 2000-2006 abrió una nueva etapa en el desarrollo de los Planes Estratégicos sobre el medio rural, a la que el PDR 2007-2013 ha dado continuidad. Ninguno de estos Planes integra de manera explícita la política de ENPs, aunque la componente ambiental adquiere un peso relevante gracias al contenido de las medidas adoptadas y al mayor volumen de financiación destinado a favorecer el medio ambiente (Gobierno Vasco, 2000, 2011b; Etxano, 2004).

El PDR 2007-2013, actualmente en vigor, también posee un importante componente ambiental, reflejado en que uno de sus 4 ejes principales está dirigido a la mejora del medio ambiente y del entorno rural (Eje 2). Una de sus prioridades de actuación, en este sentido, está dirigida a la biodiversidad y a la preservación de los paisajes agrarios tradicionales y de los sistemas agrarios y forestales de gran valor ambiental. Además, el PDR 2007-2013 tiene mayor repercusión que su antecesor sobre los ENPs ya que contribuye directamente a su financiación. En concreto, es la principal fuente de recursos, por el momento, disponible para la Red Natura 2000 de la CAPV, y así se contempla en algunas de sus medidas (Tabla 2.7), aunque no se haya definido ninguna línea específica para la financiación de esta Red.

Tabla 2.7. Medidas del PDR 2007-2013 con repercusión en la financiación de la Red Natura 2000

Medida	En relación a Natura 2000	% Gasto FEADER Programa
211. Indemnización Compensatoria Montaña	Todos los espacios Natura 2000 cumplen requisitos para medida 211 ó 212	8,7
212. Indemnización Zonas Desfavorecidas	Todos los espacios Natura 2000 cumplen requisitos para medida 211 ó 212	0,5
214. Medidas Agroambientales	Actuaciones prioritarias en Natura 2000	11
225. Ayudas Medio Forestal	Actuación horizontal (recogida en el plan estatal) a favor del medio forestal	1,5
227. Ayudas Inversiones No Productiva	Actuación horizontal (recogida en el plan estatal) en inversiones no productiva en zonas forestales (cierres, deslindes, etc.)	0,3

Fuente: Gobierno Vasco (2011b). Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. Véase: www.ingurumena.ejgv.euskadi.net

Las medidas establecidas deben servir para integrar los objetivos ambientales propuestos y contribuir asimismo a reforzar el papel agrario y forestal de la Red Natura 2000. En relación a las limitaciones de los espacios Natura 2000, el PDR 2007-2013 señala que las explotaciones afectadas están suficientemente atendidas desde las medidas 211 y 212 (todos los espacios Natura 2000 están situados en zonas desfavorecidas) así como por la medida 214, cuyas actuaciones son prioritarias en Natura 2000 (Gobierno Vasco, 2011b). Sin embargo, también se indica que aún no existe un marco de gestión para estos espacios, por lo que se desconocen las restricciones a la práctica agraria y que, por lo tanto, no se han articulado medidas específicas que compensen a las explotaciones agrarias por ello (medidas 213 y 224).

2.5.5.4. Retos pendientes

El análisis llevado a cabo pone de relieve que al menos la retórica de las políticas sectoriales abanderada el discurso de la integración y que la materialización en forma de objetivos a perseguir ha sido creciente en los documentos analizados. Esto supone un avance en el planteamiento y desarrollo de los ENPs, acorde con la visión integrada. Otro aspecto positivo ha sido, en términos de operatividad, la incorporación de objetivos explícitos e indicadores de seguimiento y evaluación, lo que debería servir para evaluar el grado de eficacia conseguida. Por último, también cabe destacar el avance que supone la adopción de un horizonte temporal amplio en la planificación. En los planes y programas analizados, la Red Natura 2000 es un elemento integrado en una planificación sectorial a largo plazo, poniendo de manifiesto, asimismo, el peso que está adquiriendo el desarrollo de esta Red en el marco de la conservación de la naturaleza en la CAPV.

Pese a los progresos identificados, su puesta en práctica carece, en ocasiones, de una aplicación efectiva y real sobre el territorio que vaya más allá de los objetivos planteados en los planes y programas, y que se hace extensible a los 3 ámbitos sectoriales analizados.

En el marco de la **política ambiental**, la pérdida de biodiversidad sigue siendo un problema acuciante al que aún no se le ha dado una respuesta efectiva. Las causas de la pérdida y degradación de la biodiversidad siguen siendo múltiples (intensificación de usos agrarios y forestales, expansión de especies exóticas invasoras, contaminación, etc.). Estas presiones, además, lejos de disminuir se han intensificado y han aumentado su alcance en los últimos años (Gobierno Vasco, 2011a). Diferentes diagnósticos han puesto de relieve que el estado de conservación de hábitats y especies de la CAPV es manifiestamente mejorable. 44 especies de flora vascular y 42 especies de fauna vertebrada se encuentran en situación de amenaza grave, y sólo el 16% de especies amenazadas de la CAPV cuenta con un plan de gestión aprobado (Gobierno Vasco, 2009b). En 2008, el 31% de las aguas de los ríos vascos, cuya presencia es muy destacada en muchos espacios Natura 2000, fueron calificados en estado ecológico deficiente o malo, y el 60% de las masas de aguas no cumplía con los objetivos ambientales establecidos por la Directiva Marco del Agua (Arto, 2010). Las especies de peces autóctonos se encuentran amenazadas por especies introducidas y muchas poblaciones de especies marinas están por debajo de los umbrales de supervivencia (Gobierno Vasco, 2009b).

Resulta evidente, por tanto, que deben lograrse avances en la mejora del estado de conservación de hábitats y especies. Los ENPs juegan un papel fundamental en este sentido. Sin embargo, su potencial aportación se encuentra condicionada por 2 factores principales. Por un lado, los ENPs deben desarrollar una gestión adecuada del objetivo de conservación, aspecto que hasta el momento ha sido uno de los puntos débiles de la política de ENPs y que debería mejorarse de cara al futuro, tal y como recogen los balances de la propia administración pública (Gobierno Vasco, 2009b, 2011a). Por otro lado, las políticas sectoriales de diversa índole (infraestructuras de transporte, energía, canteras, etc.) no deberían afectar al territorio donde se ubican los ENPs. En principio, con la legislación y normativas actuales esto no debería ocurrir. Pero, en todo caso, esta afirmación no debe interpretarse en manera inversa: no significa que en un territorio sin proteger bajo alguna figura catalogada deba existir *carta blanca* para el desarrollo indiscriminado de usos y actividades, induciendo con ello a la artificialización del territorio.

Desde el punto de vista de la **ordenación territorial**, la artificialización del territorio es precisamente uno de los principales causantes de graves problemas ambientales. Sólo recientemente se ha comenzado a tomar en serio la preservación del territorio situado fuera de los límites de los ENPs, aunque, de momento, no se han obtenido resultados positivos sino más bien todo lo contrario. Durante el periodo 1994-2005 la superficie destinada a vías de comunicación se incrementó en 418 Ha (un 2,3% más); la destinada a actividades económicas aumentó 2.631 Ha (un 46% más); la superficie nueva para uso residencial creció 4.480 Ha (un 31% más); y se ocuparon más de 7.500 Ha

de ámbito rural (Lozano, 2010). Todos estos incrementos contribuyeron a que, en el periodo 1990-2008, la superficie de suelo artificializada aumentara un 43% (Gobierno Vasco, 2009a).

La artificialización incide negativamente sobre el medio natural y la biodiversidad debido, entre otros, a la fragmentación del territorio, al sellado de zonas rústicas, o a urbanizaciones de baja densidad en entornos naturales. Sus efectos son perversos sobre los valores ambientales y paisajísticos, más si cabe en caso de que incidan en ENPs, por ejemplo, derivado de instalaciones industriales o núcleos de viviendas contiguas a sus límites. En este sentido, tal y como señala la Estrategia de Biodiversidad 2009-2014, la integración de la biodiversidad en la política de ordenación territorial sigue siendo un reto, al igual que sucede con otras políticas sectoriales, tales como la agraria, forestal, pesquera y de turismo (Gobierno Vasco, 2009b).

Finalmente, tampoco podemos concluir que la integración de los ENPs en el marco de las **políticas rurales** haya sido del todo satisfactoria en la práctica. En primer lugar, cabe destacar que la documentación y planes de los ENPs, y de los Parques Naturales en particular, en general han estado orientados a la descripción y análisis pormenorizado del medio físico y natural, siendo incapaces de captar en profundidad la dimensión socioeconómica y cultural de los entornos donde se ubican (Garayo, 1996a, 1999). A esto se le une, contraviniendo lo establecido por la Ley 16/1994 (art. 36), la falta generalizada de programas de desarrollo socioeconómico en las AIS de los Parques Naturales, situación homologable a lo sucedido en muchos otros territorios del conjunto del estado español (Troitiño *et al.*, 2005). En la CAPV esta carencia ha supuesto un importante lastre desde el punto de vista de la compatibilización de la conservación con el desarrollo socioeconómico de las comunidades locales (Garayo, 1996a, 1996b, 1999; Etxano, 2009a; García Alonso, 2009). El único ENP que ha dado pasos sustanciales en esta dirección ha sido Urdaibai, que, en 1998, desarrolló un Programa de Armonización de Actividades Socioeconómicas (PADAS).

En segundo lugar, cabría preguntarse por la consecución o no del objetivo de desarrollo socioeconómico en base al efecto derivado por la declaración de un ENP en su entorno. Se tiene la percepción de que los Parques Naturales de la CAPV, hasta el momento, han tenido mayor protagonismo en satisfacer una demanda recreativa, de carácter eminentemente urbano, que como palanca activadora del desarrollo socioeconómico de las comunidades locales (García Alonso, 2007, 2009). Estudios empíricos sobre ENPs concretos corroboran, en líneas generales, lo apuntado: (a) la declaración como ENP para Valderejo supuso entrar en una nueva dinámica socioeconómica, vinculada en parte a la presencia de turistas en la zona (Garayo, 1997); (b) en el caso del Parque Natural de Urkiola, los efectos de su designación en su entorno fueron en general ciertamente escasos y poco perceptibles (Murua *et al.*, 1999); (c) en el Parque Natural de Gorbeia se ha primado

el gasto destinado al uso público por encima del destinado a actividades agroforestales (Etxano, 2009a); y, finalmente, (c) los costes y los beneficios que afectan a las comunidades locales del Parque Natural de Izki son poco relevantes, y los escasos efectos positivos derivados de su declaración, en todo caso, se han producido como efectos indirectos de las actuaciones promovidas con fines recreativos y ambientales (García Alonso, 2009).

2.5.6. Balance y retos a futuro

La política de ENPs de la CAPV ha sido calificada por algunos investigadores, al menos en referencia a sus inicios, como *coartada propagandística* (Ruiz Urrestarazu, 1999) o *marketing político* (Garayo, 2001) en favor de la protección del medio ambiente. El movimiento ecologista también ha criticado esta política en base a su función de *marketing verde* (Eguzki, 1992)⁹⁵. Sin embargo, no se puede negar que, con el paso de los años, la política de ENPs en la CAPV se ha convertido en una realidad, aunque no exenta de problemas y deficiencias. Los primeros impulsos *declaracionistas* supusieron el inicio de una política de conservación que se consolidaba tras la aprobación de la Ley 16/1994. Esta ley propició la instrumentalización de una política de ENPs activa y que supuso una expansión de la superficie protegida, por encima incluso de los estándares internacionales establecidos (17% del territorio según las Metas de Aichi). Con el paso del tiempo, asimismo, se ha puesto de manifiesto que estas primeras declaraciones fueron, en cierto modo, un banco de pruebas para la posterior consolidación de la RENP, dado que se desarrollaron de manera autónoma y probablemente, tal como se ha señalado, sin el consenso necesario entre las comunidades locales.

En este sentido, algunos trabajos han subrayado que el principal inconveniente en estos primeros procesos de declaración de ENPs en la CAPV fue la ausencia de participación de las comunidades locales (Garayo, 1996a, 1996b, 1999). En la práctica, y aún hoy en día, éstas son informadas, generalmente, sólo *a posteriori*: una vez que se cuenta con la aprobación previa del PORN, éste es sometido a información pública. Sin embargo, tanto instituciones gubernamentales como diferentes investigadores señalan la importancia que la participación de las comunidades locales desde las fases iniciales de la planificación tiene a la hora de mejorar la eficacia de la política de ENPs (Díez *et al.*, 2010; Etxano, 2010b; DFA *et al.*, 2011; García Fernández-Veilla *et al.*, 2011). Una eficacia que, igualmente, se encuentra limitada y condicionada por otras importantes carencias.

Ante el reto de implementar la Red Natura 2000, principal objetivo de la política de ENPs de la CAPV en el futuro inmediato, no parece que la ausencia de una normativa básica que regule su

⁹⁵ Tomado de Garayo (1999).

desarrollo sea el modo más eficaz para su consecución. Resulta incoherente que la elaboración de parte importante de los planes de gestión se haya puesto en marcha sin un marco de referencia que regule la planificación y gestión de estos espacios. Asimismo, dadas las históricas disputas competenciales en la materia entre Gobierno Vasco y las DDFF, se intuye que la ausencia del Decreto de Natura 2000 y de su Plan Director aparentemente puede responder a las diferencias existentes entre estas instituciones. En cualquier caso, la distribución competencial entre ambas instituciones no ha de servir como instrumento de enfrentamiento político, sino que debe ser empleada de acuerdo con parámetros de coordinación interinstitucional en aras a una efectiva conservación de la naturaleza.

El desarrollo definitivo de la Red Natura 2000 supondrá un importante redimensionamiento territorial de los ENPs de la CAPV, ya que esta Red abarcará más del 20% de su superficie, lo que supone un salto tanto cuantitativo como cualitativo importante. Ante este reto, el propio Gobierno Vasco y las DDFF han señalado que deben incrementarse sustancialmente los esfuerzos financieros y humanos si no se quiere fracasar en la consecución de los objetivos establecidos (DFA *et al.*, 2011). Sin embargo, esta mayor disposición de recursos no será efectiva a menos que la política de conservación gane importancia relativa con respecto a otras políticas sectoriales tales como transporte, vivienda, industria o energía en la agenda de los gobiernos. Asimismo, el logro de una mayor eficacia también reside en una adecuada gestión de los ENPs, cuestión que, por el momento, no se ha desarrollado en modo del todo satisfactorio, además de ser una de las razones aducidas de la pérdida de biodiversidad en la CAPV (Gobierno Vasco, 2009b, 2011a).

A todas estas carencias, hay que añadir una serie de *riesgos* vinculados a una falta de visión sistémica sobre el territorio y el medio natural en particular. Existe el riesgo, en primer lugar, de que se produzca una excesiva presión turística sobre los ENPs⁹⁶. Bien es cierto que los ENPs cumplen una función de uso público, pero su declaración puede volverse en contra del objetivo de conservación al generar una indeseada presión turística, al atraer a población principalmente urbana. La CAPV posee además una densidad demográfica relativamente alta, localizándose los principales núcleos de población a distancias relativamente cortas de estos espacios. De hecho, los municipios de las AIS de los Parques Naturales de la CAPV albergan a más de 400.000 habitantes⁹⁷.

⁹⁶ Esta cuestión ha sido ampliamente abordada en relación a los ENPs del conjunto del estado (véanse p.ej., Anton *et al.*, 2008; Muñoz, 2008; Rodríguez Rodríguez, 2009), pero no así en el ámbito de la CAPV.

⁹⁷ Fuente: <http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net> [acceso el 11/06/2012]. Nótese que en la contabilización se incluye el municipio de Donostia-San Sebastián, con el mayor aporte poblacional, integrado en parte en el Parque Natural de Aiako Harria.

En segundo lugar, existe el riesgo de que lugares no protegidos sean objeto de una presión humana aún mayor, sobre todo en el litoral. Las figuras de protección en el litoral de la CAPV son escasas, una cuestión que, pese a los avances registrados, aún se sitúa en el debe de la política de ENPs y que tampoco ha sido resuelta por la Red Natura 2000, cuyas áreas marinas y de litoral son reducidas (García Alonso, 2009). Esta carencia es apuntada hasta por el propio Gobierno Vasco, quien advierte de la necesidad de ampliar la protección de las zonas marinas (Gobierno Vasco, 2009b) y la preservación de la costa en general dada su singularidad (Gobierno Vasco, 2012). La presión sobre la franja costera es muy alta, es allí donde se concentran usos industriales, pesqueros, recreativos y residenciales, así en el 12% del territorio viven alrededor de 1,1 millones de habitantes. Los ENPs costeros son además objeto de una elevada presión. El 80% de los ENPs costeros se encontraban en 2006 amenazados por distintos proyectos como la construcción de viviendas, polígonos industriales o un puerto exterior (Greenpeace, 2010). El municipio costero de Bakio es, en este sentido, un caso paradigmático; con un censo aproximado de 2.000 habitantes, en 2007 se planteó la construcción de 1.900 viviendas junto con un campo de golf, todo ello situado en las inmediaciones del Biotopo Protegido de San Juan de Gaztelugatxe y que, en cualquier caso, contribuiría a la artificialización del territorio.

En tercer lugar, en la línea de lo anterior, es necesario invertir urgentemente la artificialización que está sufriendo la CAPV. Los procesos de degradación ambiental derivados ponen de manifiesto que, de continuar al mismo ritmo de artificialización, el modelo territorial se antoja insostenible (Allende, 2006; Gaindegia, 2007; Lozano, 2010). La artificialización tiene efectos perniciosos principalmente sobre el medio natural que no se encuentra bajo ninguna figura de protección, pero tal como se ha señalado también tiene repercusiones negativas sobre los ENPs. La Estrategia de Biodiversidad señala que hay que mejorar la integración de la biodiversidad en diferentes políticas sectoriales, entre ellas, la de ordenación territorial (Gobierno Vasco, 2009b). No obstante, para que esto se produzca, hay que abandonar la visión compartimentada del territorio y dar paso a una visión sistémica. La política ambiental, aunque haya dado pasos a favor de la integración, debe acompañar en mayor medida a la política territorial. Bajo esta perspectiva, los ENPs se constituyen en activos primordiales para el logro de objetivos comunes.

2.6. Conclusiones

El análisis de las políticas de ENPs tanto de la UE, de España, como de la CAPV desarrollado en este capítulo ha puesto de manifiesto la existencia de algunos aspectos comunes en los 3 ámbitos territoriales e institucionales citados. Por un lado, el incremento del número de ENPs y la superficie protegida, durante las últimas décadas, es más que evidente, con la particularidad de que en la CAPV

este fenómeno ha ocurrido más recientemente, en concreto, a partir de la segunda mitad del decenio de 1990. Por otro lado, esta expansión cuantitativa ha venido acompañada de un incremento destacado de legislación y normativa al respecto, acrecentándose la regulación de acuerdo con el enfoque *command and control*.

Los 3 niveles analizados también comparten características en cuanto al proceso de desarrollo de la Red Natura 2000. Pese al notable crecimiento que ha conocido esta Red en términos cuantitativos y al importante avance en su grado de aplicación, es evidente que quedan aspectos de enorme relevancia aún sin resolver, tales como la gestión, la financiación o una participación ciudadana más activa en la toma de decisiones⁹⁸. Estos aspectos se sitúan en el deber de la Red en su conjunto, a nivel comunitario, pero también se evidencian de manera particular en España y en la CAPV. No obstante, España y la CAPV poseen especificidades diferenciadoras con respecto a otros estados y/o regiones de la UE. Por un lado, la existencia de unos niveles de biodiversidad altos en España en comparación con otros estados miembros, debe alertar de la necesidad de destinar recursos adicionales al mantenimiento de la Red; de no ser así, existe el riesgo de no alcanzar los objetivos de conservación establecidos. Por otro lado, en la CAPV destaca la falta de un marco normativo y de planificación básico referente a la Red Natura 2000, dando lugar a un planteamiento incoherente de la Red, en particular debido a que la elaboración de parte importante de los planes de gestión de estos espacios ya ha sido puesta en marcha.

Volviendo al ámbito de la UE, hay que subrayar de nuevo que los estados miembros no adoptaron las medidas necesarias para detener la pérdida de biodiversidad para 2010, al tiempo que no se prevé que los impactos sobre la biodiversidad disminuyan en un futuro cercano. Todo ello ha propiciado, tal como ya se ha apuntado, el inicio de un nuevo tiempo en la política de conservación junto con la redefinición de sus metas a escala comunitaria, materializado en la Estrategia sobre la Biodiversidad hasta 2020. Uno de los objetivos prioritarios de esta Estrategia es la plena aplicación de las Directivas de Hábitats y Aves. La Comisión Europea es consciente de las carencias existentes en el desarrollo de la Red Natura 2000, al plantear la necesidad de trabajar de manera conjunta en 4 ejes de actuación: la gestión, la financiación, la implicación de los interesados y la vigilancia e información. El objetivo final de la Estrategia es detener la pérdida de la biodiversidad y la degradación de los servicios de los ecosistemas de la UE, poniendo de manifiesto el acercamiento de la política de conservación de la UE a la actual emergencia de la perspectiva ecosistémica de los ENPs

⁹⁸ Gestión, financiación y participación son tratados en detalle en el capítulo 3.

(véase capítulo 1). De igual modo, su alineación con las Metas de Aichi es absoluta, en lo que supone un nuevo marco de actuación global a favor de la conservación de la biodiversidad.

Al margen de aspectos comunes en el ámbito de la UE, tanto España como la CAPV han desarrollado políticas de ENPs de contenido propio. Con respecto al conjunto del estado, si bien la tendencia de su política de ENPs ha sido equiparable a la evolución seguida por otros estados miembros (protección de hábitats y ecosistemas, preeminencia de los ENPs en las estrategias nacionales de conservación, coordinación internacional, etc.), su régimen jurídico-administrativo ha condicionado sobremanera el desarrollo de esta política, dado que las competencias recaen en las CCAA. España debe afrontar problemas adicionales derivados de la ‘regionalización’ de su política de ENPs. Tal como se ha señalado, se han identificado problemas derivados de dos cuestiones clave: (a) legislaciones dispares y en ocasiones no homologables en las diferentes CCAA; y (b) el hecho de que la planificación de la mayoría de CCAA no ha integrado corredores ecológicos ni interna ni externamente en coordinación con otras CCAA.

Con respecto a la CAPV, el esfuerzo de adecuación y desarrollo legislativo vino dado por la promulgación de la Ley 16/1994. Esta ley ha sido el soporte más importante con el que ha contado la política de ENPs desde su aparición y en base a la cual se ha desarrollado su RENP. No obstante, en la línea de lo planteado por las propias instituciones gubernamentales (Gobierno Vasco y DDFF), resulta evidente que la capacidad de la citada ley para responder a los nuevos retos de la política de ENPs de la CAPV se encuentra muy mermada. Urge en este sentido la elaboración y promulgación de una normativa específica en la materia donde además tenga cabida el desarrollo de la Red Natura 2000 en la CAPV.

Para terminar, es importante resaltar la existencia de un problema común independientemente del nivel de actuación territorial (UE, España, CAPV), un problema relacionado con la diferencia que hay entre *declarar* un ENP y *gestionar* un ENP. La declaración de un ENP, encuadrado en el desarrollo del marco regulador, puede hacer pensar a la ciudadanía que los gobiernos trabajan en favor del medio ambiente, además de promover el ocio de naturaleza. Sin embargo, no es lo mismo *declarar* que *conservar*; una protección efectiva va más allá de la mera declaración de un espacio protegido de acuerdo con determinados límites geográficos. La naturaleza no se conserva “sólo con decretos” de declaración de ENPs (Parra, 1990:71), y su grado de protección tampoco puede medirse exclusivamente de acuerdo con el número de hectáreas protegidas por ley. *Conservar* tiene que ver con gestionar los espacios, es decir, con la *praxis* de la política de ENPs. La protección será más afectiva cuanto mejor sea la gestión y gobernanza de estos lugares, y éste es precisamente el contenido del capítulo 3 que se aborda a continuación.

3. Gestión y gobernanza de Espacios Naturales Protegidos

3.1. Introducción

Este capítulo aborda el desarrollo operativo de la política de ENPs y su contenido se ha dividido en 3 bloques principales. En el primer bloque se establecen los parámetros de la gestión de los ENPs en base a 3 líneas prioritarias de referencia: objetivos, tipología y tendencias actuales de modos de gestión. El segundo bloque se centra en la financiación de los ENPs. En este bloque, se describen los instrumentos de financiación existentes y se realiza un análisis comparativo de los mismos. El tercer bloque aborda la gobernanza de los ENPs, en base a 3 apartados principales: una visión general de la gobernanza de los recursos naturales, un análisis de la participación de las comunidades locales en la toma de decisiones y, por último, un estudio de los conflictos en los ENPs. El capítulo se cierra con las conclusiones alcanzadas.

3.2. Marco de referencia

La *praxis* de la política de ENPs tiene que ver con el modo en el que se desarrollan sus directrices y objetivos, así como con los recursos y capacidades disponibles para ello. En este desarrollo también incide, por supuesto, el marco institucional existente y el papel que desempeñan los actores involucrados (Crespo, 2002).

Gran parte de estas cuestiones se plasman en la gestión de los ENPs, entendiendo ésta en su acepción más amplia y que trasciende la gestión ordinaria del día a día. Asimismo, la gestión, en este sentido amplio, también puede ser interpretada en clave de gobernanza en la medida en que considera recursos, capacidades, marco institucional y actores involucrados. En cualquier caso, estos factores estrechamente relacionados e interdependientes condicionan la puesta en práctica y el desarrollo operativo de la política de ENPs que, en definitiva, es la cuestión abordada en este capítulo. No obstante, a fin de ordenar los contenidos y destacar los apartados más importantes en la *praxis* de esta política, se han diferenciado 3 bloques principales. Esta diferenciación hace que encaremos, tal y como se ha indicado en el apartado introductorio, en primer lugar la gestión de ENPs en sentido estricto, en segundo lugar analicemos los instrumentos de financiación disponibles y, en último lugar, abordemos la gobernanza de los ENPs como marco más general de referencia.

La gestión y financiación constituyen elementos indispensables en el desarrollo operativo de la política de ENPs y merecen ser analizadas en profundidad. En ocasiones, estos dos ámbitos se encuentran fuertemente imbricados y la frontera que los diferencia se vuelve ambigua. Así, por

ejemplo, los mecanismos voluntarios son un apoyo a la gestión al tiempo que también constituyen, indirectamente, una forma de financiación. Igualmente, la gobernanza de los ENPs se encuentra íntimamente relacionada con *gestionar* los recursos naturales aunque, para ello, se utilice un marco conceptual más amplio. Por ello, entendemos que el apartado dedicado a la gobernanza ofrece claves de interés que inciden en la operatividad de la política de ENPs.

Esta nueva forma de actuar se diferencia del enfoque *command and control* que tradicionalmente ha guiado la política de ENPs. En la práctica, gestión, financiación y gobernanza, en general, cada vez se desarrollan en mayor medida de manera coparticipada entre administraciones públicas (AAPP) y actores privados. En el terreno de las políticas públicas, este hecho genera debate en tanto en cuanto se superan las fronteras clásicas que delimitaban las actuaciones del ámbito público y del privado. Así, esta coparticipación colaborativa puede entenderse, por un lado, como una forma de delegar del sector público sobre el ámbito privado, evadiendo responsabilidades o favoreciendo el adelgazamiento de la función pública; pero, por otro, también puede entenderse como modo colaborativo de ejercer la política, con participación directa de la ciudadanía, lo que puede interpretarse en clave de acercamiento y de instauración de procesos más transparentes y democráticos.

3.3. Gestión de Espacios Naturales Protegidos

3.3.1. Introducción

La gestión de ENPs comprende las actuaciones necesarias, tanto *in situ* como *ex situ*, para la consecución de los objetivos establecidos mediante los medios y recursos disponibles. Como se ha mencionado en el capítulo 2, la gestión de los ENPs es una faceta que no ha sido, hasta ahora, suficientemente valorada en cuanto a su importante contribución para alcanzar los objetivos de estos espacios. La gestión está condicionada por los recursos disponibles y, en general, por las capacidades existentes (véase Hockings *et al.*, 2000). La singularidad de los ENPs no hace sino dificultar la gestión ya que, si bien se siguen pautas y directrices generales, la realidad de cada ENP es cambiante y particular. Las circunstancias y contextos que caracterizan cada ENP convierten la gestión en una tarea compleja y única (Crespo, 2002; Europarc-España, 2005a, 2008b).

3.3.2. Objetivos de gestión de los Espacios Naturales Protegidos

En la gestión de los ENPs, el concepto de conservación se define como el conjunto de actuaciones y técnicas dirigidas a alcanzar los objetivos de los ENPs, que se transforman a su vez en sus objetivos de gestión. En su Asamblea General de 1994, la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza

(UICN) desarrolló un sistema de categorías de ENPs al objeto de ordenar, agrupar y categorizar los diferentes ENPs (UICN, 1994a) (Tabla 3.1). Esta clasificación se lleva a cabo en función del principal objetivo de gestión declarado en cada espacio. Estos objetivos van desde una gestión centrada en la investigación o exclusivamente en la conservación (categoría I) hasta una gestión donde intervienen, en cierta medida, las actividades humanas (categoría VI).

Tabla 3.1. Definición de las categorías de la UICN

Categoría	Denominación	Descripción
Ia	Reserva Natural Estricta: gestionado principalmente con fines científicos	Área terrestre y/o marina que posee algún ecosistema, rasgo geológico o fisiológico y/o especies destacados o representativos, destinada principalmente a actividades de investigación científica y/o monitoreo ambiental.
Ib	Área Natural Silvestre: gestionado principalmente con fines de protección de la naturaleza	Vasta superficie de tierra y/o mar no modificada o ligeramente modificada, que conserva su carácter e influencia natural, no está habitada de forma permanente o significativa, y se protege y maneja para preservar su condición natural.
II	Parque Nacional: gestionado principalmente para la conservación de ecosistemas y con fines de recreación	Área terrestre y/o marina natural, designada para: a) proteger la integridad ecológica de uno o más ecosistemas para las generaciones actuales y futuras; b) excluir los tipos de explotación u ocupación que sean hostiles al propósito con el cual fue designada el área; y c) proporcionar un marco para actividades espirituales, científicas, educativas, recreativas y turísticas, actividades que deben ser compatibles desde el punto de vista ecológico y cultural.
III	Monumento Natural: gestionado principalmente para la conservación de características naturales específicas	Área que contiene una o más características naturales o naturales / culturales específicas de valor destacado o excepcional por su rareza implícita, sus calidades representativas o estéticas o por importancia cultural.
IV	Área de Manejo de Hábitat / Especie: gestionado principalmente para la conservación, con intervención a nivel de gestión	Área terrestre y/o marina sujeta a intervención activa con fines de manejo, para garantizar el mantenimiento de los hábitats y/o satisfacer las necesidades de determinadas especies.
V	Paisaje Terrestre y Marino Protegido: gestionado principalmente para la conservación de paisajes terrestres y marinos con fines recreativos	Superficie de tierra, con costas y mares, según el caso, en la cual las interacciones del ser humano y la naturaleza a lo largo de los años ha producido una zona de carácter definido con importantes valores estéticos, ecológicos y/o culturales, y que a menudo alberga una rica diversidad biológica. Salvaguardar la integridad de esta interacción tradicional es esencial para la protección, el mantenimiento y la evolución del área.
VI	Área Protegida con Recursos Manejados: gestionado principalmente para la utilización sostenible de los ecosistemas naturales	Área que contiene predominantemente sistemas naturales no modificados, que es objeto de actividades de manejo para garantizar la protección y el mantenimiento de la diversidad biológica a largo plazo, y proporcionar al mismo tiempo un flujo sostenible de productos naturales y servicios para satisfacer las necesidades de la comunidad.

Fuente: UICN (1994a).

Esta agrupación en 7 categorías de gestión para los ENPs a nivel mundial se creó con la finalidad de proporcionar un lenguaje común para gestores, investigadores, tomadores de decisiones y actores sociales, al tiempo que establecía un criterio común para su clasificación. En un principio, las categorías fueron ideadas como medio para la generación de datos básicos sobre ENPs, al objeto de paliar la carencia de información al respecto. Sin embargo, la utilización de las categorías ha adquirido progresivamente nuevos usos, en particular en el ámbito de la planificación y la gestión de los propios ENPs contribuyendo, en opinión de algunos autores, a una política de conservación más coherente (Dudley, 2008).

En la actualidad, se están dando pasos a nivel internacional hacia la homologación o equiparación entre ENPs de distintos países, básicamente fruto del trabajo desarrollado en el ámbito de la adaptación y acreditación de categorías UICN con respecto al sistema nacional de ENPs. Pese a las orientaciones ofrecidas de cara a afrontar el proceso de asignación, su puesta en marcha y desarrollo está en manos del país en cuestión, sin que por el momento exista un procedimiento internacional homologado de asignación de categorías (Europarc-España, 2008b). Normalmente, la clasificación en alguna de las categorías suele ser el resultado de un proceso informal entre cada país y las instituciones encargadas de recopilar la información. Esta forma de proceder da lugar a que muchos ENPs queden sin ser asignados a las categorías UICN. En España, por ejemplo, aproximadamente el 50% de los ENPs no se corresponde con ninguna categoría UICN (AEMA, 2010a).

La UICN, al objeto de lograr una adecuada planificación y gestión de cada categoría, desarrolla una labor permanente en la adaptación de estas categorías de gestión a regiones biogeográficas concretas o a determinadas figuras de protección. Ha elaborado documentos, por ejemplo, para la aplicación de las categorías en el continente europeo (Europarc y UICN, 2000), para la adaptación de la Categoría V (Phillips, 2002; Brown *et al.*, 2005), o para las áreas marinas protegidas (Kelleher, 2002).

Por otra parte, más allá de que las categorías UICN se vinculen al principal objetivo de gestión declarado en el ENP, estas categorías también permiten situar el resto de los objetivos en función de los distintos grados de intervención (principal -1-, secundario -2- y potencialmente aplicable -3-) (Tabla 3.2).

En términos generales, la gestión de las categorías I y II está vinculada a objetivos dirigidos a mantener ecosistemas en el máximo estado de integridad ecológica posible, con una intervención humana mínima. Éste es un objetivo difícilmente aplicable a numerosos territorios de la UE, donde las intervenciones humanas son intensas desde siglos atrás. En España, este tipo de ENPs está

básicamente representado por los Parques Nacionales (categoría II) y, en menor medida, por espacios de la categoría I (Reservas Integrales). De hecho, tanto en la normativa estatal como autonómica, las tipologías de ENPs no se definen en función de sus objetivos de gestión, por lo que la figura legal establecida no implica categoría de gestión UICN (Europarc-España, 2008b).

Tabla 3.2. Objetivos de gestión según categorías UICN

Objetivos de gestión ^a	Categorías UICN ^b						
	Ia	Ib	II	III	IV	V	VI
Investigación científica	1	3	2	2	2	2	3
Protección de la vida salvaje	2	1	2	3	3	-	2
Preservación de la biodiversidad	1	2	1	1	1	2	1
Mantenimiento de los servicios ambientales	2	1	1	-	1	2	1
Protección de los recursos naturales y culturales	-	-	2	1	3	1	3
Turismo y recreo	-	2	1	1	3	1	3
Educación	-	-	2	2	2	2	3
Uso sostenible de los recursos naturales	-	3	3	-	2	2	1
Mantenimiento de los atributos naturales y culturales	-	-	-	-	-	1	2

Fuente: Europarc-España (2008b).

Nota (a): 1: objetivo principal; 2: objetivo secundario; 3: objetivo potencialmente aplicable.

Nota (b): Las categorías de gestión de la UICN son las siguientes: Ia: Reserva Natural Estricta; Ib: Área Natural Silvestre; II: Parque Nacional; III: Monumento Natural; IV: Área de Manejo de Hábitat / Especies; V: Paisaje Terrestre y Marino Protegido; VI: Área Protegida con Recursos Manejados.

En las categorías III y IV, la gestión es un elemento importante del mantenimiento de ciertas singularidades de los ENPs. Estos espacios requieren una gestión prioritaria de conservación, supeditando cualquier otra actividad a este objetivo principal dada la sensibilidad de sus hábitats y especies (ej.: cuevas, humedales, bosques maduros, etc.).

Los ENPs de las categorías V y VI están compuestos por ecosistemas humanizados, por lo que son gestionados con una orientación hacia al aprovechamiento sostenible de los recursos. Determinados hábitats y especies se encuentran vinculados al mantenimiento de ciertos paisajes y/o actividades agrarias tradicionales, por lo que su gestión debe estar ligada a los mismos. Un caso común en muchos ENPs de la cornisa cantábrica es la conservación del paisaje de campiña atlántica y de sus pastizales, cuya gestión está íntimamente ligada al fomento de prácticas agropecuarias tradicionales.

Tanto el grado de intervención como la consecución de los objetivos establecidos en los ENPs, tal como ya se ha apuntado, dependen de numerosos factores que influyen tanto en el propio ENP como en otra serie de condicionantes externos. Sin embargo, la literatura revisada ha permitido identificar dos factores clave en este sentido: intensidad y eficacia en la gestión (Europarc-España, 2005a, 2008b).

Se entiende por *intensidad de gestión* el nivel de intervención para lograr los objetivos de un ENP en términos de esfuerzo y medios (materiales, presupuestarios, de personal) destinado a: (a) mantener el estado actual de ecosistemas, hábitats y/o especies frente a factores de tensión⁹⁹ o conflicto; (b) recuperar o alcanzar un estado deseado; y (c) posibilitar la realización de ciertos usos manteniendo el estado deseado de los ecosistemas. Este nivel de intervención no tiene porqué ser directamente proporcional a los valores del ENP ni estar vinculado a su categoría de protección. Por ejemplo, un parque periurbano sometido a fuertes presiones puede requerir la aplicación de medidas proactivas de intervención con una intensidad elevada, mientras que una reserva integral que albergue valores ecológicos de alto interés puede seguir una gestión preventiva mediante la aplicación de medidas reguladoras conjuntamente con determinadas actuaciones de seguimiento. De hecho, la intensidad de gestión está determinada por la dimensión de las siguientes variables: (a) los factores de tensión o conflicto que tienden a alejar al ENP del estado deseado o ideal; (b) los objetivos de gestión del área (desde la no intervención, la restauración de ecosistemas hasta la compatibilización de usos); y (c) las características intrínsecas de los ecosistemas y hábitats que se desean gestionar (grado de dependencia de gestión externa para el mantenimiento de sus propiedades). Y es precisamente el grado de complejidad de estas 3 variables lo que condicionará la intensidad de gestión de un ENP. La intensidad de gestión será mayor cuanto (a) mayor sea el número de conflictos y más compleja su naturaleza, (b) mayor sea el grado de intervención en el ENP, y (c) mayor sea el grado de dependencia de gestión que tienen los ecosistemas y hábitats.

Por otra parte, la *eficacia en la gestión* pone de manifiesto el nivel de cumplimiento alcanzado en relación a los objetivos del ENP. La evaluación de la eficacia en la gestión consiste en analizar lo que se ha logrado con respecto a determinados criterios y estándares de gestión, que incluyen los objetivos por los que el ENP fue declarado, y que se realiza con la finalidad de mejorar la capacidad de gestión¹⁰⁰. A pesar de ello, los trabajos realizados hasta ahora muestran unos resultados muy lejos de lo deseable. Se estima que sólo el 10-12% de los ENPs son objeto de una

⁹⁹ Fenómenos físicos, químicos, biológicos o antrópicos que actúan sobre los procesos clave y tienden a alejar al sistema de las condiciones consideradas deseables desde el punto de vista de los objetivos de gestión y conservación del ENP.

¹⁰⁰ La evaluación de la eficacia en la gestión debería incluir los siguientes componentes (Europarc-España, 2005a):

- a. Diseño del ENP: tamaño y configuración, zonas de amortiguación, vínculos con otros ENPs, vínculos con corredores ecológicos u otras formas de conectividad.
- b. Marco legal e institucional: regulación en la gestión de recursos naturales, estructura administrativa local y estatal, recursos humanos y financieros destinados a la gestión, capacitación, relaciones con actores sociales.
- c. Resultados de la gestión: mejoras de las condiciones ecológicas y ambientales, conservación de la biodiversidad, y resultados sociales (recreo, educación, desarrollo local, apoyo de comunidades locales).

gestión eficaz y que 3 de cada 5 de las amenazas más comunes en los ENPs no se asocian a impactos directos sobre los ecosistemas sino a deficiencias en la gestión (Dudley *et al.*, 2004). Por ello, resulta imprescindible evaluar la eficacia en la gestión como vía, por un lado, para un uso eficiente de los recursos disponibles y, por otro, para fomentar la gestión adaptativa, incorporar mejoras en la planificación y rendir cuentas a la sociedad (Hockings *et al.*, 2000).

Pese a su importancia, la evaluación de la eficacia en la gestión aún se encuentra lejos de un nivel de aplicación significativo y relevante. El Plan de Acción de ENPs de España ha puesto de manifiesto la necesidad cada vez más evidente de desarrollar este tipo de evaluación (Europarc-España, 2002). Por el momento, sin embargo, en los ENPs españoles las actividades realizadas más habitualmente con este cometido consisten en la elaboración de una memoria anual, de carácter descriptivo, donde se recoge información sobre los presupuestos ejecutados y las actuaciones de gestión realizadas y/o la realización de tareas de seguimiento¹⁰¹. Otra práctica incipiente es la dirigida a evaluar la adhesión de la gestión de los ENPs a sistemas de calidad (EFQM, certificaciones ISO, etc.). En este sentido, por ejemplo, el Plan Integral de Calidad en ENP para la CAPV 2011-2015 cuenta con su propio sistema de indicadores para evaluar el logro de las líneas de acción establecidas (DFA *et al.*, 2011).

Hasta la fecha, la principal barrera a la que se enfrenta la evaluación de la eficacia en la gestión de ENPs ha sido la escasa cultura de evaluación de políticas públicas, y en particular en el ámbito de la conservación de la naturaleza. Otro de los obstáculos más comunes es que, en muchos casos, no se han elaborado planes de gestión y cuando existen carecen de objetivos explícitamente definidos (Europarc-España, 2002, 2008b).

3.3.3. Tipos de gestión

Los diferentes tipos de gestión pueden clasificarse de acuerdo con tres criterios: (a) tipo de intervención en el ENP; (b) grado de adaptación a las circunstancias cambiantes; y (c) los actores que intervienen en la gestión (Tabla 3.3). La tipología de gestión resultante no es excluyente entre sí, pudiendo la gestión de un mismo ENP incorporar elementos de cualquiera de los tres criterios; por ejemplo, la gestión de una reserva integral puede ser preventiva y pública al mismo tiempo.

¹⁰¹ Para información detallada en este sentido, véase Europarc-España (2010a): *Herramientas para la evaluación de áreas protegidas: modelo de memorias de gestión*. Madrid, FUNGOBE. 121 pp. El alcance de este tipo de evaluación en el caso concreto del Parque Natural de Gorbeia puede consultarse en Etxano (2009a).

Tabla 3.3. Tipos de gestión de los ENPs

Criterio	Tipo de gestión
Criterio: intervención	Gestión preventiva La declaración de ENP no implica ninguna acción proactiva. Este tipo de gestión se fundamenta únicamente en las necesarias labores de vigilancia, seguimiento, control e intervención administrativa, incluyendo la planificación de procedimientos, pero requiere la formalización de objetivos y objetos de conservación. En caso necesario puede llegar a desarrollarse la regulación de usos como mecanismo preventivo de carácter legal o normativo. El instrumento administrativo más común es la realización de informes preceptivos o notificaciones por parte del organismo gestor.
	Gestión activa Implica tener un plan de gestión, además de un presupuesto explícito y de personal destinados a la gestión del ENP. Además del plan de gestión aprobado por la autoridad competente, el ENP posee recursos humanos (personal), materiales (vehículos, oficinas) y económicos específicamente destinados a su aplicación. La gestión activa requiere diferentes niveles de complejidad y sofisticación mediante la incorporación de más o menos objetivos, medidas y órganos de participación.
	Gestión activa operativa Es la gestión activa cuando el plan de gestión contiene objetivos operativos, actividades, medios y plazos, así como instrumentos de verificación del logro de objetivos. Es el paso previo e imprescindible para poder medir si la gestión es eficaz, es decir, si se logran los objetivos establecidos.
	Gestión adaptativa Se basa en la capacidad de aprendizaje sobre los errores y aciertos cometidos a lo largo del tiempo en la planificación y gestión del ENP. Esta capacidad de aprendizaje incumbe tanto a los gestores del ENP como a los actores sociales que intervienen en él. Son necesarios sistemas de planificación y gestión que sean flexibles para poder adaptarse al cambio mediante el seguimiento y la evaluación continua.
Criterio: adaptación	Gestión continuista La gestión es continuista en la medida en que se mantiene a lo largo del tiempo sin variaciones sustanciales en sus líneas de actuación, objetivos, medidas y recursos. No hay cambios en los planteamientos iniciales, directrices, ni formas de actuar de los gestores y actores sociales, prevaleciendo el <i>statu quo</i> . Es un tipo de gestión acorde con ENPs donde prima el saber hacer (<i>know how</i>) de los gestores, dada su experiencia, destreza u otro tipo de cualificación.
	Gestión pública Cuando los actores que intervienen en la gestión pertenecen a las administraciones públicas (AAPP) o trabajan para ella, siendo además, los recursos destinados a la gestión (humanos, materiales, financieros, etc.) de carácter público. Este tipo de gestión ha prevalecido tradicionalmente en numerosos ENPs, y es la gestión más habitual en terrenos de ENPs cuya propiedad es pública.
Criterio: actores	Gestión privada Aunque el marco normativo de actuación sea establecido por las AAPP, la gestión corresponde a actores privados vinculados al ENP (propietarios, agricultores, forestalistas, etc.) o a entidades privadas especializadas en la gestión de conservación de la naturaleza (ONGs, entidades conservacionistas, etc.), siendo lo más habitual que se desarrolle en terrenos privados del ENP. Obviamente, las áreas protegidas privadas, aunque minoritarias, también se guían por una gestión privada.
	Cogestión Cuando tanto actores privados como públicos intervienen en la gestión del ENP. Este tipo de gestión se suele caracterizar por colaboración y coparticipación entre el ámbito privado y el público, y puede desarrollarse de diferentes formas. Por ejemplo, cuando las entidades de Custodia del Territorio (CdT) colaboran con las AAPP ejemplifican este tipo de gestión aunque la CdT, en términos generales, contempla acuerdos entre actores tanto privados como públicos y las entidades de custodia.

Fuente: elaboración propia a partir de Europarc-España (2008b).

Respecto al criterio de intervención, hay ENPs cuya finalidad es preventiva, es decir, en los que se evita la intrusión de actividades y/o usos indeseados. Las figuras de protección más comunes acordes con esta finalidad son Monumento Natural, Paisaje Protegido, Árbol Singular y Lugar de Interés Científico (Europarc-España, 2002). Por lo tanto, estos espacios en general siguen una gestión *preventiva*, lo que no implica una ausencia de objetivos específicos ni falta de planificación en la gestión. En otros ENPs, donde la gestión es más compleja (p.ej., Parque Nacional, Parque Natural) y se requiere de mayor intensidad, se sigue una gestión *activa*. Al margen de ello, también existen

ENPs que han optado por la *no gestión*, entendiendo como tal la falta total de recursos dedicados al área en sentido amplio. Estos espacios son denominados *parques de papel* (Europarc-España, 2005a, 2008b) al no seguir ninguna vía de gestión para alcanzar los objetivos con los que fueron declarados.

En la práctica, se ha pasado progresivamente de una gestión basada en labores de vigilancia, seguimiento y control a otra en la que el ENP cuenta con un plan de gestión y con diferentes tipos de recursos (humanos, materiales, económicos) para su aplicación. En este sentido, cabe reseñar que el tipo de intervención se encuentra estrechamente vinculado con las necesidades de planificación de la gestión. Los elementos que necesita el planteamiento preventivo para su integración en la planificación de la gestión son menores que los del planteamiento activo. Una gestión preventiva sólo necesitará disponer de un marco legal e instrumentos de planificación, de un plan de gestión y de una administración territorial junto con una serie de recursos (informes, contratos, etc.) aunque no deberá disponer necesariamente de un organismo específico. Por el contrario, una planificación de la gestión activa deberá contar, además de lo ya citado, con planes o programas por ámbitos de gestión, con una estructura de gestión organizada y con mayores recursos (materiales y económicos).

Respecto al criterio de adaptación, durante largo tiempo, en muchos ENPs se ha seguido una gestión *continuista*, dado que apenas se han producido cambios en sus líneas de actuación, objetivos, medidas y recursos. La adopción de la visión integrada de los ENPs, sin embargo, ha favorecido el movimiento hacia una gestión más adaptativa. Asimismo, en un mundo tan cambiante como el actual, uno de los principales desafíos a las que se enfrenta la gestión de los ENPs es responder al cambio global (Duarte, 2006). Uno de los retos es, por lo tanto, abordar la capacidad de adaptación que los modelos de gestión tengan frente al cambio, lo que irremediamente nos conduce hacia una gestión *adaptativa*.

Respecto al criterio de actores, tradicionalmente ha imperado la gestión *pública* frente a la *privada*, mucho más limitada que la primera en términos de recursos y capacidad de acción. Aunque, en los últimos años, y estrechamente ligado a la introducción de la gestión adaptativa, el papel de los distintos actores sociales ha comenzado a ser determinante. En este sentido, se considera que la gestión debería potenciar la capacidad de aprendizaje que tengan los actores sociales vinculados al ENPs de acuerdo con los errores y aciertos que se hayan tenido en la planificación y gestión. Esta perspectiva induce, por lo tanto, a la *cogestión*, en la que intervienen tanto actores públicos como privados.

3.3.4. Tendencias actuales en la gestión de Espacios Naturales Protegidos

3.3.4.1. Planificación dinámica, adaptativa y participativa de la gestión

La planificación de la gestión, en general en España, ha sido deficiente pese a la importancia que adquiere en términos de consecución de objetivos y uso de recursos (Europarc-España, 2002, 2008b)¹⁰². Con el paso de los años, se ha puesto de manifiesto la necesidad de ir aplicando una planificación más dinámica, adaptativa y participativa. Los instrumentos de planificación (planes estratégicos, planes operativos) son elementos que, debidamente estructurados y aplicados, deberían aumentar la eficacia en la gestión (Carabias *et al.*, 2003). En un nivel inferior a éstos, el plan de gestión constituye el instrumento sobre el que pivota el proceso de planificación. Un buen plan de gestión, que cuente con el respaldo de los gestores y actores sociales, también genera numerosos beneficios¹⁰³.

De acuerdo con la aportación de Thomas y Middleton (2003), se pueden distinguir una serie de elementos para una planificación exitosa acorde con el paradigma que define la visión integrada de los ENPs:

- a. La planificación es un proceso que no finaliza con la elaboración de un plan de gestión sino que continúa incluso tras su implementación. En el marco de este proceso continuo la planificación ha de adaptarse a las cambiantes condiciones y objetivos.
- b. La planificación está relacionada con el futuro, en la medida en que ha de identificar los cursos de acción futuros y analizar sus causas y efectos de cara a la toma de decisiones.
- c. Proveer un mecanismo para abordar los potenciales conflictos que pudieran surgir en el ENP y promover la discusión entre las partes implicadas.
- d. Incorporar una visión holística. El proceso de planificación ha de tener en cuenta, a través de una participación abierta e inclusiva de los diferentes actores sociales implicados en el ENP, el amplio espectro de asuntos relevantes y puntos de vista al respecto¹⁰⁴.

¹⁰² Sirvan como ejemplo los Parques Naturales de la CAPV, donde la demora en la elaboración de PORN y PRUG (o incluso su inexistencia), ha sido una característica común en muchos de ellos.

¹⁰³ Véase García Fernández-Velilla (2003) para la revisión de lo que debe ser un plan de gestión y de su contenido y estructura.

¹⁰⁴ Véase más adelante Apdo. 3.5.3 para un análisis más pormenorizado de procesos participativos en ENPs.

- e. Incorporar juicios de valor. Al margen del necesario análisis para conocer lo ‘que es’, la participación de diferentes actores sociales incorpora un elemento más para generar lo que ‘debería ser’ el ENP.
- f. La planificación es sistemática desde el momento en que existe una secuencia predeterminada de fases estructuradas. Esto contribuye a que el contexto de la toma de decisiones se encuadre en una lógica comprensible para los diferentes actores.

Estas características nos conducen a concebir la planificación en términos de dinamismo, adaptación y participación. Una planificación de la gestión dinámica y adaptativa selecciona las acciones y líneas concretas de actuación a partir de los resultados de actuaciones anteriores, de modo que, en caso necesario, puedan rediseñarse las intervenciones; la gestión se adapta de manera dinámica a partir de sus propios resultados. Así, tanto los problemas como los objetivos de gestión, pueden cambiar en un periodo relativamente corto de tiempo, ajustándose a la realidad en cada momento. Esto requiere que la planificación ofrezca margen suficiente para reorientar el desarrollo de actuaciones a la realidad de los ENPs que, por definición, es cambiante. Además de ello, en la medida en que la planificación sea participativa, las diferentes visiones y percepciones de esa realidad pueden ser compartidas e integradas en los instrumentos de planificación y gestión, lo que ofrece mayor legitimidad en la toma de decisiones y mayor eficacia en la consecución de objetivos. No obstante, en general, la legislación y normas administrativas no ofrecen pautas de cómo deben enfocarse los procesos participativos y de cuáles deben ser sus características para la elaboración de los planes de gestión (Europarc-España, 2008b)¹⁰⁵.

3.3.4.2. Hacia la gestión adaptativa y la cogestión

En un entorno caracterizado por la constante transformación y la incertidumbre (véase Apdo. 1.5), es preferible una gestión capaz de adaptarse a las perturbaciones de los ecosistemas que una gestión dirigida al mantenimiento de un estado inalterable. Holling (1978) reconoció hace ya tiempo que los ecosistemas, en la medida en que constituyen sistemas complejos, necesitan de una gestión flexible que se adapte al cambio, esto es, una gestión *adaptativa*¹⁰⁶. La efectividad de la gestión adaptativa ha sido puesta de manifiesto por Schultz *et al.* (2011) para la Red Mundial de Reservas de la Biosfera.

¹⁰⁵ Europarc-España ha tratado de paliar esta deficiencia mediante la elaboración de un documento que recoge las claves, pautas a seguir y recursos necesarios para una participación pública efectiva en la gestión de la Red Natura 2000. Véase Europarc-España (2007): *enREDando. Herramientas para la comunicación y la participación social en la gestión de la red Natura 2000*. Ed.: Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 216 páginas.

¹⁰⁶ Tomado de Berkes *et al.* (2003).

En su trabajo, estos investigadores analizan la gestión de 146 Reservas repartidas en 55 países y llegan a la conclusión de que la gestión adaptativa se vincula estrechamente con la consecución de los objetivos de los ENPs. Además, desde una perspectiva de conservación para el bienestar humano, la gestión adaptativa debería tener en cuenta la integridad y salud ecológica¹⁰⁷ de los ecosistemas para favorecer una mayor capacidad de resistencia a las perturbaciones, esto es, para que muestren mayor resiliencia y convertirse así en una gestión *ecosistémica*.

Por otro lado, tradicionalmente los ENPs han estado gestionados por entidades públicas o por la propia administración. Sin embargo, esto también está cambiando en la medida en que cada vez un mayor número de actores privados están asumiendo un papel más activo en la gestión de estos espacios. Habitualmente, esta participación privada en la gestión se desarrolla de manera coparticipada con las AAPP, compartiendo visiones y estrategias comunes. En consecuencia, la *cogestión* se está convirtiendo en una práctica cada vez más extendida por diversas razones: por suponer menores costes, por el dinamismo de los actores privados, por su mayor concienciación ambiental o por su proximidad al territorio. Los beneficios derivados de la cogestión son compartidos asimismo por el ámbito privado y el público.

La participación privada en la gestión de los ENPs toma cuerpo, básicamente, mediante dos niveles de actuación complementarios e interrelacionados. En un primer nivel, existen diferentes mecanismos voluntarios (voluntariado, acuerdos, convenios) que asumen la forma relacional en que se desarrolla la propia gestión. En un segundo nivel, de acuerdo con un marco más amplio de estrategia de conservación en el territorio, la CdT puede asumir y emplear estos mecanismos, entre otros, para llevar a cabo su cometido. Cabe matizar, sin embargo, un par de cuestiones en este sentido; por un lado, la CdT no necesariamente debe llevarse a cabo en los ENPs, sino que sus actuaciones tienen lugar en cualquier parcela del territorio donde quepa la conservación; y por otro lado, la CdT puede desarrollar una gestión puramente privada o una cogestión en colaboración con las AAPP.

¹⁰⁷ La *integridad ecológica* hace referencia a la presencia en un ecosistema de todos los elementos y procesos que le son propios y, como consecuencia, a su capacidad de perpetuar su funcionamiento en el tiempo y de poder recuperarse tras la perturbación. La *salud ecológica* se refiere a la capacidad del ecosistema para sostener su estructura y función a lo largo del tiempo de forma compatible con cierto grado de estrés externo (Europarc-España, 2008b).

a. Los mecanismos voluntarios de gestión

Los mecanismos voluntarios suponen un marco de actuación donde se articula la colaboración entre diferentes actores a fin de lograr objetivos de conservación mediante el desarrollo de diferentes formas relacionales de gestión. La utilización de estos mecanismos ha crecido notablemente desde el decenio de 1980, debido entre otras razones a que causan menos resistencia entre la ciudadanía que los mecanismos reguladores impuestos por las AAPP. Se distinguen tres tipos principales de mecanismos voluntarios (Europarc-España, 2010b), que pueden ser clasificados de acuerdo con su creciente grado de vinculación legal: (a) el voluntariado ambiental, (b) los acuerdos voluntarios y (c) los convenios.

Los grupos que destinan una parte de su tiempo o de su dinero a proyectos o acciones de conservación se integran en el denominado voluntariado ambiental, abarcando desde iniciativas de ámbito local hasta el trabajo en organizaciones internacionales. El alcance de su actividad cada vez es mayor en los medios de comunicación y en la opinión pública. Su labor de difusión informativa y de concienciación ambiental puede verse recompensada con una mayor cuantía de donaciones y de tiempo dedicado por particulares para la conservación de la naturaleza, siendo en definitiva una forma indirecta de financiación.

Al igual que el voluntariado ambiental, los acuerdos voluntarios no son jurídicamente vinculantes y los participantes en ellos pueden en cualquier momento deshacerlos. En consecuencia, resultan más inciertos que los convenios pero, al mismo tiempo, su carácter reversible atrae a actores que, de otro modo, quizás no se implicarían en la conservación de la naturaleza. La adopción de acuerdos voluntarios puede acarrear menores costes que otros instrumentos de gestión y financiación: en lo referente a los costes de transacción para los particulares, en costes administrativos debido a la ausencia de un vínculo formal y en los costes de aplicación debido a la alta motivación de los participantes.

Entre sus aplicaciones destaca la experiencia desarrollada en Irlanda, dirigida a integrar terrenos privados en la red de ENPs (García Fernández-Velilla y Barreiro, 2004). Los propietarios suscriben voluntariamente un documento sin carácter legal por el que se comprometen a gestionar sus tierras de forma sostenible pudiendo salir del programa con sólo comunicarlo. A cambio reciben asesoramiento técnico gratuito financiado por un patrocinador o una entidad con base de voluntariado, un certificado de colaboración y el uso regulado de un logotipo para poder comercializar sus productos. En consecuencia, las tierras son incorporadas a la red de ENPs sin coste alguno, mientras que, de otra forma, quedarían al margen de una gestión acorde con criterios de

conservación. En España destaca el Pacto Andaluz por el Lince Ibérico, en virtud del cual los propietarios adscritos al mismo se comprometen a desarrollar en sus tierras usos compatibles con la preservación de la especie a cambio simplemente del reconocimiento social e institucional (García Fernández-Velilla, 2009).

A diferencia de los dos instrumentos anteriores, los convenios son acuerdos jurídicamente vinculantes que imponen restricciones limitando los usos y actividades en un terreno, sobre todo en el caso de terrenos públicos que se venden para su uso privado. La principal ventaja de los convenios, al ser la mayoría de ellos de carácter permanente, es que proporcionan un nivel relativamente seguro y duradero de protección que puede ser transmitido en caso de cambio de propietario, lo que ha facilitado que hayan sido aplicados con éxito en numerosos países.

Las diversas experiencias desarrolladas han dado lugar a la creación de diferentes tipos de convenios. En primer lugar, a diferencia de otros mecanismos voluntarios, un alto número de convenios suelen ser alianzas entre una entidad pública y particulares, lo que en el marco de la cogestión proporciona beneficios mutuos (intercambio de información e ideas, flexibilidad para dirigirse específicamente a áreas de alto valor ecológico, etc.). En segundo lugar, se producen convenios entre entidades privadas, como por ejemplo alianzas entre entidades conservacionistas y propietarios en el marco de la CdT. En tercer lugar, también se dan convenios entre empresas y gestores del territorio o propietarios. Con frecuencia este tipo de convenios se lleva a cabo entre operadores turísticos y comunidades locales, al objeto de explotar turísticamente lugares que se mantengan preservados.

b. La Custodia del Territorio: un instrumento operativo

Los inicios de la CdT se sitúan en los países anglosajones, en particular en EEUU, a finales del siglo XIX. Con el paso del tiempo, esta práctica se ha extendido a Canadá y América Latina en el continente americano. En Europa, los primeros pasos se dieron en el Reino Unido, con el nacimiento en 1895 de *National Trust*¹⁰⁸, entidad de custodia¹⁰⁹ que hoy en día gestiona más de 250.000 Ha y tiene 3,4 millones de socios y colaboradores. También es una práctica arraigada en los Países Bajos, donde existen entidades de gran trayectoria como *Natuurmonumenten* (Basora y Sabaté, 2006).

¹⁰⁸ Véase: <http://www.nationaltrust.org.uk/>

¹⁰⁹ Las entidades de custodia (*land trust*, en inglés) son organizaciones públicas o privadas sin ánimo de lucro que participan activamente en la conservación del territorio. Pueden actuar de entidad de custodia organizaciones tan diversas como una asociación de vecinos, una organización conservacionista, una fundación, un ayuntamiento, un consorcio u otro tipo de ente público. Por otro lado, el término Custodia del Territorio (CdT) se ha tomado como la traducción al castellano de la denominación en inglés *land stewardship*.

En sus inicios, la CdT estuvo vinculada en mayor medida a una preservación del patrimonio cultural y natural dirigida al disfrute del público en general, pero, con el paso del tiempo, su concepción ha virado hacia la conservación de la naturaleza en el sentido más amplio del término. Tal es así, que la CdT se define como “un conjunto de estrategias e instrumentos que pretenden implicar a los propietarios y usuarios del territorio en la conservación y el buen uso de los valores y los recursos naturales, culturales y paisajísticos. Para conseguirlo, promueve acuerdos y mecanismos de colaboración continua entre propietarios, entidades de custodia y otros agentes públicos y privados” (Basora y Sabaté, 2006:9).

La CdT no está concebida para la sustitución de instrumentos de conservación ya existentes y de mayor arraigo tales como ENPs, corredores ecológicos, programas de conservación de especies amenazadas, etc. sino que hay que entenderla como un instrumento complementario a éstos. Sin embargo, su relación con los ENPs es evidente. Europarc-España ha recogido el desarrollo de la CdT en ENPs en el eje 2 de su programa de trabajo para las áreas protegidas 2009-2013 (Europarc-España, 2009). Según esta organización, la vinculación entre CdT y ENP es una opción que contribuye a desarrollar una gestión activa del espacio de acuerdo con principios de coparticipación y adaptación. Su potencialidad de aplicación para la gestión de la Red Natura 2000 ha sido puesta de relieve por Donada y Ormazábal (2005) en un trabajo incipiente en este área y en el que se analizan las bases para su pleno desarrollo.

La implicación de los propietarios es una de las condiciones necesarias a fin de pactar, de forma voluntaria, un acuerdo entre éstos y la entidad de custodia. Para ello, las entidades de custodia emplean distintas estrategias e instrumentos. Tal como ya se ha señalado, el voluntariado, los acuerdos y los convenios constituyen mecanismos de gestión con un uso muy extendido en el marco de la CdT. Éstos pueden ser plasmados mediante la promoción de la educación ambiental, la adquisición de derechos de uso o de la propiedad (donación o compra), o la orientación técnica al propietario. El acuerdo pactado dependerá, en definitiva, de los intereses de la propiedad, por un lado, y de las capacidades para la gestión y de financiación de la entidad de custodia, por otro.

Desde un punto de vista operativo, las entidades de custodia contactan, asesoran y apoyan a los propietarios y gestores de los terrenos (normalmente rústicos) donde se quieren lograr acuerdos. Por lo general, los acuerdos implican que el propietario se compromete a respetar y aplicar determinadas condiciones de protección y gestión en su finca. A cambio recibe, entre otros, asesoramiento para una gestión acorde con los objetivos establecidos, seguimiento del estado de la finca y del mantenimiento del acuerdo o el apoyo de voluntarios para el desarrollo de determinadas actuaciones.

La CdT también puede considerarse un instrumento de financiación para la conservación de la naturaleza, y en particular de los ENPs, en la medida en que financia sus propias actuaciones de conservación o es capaz de articular la provisión de fondos con fines de conservación. Por un lado, atendiendo a su capacidad financiera, la propia entidad de custodia puede ser financiadora, por ejemplo, de las actividades de gestión que desarrolla en tierras privadas tras la firma de un acuerdo con su propietario. Por otro lado, la CdT puede servir de palanca activadora de financiación. En EEUU, por ejemplo, el propietario que vende su finca en el marco de la CdT tiene ventajas fiscales, como la reducción del impuesto de patrimonio, que compensen la pérdida de valor de la propiedad acarreada por las restricciones impuestas. De hecho, el sistema de incentivos fiscales es uno de los factores de éxito de la CdT en los países anglosajones (García Fernández-Velilla, 2009).

En España, la CdT se encuentra mucho menos desarrollada, aunque desde el decenio de 1990 estas iniciativas han comenzado a consolidarse y cada vez tienen mayor peso territorial. En un principio tuvo mayor acogida en Cataluña y Baleares, aunque, hoy en día, también se extiende notablemente por Andalucía, Castilla-La Mancha y Extremadura. Los acuerdos de custodia prácticamente se doblaron entre 2008 y 2010 en España, hasta alcanzar los 1.336 Ha sobre una superficie de 292.000 Ha, lo que supuso un incremento del 65% en el territorio bajo custodia (Cordón y Sánchez, 2010).

En la CAPV, el peso de las iniciativas de custodia sobre el territorio es aún prácticamente testimonial¹¹⁰. Desde 2010, el Gobierno Vasco está tratando de fomentar la CdT, contribuyendo en cierta medida a su desarrollo mediante la concesión de subvenciones¹¹¹. En este sentido, cabe resaltar el papel que desde hace más de 10 años está desarrollando la *Fundación Lurgaia*, principal entidad de custodia de la CAPV. Los acuerdos suscritos son tanto de cesión con propietarios particulares como de adquisición de terrenos¹¹². Según los últimos datos de 2012, en la CAPV *Lurgaia* tiene vigentes 107 acuerdos con 41 propietarios sobre un total de 140 Ha. Esta fundación también

¹¹⁰ A modo comparativo, en Cataluña en 2010 había 185.800 Ha de superficie gestionadas por CdT mientras que en la CAPV apenas se alcanzaban las 112 Ha.

¹¹¹ El Gobierno Vasco en 2010 subvencionó a 5 entidades de custodia y 21 acuerdos, mientras que en 2011 fueron 7 entidades y 13 acuerdos, con un importe global en ambos años de 510.000 euros. Datos recogidos en las *III Jornadas de Sostenibilidad del Campus de Álava*, UPV/EHU. 27-28 de marzo de 2012, Vitoria-Gasteiz. Véase: www.araba.ehu.es/campusiraunkorra

¹¹² Véase: www.lurgaia.org

desarrolla su trabajo en ENPs, teniendo una labor muy activa en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, donde custodia 75 Ha¹¹³.

3.4. Financiación de Espacios Naturales Protegidos

3.4.1. Introducción

Como ya se ha mencionado, establecer una diferencia nítida entre el ámbito de gestión de los ENPs y el de su financiación no es una tarea sencilla. La mayoría de las veces, la gestión se encuentra estrechamente vinculada con su forma de financiación. Por otro lado, en los últimos años la financiación es un aspecto al que se le está prestando una creciente y especial atención en la medida en que cada vez se hacen más explícitos los costes de conservar la naturaleza. Los más de 5.100 millones de euros/año en los que se estiman los costes de la Red Natura 2000 (Gantioler *et al.*, 2010) no son baladí y cómo abordar su financiación es un problema que aún no está cerrado¹¹⁴. El artículo 8 de la Directiva Hábitats establece la cofinanciación por parte de la UE de las medidas esenciales para la conservación de hábitats y especies en la Red Natura 2000, pero existe la obligación de los estados miembros de financiar la Red con sus propios recursos.

La Tabla 3.4 recoge los principales instrumentos de financiación de la conservación de la naturaleza, y por extensión de los ENPs, divididos en 3 grupos principales: (a) instrumentos de las AAPP; (b) instrumentos de carácter voluntario; e (c) instrumentos de mercado.

Los instrumentos de las AAPP recogen los principales modos de financiación y los que, en mayor medida, han sido aplicados en los ENPs. Ya se señalado que los mecanismos de intervención pública responden al enfoque *command and control* en la medida en que se basan en la regulación normativa (capítulo 2). En los últimos años, estos mecanismos más tradicionales se están combinando con otros instrumentos voluntarios. Por ejemplo, los incentivos de comportamiento y los incentivos para la adquisición de terrenos constituyen instrumentos de las AAPP pero su aplicación se vincula a la voluntariedad de actores privados (Tabla 3.4).

¹¹³ En particular, desarrollan una importante labor de gestión activa en el Arroyo Amunategi, a lo largo de cuyo curso se ubican 3 LICs de la Red Natura 2000: Red fluvial de Urdaibai (ES2130006), Zonas litorales y marismas de Urdaibai (ES2130007) y Encinares cantábricos de Urdaibai (ES2130008).

¹¹⁴ Para un análisis en detalle véanse Comisión Europea (2004, 2011b).

Tabla 3.4. Instrumentos de financiación para la conservación de la naturaleza

Áreas			Instrumentos de financiación
AAPP	Voluntario	Mercado	
X			1. Impuestos ambientales
X			2. Pagos por daños ambientales
X			3. Subvenciones y ayudas públicas
X	X	X	3.1. Pagos por servicios ambientales
X			4. Incentivos fiscales
X	X		5. Incentivos de comportamiento
X	X		5.1. Garantías de buen fin
X	X		5.2. Bonos de naturaleza
X	X		6. Instrumentos para la adquisición de terrenos o derechos de uso
X	X		6.1. Compra pública de terrenos
X	X		6.2. Fideicomisos de terrenos a entidades privadas
	X		7. Eco-filantropía
		X	8. Sostenimiento y creación de mercados
		X	8.1. Intervención en precios de mercado
		X	8.2. Creación artificial de mercados
		X	a. Créditos para la biodiversidad y bancos de conservación
		X	b. Licencias, permisos y cuotas transferibles
		X	9. Fondos financieros
		X	10. Etiquetado y certificación ambiental

Fuente: elaboración propia.

Los instrumentos de carácter voluntario incluidos en este apartado se han entendido como instrumentos que implican la necesidad de un acuerdo voluntario entre las AAPP y los actores privados (propietarios, en muchos casos), aunque no deba ser así necesariamente (Europarc-España, 2010b). Un caso aparte lo constituye la ‘eco-filantropía’ como fuente de financiación puramente privada.

Por último, los instrumentos de mercado encuentran acomodo en el funcionamiento de las leyes del mercado. Sus defensores destacan su eficiencia en el uso de recursos y su alto grado de adaptación a las condiciones cambiantes frente a la intervención pública, a la que se le achaca ser lenta, ineficiente y excesivamente burocrática. Una posición intermedia entre partidarios y detractores aboga por que no sean sustitutivos de los mecanismos públicos sino complementarios a éstos. Aunque hasta el momento han tenido un desarrollo escaso, el número de experiencias va en aumento, en especial ante la escasez de recursos públicos destinados en la actualidad a la financiación de la política de conservación de la naturaleza.

3.4.2. Instrumentos de financiación

3.4.2.1. Impuestos ambientales

La principal razón para su introducción es la internalización de los costes ambientales en el precio de los bienes y servicios producidos por la actividad económica; es decir, su objetivo es la internalización de las externalidades negativas. El beneficio que se les supone es doble: por un lado, la fiscalidad ambiental pretende reducir el impacto negativo sobre el medio desincentivando la actividad que lo genera; por otro lado, tiene la capacidad de destinar los recursos recaudados a corregir otras afecciones medioambientales. Su principal dificultad radica en la estimación monetaria de los costes ambientales.

La mayoría de los impuestos ambientales instaurados han sido de acuerdo con el principio de *quien contamina paga*, irrumpiendo con fuerza a partir de la segunda mitad del decenio de 1980. El desarrollo de impuestos sobre emisiones, pesticidas, productos desechables o vertederos ha sido notable, extendiéndose paulatinamente al campo de los recursos naturales y la conservación de la biodiversidad. No obstante, en esta área de actuación, los impuestos suelen perseguir objetivos distintos a la internalización de costes. Con frecuencia, su principal meta es desincentivar actividades que generan efectos adversos sobre la biodiversidad, aun cuando éstos no se hayan podido estimar monetariamente. Los impuestos sobre extracciones de agua, minerales, recursos forestales, o el uso de pesticidas y/o fertilizantes en agricultura han sido comunes en numerosos países de la UE (García Fernández-Velilla, 2009).

La tipología de impuestos ambientales para la conservación de la naturaleza es amplia y se incluyen impuestos, tasas y cánones de diversa índole (Tabla 3.5). Entre los más utilizados, el cobro de tasas por entrar a los ENPs es una vía de financiación muy extendida y recurrente en numerosos países, tanto desarrollados como en vías de desarrollo (Europarc-España, 2010b). Los ingresos recaudados sirven para financiar los costes generados por la gestión de uso público (turismo, principalmente), la corrección de potenciales impactos derivados y algunas actuaciones de conservación (Bräuer *et al.*, 2006). Variantes a este cobro son las tasas sobre accesos en avión, tasas sobre los alojamientos o las tasas sobre los equipos recreativos (García Fernández-Velilla y Barreiro, 2004). En todo caso, estos impuestos gravan de una manera u otra el uso recreativo de los ENPs y recaen sobre los visitantes de estos espacios. En lugares de gran afluencia de visitantes, tienen la ventaja de generar ingresos regulares y de actuar de instrumento de control para la demanda de acceso al lugar. La necesidad de legislación específica y el rechazo por parte de los visitantes pueden ser motivos que desaconsejen su implementación.

Tabla 3.5. Impuestos ambientales para la conservación de la naturaleza

Tipos de impuestos
<ul style="list-style-type: none">- Tasas de entrada a ENPs- Tasas de licencias de caza, pesca y licencias de explotación turística y asignación de un determinado porcentaje de los ingresos a la conservación de ENPs.- Impuestos por el uso directo, insostenible o excesivo de los recursos naturales y por los impactos negativos en los ecosistemas y hábitats (silvicultura, tala de bosques para agricultura, pastos, etc.).- Impuestos a actividades de prospección de la diversidad biológica.- Transferencia de ingresos generados por el gravamen a distintos aprovechamientos (silvicultura, energía, captación de agua, etc.) en ENPs.- Impuestos ambientales a productos cuya fabricación tiene un impacto perjudicial en la biodiversidad.- Tasas a la industria maderera para la protección y rehabilitación de la diversidad biológica forestal.- Impuestos a la eliminación de desechos en vertederos, a depositar menos desechos y a recuperar su valor mediante el reciclaje.

Fuente: Europarc-España (2010b).

La aplicación de tasas por licencias de caza y pesca también es una práctica extendida. No obstante, con frecuencia no valoran el uso y consumo de recursos (p.ej., determinadas especies animales) ni los costes necesarios para resolver problemas derivados de estas actividades (p.ej., introducción de especies alóctonas) (García Fernández-Velilla y Barreiro, 2004). En algunos casos, estas tasas son cobradas por las compañías forestales propietarias de los terrenos, cuyos ingresos son destinados a programas de conservación en bosques o en los propios cotos de caza y/o pesca.

Las ecotasas son un instrumento que también ha sido aplicado con el objetivo general de reducir el impacto sobre el medio ambiente, y en particular sobre la biodiversidad al destinar la recaudación a su protección. En España, su aplicación tuvo relevancia en las Islas Baleares, donde se gravaron las pernoctaciones de turistas en hoteles¹¹⁵. No obstante, esta iniciativa no dio buenos resultados porque no se aplicó a los propietarios de los inmuebles y los ingresos derivados del turismo dedicados a la protección del entorno fueron insignificantes (OCDE, 2004). De hecho, se han detectado lagunas en la aplicación de la fiscalidad ambiental dirigida a la conservación de la naturaleza. En concreto, se echa en falta la aplicación de impuestos sobre el uso del suelo y de otros gravámenes que incidan directamente sobre los recursos biológicos (García Fernández-Velilla y Barreiro, 2004).

Las tasas de no-conformidad constituyen una variante de impuesto ambiental y, al mismo tiempo, contienen características de los pagos por daños ambientales. Estas tasas son un mecanismo sancionador que consiste en un gravamen por niveles de contaminación o impacto que superan los niveles legales establecidos. El gravamen podría establecerse, por ejemplo, sobre el importe de los beneficios extra obtenidos. Pretenden incidir en el comportamiento de los agentes privados aunque

¹¹⁵ Recientemente en Cataluña se ha aprobado una iniciativa similar.

su eficacia depende precisamente de la cuantía del gravamen, ya que si no es suficientemente disuasorio, al infractor quizás le sea más rentable no cumplir la normativa y pagar la tasa.

3.4.2.2. Pagos por daños ambientales

Los pagos por daños ambientales también pueden ser considerados impuestos ambientales de carácter compensatorio. No obstante, en este apartado se van a abordar específicamente los pagos por daños ambientales en aplicación del régimen de responsabilidad ambiental¹¹⁶.

Este instrumento también se aplica de acuerdo con el principio de *quien contamina paga*, tratando de desincentivar el desarrollo de actividades potencialmente peligrosas para el medio ambiente mediante la legislación pertinente. No obstante, puede que las empresas no tengan incentivo alguno para la reducción de riesgos debido principalmente a dos razones. En primer lugar, cuando los daños potenciales son grandes ante un eventual accidente, las empresas pueden verse tentadas a no afrontar coste alguno de prevención; en estos casos, la única opción sería la adopción de mecanismos reguladores que impidieran el desarrollo de la actividad. En segundo lugar, si la probabilidad de evadir responsabilidades es alta se desincentiva la adopción de medidas de prevención o reducción de riesgos. Al margen de todo ello, la dificultad de estimación monetaria de bienes y servicios ambientales como la biodiversidad es otro elemento que resta efectividad a este sistema compensatorio.

En relación a la Red Natura 2000, la Directiva Hábitats autoriza excepcionalmente daños sobre hábitats y especies protegidas, siempre y cuando sean compensados en otros lugares, pretendiendo garantizar así una supuesta coherencia global de la red. La excepcionalidad queda condicionada a la falta de soluciones alternativas y a que un proyecto “por razones imperiosas de interés público de primer orden, incluidas razones de índole social o económica” (art. 6.4) deba realizarse a pesar de su daño ambiental¹¹⁷. En cuanto a las medidas compensatorias, de acuerdo con

¹¹⁶ Un caso pionero en este campo fue el vertido del petrolero *Exxon Valdez* en 1989, donde los tribunales determinaron la cuantía de las compensaciones que la empresa ExxonMobil debía pagar. Otro caso más cercano fue el vertido del *Prestige* en la costa de Galicia en 2002, en el que también se estimaron las cuantías de compensación.

¹¹⁷ El artículo 6.4 de la Directiva Hábitats especifica en este sentido lo siguiente: “en caso de que el lugar albergue un tipo de hábitat natural y/o especie prioritaria/os, únicamente se podrán alegar consideraciones relacionadas con la salud humana y la seguridad pública, o relativas a consecuencias positivas de primordial importancia para el medio ambiente, o bien, previa consulta a la Comisión, otras razones imperiosas de interés público de primer orden”.

la interpretación que hace la Comisión Europea del artículo 6.4 de la Directiva Hábitats¹¹⁸, la pérdida ambiental asociada a un proyecto no puede producirse con anterioridad a que se hayan tomado eficazmente medidas compensatorias. Por lo tanto, se entiende que la actividad generadora del daño no puede autorizarse hasta que se haya demostrado que las medidas compensatorias se encuentran operativas y son eficaces. Sin embargo, no es habitual que se establezcan estas medidas compensatorias.

El embalse de Melonares (Sevilla) y la presa de La Breña II (Córdoba) son de los pocos casos en los que se han articulado medidas compensatorias. En el primero de ellos, se compensa un área funcional para una especie amenazada por una expectativa de recuperación de un área equivalente en otro lugar distinto, mientras que, en el segundo caso, las medidas compensatorias apenas supusieron el 2% de la inversión efectuada en la presa (García Fernández-Velilla, 2009).

3.4.2.3. Subvenciones y ayudas públicas

Las subvenciones y ayudas públicas en general constituyen el principal instrumento del que se han dotado las AAPP para financiar la conservación de la naturaleza. Se fundamentan en ayudas públicas a actividades con externalidades positivas sobre el medio. Su intención es incentivar buenas prácticas y conductas ambientales favorables teniendo presente que los beneficios sociales generados así son superiores a los beneficios privados.

En el seno de la UE, los subsidios de la Política Agrícola Común (PAC) son especialmente relevantes. De acuerdo con la Comisión Europea, en el ámbito de la financiación de la Red Natura 2000, la política agraria debería ser la política de mayor incidencia sobre la conservación de la biodiversidad en conjunción con otras políticas territoriales como la rural (Comisión Europea, 2004, 2011b). En este marco, las medidas agroambientales son el principal instrumento que integra la variable ambiental en la PAC y la política de desarrollo rural. En términos generales, sus objetivos son la “reducción de los riesgos asociados a la agricultura moderna y la preservación de la naturaleza y de los paisajes cultivados [modificados por la intervención humana en el ejercicio de actividades agroforestales]”¹¹⁹ (Comisión Europea, 2005a).

Las ayudas agroambientales tratan de compensar el coste adicional que supone al agricultor la provisión de servicios medioambientales. Por lo general, desde el punto de vista operativo,

¹¹⁸ Apartado 5.4.2 del documento *Gestión de espacios Natura 2000. Disposiciones del artículo 6 de la Directiva 92/43/CEE de Hábitats* (Comisión Europea, 2000).

¹¹⁹ La aclaración entre corchetes [...] es del autor.

compensan por el *lucro cesante*, es decir, el agricultor percibe una ayuda por la pérdida de renta asociada al desarrollo de una práctica respetuosa con el medio. Estos pagos suelen ser por hectárea o por cabeza de ganado y su cuantía depende de la orientación técnico-económica de la explotación agraria¹²⁰. Pese a su general aceptación y un uso extendido, su eficacia y equidad han sido ampliamente cuestionadas tanto por razones de diseño y formulación como de ejecución (Malagón, 2009)¹²¹; incluso el Tribunal Europeo de Cuentas ha incidido en ello¹²² (García Fernández-Velilla, 2009).

Un instrumento destacado en el marco de las subvenciones y ayudas públicas son los *Pagos por Servicios Ambientales* (PSA), que consisten básicamente en la remuneración monetaria de los servicios ambientales generados por actividades privadas a la sociedad, como por ejemplo el mantenimiento de la biodiversidad mediante el pastoreo. Los PSA son un instrumento voluntario que permiten no sólo compensar la pérdida de rentabilidad asociada a una determinada actividad sino remunerar la propia provisión del bien o servicio ambiental (externalidad positiva), más allá del límite establecido por el lucro cesante. Así, los PSA se rigen por el principio *quien conserva cobra* (Gómez-Baggethun, 2011).

Los sistemas de PSA tratan de crear un mercado para un bien o servicio ambiental que habitualmente no tiene precio, identificando para ello a los proveedores de este bien o servicio y a los beneficiarios o usuarios del mismo (Engel *et al.*, 2008)¹²³. En concreto, la biodiversidad en cuanto servicio ambiental no se vende de manera directa pero pueden venderse usos del suelo específicos que protegen especies, ecosistemas y diversidad genética. Aún así, este proceso de *comercialización* de la biodiversidad no resulta sencillo ya que, por un lado, la mayoría de los servicios proporcionados no son tangibles y, por otro, al ser la demanda de la biodiversidad de carácter global es difícil de identificar sus beneficiarios. Así, las AAPP suelen canalizar esa demanda en representación de la sociedad como beneficiaria de los servicios ambientales. Por ello, no nos encontramos ante mercados al uso, regulados por la oferta y la demanda, sino ante acuerdos bilaterales entre un único

¹²⁰ Las subastas suponen una variante a los mecanismos de asignación habituales de los programas agroambientales. Su funcionamiento consiste en que la administración pública ofrece a los agricultores firmar acuerdos sobre determinadas prácticas agrarias, y éstos emiten pujas sobre el cobro mínimo que demandan por llevarlas a cabo teniendo en cuenta también los beneficios ambientales que supondrían. Este mecanismo genera competencia entre los proveedores del servicio (agricultores), lo que puede contribuir a un uso más eficiente de los recursos públicos.

¹²¹ Véase Malagón (2009) para un análisis en profundidad del contenido, desarrollo y efectos de la política agroambiental tanto en la UE como en la CAPV.

¹²² Tribunal Europeo de Cuentas (2005): *Informe especial 3/2005 sobre el desarrollo rural: control del gasto ambiental*.

¹²³ Desde este punto de vista, los PSA pueden considerarse instrumentos de mercado.

proveedor y un único comprador. Éste último suele ser la administración pública, quien realiza sus pagos en forma de subsidios.

El vínculo que establecen los sistemas de PSA entre la demanda (incentivo económico que recibe el proveedor por parte de las AAPP) y la oferta (bien o servicio ambiental proporcionado por el proveedor a través de un uso del suelo) es el fundamento de su funcionamiento. Los PSA *a priori* aseguran la conservación de la biodiversidad en la medida en que contribuyen al mantenimiento de los servicios ambientales generados. No obstante, diferentes factores condicionan su eficacia y eficiencia, para cuyo análisis Pagiola (2005) propone un marco de referencia del que se derivan una serie de factores clave:

- a. Ineficiencia social. Se deriva de uno de los dos problemas de ineficiencia más comunes o de la combinación de ambos: (i) cuando una oferta de pagos insuficiente conduce a una adopción de usos del suelo indeseable desde el punto de vista social (p.ej., prácticas agrarias intensivas); y (ii) cuando determinados usos del suelo generan servicios ambientales pero a un coste superior al valor de los servicios (p.ej., el mantenimiento de especies forestales de crecimiento rápido).
- b. Ausencia de adicionalidad. El pago por la adopción de prácticas que se habrían adoptado igualmente en ausencia de pagos, siendo realmente un problema de eficiencia financiera. Este efecto también es denominado ‘dinero a cambio de nada’.
- c. Fuga o derrame. Se refiere al desplazamiento involuntario de actividades que dañan la provisión del servicio ambiental a áreas situadas fuera del alcance de la intervención del programa de PSA (p.ej., si propietarios forestales bajo programas de PSA desplazan sus actividades destructivas a bosques situados fuera del programa).
- d. Ausencia de permanencia. La permanencia hace referencia a la capacidad del programa de PSA para lograr mejoras en los servicios ambientales a largo plazo, una vez incluso que el programa haya finalizado. La permanencia está condicionada tanto por la financiación como por cambios en condiciones externas (p.ej., incremento de precios agrarios en competencia con la conservación forestal).
- e. Criterios de selección (*targeting*). Cuando el número de solicitantes es alto con respecto a la financiación disponible, se articulan criterios de selección para elegir a los proveedores de servicios que maximicen la eficiencia del programa. Los criterios de

selección pueden basarse en la consideración de los beneficios, de los costes o en la combinación de ambos.

En cuanto a su aplicación, los PSA han tenido un incremento destacado en numerosos países en vías de desarrollo. Además, se ha constatado que consiguen resultados efectivos para reforzar y/o promover la conservación de la biodiversidad a la vez que para el fortalecimiento y diversificación de la economía local (Ezzine de Blas *et al.*, 2011). Sin embargo, en la UE el marco reglamentario del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER), el principal fondo público para financiar la conservación de la biodiversidad, no está en consonancia con la potencialidad de los PSA. Su normativa no permite establecer PSA que superen en cuantía el pago del lucro cesante y los sobrecostes generados. A diferencia de otras experiencias como la de Costa Rica, donde su marco regulador ofrece cobertura a los PSA, en España la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y Biodiversidad tampoco propicia un marco regulador favorable a este tipo de subsidios. En la CAPV tampoco se goza de un marco normativo al respecto ni se conocen iniciativas innovadoras en este sentido.

Los pagos vinculados al logro de resultados específicos constituyen una variante de los PSA, aplicados principalmente para la conservación de especies, donde asociar los pagos a resultados específicos resulta relativamente sencillo. Por ejemplo, en EEUU se ha pagado a los propietarios por mantener parejas de lobos reproductores en sus tierras, desincentivando la caza de estos animales y favoreciendo el mantenimiento en buen estado de los hábitats para la cría y supervivencia de la especie; en México, propietarios forestales han cobrado por renunciar a la extracción de madera y por conservar el hábitat de la mariposa monarca (*Danaus plexippus*) (García Fernández-Velilla y Barreiro, 2004).

Otra alternativa de trabajo es la combinación de los PSA con instrumentos puros de mercado, como por ejemplo el turismo rural. Los esquemas de PSA permiten la captación de recursos privados cuando los beneficiarios son fácilmente identificables, de manera que sean éstos quienes remuneren la provisión de bienes o servicios ambientales, opción que se ha desarrollado en diferentes experiencias (García Fernández-Velilla, 2009). Por ejemplo, en Austria empresarios turísticos se han unido para incentivar a los ganaderos a mantener el paisaje, que sirve de reclamo turístico; con un planteamiento similar, en Nepal operadores de alojamiento turístico han acordado pagar a las comunidades locales por la protección de bosques.

3.4.2.4. Incentivos fiscales

El objetivo de los incentivos fiscales es estimular a propietarios y usuarios privados a favorecer la conservación de la naturaleza y están dirigidos a aquellos que adopten comportamientos más o menos activos en su consecución. La tipología de incentivos es amplia, pudiendo contemplar desde la disminución en el impuesto de transmisión patrimonial hasta desgravaciones por donaciones, pasando por el retraso en pagos impositivos y por la deducción de la inversión en tecnologías ambientales. De acuerdo con los diferentes tipos de impuestos existentes, la potencialidad de aplicación de incentivos fiscales es amplia (Tabla 3.6).

Tabla 3.6. Incentivos fiscales potencialmente aplicables de acuerdo con diferentes tipos de impuestos

Tipo de impuesto	Descripción del incentivo
Impuesto sobre Actividades Económicas (IAE)	Exención para las personas jurídicas que tengan por actividad económica algunas de las vinculadas a la conservación de la naturaleza
Impuesto sobre Construcciones, Instalaciones y Obras (ICIO)	Bonificaciones en la cuota íntegra del impuesto, de forma que se tuviese en cuenta aquellas obras o instalaciones situadas en los inmuebles vinculados a la conservación de la naturaleza.
Impuesto sobre la Renta de las Personas Físicas (IRPF)	Deducciones en la cuota por actividades de conservación.
Impuesto sobre Transmisiones Patrimoniales y Actos Jurídicos Documentados (ITPAJD)	Gravamen reducido combinado con un sistema de deducciones y bonificaciones.
Impuesto de Sociedades (IS)	Deducción de la cuota por la conservación de la naturaleza.
Impuesto sobre el Patrimonio (IP)	Deducciones en la cuota para aquellas fincas vinculadas a la conservación de la naturaleza.
Impuesto sobre Sucesiones y Donaciones (ISD)	Reducción de la base impositiva tanto para las donaciones como para las sucesiones de fincas rústicas en ENPs.

Fuente: adaptado de Donada y Ormazábal (2005).

La política fiscal, como instrumento que contribuye a la conservación de la naturaleza, tiene una gran potencialidad pero su aplicación depende básicamente del compromiso político adquirido para con este objetivo. En España no existe una política de incentivos fiscales específica con esta orientación aunque se ha reconocido la necesidad de dar pasos en el desarrollo de la misma (Europarc-España, 2002). La CAPV tampoco es una excepción en este sentido a la tónica general del conjunto del estado, ya que, las Diputaciones Forales (DDFF), competentes en la materia, por lo general no han articulado normas tributarias específicas en el ámbito de la conservación de la naturaleza¹²⁴ aunque existan algunas experiencias en este sentido (véase más adelante Apdo. 6.3.2).

¹²⁴ Las aportaciones voluntarias hechas, por ejemplo, a fundaciones vinculadas a la conservación de la naturaleza, “*suelen* ser deducibles de la base imponible de las distintas figuras tributarias”, como por ejemplo,

El establecimiento de incentivos fiscales requiere, por un lado, compromisos claros y evaluables en materia de conservación de la naturaleza y, por otro, sistemas fiables que acrediten las conductas de los propietarios o usuarios (Donada y Ormazábal, 2005). Estos requisitos condicionan la efectividad de los sistemas de incentivos, cuyo arraigo es mayor en los países anglosajones. En EEUU, por ejemplo, existen deducciones fiscales de hasta el 100% del valor de las propiedades involucradas en acuerdos de CdT, siendo uno de sus factores de éxito (García Fernández-Velilla, 2009). En este mismo país, en la compraventa de fincas, el propietario la puede vender por debajo del precio de mercado en caso de que el comprador sea la administración pública o una asociación conservacionista, pudiendo desgravar la diferencia entre ambos valores.

Procedimientos similares están siendo utilizados por asociaciones conservacionistas en Australia. En este país los contribuyentes tienen ventajas fiscales en caso de alcanzar acuerdos de conservación a perpetuidad con una organización conservacionista que esté reconocida. En primer lugar, se puede lograr una deducción del impuesto sobre la renta si el valor de su finca disminuye como resultado de la entrada en vigor de un convenio de conservación, siempre y cuando el propietario no perciba pago alguno por ello. En segundo lugar, en caso de vender la finca para su gestión dentro de un acuerdo de conservación, los beneficios derivados de esta venta tendrán una reducción en el impuesto de rendimientos de capital. Los contribuyentes australianos también pueden beneficiarse de donaciones a asociaciones conservacionistas, con la ventaja de poder disfrutar del incentivo en el año corriente o en los 5 siguientes, en caso de haber excedido la cuota deducible. En Canadá se aplican deducciones similares tanto para el caso de acuerdos de conservación a perpetuidad como en las donaciones.

3.4.2.5. Incentivos de comportamiento

Al igual que los incentivos fiscales este instrumento es promovido por las AAPP, tratando de incidir en el comportamiento de los agentes privados, aunque su consecución está directamente relacionada con la voluntariedad de éstos. Existen dos tipos principales de incentivos de comportamiento: (a) las garantías de buen fin y (b) los bonos de naturaleza.

Las *garantías de buen fin* persiguen el objetivo de incentivar el cumplimiento de la legislación ambiental, tratando de anticiparse a los posibles pagos por daños ambientales derivados del régimen de responsabilidad ambiental. Este instrumento consiste en la entrega a la autoridad ambiental de

el IRPF (DFA *et al.*, 2011:46). Sin embargo, esta medida no es específica de la conservación de la naturaleza ya que también contempla las aportaciones hechas a ONGs o fundaciones que trabajan en otros ámbitos como, por ejemplo, la cooperación al desarrollo.

un depósito por parte de quien va a iniciar una actividad potencialmente impactante sobre el medio (concesiones de extracciones mineras, de explotaciones forestales, etc.). La cuantía del depósito debe ser equivalente al coste del proyecto de restauración que será reembolsado si se acometen las medidas correctoras previstas en el proyecto. En caso contrario, este importe es retenido y la administración pública se encarga de ejecutar la restauración.

Su diseño tiene una deficiencia que, paradójicamente, puede ir en contra de los objetivos de conservación (García Fernández-Velilla y Barreiro, 2004). El importe a destinar al depósito como fianza se establece de acuerdo con el coste del proyecto de restauración, cuya cifra habitualmente suele estar por debajo del coste real ya que viene establecido por el promotor del proyecto. Así, en la práctica, existen incentivos para que se ejecute el proyecto y, en caso de que así sea, para que se produzcan impactos negativos sobre el medio natural (Europarc-España, 2010b).

Los *bonos de naturaleza* tienen un funcionamiento similar a los acuerdos establecidos entre países desarrollados y países en vías de desarrollo para la conservación de la naturaleza¹²⁵. En este caso, consiste en que la administración pública o una asociación conservacionista financien la mejora productiva de una parcela de una explotación agraria, a cambio de que en otra parcela con menor valor productivo y mayor valor ecológico se establezca una gestión acorde con objetivos de conservación. En definitiva, supedita la financiación de inversiones productivas a una gestión dirigida a la conservación de la naturaleza.

3.4.2.6. Instrumentos para la adquisición de terrenos o derechos de uso

La *compra pública de terrenos* por parte de las AAPP es una de las maneras más directas de acción a favor de la conservación de la naturaleza. De hecho, “la adquisición de terrenos valiosos, vulnerables o amenazados es la estrategia más efectiva y permanente de conservación” (García Fernández-Velilla y Barreiro, 2004:76). Simplifica enormemente la gestión para la administración que adquiera los terrenos (Moreno *et al.*, 2007) aunque debería usarse con un alto grado de discrecionalidad y sólo para terrenos excepcionalmente importantes, o cuando no exista otra opción, ya que suele ser una solución costosa (Europarc-España, 2010b). Además, debería llevarse a cabo de manera voluntaria por parte de los propietarios, ya que la expropiación forzosa genera numerosos inconvenientes: oposición de la comunidad local, aumento de conflictividad social, largos y costosos procesos judiciales, etc.

¹²⁵ Estos acuerdos consisten en que entidades de países desarrollados (p.ej., una ONG) adquieran en los mercados secundarios deuda externa de países en vías de desarrollo a cambio de que éstos invirtieran la cuantía de la financiación recibida en la conservación de la naturaleza.

Los principales obstáculos para la aplicación de este instrumento son el elevado coste que suele suponer y la provisión de fondos públicos para su financiación. Una opción viable propuesta por algunos autores (García Fernández-Velilla, 2009) es que lo recaudado mediante impuestos ambientales o de otro tipo pueda destinarse a este fin. Por ejemplo, una opción de financiación es la desarrollada por el Consejo de Pirineos Atlánticos (Francia), que destina el 1% de lo recaudado en impuestos a la urbanización y edificación de terrenos (una cantidad media de 2 millones de euros anuales) a la compra de terrenos ecológicamente valiosos.

En el marco de la UE, la adquisición de tierras y/o derechos puede ser subvencionada por la Comisión Europea en el marco del instrumento de financiación LIFE+, siempre que se cumplan una serie de condiciones¹²⁶. El FEADER, por su parte, únicamente subvenciona la compra de terrenos, salvo excepciones, cuando el importe de la compra es inferior al 10% del total de gastos subvencionables.

En Europa ha habido numerosas experiencias en este sentido. Los fondos comunitarios FEOGA e INTERREG han financiado la compra de tierras privadas para asegurarse la conservación de pastos en Austria; lo mismo ocurrió en Alemania con fondos del Programa Operativo 5b; y los programas LIFE han permitido la adquisición de terrenos para la restauración de humedales en Dinamarca, de parcelas de la llanura de inundación del río Loira en Francia, y de pastos en la Laguna de Gallocanta (Aragón). Por otro lado, en los Países Bajos se invierten 100 millones de euros al año, y en Baden-Württemberg (Alemania) se ha establecido un fondo para, entre otros, la compra de riberas fluviales.

Al margen de las partidas presupuestarias destinadas por las AAPP, existen también fórmulas para reducir el precio de las fincas. En la línea de lo planteado para la CdT, en EEUU y Australia se contempla la posibilidad de que el vendedor fije el precio por debajo de mercado si el comprador es la administración pública o una asociación conservacionista, pudiendo desgravar la diferencia entre ambas cifras. La administración puede compensar en parte el desembolso hecho arrendando las tierras o llegando a acuerdos de usufructo con actores que aseguren aprovechamientos compatibles

¹²⁶ El reglamento (CE) Nº 614/2007 del Parlamento Europeo y el Consejo, de 23 de mayo de 2007, relativo al instrumento financiero para el medio ambiente (LIFE+) establece las siguientes condiciones:

- a. La adquisición debe contribuir a mantener o restaurar la integridad de un espacio Natura 2000.
- b. La adquisición de tierras debe ser la única forma, o la forma más efectiva, de lograr el resultado deseado en materia de conservación.
- c. Las tierras adquiridas se reservarán a largo plazo para usos que reflejen los objetivos del artículo 4, apartado 2, esto es, los objetivos específicos de LIFE+ Naturaleza y Biodiversidad.
- d. Los estados miembros interesados garantizarán, mediante transferencias y otros métodos, que dichas tierras se reserven a largo plazo para fines de conservación de la naturaleza.

con los objetivos de conservación. Si se dan estas circunstancias, el terreno podría arrendarse al propio vendedor que, además, disfruta de beneficios fiscales por lo obtenido en la venta.

Otra de las vías que suponen un coste menor es la adquisición o transferencia de derechos de uso en vez de la compra de terrenos. Históricamente los derechos de propiedad y los derechos de uso sobre esa propiedad han sido considerados indivisibles, pero, cada vez en mayor medida, diferentes instrumentos voluntarios de gestión están progresivamente asumiendo el tratamiento por separado de la propiedad y su derecho de uso. Estas iniciativas de carácter voluntario se enmarcan principalmente en las experiencias de CdT.

En este sentido, una experiencia interesante que combina la transferencia de derechos de uso y la adquisición de terrenos es la desarrollada por el *Trust for Nature* en Victoria (Australia). Esta fundación no gubernamental ha creado un fondo financiado por donaciones y subsidios de la administración pública y tiene autoridad estatutaria para establecer dos tipos de convenios con propietarios ambientalmente concienciados. Por un lado, asesora y acepta ofertas voluntarias de propietarios para restringir ciertos usos perjudiciales para la biodiversidad. Los costes administrativos de los convenios son soportados conjuntamente por el fondo y los propietarios, quienes reciben información, asistencia y asesoramiento sobre la gestión de los terrenos que desean incluir en el convenio, pero no reciben compensación alguna. Por otro lado, el *Trust for Nature* compra tierras y las revende sujetas a convenios que obligan a los compradores a adoptar aprovechamientos compatibles con la preservación de la biodiversidad. La ganancia obtenida tras la venta se reinvierte en la adquisición de nuevos terrenos, dando continuidad al proyecto. Si el precio de venta es menor que el de adquisición del terreno, la fundación sufraga con fondos propios la pérdida y a cambio adquiere el derecho a restringir o prohibir usos perjudiciales. Los terrenos incluidos en un convenio mantienen sus compromisos ambientales incluso cuando se venden. Además, la administración pública ofrece deducciones fiscales o ayudas para mejoras ambientales a los propietarios firmantes. Desde su primer convenio de conservación, en 1986, el *Trust for Nature* ha suscrito 1.088 convenios que protegen 46.000 Ha¹²⁷. Además, ha demostrado ser presupuestariamente rentable gracias a la participación de propietarios altamente concienciados desde el punto de vista ambiental (Harrington *et al.*, 2006).

¹²⁷ Fuente: <http://www.trustfornature.org.au/> [acceso el 12/07/2012].

Los *fideicomisos*¹²⁸ de terrenos a entidades privadas es una alternativa tanto a la compra pública como a la transferencia de derechos de uso. En vez de adquirir el terreno directamente, se otorga su uso a entidades privadas que, siendo organizaciones sin ánimo de lucro, reciben en donación tierras con la condición de que sean destinadas a la conservación. La entidad privada, tras evaluar el valor ecológico de las tierras recibidas (y sus costes de restauración en caso de que no estén en buen estado), puede venderlas siempre que destinen lo obtenido a la adquisición o mejora de tierras de mayor valor ecológico.

El éxito de esta opción se asienta sobre una doble base. Por un lado, este instrumento se basa en la confianza que ofrece el fideicomiso al donante al tiempo que los fondos fiduciarios requieren una estructura estable capaz de comprometerse con programas de conservación a largo plazo. Para el mantenimiento de esta confianza, el donante necesita procedimientos fiables y transparentes y que la entidad asuma la rendición de cuentas en su gestión. Y, por otro lado, también resulta necesario un marco legislativo que dé cobertura al fideicomiso y a los beneficios fiscales para los donantes.

3.4.2.7. Eco-filantropía

La eco-filantropía consiste en actos filantrópicos dirigidos a la conservación de la naturaleza, por lo que, a diferencia del resto de instrumentos descritos, es de carácter puramente voluntario (véase Tabla 3.4). Esta actividad altruista se desarrolla principalmente en los países anglosajones, donde tiene mayor relevancia que en otras regiones del mundo, aunque también se ha utilizado en países en vías de desarrollo (García Fernández-Velilla, 2009). En algunos casos, este instrumento ha financiado la compra pública de terrenos, práctica que ha tenido relativa importancia en EEUU, donde los fondos son canalizados tanto a través de pequeñas donaciones a organizaciones conservacionistas como mediante aportaciones de grandes entidades financieras.

3.4.2.8. Sostenimiento y creación de mercados

Aunque actuaciones concretas de este instrumento están dirigidas y orientadas por las AAPP, puede considerarse un instrumento de financiación de mercado en la medida en que su funcionamiento gira en torno a éste. En este instrumento consideramos dos vías principales de actuación: (a) la

¹²⁸ En términos generales, un fideicomiso (o fideicomiso) es un contrato o convenio en virtud del cual una o más personas (llamada fideicomitente o fiduciante), transmite bienes, cantidades de dinero o derechos, presentes o futuros, de su propiedad a otra persona (una persona física, llamada fiduciaria), para que ésta administre o invierta los bienes en beneficio propio o en beneficio de un tercero (llamado fideicomisario).

intervención en precios de mercado; y (b) la creación artificial de mercados, entre los que destacan los créditos para la biodiversidad y bancos de conservación, y las licencias, permisos y cuotas transferibles.

La *intervención en precios de mercado* es un instrumento que se pone en funcionamiento cuando, independientemente del equilibrio entre oferta y demanda, la administración pública fija el precio de un determinado bien comercializado en el mercado. Este instrumento ha sido empleado con profusión por la PAC durante décadas aunque, por lo general, no haya aducido motivos conservacionistas para ello (Ritson y Harvey, 1997). Los precios de intervención son superiores que los de mercado, asegurando con ello unos ingresos mínimos a los agricultores. La venta de la producción está garantizada a estos precios gracias a la aplicación de mecanismos de protección internacional del comercio y de compra pública (García y García, 2005).

Este sistema intervencionista y proteccionista, denunciado por numerosos países en vías de desarrollo, es defendido por la UE bajo la justificación de la *ecocondicionalidad*. Es decir, el cobro de precios intervenidos por parte de los agricultores ha de estar condicionado a la aplicación de prácticas respetuosas con el medio. De cara a lograr una mayor efectividad en el mantenimiento del medio, es posible establecer dos niveles en los precios de intervención (García Fernández-Velilla y Barreiro, 2004). En un primer nivel, se establecerían los mínimos de ecocondicionalidad para poder beneficiarse de este sistema. En un segundo nivel, de carácter voluntario para el beneficiario, se incrementaría el precio de intervención para, por ejemplo, los productos con certificación ecológica.

Por otro lado, la *creación artificial de mercados* tiene por objeto poder intercambiar o comerciar con derechos de explotación transferibles (OCDE, 1999), considerándose para ello diferentes instrumentos que comparten este fundamento común (derechos de propiedad negociables, créditos negociables de biodiversidad, cuotas negociables de captura, etc.). Para aplicar estos instrumentos de manera efectiva deben cumplirse al menos tres condiciones (Europarc-España, 2010b): (a) determinar un “producto” perfectamente identificable y cuantificable que sea objeto de intercambio en el mercado creado (una determinada especie amenazada, un hábitat, etc.); (b) determinar los agentes económicos que van a participar en el mercado; y (c) sobre la base de una medida objetivo previamente determinada, asignar derechos de propiedad, que pueden ser vendidos, subastados o repartidos entre quienes participen en el mercado de acuerdo con criterios históricos, geográficos, económicos o de otra índole (de manera que consideren los impactos de cada actividad y lugar sobre el producto).

En teoría, los resultados son efectivos en los casos en que la información es asimétrica y los costes marginales de las actividades heterogéneos, ya que esto obligaría a todos los actores a cumplimientos mínimos y el sistema premiaría a los actores que mejorasen estos mínimos. No obstante, una asignación relativamente cuantiosa de permisos haría que el precio del crédito sea bajo y que, por tanto, resulte más barato incumplir los objetivos y comprar créditos que mejorar los niveles mínimos¹²⁹.

El mercado internacional de biodiversidad sería más complejo que otros mercados más desarrollados, como por ejemplo, el de emisiones. Mientras el mercado de emisiones posee una única unidad de medida (tonelada de CO₂), el de biodiversidad podría contener numerosas (índice de biodiversidad, número de especies amenazadas, categorías de hábitats, etc.). Además, exigiría la creación de un sistema regulador de carácter internacional que, entre otros, habría de afrontar la difícil tarea de definir derechos de propiedad reconocidos internacionalmente. Sin embargo, los mercados locales de biodiversidad ven reducidas estas dificultades y tienen un mayor potencial de desarrollo.

En el ámbito de la biodiversidad, los instrumentos para la creación de mercados son principalmente dos: (a) los créditos para la biodiversidad y bancos de conservación; y (b) las licencias, permisos y cuotas transferibles.

a. Créditos para la biodiversidad y bancos de conservación

El principio de este instrumento es el *intercambio de recurso por recurso* y se emplea cuando no resulta aceptable una pérdida neta del recurso, hábitat o especie en cuestión, siendo restaurado en lugares alternativos al que sufre su deterioro o desaparición. En concreto, el establecimiento de bancos o reservas para la conservación implica la creación de entidades especializadas en la restauración de bienes ambientales claramente identificados y que asumen su conservación a largo plazo. Como contrapartida, estas entidades reciben créditos, otorgados por la administración pública o reconocidas agencias reguladoras, que pueden ser vendidos a promotores que deben compensar afecciones derivadas de proyectos de desarrollo en otras áreas naturales ecológicamente equivalentes. En síntesis, los impactos derivados de proyectos de desarrollo son compensados o atenuados en otro lugar utilizado como reserva para la conservación.

¹²⁹ Esto es precisamente lo que ha ocurrido en el mercado de CO₂, donde los precios de tonelada de CO₂ son tan bajos que resulta más barato comprar permisos de emisión y emitir por encima de la cuota asignada que invertir en reducir emisiones (García Fernández-Velilla, 2009).

Este sistema funciona de igual manera al planteamiento que hace el artículo 6.4 de la Directiva Hábitats, que establece cómo debería funcionar el mecanismo de compensación excepcionalmente aplicable (ya mencionado en el Apdo. 3.4.2.2). El Libro Verde de la Comisión Europea, entre los instrumentos de mercado a favor del medio ambiente, señala este instrumento como adecuado y recomendable para proteger la biodiversidad¹³⁰. No obstante, su aplicación en la UE ha sido más bien escasa, a diferencia de lo ocurrido en los EEUU, donde los bancos de reservas de activos negociables se establecieron por primera vez en 1983 y donde, en los últimos años, han tenido un rápido desarrollo con resultados generales satisfactorios, tanto en el número de entidades dedicadas a ello como en la superficie sobre la que actúan¹³¹. Experiencias exitosas en su aplicación son los bancos de conservación para el pájaro carpintero *Picoides borealis*, ave protegida en EEUU, y los bancos de mitigación para zonas húmedas en la cuenca de Wheeler del río Tennessee, al norte de Alabama.

b. Licencias, permisos y cuotas transferibles

Hay mecanismos reguladores que, basados en el establecimiento de cuotas y restricciones, fijan niveles máximos legalmente permitidos de disminución de recursos. Estos mecanismos generan elevados costes de control y para su disminución se han ideado variantes que consisten en que, una vez establecido el nivel máximo de disminución, se asignen cuotas transferibles para que el mercado regule los aprovechamientos. Por tanto, estos permisos negociables combinan la regulación con la orientación de mercado. Las experiencias más comunes son las cuotas para la pesca, aplicadas en países como Nueva Zelanda, Islandia o Noruega, y las cuotas para la caza. Entre estas últimas, hay ejemplos de cupos para la caza de especies cinegéticas amenazadas que han conseguido eliminar la caza furtiva y aumentar los ingresos de las comunidades locales (Bräuer *et al.*, 2006).

3.4.2.9. Fondos financieros

La conservación de la naturaleza está siendo concebida cada vez, en mayor medida, como oportunidad de negocio. Muchos proyectos de conservación son económicamente viables y constituyen, por tanto, oportunidades de inversión para pequeñas empresas o entidades de diversa índole, cuyas inversiones son amortizables en la medida en que generan beneficios en la economía local.

¹³⁰ En su justificación, la Comisión argumenta que garantiza el cumplimiento de los objetivos medioambientales sin una pérdida neta del valor total y genera al mismo tiempo competencia entre las empresas para establecer nuevos bienes ambientales de manera rentable (Comisión Europea, 2007).

¹³¹ Véase Agencia de Protección Ambiental de EEUU: <http://www.epa.gov/espanol/>

Estas oportunidades de negocio no han pasado desapercibidas para el sector financiero que, en los últimos años, han encontrado en el medio ambiente un sector emergente de inversión. Los denominados fondos verdes, aunque sigan siendo minoritarios entre los fondos de inversión privados, han alcanzado un volumen de inversión nada desdeñable¹³². Los productos financieros relacionados con las tecnologías ambientales, por ejemplo, son relativamente corrientes en estos fondos verdes. No así los productos financieros específicos asociados a la conservación de la biodiversidad, cuyo mercado está menos desarrollado. Las inversiones en biodiversidad son habitualmente parte de fondos más amplios, siendo escaso el número de fondos de inversión que invierte solamente en empresas y/o entidades de conservación activa de la biodiversidad.

Diferentes razones explican este menor desarrollo de los fondos de inversión específicos de biodiversidad (Europarc-España, 2010b). Desde la perspectiva de las entidades financieras, los riesgos a los que éstas han de hacer frente se resumen en la responsabilidad ambiental que asumen, la carencia de reputación en el sector, la dificultad de obtener licencias legales para operar y el escaso valor para los accionistas (Mulder, 2007). Al margen de todo ello, cabría subrayar que todo fondo de inversión está supeditado a la rentabilidad que genera y al funcionamiento de los mercados financieros en general, aspecto que trasciende a las características propias de los fondos específicos de biodiversidad.

De todos modos, se conocen experiencias exitosas en este campo como es la de *Terra Capital Fund* (Biller y Sermann, 2002). Esta entidad es un fondo de capital riesgo fundado en 1998 cuyo objetivo es invertir en pequeñas y medianas empresas de América Latina que desarrollan proyectos a favor de la conservación de la biodiversidad en distintas áreas (agricultura ecológica, productos no maderables del bosque, etc.). La participación de los intermediarios locales es fundamental, y su labor consiste en la provisión de financiación desde el Fondo hacia las empresas locales de acuerdo con los objetivos y viabilidad de los proyectos. Los empresarios locales mantienen la mayoría de acciones y gestión de su negocio, mientras que el Fondo provee el capital junto con asistencia técnica, financiera y sobre gestión de la biodiversidad.

3.4.2.10. Etiquetado y certificación ambiental

Este instrumento de financiación consiste en el establecimiento de un vínculo entre los consumidores que están dispuestos a pagar más por favorecer la biodiversidad y los productores que

¹³² En 2006 en Europa se contabilizaron 275 fondos de inversión privada atendiendo a criterios éticos, sociales y ambientales cuyo volumen alcanzaba los 25.000 millones de euros (García Fernández-Velilla, 2009).

asumen un coste adicional en la producción por tenerla en cuenta en sus procesos de producción. La diferencia de precio pagado por los consumidores refleja su voluntad por la protección de la naturaleza, mientras que al productor le ayuda a mejorar su imagen mediante productos de calidad ambiental que le permiten competir en un mercado diferenciado.

La Junta de Andalucía ha apostado decididamente por este instrumento con la adopción de *Marca Parque Natural*. Las empresas ubicadas en los 24 ENPs de Andalucía pueden contar con esta certificación ambiental si reúnen las condiciones exigidas de acuerdo con el tipo de producto que promocionen: natural, artesanal o de turismo de naturaleza¹³³. Esta certificación les da la oportunidad de explotar una imagen positiva ligada al territorio y, en particular, a los valores e imagen de los Parques Naturales. Asimismo, las empresas adheridas pueden beneficiarse al contar con nuevos canales de comunicación y de venta para la comercialización de sus productos (página web institucional, asistencia a ferias, puntos de información turística, etc.). Aunque menos arraigada que la marca andaluza, la marca *Parque Natural de Castilla y León* es otro ejemplo de instrumento de financiación en España, en virtud del cual, empresas turísticas, agroalimentarias y artesanales de la zona de influencia socioeconómica de los ENP pueden conseguir su certificación ambiental¹³⁴.

Otros países de la UE también cuentan con iniciativas de este tipo (véase Bräuer *et al.*, 2006). En zonas de la Red Natura 2000 de la República Checa se ha introducido la certificación de productos locales agroalimentarios (agua mineral, frutas del bosque, etc.) y de artesanía. En un proyecto LIFE destinado a la protección de osos y lobos en varios países del sur de Europa, se ha apoyado la promoción de quesos elaborados por productores que apoyaron el programa de conservación¹³⁵.

No obstante, entendemos que este instrumento está concebido, sobre todo, para satisfacer los objetivos de desarrollo socioeconómico de los ENPs en la medida que supone una fuente de ingresos para pequeñas y medianas empresas instaladas en su entorno más inmediato. Su papel como fuente directa de financiación para la conservación de la biodiversidad en sentido estricto es más limitado debido a que prevalecen la imagen de marca y el etiquetado frente a actuaciones directas sobre el medio natural.

¹³³ Fuente: <http://www.marcaparquenatural.com> [acceso el 11/07/2012].

¹³⁴ Decreto 4/2007, de 18 de enero, por el que se establece un distintivo de procedencia de determinados servicios y productos de las zonas de influencia socioeconómica de los Espacios Naturales Protegidos de Castilla y León.

¹³⁵ Proyecto COEX LIFE (LIFE04NAT/IT/000144). Véase: <http://www.life-coex.net/> [acceso el 11/07/2012].

3.4.3. Análisis comparativo

De acuerdo con lo expuesto resulta difícil determinar la idoneidad de un instrumento de financiación concreto frente al resto. Dadas las características de cada uno de ellos, su utilización debe responder a las circunstancias y contexto en el que se desenvuelve la política de ENPs.

En relación con su pertinencia, algunos instrumentos financieros se encuentran lejos de constituir vías directas para la financiación de los ENPs. Por un lado, los impuestos ambientales en general y los pagos por daños ambientales, en la medida en que se rijan por el principio de quien contamina paga, no son pertinentes para la financiación de ENPs. Este principio abre la posibilidad de perjudicar el medio ambiente independientemente de que se haga dentro o fuera de ENPs. De hecho, este principio se ha convertido en *quien paga contamina* (Aguilera Klink, 2008), ofreciendo la posibilidad de contaminar a los actores que tengan capacidad adquisitiva para afrontar sus costes como, por ejemplo, las grandes empresas. Desde este punto de vista, tampoco sería deseable la utilización de garantías de buen fin y de bonos de la naturaleza, ya que incentivan un *comportamiento impactante* para el medio a cambio de financiar posibles costes de reposición. En el mismo sentido, el planteamiento de instrumentos de mercado como los créditos para la biodiversidad y bancos de conservación también resulta maquiavélico desde el momento en que implícitamente permiten el deterioro del medio natural. Por el contrario, impuestos ambientales como las tasas de entrada a ENPs y/o similares son pertinentes en el ámbito de la conservación, además de ser utilizados en numerosos países y cobran más importancia en la medida en que tengan poder recaudatorio.

En relación con su aplicabilidad y de acuerdo con el marco de regulación actual, los PSA y la compra pública de terrenos son dos instrumentos de gran potencial aunque su utilización no esté demasiado extendida. Además de ser pertinentes para la conservación de la naturaleza en general, ambos pueden tener un amplio recorrido de cara al futuro. Los PSA tienen cabida en el marco de la UE pero, además de mayor capacidad financiera, requieren el desarrollo de instrumentos operativos lo suficientemente estables y efectivos. También resulta esencial un mayor acercamiento de las AAPP a los potenciales perceptores de estas ayudas. Sin embargo, los PSA no deberían considerarse una panacea sino más bien un instrumento de financiación adicional y potencialmente complementario a otros instrumentos, e incluso a los programas de desarrollo rural (Muradian *et al.*, 2010). Los instrumentos para la adquisición de terrenos o derechos de uso, por su parte, funcionan esencialmente a instancias de la administración local. Desde este punto de vista, su utilización probablemente sea más volátil que los PSA en la medida en que se encuentra sujeta a actuaciones más puntuales. En ambos instrumentos hay que tener en cuenta que serán más efectivos cuanto más

se involucre a los actores privados. Frente a esto, su principal debilidad es el relativamente alto coste que suponen para el sector público.

En cuanto a la financiación pública (incluyendo aquí tanto subvenciones y ayudas como incentivos fiscales), esta vía de financiación no deja de ser un asunto de prioridades políticas, entre las que, por desgracia para el tema de esta Tesis, la conservación de la naturaleza no se encuentra entre los primeros lugares en la agenda política actual. Las actividades destinadas a promover la conservación de la biodiversidad y el uso sostenible de los recursos naturales reciben un porcentaje ínfimo de financiación si se comparan con las actividades para el fomento del desarrollo industrial y de infraestructuras (Secretaría del CDB, 2010). Por todo ello, la primera medida que debería adoptarse es la supresión de los subsidios que favorezcan actividades con efectos perjudiciales sobre la biodiversidad y los recursos naturales. Estos subsidios, denominados *perversos*, han sido habituales en el sector agrario, con una incidencia directa negativa sobre el medio natural. En el contexto de la PAC, otro instrumento que también ha contribuido a generar impactos negativos ha sido la intervención en precios de mercado. Este instrumento impulsó la generación de excedentes agrarios en el seno de la UE (García y García, 2005), circunstancia que fue precedida por la existencia de impactos ambientales negativos sujetos a prácticas agrarias intensivas. En los últimos años, pese a ello, la UE se muestra en general a favor de la utilización de instrumentos de mercado para la conservación de la biodiversidad (Comisión Europea, 2007). En esta misma línea, documentos de referencia de la CAPV, como la Estrategia de Biodiversidad y la Estrategia de Calidad para la Red de ENPs, apuntan a los instrumentos de mercado como alternativa de financiación a explorar (Gobierno Vasco, 2009b; DFA *et al.*, 2011). Asimismo, las propias instituciones gestoras de la CAPV (DDFF y Gobierno Vasco) destacan el hecho de que la financiación pública es insuficiente para abordar con garantías la conservación de la naturaleza y recalcan el hecho de que las AAPP de la CAPV “priman, en general, otras actividades e intereses más prioritarios para el ciudadano” (DFA *et al.*, 2011:47).

Las intervenciones basadas en mercados, en pura teoría económica, tienen la ventaja de que los comportamientos de los propios agentes económicos tratan de buscar el coste mínimo. En su contra, hay que destacar que este planteamiento de partida ha sido refutado en numerosas ocasiones por la evidencia empírica, ya que, con frecuencia, no se alcanzan los objetivos establecidos. Además, la asignación de derechos, por ejemplo para la creación artificial de mercados, es interpretada por algunos autores como la privatización de los recursos ambientales (véase García Fernández-Velilla, 2009). Todo esto ha conducido a que, para determinados instrumentos, se desarrollen propuestas menos alineadas con la ortodoxia económica. Por ejemplo, en el marco de la

Economía Ecológica, Gómez-Baggethun (2011) propone un sistema de PSA adaptado a contextos culturales y organizativos particulares, lo que puede constituir una alternativa aplicable en los ENPs.

Por último, entre los instrumentos analizados, los fondos financieros tampoco son pertinentes en la medida en que trascienden el ámbito de actuación y regulación de los ENPs. En cualquier caso, la actual crisis económica ha puesto de manifiesto el comportamiento errático y subyugado a intereses particulares de los mercados financieros, con lo que se demuestra que el sector financiero no genera la confianza ni reúne las condiciones necesarias para emprender proyectos a largo plazo en este sentido.

3.5. Gobernanza de Espacios Naturales Protegidos

3.5.1. Introducción

En materia de toma de decisiones públicas, como ya se ha mencionado el principio *command and control* está dejando paso a otras formas de actuación. La atención en la toma de decisiones en cuestiones ambientales está siendo reorientada paulatinamente de los resultados al proceso que lo genera y de los juicios meramente técnicos a la integración del amplio abanico de juicios y perspectivas existentes en la sociedad (Funtowicz y Ravetz, 1990, 1991; O'Connor *et al.*, 1996). Así, la toma de decisiones en materia de conservación de la naturaleza comienza a introducir procesos de interacción continua donde intervienen múltiples actores, más allá de los meramente gubernamentales. En este sentido, la gobernanza de los recursos naturales, y la medioambiental en general, se ha convertido en un área de estudio de creciente interés en los últimos años (véase p.ej., Lafferty, 2004), y que debe ser considerada en un entorno caracterizado por su complejidad en relación a los recursos comunes (Levin, 1999).

Sin ser exhaustivos en su definición, consideramos que no debe existir gran divergencia en entender la gobernanza de los recursos naturales como el conjunto de instituciones (tanto formales como informales), procesos, comportamientos y modelos organizativos, a través de los cuales las organizaciones sociales, los grupos de interés y la ciudadanía, en su conjunto, articulan sus intereses, median sus diferencias y ejercen sus derechos y obligaciones en relación a estos recursos y al medio ambiente en general. Uno de los aspectos más destacados que, de manera implícita, subyace en su concepto es la ausencia del poder coercitivo del Estado, siendo esto, precisamente, lo que ha diferenciado 'gobernanza' de 'gobierno' según la literatura especializada (Paavola, 2007). Pero más allá de distinciones conceptuales, en este apartado, se quiere incidir en determinados aspectos que

han sido destacados por diferentes autores en relación a la gobernanza de los recursos naturales en general, y en la de los ENPs en particular.

En primer lugar, algunos autores han resaltado el papel desempeñado por las **instituciones** en la gobernanza de los recursos naturales, siendo la Premio Nobel de 2009 Elinor Ostrom¹³⁶ pionera en este campo. Desde este enfoque, se entiende que las instituciones deben ser lo suficientemente flexibles y adaptativas a los contextos cambiantes y que han de tener una visión de “gobernanza multiescala” (Ostrom, 2008), capaces de actuar a diferentes niveles territoriales. Para estos autores, las instituciones adquieren un gran protagonismo, llegando a sugerir su definición como el “establecimiento, reafirmación o cambio de instituciones para resolver conflictos sobre los recursos naturales” (Paavola, 2007:94).

En segundo lugar, el análisis de la gobernanza de recursos naturales, vinculado a entornos complejos e inciertos, se ha desarrollado crecientemente ligado a los **sistemas socioecológicos complejos** (Berkes *et al.*, 2003). Debido a la propia naturaleza de los sistemas socioecológicos, el enfoque de gobernanza puede producirse tanto en una escala local (p.ej., extinción de una determinada especie de ámbito local) como global (p.ej., pérdida de biodiversidad a nivel mundial). Sin embargo, las soluciones no pueden ser generales para cualquier contexto (Ostrom, 2009) ni deben ser emitidas en base a una única visión del sistema de gobernanza (Ostrom, 2007). En un contexto de creciente interconexión en el uso de recursos naturales y de interdependencias funcionales entre los sistemas naturales y sociales, también se ha destacado el papel fundamental que juega el **capital social** para la protección de los recursos naturales (Brondizio *et al.*, 2009).

En tercer lugar, se ha identificado el papel primordial que juegan los **procesos participativos** al ser considerados elementos esenciales de los enfoques más innovadores en materia de gobernanza ambiental y de recursos naturales (Kasemir *et al.*, 2003; Paavola, 2004). De hecho, en los últimos años, se ha producido una demanda creciente de enfoques participativos capaces de explorar formas alternativas de toma de decisión en relación con la gestión de los recursos naturales y la sostenibilidad. Por un lado, se considera que los procesos participativos contribuyen a impulsar la legitimidad y eficacia de las soluciones de gobernanza, reduciendo asimismo el coste de implementación de las políticas (Rauschmayer, Paavola *et al.*, 2009). Por otro lado, la participación de un amplio espectro de actores sociales, en base a procesos deliberativos e inclusivos (Bloomfield

¹³⁶ Elinor Ostrom fue, junto con Oliver E. Williamson, galardonada en 2009 con el Premio Nobel de Economía, siendo la primera mujer en lograr tal distinción. Elinor Ostrom falleció el 12 de junio 2012 a los 78 años de edad.

et al., 2001), puede iniciar procesos de aprendizaje social más allá de los intereses individuales predefinidos y establecer las bases para la creación de puntos de vista comunes y actuaciones conjuntas (Fiorino, 1990; Webler *et al.*, 1995; Garmendia y Stagl, 2010).

En este sentido, cabe subrayar que el propio contexto normativo de la UE aboga por la inclusión de procesos participativos en el marco de la gobernanza en base a dos referencias principales. Primero, de acuerdo con el Libro Blanco para la Gobernanza, la participación pública constituye uno de los pilares fundamentales para una buena gobernanza junto a la transparencia, la rendición de cuentas, la efectividad y la coherencia en la toma de decisiones (Comisión Europea, 2001c). Segundo, el Convenio de Aarhus¹³⁷ reconoce el derecho público en el acceso a la información, la participación pública en la toma de decisiones y acceso a la justicia en asuntos medioambientales. Además, en la *praxis*, la Red Natura 2000 es un claro ejemplo de gobernanza a diferentes niveles territoriales y administrativos en la que intervienen numerosas instituciones y actores (véanse p.ej., Paavola *et al.*, 2009; Fock, 2011). Partiendo del nivel más alto, tanto los órganos de la UE, los estados miembros, las regiones como el nivel local se ven implicados en la gobernanza de la Red Natura 2000, al tiempo que un amplio espectro de actores sociales tiene intereses en los espacios que componen la Red (administración local, ONGs, asociaciones ecologistas, propietarios privados, asociaciones empresariales, etc.). La Red Natura 2000 es, asimismo, una Red compleja con importantes interdependencias ecológicas y sociales, sujeta a incertidumbre en la medida en que aún no está consolidada desde el punto de vista jurídico.

3.5.2. Gobernanza de los recursos naturales

El enfoque de la gobernanza de los recursos naturales ha tenido una importante evolución desde que Hardin (1968) planteara la tan conocida *tragedia de los comunes*. Desde entonces, se han abordado cuestiones clave como el papel de las instituciones, el capital social y los sistemas socioecológicos complejos que, con la aportación de autores provenientes de diversas disciplinas, han ido conformando un nuevo marco analítico todavía, hoy en día, en construcción¹³⁸. La gobernanza de los ENPs, aún con sus especificidades particulares, encaja en este marco de análisis caracterizado, por otra parte, por estar en constante revisión y evolución.

¹³⁷ Transposición de la Convención de Aarhus a legislación estatal mediante la Ley 27/2006.

¹³⁸ van Laerhoven y Ostrom (2007) hacen un repaso de la evolución y tendencias de los aspectos más relevantes en el estudio de los recursos comunes. Caballero y Garza (2010), por su parte, llevan a cabo un análisis similar pero desde la perspectiva de la Nueva Economía Institucional.

3.5.2.1. Las instituciones en la gobernanza de los recursos naturales

El papel de las instituciones en la gobernanza de los recursos naturales ha sido ampliamente tratado en la literatura especializada (véanse p.ej., Paavola y Adger, 2005; Vatn, 2005; Caballero, 2011). En general, puede entenderse por institución el conjunto de reglas, formales e informales, que condicionan el comportamiento de individuos y organizaciones, así como los mecanismos establecidos para su cumplimiento (North, 1990). Las reglas formales son explícitas (leyes, contratos, constituciones, etc.) mientras que las informales son implícitas (costumbres, valores sociales, cuestiones éticas o religiosas, etc.) y, en su conjunto, establecen ‘las reglas de juego’ de cada sociedad, determinando con ello el nivel de los costes de transacción. Por ello, las instituciones pueden contribuir a mitigar el problema de la tragedia de los comunes y, en general, de aspectos vinculados con la gestión de los recursos naturales.

De acuerdo con una visión neoclásica de la Economía, el acceso no regulado a los recursos naturales de propiedad comunal (o recursos comunes) genera un uso ineficiente de los mismos, basado en la obtención de beneficios a corto plazo por los agentes privados que los explotan, en vez de su aprovechamiento sostenible a largo plazo. Este fenómeno es el conocido como la tragedia de los comunes. En la explotación de recursos naturales de libre acceso (ej.: pastos comunales), todos los agentes privados (ej.: pastores) que hagan uso de los mismos lo harán tratando de maximizar su bienestar (ej.: incremento de ingresos vía pastoreo), lo que derivará en un deterioro del recurso natural debido a su sobreexplotación (ej.: deterioro del pasto). En definitiva, y como consecuencia de actuaciones no cooperativas entre los agentes privados, todos ellos en su conjunto saldrán perjudicados (ej.: falta de alimento para el ganado)¹³⁹. Aunque la tragedia de los comunes se produce especialmente en el caso de recursos de libre acceso, para el propio Hardin (1968) el fenómeno descrito es extensible a los ENPs¹⁴⁰, donde aparece la problemática de los comunes cuando aumenta la demanda de uso de sus recursos, por ejemplo, ante el creciente interés por acceder y explotar un determinado ENP.

¹³⁹ La teoría de juegos trata de explicar estas situaciones mediante el *dilema del prisionero*, donde diferentes jugadores pueden llegar a ser conscientes de que si actúan conjuntamente pueden alcanzar un uso más eficiente del recurso común generando con ello un mayor nivel de bienestar a largo plazo para todos los jugadores. Sin embargo, todos los jugadores se ven tentados por llevar a cabo un comportamiento ‘parasitario’ o de *free-rider*, consistente en optar por la alternativa más favorable para cada individuo, siendo ésta la que maximice sus propios beneficios mientras los demás cooperan para respetar los bienes comunes, con lo que el primero, además de disfrutar de los beneficios individuales obtenidos, también disfruta ‘gratuitamente’ de los beneficios comunes que sólo se ven mermados por el comportamiento propio.

¹⁴⁰ Tomado de Caballero y Garza (2010).

En cualquier caso, la tragedia de los comunes constituye un adecuado punto de partida para incorporar el papel de las instituciones a la gestión y gobernanza de los recursos naturales. Siguiendo con el enfoque neoclásico en Economía, los derechos de propiedad constituyen una institución fundamental para la gestión de los recursos naturales, ya que definen el comportamiento para la asignación y uso de estos recursos. Los derechos de propiedad pueden ser, según la visión más clásica del concepto, privados o públicos, aunque también pueden establecerse mecanismos de control comunitario vinculados a los recursos naturales comunes (Ostrom, 2008). El establecimiento de estos mecanismos de control, asimismo, pone de manifiesto la importancia del diseño de instituciones duraderas para la gestión de los recursos comunes, tal como propuso Ostrom (1990) (Tabla 3.7). Así, el diseño y aplicación de instituciones puede contribuir a superar la tragedia de los comunes.

Tabla 3.7. Reglas para el diseño de instituciones duraderas para la gestión de recursos comunes

1. Clara delimitación de los límites
Todas las personas que tengan derecho a extraer el recurso como recurso propio deben estar claramente especificadas y delimitadas.
2. Coherencia entre las condiciones locales y las reglas de apropiación y de colaboración (provisión)
Las reglas de apropiación que limitan el momento, el lugar, la tecnología y/o la cantidad de recurso que puede ser extraído, deben estar relacionadas con las condiciones locales y las reglas de colaboración que indican el trabajo, el material o la financiación a aportar.
3. Acuerdos sobre las decisiones colectivas
La mayoría de los individuos afectados por las reglas operativas pueden participar en la modificación de estas reglas.
4. Control
Las personas que controlan el cumplimiento de las condiciones de los recursos comunes y del comportamiento en la apropiación de los mismos son responsables ante los miembros o son, ellos mismos, miembros.
5. Sanciones proporcionadas
Los usuarios que incumplan las reglas serán sancionados de manera proporcional (de acuerdo con la importancia y el contexto del incumplimiento), bien por otros usuarios, bien por los encargados de vigilar la extracción del recurso.
6. Mecanismos para la resolución de conflictos
Los usuarios y los vigilantes tienen un acceso rápido a medios (foros) locales accesibles (baratos) para resolver los conflictos que ocurran tanto entre usuarios como entre usuarios y vigilantes.
7. Reconocimiento mínimo del derecho de auto-organizarse
Los derechos de los usuarios para diseñar sus propias instituciones no están amenazados por autoridades gubernamentales externas (<i>capacidad institucional</i>).

Fuente: Ostrom (1990).

Tanto las reglas para el diseño de instituciones como su propia aplicación, en general, tienen una relevancia destacada en mitigar la ineficiencia derivada de la tragedia de los comunes a escala local, caso por ejemplo de los ENPs. Esta importancia de las comunidades locales en la gobernanza de recursos comunes ha sido puesta de manifiesto en numerosos casos de estudio (véase Berkes, 1989). No obstante, aún no se ha conseguido hacer frente de manera efectiva a problemas de carácter global, tales como el efecto invernadero o la deforestación de la Amazonía. La gestión de numerosos recursos aún no ha conseguido superar las ineficiencias derivadas de la tragedia de los comunes, lo

que ocurre en situaciones en las que los costes de transacción del marco institucional superan las pérdidas derivadas de esta tragedia. Los costes de transacción están ligados a las transferencias de derechos de propiedad, ya que constituyen los recursos necesarios para establecer, mantener e intercambiar los mismos (Allen, 1991)¹⁴¹. Asimismo, el nivel de los costes de transacción depende de dos factores fundamentales (Paavola y Adger, 2005): (a) rasgos característicos de cada transacción concreta; y (b) características del entorno institucional en el que se lleve a cabo la transacción. Por lo tanto, las propuestas institucionales deben superar las ‘panaceas’ que recomiendan un único sistema de gobernanza para solucionar todos los problemas socioecológicos (Ostrom *et al.*, 2007). Por el contrario, en cada situación y en cada contexto, hay que analizar cada transacción concreta dentro del entramado institucional en el que se desenvuelve para proponer una estructura específica de gobernanza.

Además, en el caso específico de los ENPs, las AAPP constituyen un factor clave del marco institucional que regula la gestión de los ENPs y de sus recursos naturales ya que, a diferencia de otros actores, las AAPP tienen la capacidad de establecer, una gran parte de las ‘reglas de juego’. Por consiguiente, la existencia de diferentes posibilidades de intervención de las AAPP puede dar lugar a distintas estructuras de gobernanza (Libecap, 2005):

- a. Propiedad pública: las AAPP mantienen los derechos de propiedad formales y controlan el acceso y uso de los individuos a través de diferentes restricciones a la entrada y a la producción¹⁴². Se vincula principalmente a una gestión pública del ENP (véase Apdo. 3.3.3).
- b. Derechos de propiedad privada: sólo los propietarios de los recursos tienen garantizado el acceso. Se encuentra principalmente en el ámbito de la gestión privada del ENP (véase Apdo. 3.3.3).
- c. Gobernanza híbrida: los individuos poseen derechos de propiedad privada pero el uso y explotación es restringido por el marco de regulación establecido por las AAPP. Se corresponde tanto con la gestión privada como con el ámbito de la cogestión (véase Apdo. 3.3.3).

¹⁴¹ Los costes de transacción incluyen los costes de negociación, de información, de medida, de supervisión, de ejecución y de acción política (Libecap, 2002).

¹⁴² Los Parques Nacionales constituyen un caso paradigmático en este sentido, ya que su gran mayoría son de propiedad pública.

La estructura de gobernanza basada en propiedad pública de los terrenos es considerada por algunos expertos como la fórmula más fiable para conseguir la conservación de los recursos naturales a largo plazo (Europarc-España, 2010b). No obstante, incluso en ENPs de este tipo, puede que el funcionamiento no sea efectivo debido tanto a carencias institucionales como a falta de recursos. Un estudio llevado a cabo por World Wide Fund (WWF) en 2004, sobre más de 200 ENPs repartidos en 37 países, recomendaba, en este sentido, reforzar la capacidad del entramado institucional existente en torno a los ENPs (Dudley *et al.*, 2004). Sin embargo, otros estudios también destacan experiencias positivas tanto en el ámbito de la propiedad pública, como en el de la propiedad privada y/o en de la gobernanza híbrida (Ostrom, 2008). En cualquier caso, parece necesario analizar la estructura y evolución a lo largo del tiempo de los recursos comunes y adoptar un enfoque experimental y multinivel, en vez de un enfoque *top-down*, para el diseño de instituciones efectivas que reviertan en una conservación de los recursos naturales a largo plazo (Ibid).

3.5.2.2. Capital social y sistemas socioecológicos

El aporte institucional al problema de los comunes ha sido progresivamente complementado con un enfoque de capital social. De hecho, el capital social es un concepto amplio cuyas diferentes definiciones incluyen 3 vertientes comunes (Caballero y Garza, 2010): el capital social (a) como confianza, (b) como facilidad para la cooperación y (c) como conjunto de redes. Es decir, el capital social puede ser entendido como el conjunto de redes interpersonales y asociativas, que pueden ser impulsadas por normas de reciprocidad y ayuda mutua, y que, en el marco de las redes sociales, generan confianza entre los miembros de una comunidad. Asimismo, estas redes asociativas de confianza promueven la cooperación entre sus miembros, facilitando el establecimiento de mecanismos para la adopción de elecciones colectivas¹⁴³.

van Laerhoven y Ostrom (2007) ponen de manifiesto cómo en el área de los recursos naturales este enfoque generalista de capital social ha sido superado, añadiendo elementos de complejidad, incertidumbre e instituciones. Los sistemas ecológicos y sociales están caracterizados por la complejidad de las interacciones e interdependencias entre ambos sistemas. Los resultados de estas interacciones son imposibles de predecir con exactitud al estar presididas por la incertidumbre, en especial cuando el entramado institucional es flexible y deja abiertas diferentes vías de elección colectiva. En este sentido, la perspectiva institucional se ha visto aún más reforzada en relación a la

¹⁴³ Aranguren *et al.* (2010) adoptan este enfoque de gobernanza para un análisis en el ámbito del desarrollo regional de la CAPV.

gobernanza de los recursos naturales, al considerar que constituye una forma de capital social esencial para la protección a largo plazo de los ecosistemas y el bienestar humano (Brondizio *et al.*, 2009). Así, el estudio de las instituciones y la gobernanza de recursos naturales en entornos complejos e inciertos ha puesto de manifiesto la necesidad de integrar en el marco de análisis el concepto de sistema socioecológico complejo (Berkes *et al.*, 2003). Un sistema socioecológico complejo implica, por un lado, la integración e interacción entre los sistemas sociales y ecológicos y, por otro, pone de relieve los atributos de los sistemas complejos, tales como no-linealidad, emergencia, auto-organización, escala e incertidumbre. Esta necesidad es más acusada si cabe en ENPs humanizados, espacios exponentes, de acuerdo con diferentes autores, del concepto de sistemas socioecológicos complejos (Carlsson, 2003; Rescia *et al.*, 2010; Clark y Clarke, 2011; Martín-López *et al.*, 2011).

El enfoque desarrollado en base al capital social junto con las aportaciones relativas a complejidad, incertidumbre e instituciones, ha dado lugar a propuestas concretas para el diagnóstico sistemático de la estructura y resultados de los sistemas socioecológicos complejos, en base al análisis de sus elementos más relevantes (Ostrom, 2007, 2009). Los siguientes subsistemas resultan clave en un sistema socioecológico complejo:

- a. Sistema de recursos. Aquí se incluyen el sector ambiental (forestal, pesquerías, agua, etc.), la productividad del sistema, el tamaño y la frontera del sistema, las propiedades para el equilibrio, etc.
- b. Unidades del recurso generadas por el sistema: la movilidad e interacción de las unidades de recurso, su tamaño, valor económico, distribución espacial y temporal, etc.
- c. Sistema de gobernanza. Se destacan las organizaciones gubernamentales y no gubernamentales, sistema de propiedad, reglas (operativas, de elección colectiva, constitucionales), estructura de red, etc.
- d. Usuarios. Son elementos importantes el número de usuarios y sus características socio-económicas, localización, capital social, dependencia del recurso, tecnología empleada, etc.

Cada uno de estos subsistemas afecta y está afectado por las interacciones y resultados producidos en lugares y momentos determinados, al tiempo que asimismo se interactúa con sistemas políticos, socioeconómicos y ecológicos más amplios y, con otros de menor escala, como ecosistemas relacionados (véase p.ej., Berkes, 2006), donde destacan variables como las pautas del clima o de la polución.

En el contexto de esta visión sistémica es donde se ha puesto de manifiesto la necesidad de una gobernanza adaptativa (Folke *et al.*, 2005), dando prioridad al aprendizaje colaborativo entre individuos, organizaciones e instituciones en general, como medio para inculcar un comportamiento adaptativo mutuo. Su aportación al debate se ha focalizado en clarificar cómo y en qué medida se pueden integrar el capital humano y el capital social a fin de lograr resultados favorables a la sostenibilidad. Este enfoque de gobernanza adaptativa ha sido testado en varios Parques Nacionales de Inglaterra (Clark y Clarke, 2011) y las conclusiones obtenidas apuntan a que las nuevas estructuras de gobernanza adaptativa han jugado un papel fundamental en el desarrollo de las capacidades a escala local, fomentando con ello comportamientos colectivos en base a la confianza generada entre diferentes individuos de diferentes escalas organizativas y geográficas.

3.5.3. Gobernanza, comunidades locales y participación

Ya se ha mencionado que el protagonismo de la participación en el marco de la gobernanza de los recursos naturales ha crecido en los últimos tiempos. Esta evolución se ha visto favorecida por el soporte otorgado a la participación desde diferentes organizaciones supranacionales así como por el desarrollo de normativas y acciones a su favor de calado internacional (Tabla 3.8). Todas estas iniciativas han señalado la importancia de los procesos participativos en la toma de decisiones en relación con el medio ambiente en general y la conservación de la naturaleza en particular.

Tabla 3.8. Reconocimiento internacional sobre la importancia de la participación ciudadana

Evento / acción	Reconocimiento, objetivo o acuerdo
Convenio Ramsar sobre Humedales (1971)	Recomendaciones sobre planes estratégicos y orientaciones para planes CECOP (Comunicación, Educación, Concienciación y Participación).
Carta Mundial de la Naturaleza adoptada por la ONU (1982)	Se reconoce a las personas la oportunidad de participar, individualmente o colectivamente en la formulación de decisiones que afecten al medio ambiente.
Cumbre de la Tierra sobre Desarrollo Sostenible. Declaración de Río (1992)	Se reconoce que la mejor manera de tratar las consecuencias ambientales es con la participación de todos los ciudadanos, en el nivel que les corresponda.
Convenio sobre Biodiversidad Biológica (1992)	Recomendaciones y directrices a las partes contratantes sobre la elaboración de planes nacionales sobre educación, comunicación y participación pública.
Programas de Acción comunitarios de Medio Ambiente (IV, V y VI)	Se reconoce la necesidad de facilitar información sobre medio ambiente a los ciudadanos y de promover su participación en la toma de decisiones que afecten al medio ambiente. Se considera que para el éxito de estos programas hay que prever la información y la participación del público.
Convenio de Aarhus (1998)	Su objetivo es contribuir a proteger el derecho de las personas a vivir en un medio ambiente que permita garantizar su salud y su bienestar, y, por ello, se debe garantizar los derechos de acceso a la información, la participación y la justicia en materia medio ambiental.
Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible de Johannesburgo	Se afirma que el desarrollo sostenible requiere una perspectiva a largo plazo y una amplia participación en la formulación de políticas, en la toma

Evento / acción	Reconocimiento, objetivo o acuerdo
(2002)	de decisiones y en su aplicación a todos los niveles. Se identifica la necesidad de garantizar el acceso a la información ambiental y a los procedimientos judiciales y administrativos, y a la participación en cuestiones relativas al medio ambiente.
V Congreso Mundial de Parques de la UICN (Durban, 2003)	Las recomendaciones del Congreso, así como los documentos “Plan de Acción de Durban” y “Acuerdo de Durban” incorporan instrumentos y actuaciones para desarrollar y promover la comunicación y la participación de la sociedad en la planificación y la gestión de ENPs.
Programa de trabajo de la UICN sobre áreas protegidas	Incluye entre sus objetivos promover la equidad y la participación en los beneficios, intensificar y afianzar la participación de las comunidades indígenas y de todos los interesados y fortalecer la comunicación, educación y conciencia pública.

Fuente: adaptado de Europarc-España (2007).

En el marco de la política de ENPs, la participación de la ciudadanía en el ámbito internacional, relacionado con dar solución a problemas globales, no ha tenido hasta la fecha una relevancia destacada, pero sí que se ha acrecentado su papel en el ámbito local, entorno en el que interactúan los actores con mayores intereses y afecciones de estos espacios.

En este nivel local, la participación puede ser incluida en diferentes fases de la política de ENPs, a saber: en el diagnóstico de la situación de partida; en la definición de los objetivos; en la planificación de los lugares a proteger; en la elaboración de los planes de ordenación y gestión; en el desarrollo de los planes de gestión; y, finalmente, en su evaluación¹⁴⁴. Las potenciales bondades y los peligros o carencias de los enfoques participativos en algunas de estas fases han sido analizados por diferentes autores (véanse p.ej., Rodela y Udovč, 2008; Stoll-Kleemann y Martin, 2008; Schultz *et al.*, 2011), y su análisis ha facilitado identificar al menos 4 argumentos que justifican el uso de procesos participativos en la política de ENPs a nivel local:

- a. *Legitimidad*. En la medida en que un espectro amplio de actores sociales y, en especial las comunidades locales afectadas directamente por el ENP, intervienen en el proceso participativo, la legitimidad de las decisiones adoptadas se ve reforzada al tiempo que permite tomar decisiones de manera conjunta entre todos los actores involucrados.
- b. *Calidad de la información*. La utilización de un conocimiento amplio proveniente de los diferentes actores sociales y que integre el conocimiento científico y el local repercute

¹⁴⁴ Véase Europarc-España (2002) para un análisis en profundidad de los condicionantes y oportunidades que supone integrar la participación en las citadas fases.

positivamente en la exactitud y la calidad del diagnóstico de la situación de partida y la posterior gestión del ENP.

- c. *Aprendizaje social*. El propio proceso participativo es un activo importante en la medida en que se refuerza la confianza mutua y el respeto entre los diferentes actores sociales involucrados. En este sentido, se ha destacado la comunicación y argumentación de las diferentes partes por encima de la búsqueda de consenso (van den Hove, 2006).
- d. *Eficacia*. Cuanto mayor apoyo tengan las decisiones tomadas por parte de los actores sociales que han participado durante el proceso participativo más probable resulta que éstas se lleven a cabo, por lo que se incrementa la eficacia en cuanto al logro de objetivos se refiere.

Estas razones se asemejan a los argumentos ofrecidos por Fiorino (1990) y Stirling (2006) que, desde una perspectiva más general, justifican la participación de la sociedad civil en procesos de decisión en materia de medio ambiente. La legitimidad hace referencia al argumento *normativo*, en virtud del cual desde un punto de vista democrático todos los miembros de una sociedad tienen derecho a participar en los procesos de toma de decisiones que les afecten. Calidad de la información y aprendizaje social se enmarcan en el argumento *substantivo*, que tiene que ver con las percepciones que tienen los individuos sobre los problemas existentes y que los expertos no captan¹⁴⁵. Y, en tercer lugar, la eficacia es vista como un argumento *instrumental*, en la medida en que contribuye a mejores resultados y reduce la probabilidad de error.

No obstante, estos argumentos han sido igualmente criticados. En primer lugar, se ha puesto en tela de juicio que la participación local incremente automáticamente la legitimidad en base a diferentes razonamientos (véase Schultz *et al.*, 2011): falta de representación en el proceso participativo; ausencia de cohesión política de la población local (y aparición de tensiones); mayor disponibilidad de tiempo y de recursos de algunos actores frente a otros, lo que genera desigualdades; y el comportamiento estratégico de uno o varios grupos de actores sociales que podría incluso bloquear el proceso participativo. En segundo lugar, en relación a la calidad de la información, algunos autores han cuestionado el papel que juega el conocimiento local en un mundo tan cambiante, señalando que su inclusión podría diluir el conocimiento científico, con la pérdida de rigor a la que esto conllevaría (du Toit *et al.*, 2004). En tercer lugar, existe cierto escepticismo en

¹⁴⁵ Gamboa (2006) relaciona el argumento *substantivo* con la complejidad e incertidumbre que afrontamos en la sociedad actual, poniendo de manifiesto el papel que desempeña la ciencia post-normal como articuladora de una mayor interacción entre la política, la ciencia y la sociedad en la toma de decisiones.

torno al aprendizaje social y su manifestación en cuanto a nivel de empoderamiento y capacidad de influencia de la sociedad civil sobre las opciones políticas objeto de discusión (Booth y Halseth, 2011). Y, por último, la eficacia también ha sido cuestionada debido a la participación de intereses en conflicto que, en el caso de los ENPs, básicamente se refleja en un enfrentamiento entre la conservación y el desarrollo económico. En este sentido, se considera que la participación además de ralentizar el proceso de toma de decisiones, puede acarrear consecuencias negativas sobre los objetivos de conservación de la biodiversidad (limitándolos y reduciéndolos) (véase p.ej., Wilshusen *et al.*, 2002).

Pese a la existencia de controversia y debate, la evidencia empírica demuestra que cada vez son más las experiencias de ENPs donde se utilizan procesos participativos para la toma de decisiones y donde se integra, de manera inclusiva y activa, a los actores sociales con intereses en el lugar y, en particular, a las comunidades locales (Pröbstl, 2003; Paavola, 2004; Niemelä *et al.*, 2005; Mc Cauley, 2008; Stoll-Kleemann y Martin, 2008; Bergseng y Vatn, 2009; Rauschmayer, Paavola *et al.*, 2009; Schultz *et al.*, 2011). Se tiene constancia de ello tanto para el caso de lugares considerados Patrimonio Mundial por la UNESCO (Wallner y Wiesmann, 2009) como para los Parques Nacionales (Dougill *et al.*, 2006; Rodela y Udovč, 2008); o también en experiencias desarrolladas en el marco de programas de conservación de bosques de Austria (Frank y Müller, 2003).

Sin embargo, el mero hecho de llevar a cabo procesos participativos tampoco asegura una adecuada gobernanza de estos espacios. Desde una perspectiva operativa, es evidente que los factores que influyen sobre el éxito y la calidad en la participación en ENPs son numerosos (Rodela y Udovč, 2008); entre otros, la experiencia de los gobernantes en liderar procesos participativos y atraer a los actores sociales, la cultura participativa de la ciudadanía, la agenda política o los intereses económicos. Por ello, hay que tener muy en cuenta las peculiaridades institucionales de cada lugar y adaptarse a cada situación de manera que se pueda maximizar el potencial de la participación y superar las barreras y amenazas que impiden su adecuado desarrollo.

Estos requisitos son fundamentales para que la participación contribuya a una mejor y más eficaz gobernanza y se alcancen los beneficios asociados con los procesos participativos señalados anteriormente: legitimidad, calidad de la información, aprendizaje social y eficacia. En particular, diversos investigadores sostienen que la participación puede llegar a ser un proceso social para la búsqueda de soluciones compartidas o la resolución de conflictos (Dougill *et al.*, 2006; Rauschmayer y Wittmer, 2006; Bergseng y Vatn, 2009; Rauschmayer, Berghöfer *et al.*, 2009; Rauschmayer, Paavola *et al.*, 2009). La participación puede incrementarse llevando a cabo procesos participativos más abiertos donde, en el marco de un aprendizaje social, los actores pueden entenderse mutuamente al

exponer sus puntos de vista e intereses al tiempo que depositan su confianza en la bondad del proceso participativo. Así, las comunidades locales pueden reflejar sus deseos, posibilidades y expectativas, compartiendo sus puntos de vista con otros participantes; la visión sobre el ENP puede evolucionar y los participantes pueden tomar conciencia sobre el régimen de protección, visibilizando las ventajas que éste puede suponer para la propia comunidad local.

3.5.4. Conflictos en Espacios Naturales Protegidos

Los conflictos socioecológicos en ENPs surgen derivados del uso del patrimonio natural frente a su conservación. Como ya se ha mencionado, los ENPs suelen ser lugares donde confluyen numerosos intereses, en ocasiones opuestos, lo que da lugar a conflictos entre actores sociales que respaldan posiciones enfrentadas. La naturaleza de los conflictos socioecológicos, en general, es determinada por un conjunto de características, tales como multidimensionalidad, transdisciplinariedad, incertidumbre, efectos sinérgicos a largo plazo o conflictos distributivos intra- e inter-generacionales (Aguilera Klink, 2008) (Tabla 3.9). De hecho, estas características reflejan la existencia de conflictos inherentes a los sistemas socioecológicos complejos.

Tabla 3.9. Características generales de conflictos socioecológicos

Características de conflictos socioecológicos	
-	Multidimensionalidad
-	Necesaria transdisciplinariedad a la hora de abordarlo
-	Inconmensurabilidad o conmensurabilidad débil
-	Incertidumbre
-	Efectos sinérgicos a largo plazo
-	Número elevado de afectados
-	Limitada percepción social
-	Conflicto distributivo intra- e inter-generacional
-	Conflicto entre valores democráticos e intereses monetarios

Fuente: adaptado de Aguilera Klink (2008).

La tipología de conflictos socioecológicos en ENPs es diversa y su clasificación depende de la perspectiva desde la que se aborde su análisis. Por un lado, el análisis sobre la conservación forestal desarrollado por Niemelä *et al.* (2005), trasladable a los ENPs, señala que la composición de los conflictos es explicada por 3 dimensiones interrelacionadas¹⁴⁶: *substancia*, *procedimiento* y *relaciones*. La *substancia* ('cómo es') se centra en el tipo y condición de hábitats objeto de análisis; el *procedimiento* ('cómo está hecho') está dirigido a la política de ENP, abordando su legislación, estrategia, planificación e implementación; y las *relaciones* ('cómo se comportan los actores') se

¹⁴⁶ Adaptado de Walker, G.B. y Daniels, S.E. (1997): "Foundations of natural resource conflict: conflict theory and public policy", in Solberg, B. y Miina, S. (eds.), *Conflict management and public participation in land management*. EFI Proceedings, vol. 14, 13-36, European Forest Institute, Joensuu, Finlandia.

centra en la cultura y formas de actuar de los individuos, organizaciones y sociedad en general, y en qué modo interactúan entre ellos. En su análisis, Niemelä *et al.* (2005) proponen 3 enfoques para encarar la gestión de conflictos que se corresponden respectivamente con cada una de las 3 dimensiones identificadas: técnico, político y cultural.

Por otro lado, la corriente institucionalista subraya el hecho de que los conflictos pueden deberse a múltiples razones, más allá de las meramente económicas (Paavola, 2007). Tal como expone Vatn (2005)¹⁴⁷, bajo esta perspectiva existen 4 tipos de conflictos:

- a. El *conflicto de derechos* implica una comprensión opuesta de los derechos legales, lo que sucede habitualmente con aspectos medioambientales en la medida en que los derechos en este ámbito con asiduidad no están claramente definidos.
- b. El *conflicto de hechos*, relativo al nivel de conocimientos, revela discrepancias sobre aspectos técnicos tales como el necesario grado de protección en un área o los efectos generados por una determinada medida de gestión.
- c. El *conflicto de valores*, o conflicto normativo, implica desacuerdo sobre los valores en juego. En su análisis hay dos aspectos relevantes. En primer lugar, el relativo al *contenido*, en referencia a qué valores se encuentran en conflicto y a si la política desarrollada tiene sentido para las partes implicadas. En segundo lugar, se hace hincapié en el *procedimiento*, en referencia a la legitimidad de las partes implicadas y a su status en el proceso de protección del área en cuestión, lo que está estrechamente relacionado con el aspecto de derechos.
- d. El *conflicto de intereses* está relacionado con los aspectos distributivos. Las partes están de acuerdo con respecto a los hechos y los valores pero en desacuerdo con respecto a la distribución de costes y beneficios.

De acuerdo con esta perspectiva institucionalista, se pueden establecer conexiones entre el conflicto de intereses y la *justicia distributiva*, por un lado, y el conflicto de valores y la *justicia procedimental*, por otro. Paavola (2004) subraya que la legitimidad de la gobernanza de los ENPs descansa en la justicia distributiva y procedimental. En primer lugar, la distribución de las ventajas e inconvenientes de la gobernanza de los ENPs debe ser justificable y justificada. Y, en segundo lugar, el proceso de toma de decisiones sobre los ENPs debe satisfacer las expectativas en relación a la

¹⁴⁷ Tomado de Bergseng y Vatn (2009).

justicia procedimental, es decir, que los actores sociales implicados tengan reconocimiento y derecho de participación en dicho proceso. Según este autor, en caso de que no se cumplan estos dos requisitos la aparición de conflictos en los ENPs es más que probable, tal como ha ocurrido en el caso de la Red Natura 2000 en la UE.

En cualquier caso, resulta evidente que la naturaleza y motivos desencadenantes de los conflictos es muy amplia, tal y como se demuestra en los diferentes casos de la Red Natura 2000 recogidos en la Tabla 3.10. Por un lado, entre los opositores a esta Red destaca desde sus inicios el lobby forestal (Weber y Christophersen, 2002), entre otras razones porque, como ha ocurrido en Austria, los propietarios forestales no han estado directamente involucrados en el proceso de selección y designación de los lugares (Frank y Müller, 2003). En Alemania y Francia, actores sociales de este sector se han opuesto al desarrollo de la red debido a los escasos recursos presupuestarios dispuestos para el pago de compensaciones y a la falta de participación en la toma de decisiones (Krott *et al.*, 2000). En esta misma línea, es habitual encontrarse posiciones en contra de la implementación de la Red y a favor del desarrollo agrícola, tal como ha ocurrido en Irlanda (Visser *et al.*, 2007). En el Reino Unido se han producido conflictos entre motivaciones económicas y de conservación en espacios Natura 2000 situados en estuarios (Gibbs *et al.*, 2007). Asociaciones deportivas alemanas también opinan que la Red puede tener consecuencias negativas sobre el sector de turismo deportivo de naturaleza (Pröbstl, 2003). De hecho, al margen de la Red Natura 2000 la oposición a los ENPs en general es destacada en Alemania (Stoll-Kleemann, 2001), en particular en los Parques Nacionales (véase p.ej., Striegnitz, 2006).

Los numerosos conflictos surgidos en la Red Natura 2000 de diferentes países (Francia, Finlandia y Reino Unido) durante el decenio de 1990 han acarreado costosos procesos judiciales y retrasos en el desarrollo de la Red (Paavola, 2004; Paavola *et al.*, 2009). En este sentido, diferentes investigadores han puesto de manifiesto que las 2 primeras fases del proceso de creación de esta Red han adolecido de una grave falta de participación de actores con intereses en los espacios Natura 2000 (Krott *et al.*, 2000; Paavola, 2004; Mc Cauley, 2008; Paavola *et al.*, 2009), lo que en definitiva ha desembocado en diferentes conflictos (Tabla 3.10) y ha contribuido al retraso en su desarrollo¹⁴⁸.

¹⁴⁸ En este sentido, cabe recordar que la propia Comisión Europea considera que la cuestión de la participación se encuentra entre los aspectos a mejorar en torno a la Red Natura 2000 (véase Apdo. 2.3.4.5).

Tabla 3.10. Algunos ejemplos de conflictos en ENPs de la UE

Autor(es)	Año	ENP	Breve descripción
Krott <i>et al.</i>	2000	Red Natura 2000 en Francia	Propietarios forestales se oponen a la implementación de la Red Natura 2000 debido a falta de medios y de su participación en la toma de decisiones.
Krott <i>et al.</i>	2000	Red Natura 2000 en en Alemania	El sector forestal se opone a la Red Natura 2000 debido a escasos recursos presupuestarios para pagos compensatorios y a la falta de participación.
Stoll-Kleemann	2001	Áreas protegidas en Alemania	Oposición de comunidades locales debido a diferentes razones y problemáticas.
Weber y Christophersen	2002	Red Natura 2000 en la UE	Oposición del lobby forestal a la implementación de la Red Natura 2000.
Frank y Müller	2003	Red Natura 2000 en Austria	Propietarios forestales se oponen a la Red Natura 2000 por no estar directamente involucrados en la selección y designación de los lugares.
Pröbstl	2003	Red Natura 2000 en Alemania	Empresas de turismo deportivo de naturaleza frente a la implementación de la Red Natura 2000 debido a las posibles consecuencias negativas sobre el sector.
Striegnitz	2006	Parque Nacional del Mar de Frisia hamburgués (Baja Sajonia, Alemania)	Conservación de valores ecológicos del Parque Nacional frente a la construcción de diques para la protección de valores culturales.
Gibbs <i>et al.</i>	2007	ZEC Estuario de Humber (Reino Unido)	La Cámara de Comercio e Industria local se opone a la designación de ZEC debido a los intereses económicos y comerciales en el estuario.
Visser <i>et al.</i>	2007	Red Natura 2000 en Irlanda	Posición a favor de la agricultura frente a posiciones conservacionistas favorables a la implementación de la Red Natura 2000.

Fuente: elaboración propia.

Frente a los problemas derivados, el establecimiento de compensaciones es una de las vías que implícitamente propone la Directiva Hábitats para la solución de los conflictos entre la conservación de la naturaleza y el desarrollo económico (art. 6.4) (véase Apdo. 2.3.4.3.). En este sentido, la Directiva deja al margen otro tipo de consideraciones y, de este modo, se alinea con una visión ortodoxa sobre los conflictos. De acuerdo con la teoría económica neoclásica, la existencia de conflictos radica básicamente en la existencia de lucro cesante que soportan los agentes privados cuando la legislación de los ENPs restringe sus actividades productivas. Tal y como exponen Bergseng y Vatn (2009), en caso de que las compensaciones monetarias cubran al menos este diferencial el conflicto se solucionaría.

En la línea de lo apuntado anteriormente, sin embargo, otros autores señalan que la ausencia de procesos participativos ha favorecido el surgimiento de conflictos (Rauschmayer, Paavola *et al.*, 2009). En este sentido, por ejemplo, el análisis del proceso de desarrollo de la Red Natura 2000 en Francia ha puesto de manifiesto la oportunidad y necesidad de cambios dirigidos a una mayor participación de la sociedad civil (Mc Cauley, 2008), al tiempo que la concienciación sobre la

necesidad de introducir formas innovadoras de gobernanza pueden incrementar su eficacia (Lafferty, 2004).

3.6. Conclusiones

En este capítulo, se ha señalado la necesidad de que la gestión de los ENPs debe ir encaminada hacia la utilización de instrumentos coparticipativos y adaptativos. Es necesario comenzar a dar pasos hacia la implementación de mecanismos que consoliden la gestión adaptativa, y por extensión, la gobernanza adaptativa. La gestión activa debe ser superada como marco de actuación referente y se ha de caminar hacia una gestión que se adapte a circunstancias cambiantes y complejas. Este cambio contribuirá, entre otros beneficios, a que se encaren los potenciales conflictos socioecológicos que puedan surgir, aunque para ello sea necesario afrontar con garantías los retos de la gobernanza adaptativa.

Por otro lado, aunque las leyes de mercado constituyen un elemento esencial en el contexto operativo de los ENPs, deben ser empleadas con cautela. El mercado es una institución enraizada en nuestro modelo socioeconómico y debe ser considerada en su justa medida pero, sin embargo, no debe ser la piedra angular sobre la que se sustenten los instrumentos que intervienen en la gestión de los ENPs. En este sentido, no es adecuado que los instrumentos de mercado guíen la financiación de los ENPs ni tengan un gran peso específico, ya que, tal como se ha analizado, su uso puede generar impactos irreversibles sobre la biodiversidad y los recursos naturales.

Asimismo, tras el análisis comparativo de los instrumentos de financiación llevado a cabo, se ha puesto de manifiesto el potencial de aplicación que tienen los PSA y la compra pública de terrenos en ENPs, además de su pertinencia. Desde una perspectiva más amplia, cabe concluir que la financiación de los ENPs se ha de sustentar sobre una serie de pilares que, sin ser revolucionarios con respecto a los marcos normativos e institucionales existentes, sirvan para introducir soluciones imaginativas.

En primer lugar, resulta necesario fortalecer el papel de los instrumentos dependientes de las AAPP como principal instrumento de financiación y aumentar su potencial. Esta redimensión de la financiación pública pasa ineludiblemente por cumplir al menos 4 condiciones. La primera es la eliminación de los subsidios perversos, al ser en estos casos la propia administración promotora de impactos negativos sobre el medio ambiente. La segunda es que debe dejarse de lado la visión paternalista que ha presidido la actuación en muchos sentidos del sector público, y condicionar la disponibilidad de recursos públicos a su uso eficiente y eficaz. En este sentido, es necesaria la puesta

en escena de instrumentos poco empleados como, por ejemplo, los incentivos fiscales o los PSA, cuyo recorrido hasta el momento ha sido escaso con respecto a su potencialidad. Tercera, debe potenciarse la coordinación y cooperación entre diferentes AAPP que compartan objetivos comunes. Y cuarta, estos instrumentos de financiación pública no tendrán una mayor dimensión hasta que la conservación de la naturaleza no escale posiciones en la agenda política de los gobiernos y de las organizaciones multilaterales a nivel internacional.

En segundo lugar, es necesario ahondar en vías de colaboración en las que se involucren conjuntamente administración pública y actores privados. Esto implica que debe haber un acercamiento de las AAPP hacia la ciudadanía pero también una mayor responsabilidad ciudadana con respecto a la toma de decisiones. Esta colaboración público-privada puede promover, en el ámbito de la cogestión, mecanismos voluntarios de gestión, lo que en definitiva constituye una forma indirecta de financiación.

En tercer lugar, la introducción de mecanismos de colaboración entre actores privados puede llegar a ser otro pilar importante de la financiación y, en general, de la gestión de los ENPs. Pese al escepticismo mostrado por la ortodoxia económica en torno a los mecanismos voluntarios debido a la carencia de acuerdos sólidos (OCDE, 2003), la experiencia en estas iniciativas muestra resultados esperanzadores. El papel de las AAPP, en este sentido, debe limitarse a favorecer las condiciones para el desarrollo de instrumentos como, por ejemplo, la CdT; la voluntariedad de los actores implicados es la base de su buen funcionamiento y de su efectividad. La CdT está llamada a convertirse en un instrumento operativo de referencia en la gestión y financiación de los ENPs, cuya potencialidad y viabilidad, además, han sido puestas de manifiesto.

Por último, también se ha destacado que las instituciones juegan un papel fundamental para una adecuada gobernanza de los ENPs y de sus recursos naturales. Las aportaciones más recientes señalan que la vertiente institucional debe ser considerada en un entorno de incertidumbre como el actual y vinculada a los sistemas socioecológicos complejos. El capital social también juega un papel importante en la medida en que facilita la cooperación entre los actores involucrados, mediante redes asociativas de confianza, para la adopción de elecciones colectivas. Y, en este contexto, la incorporación de procesos participativos ofrece una serie de ventajas (legitimidad, calidad de la información, aprendizaje social, eficacia) que, por lo general, superan sus puntos débiles. Asimismo, en la medida en que la participación sea efectiva (consecución de los atributos citados) constituye un elemento capaz de reducir el riesgo de conflictos socioecológicos.

Debe asumirse, en definitiva, que los ENPs constituyen sistemas socioecológicos en el que se generan interdependencias entre factores tanto ecológicos y sociales como institucionales a diferentes escalas, y que su gobernanza debe responder a una visión integrada y adaptativa así como a la consideración de la participación de todos los actores involucrados. No obstante, esta asunción debe ir acompañada de una serie de elementos que contribuyan a superar algunas limitaciones: (a) un enfoque transdisciplinar de análisis; (b) flexibilidad ante los cambios del entorno institucional y de los modos de gestión; (c) el fortalecimiento de la capacidad de gestión de los actores involucrados; (d) el incremento de los flujos de información y de conocimiento entre los actores que actúan a diferentes escalas; y (e) la incorporación de mecanismos de participación activa de carácter permanente, principalmente, dirigidos a las comunidades locales.

PARTE II: EVALUACIÓN DE ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS

4. Enfoques de evaluación de Espacios Naturales Protegidos

4.1. Introducción

La emergencia de la evaluación como disciplina científica, y de políticas públicas en particular, ha estado dirigida en general a ofrecer respuestas en términos de eficiencia, eficacia, equidad, calidad, mejora continua e innovación (Ballart, 1992; Rossi y Freeman, 1993; Chelimsky y Shadish, 1997; Weiss, 1998; Díez, 2002; Stufflebeam y Shinkfield, 2002). A nivel metodológico, y tras años de debates intensos, la evaluación ha acabado configurándose en una disciplina académica y profesional, donde tienen cabida métodos de evaluación cuantitativa y económica junto a métodos cualitativos y de visión pluralista (Patton, 1978, 1997, 2008; Guba y Lincoln, 1989; House, 1994; Monnier, 1995; Green y Caracelli, 1997). En este nuevo contexto, una serie de atributos vinculados a la gobernanza, tales como participación, rendición de cuentas, transparencia, aprendizaje social y coherencia en la toma de decisiones han adquirido peso creciente. En definitiva, la orientación de la evaluación como área de estudio ha cambiado en numerosas facetas desde visiones unidisciplinares y tecnocráticas (donde el analista ofrece recomendaciones al único decisor) hacia enfoques transdisciplinares y pluralistas (donde participan múltiples actores). Asimismo, esta segunda vertiente se enmarca en contextos multidimensionales, que actúan a diferentes niveles y donde intervienen múltiples actores, al objeto de facilitar los procesos de toma de decisiones mediante los métodos más apropiados para ello (Stame, 2006, 2008).

La perspectiva transdisciplinar y pluralista de la evaluación encuentra numerosos puntos de conexión con la visión integrada de los ENP. Tal como se ha desarrollado en los capítulos 1, 2 y 3, la realidad de los ENPs es compleja debido a los múltiples factores, actores y niveles institucionales que intervienen e interactúan en los mismos amén de la incertidumbre que se cierne sobre ellos. No obstante, esta aparente imbricación entre el instrumento (evaluación) y el objeto de estudio (ENP) no descarta el hecho de que la naturaleza de las evaluaciones de ENPs es de índole muy diversa en términos de enfoque disciplinar, objetivo, método, información y contexto institucional en el que se desarrolla (Kleiman *et al.*, 2000). De hecho, los ENP pueden ser analizados y evaluados desde múltiples vertientes y disciplinas científicas.

Este capítulo presenta dos principales enfoques de evaluación muy conocidos y difundidos en el ámbito de los recursos naturales. El primero, de acuerdo con la corriente de la Economía

Ambiental (EA), desarrolla los métodos de valoración monetaria convencionales en el marco del Análisis Coste-Beneficio (ACB) y su aplicación a ENPs. Tradicionalmente, ésta ha sido la principal aportación desde la ciencia económica a la evaluación de áreas protegidas. En segundo lugar, se desarrolla el Análisis Multicriterio (AMC), un enfoque de creciente aplicación a aspectos relacionados con la evaluación de la sostenibilidad y la gestión de los recursos naturales en general, y de los ENPs en particular. Este enfoque de evaluación responde a una visión de mayor contenido transdisciplinar y crecientemente pluralista¹⁴⁹.

4.2. Valoración económica de Espacios Naturales Protegidos en el marco del Análisis Coste-Beneficio

4.2.1. Introducción

La EA constituye el corpus científico en base al cual se llevan a cabo las valoraciones económicas de los recursos naturales en general, y de los ENPs en particular. A su tradición en el campo de la ciencia económica, se ha unido recientemente la repercusión de una investigación que estimó el valor monetario de los servicios de los ecosistemas y del stock de capital natural a nivel mundial (Costanza *et al.*, 1997). Así, la valoración económica se ha ido instalando como el enfoque más difundido y aplicado hasta alcanzar un cierto rango de oficialidad metodológica. La valoración económica se ha convertido en el instrumento puesto al servicio de iniciativas internacionales de cuantiosa financiación y lideradas por instituciones multilaterales. Prueba de ello es el programa Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EEM) (EEM, 2005b), en cuyo marco se desarrolló la valoración de los servicios de los ecosistemas mundiales (ya mencionada en el capítulo 1). En esta misma línea, el proyecto *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) desarrollaba en 2009 un estudio global sobre la economía de la pérdida de biodiversidad, utilizando para ello técnicas de valoración económica (ten Brink, 2009). Este estudio se realizaba a propuesta de los ministros de medio ambiente de los países más poderosos del mundo (entre ellos, el G8) y fue promovido por la Comisión Europea. Asimismo, valoraciones menos ambiciosas llevadas a cabo en espacios concretos como pueden ser los ENPs han sido práctica habitual durante las últimas décadas. Esta preponderancia de la valoración económica como enfoque de evaluación es el resultado de una mayor familiaridad con las técnicas económicas utilizadas, así como de su alineamiento con la corriente dominante en la ciencia económica.

¹⁴⁹ Cabe precisar al respecto que ambos enfoques se diferencian de las evaluaciones dirigidas a conocer la repercusión socioeconómica de los ENPs en su entorno inmediato (véase capítulo 1). Tanto el ACB como el AMC se centran en general en el propio ENP como objeto de estudio.

Los principios de la EA encuentran su fundamento en la Economía Neoclásica, cuyo objeto principal de análisis es la asignación óptima de recursos a fin de hacer un uso eficiente de los mismos. En relación a la valoración ambiental cabe destacar dos principios generales. En primer lugar, se sitúa al individuo como agente principal en la toma de decisiones económicas, por encima del conjunto de individuos (sociedad). A ello se une la consideración de individuo racional (*homo economicus*), cuyas decisiones se basan en la racionalidad substantiva¹⁵⁰. El individuo, en definitiva, lo que persigue es la maximización de su utilidad. Además, por lo general, se consideran situaciones de información perfecta y certidumbre futura; es decir, restricciones tales que conducen a supuestos de competencia perfecta pero que, en pocas ocasiones, casan con situaciones reales. En segundo lugar, aunque estrechamente relacionado con lo señalado, el bienestar de los individuos se valora de acuerdo con las funciones de utilidad individuales. Éstas, a su vez, dependerán de los gustos de los individuos (preferencias), de lo que estén dispuestos a sacrificar (disposición a pagar) y de su restricción presupuestaria. Así, la agregación de la utilidad individual da lugar a la utilidad social, y por tanto, el bienestar social se deriva de la agregación de las funciones de utilidad individuales.

Junto a estos dos principios generales, la valoración económica se sustenta sobre dos principios complementarios. Primero, que los bienes ambientales en general cumplen las condiciones de bienes públicos (Garrod y Willis, 1999): no-rivalidad y no-exclusión en su consumo. Esto es, si un individuo consume el bien público en cuestión no impide que otro individuo también lo consuma; y los bienes públicos son indivisibles en su consumo, ya que el coste de proporcionar una unidad adicional del bien en cuestión a otro individuo es cero, de manera que al ofrecer el bien a cualquier individuo se ofrece a todos los demás. Así, bienes ambientales tales como la calidad del aire, los paisajes naturales o la regulación hídrica son bienes públicos.

Segundo, que la provisión de este tipo de bienes incrementa el bienestar social pero carece de mercado y, por tanto, produce beneficios de no-mercado, lo que dificulta su valoración monetaria¹⁵¹. Es decir, no hay mercados de bienes ambientales donde éstos sean valorados y, por tanto, bajo esta visión eminentemente economicista, no se les puede asignar precio alguno. No obstante, los métodos de valoración económica tratan de monetizar (internalizar) los efectos

¹⁵⁰ Simon (1976) diferencia entre los conceptos de racionalidad substantiva y procedimental. El primero de ellos considera, en el marco de la toma de decisiones, que una decisión es buena si el resultado es bueno; el segundo, sin embargo, considera que la decisión es buena si el proceso de la toma de decisión es bueno.

¹⁵¹ Con el término valoración económica nos referimos, en definitiva, a valoración monetaria ya que su fin, en realidad, es la obtención de un determinado valor monetario a través de diferentes métodos. Además, “la justificación de la valoración monetaria reside en el modo en el que se usa el dinero como *patrón de medida* para indicar las pérdidas o ganancias de utilidad o bienestar” (Pearce y Turner, 1995:164).

externos (externalidades) proporcionados por los bienes ambientales y que permanecen al margen del mercado (De Andrés *et al.*, 1996). Así, estos métodos no persiguen valorar la mera existencia de los bienes, sino cómo los cambios en las características o atributos de los mismos inciden en la Disposición a Pagar (DAP), en caso de aumentar la utilidad de los individuos, o en su Disposición a ser Compensado (DAC) en caso de disminuirla.

En base a lo señalado, el ACB se ha erigido en el principal instrumento de evaluación para la toma de decisiones relacionadas con los ENPs. El ACB identifica los beneficios y costes asociados; estos beneficios y costes se valoran en términos monetarios (de acuerdo con los principios generales arriba señalados); y finalmente, los beneficios y costes generados a futuro son comparados a tiempo presente. Este proceso proporciona información que sirve para la toma de decisiones sobre la conveniencia de proteger un determinado espacio (análisis *ex ante*), o informa sobre el uso de los recursos empleados en términos de eficiencia (análisis *ex post*).

4.2.2. Beneficios y costes de los Espacios Naturales Protegidos

De acuerdo con lo señalado, la identificación de los beneficios y de los costes que la protección de espacios naturales genera para la sociedad, al objeto de llevar a cabo una valoración monetaria en el marco de una evaluación del tipo ACB, va a ser un elemento central de este enfoque. En la práctica, la identificación de estos beneficios y costes no es una tarea sencilla. Desde un punto de vista teórico, la literatura económica los ha estudiado y analizado extensamente y en profundidad (véase p.ej., Dixon y Sherman, 1990; Kushwah y Kumar, 2001).

Con respecto a los **beneficios** asociados a los ENPs, Dixon y Sherman (1990), en una aportación de indudable relevancia y que constituye una referencia en el campo de la economía de ENPs, diferencian 8 tipos de beneficios: (1) derivados del uso recreativo o del turismo; (2) derivados de la protección acuífera; (3) derivados del mantenimiento de procesos ecológicos; (4) derivados de la protección de la biodiversidad; (5) derivados de servicios educativos y de investigación; (6) derivados del uso de recursos; (7) beneficios de no uso (o culturales); y (8) derivados del valor futuro (o del aseguramiento frente a la incertidumbre). Otros autores, por su parte, puntualizan la necesidad de diferenciar entre los beneficios que, en sentido estricto, se corresponden con la protección del espacio y los que no (Pagiola *et al.*, 2004). Entre estos últimos, destacan los típicos beneficios comerciales ligados a las actividades agropecuarias y forestales, pero que no necesariamente se deben al hecho de que el espacio se encuentre protegido.

En cualquier caso, y sin ser exhaustivos en este sentido, es de común acuerdo y conocimiento que los ENP ofrecen a la sociedad en su conjunto un gran número de beneficios. Según la literatura

especializada revisada (Dixon y Sherman, 1990; Turner *et al.*, 1994; Garrod y Willis, 1999; Kushwah y Kumar, 2001; Azqueta, 2002; Pagiola *et al.*, 2004; EEM, 2003, 2005a, 2005b; ten Brink, 2009), los beneficios asociados a los ENPs pueden ordenarse y clasificarse en 6 grandes grupos:

- a. *Beneficios ecológicos y ambientales.* Estos son los más destacados ya que constituyen el principal motivo por el que un determinado espacio es protegido. Los beneficios de este tipo derivados de la protección son amplios: conservación de la biodiversidad (y en particular, determinadas especies de flora y/o fauna), absorción de CO₂, regulación hídrica, control de ciclo de nutrientes, mantenimiento del paisaje, etc.
- b. *Beneficios productivos.* Generalmente, éstos son los derivados de la agricultura y silvicultura (productos agroalimentarios, madera, etc.), y cuyo resultado se obtiene de las actividades productivas llevadas a cabo en el ENP. Sin embargo, estas actividades suelen estar sujetas a ciertos grados de restricción a fin de prevenir posibles daños ambientales asociados a las mismas.
- c. *Recreo y turismo.* El uso público es en general uno de los principales objetivos de los ENPs ya que suelen ser lugares de esparcimiento para la población que los visita. Asimismo, el turismo generado es fuente de ingresos para la población local. De hecho, ya se ha señalado que, para numerosas áreas rurales donde se sitúan las áreas protegidas, las actuaciones de conservación tienen una relevancia socioeconómica de calado, llegando a ser integradas en los programas de desarrollo rural (véase capítulo 1).
- d. *Educación e investigación.* Los ENP pueden ser apropiadamente utilizados tanto para objetivos de investigación como para desarrollar actividades educativas en la medida en que son lugares donde se ejercen buenas prácticas medioambientales. Estos beneficios también pueden encuadrarse en el uso público entendido en sentido amplio, pues se derivan del mismo.
- e. *Beneficios culturales.* Son representados por los valores estéticos, culturales o históricos del ENP. Aunque no constituyan el principal motivo de conservación, su preservación es considerada positiva, en particular con aquellos bienes que pueden constituir el denominado 'valor de existencia', entendido como el valor intrínseco por el mero hecho de existir (Turner *et al.*, 1994; Azqueta, 2002).
- f. *Valor futuro.* La protección de ciertas áreas asegura una serie de beneficios (principalmente, ambientales) derivados de su potencial uso futuro. Este concepto también ha sido

denominado 'valor de opción' (Garrod y Willis, 1999; Azqueta, 2002) en la medida en que la población puede tener la opción de usar y/o explotar los recursos del ENP en el futuro.

Por otra parte, la política de conservación en general, y los ENPs en particular, han de hacer frente a una serie de **costes** derivados de la declaración y gestión de las áreas protegidas. Su cuantía depende tanto de las medidas de conservación establecidas como de las actividades económicas desarrolladas en el ENP (Barreiro *et al.*, 2004). De acuerdo con Dixon y Sherman (1990) se identifican 3 principales tipos de coste:

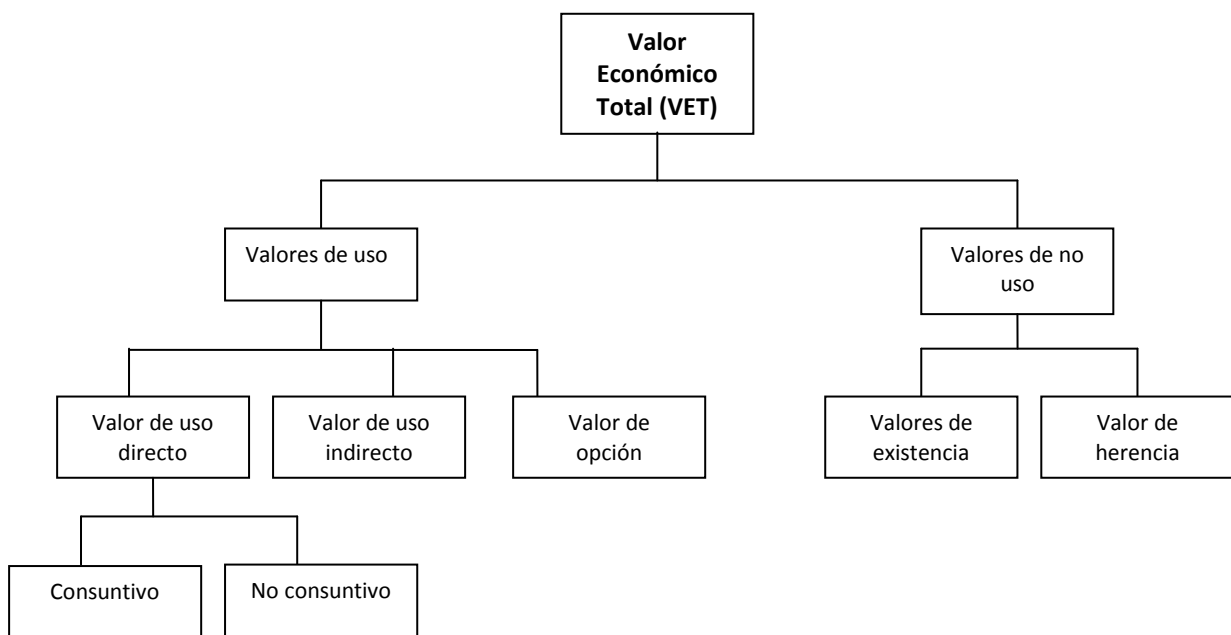
- a. *Costes directos*. Están directamente relacionados con la puesta en marcha, gestión y mantenimiento de los ENPs. Estos costes representan desembolsos realizados con cargo, por lo general, a los presupuestos públicos¹⁵² e incluyen, entre otros: costes laborales, a fin de retribuir el trabajo desarrollado por la plantilla adscrita al ENP; costes administrativos que supone el funcionamiento diario del ENP; costes relacionados con la puesta en marcha que suponen los estudios previos, la promulgación de la normativa y la planificación de los planes de ordenación y gestión del espacio; o costes de creación, mantenimiento y adecuación de infraestructuras vinculadas al ENP.
- b. *Costes indirectos*. Incluyen los impactos adversos derivados del establecimiento del ENP, tales como el perjuicio a la propiedad privada. Los perjuicios más significativos están constituidos por las restricciones de uso y actividad impuestas sobre determinadas zonas y/o actividades productivas desarrolladas en el ENP (p.ej., silvicultura), lo que suele paliarse mediante compensaciones económicas.
- c. *Costes de oportunidad*. Representa el potencial beneficio al que la sociedad renuncia cuando un determinado lugar es protegido en vez de dedicarlo a un uso y/o actividad productiva alternativa (infraestructuras viarias, equipamientos industriales, determinadas actividades agrícolas, etc.). Este coste constituye una variable muy sensible en el proceso declaratorio, ya que su magnitud así como las características de los usos y/o actividades alternativas, si los hubiere, condicionan sobremanera el coste del espacio protegido o el valor del espacio sin proteger.

¹⁵² Resulta implícita la diferencia entre coste y gasto; el primero considera los *efectos adversos* generados cualquiera que sea el agente sobre el que recaen (administración pública, propietarios de tierras, etc.), mientras que el segundo considera la parte de este coste sufragada a fin de compensar a determinados agentes (véase Apdo. 3.4).

4.2.2.1. Valor Económico Total

De acuerdo con un enfoque formal, y desde un punto de vista estrictamente economicista, en el campo de la EA se han identificado y definido una serie de valores económicos que sirven de base para llevar a cabo estimaciones monetarias de bienes ambientales (Turner *et al.*, 1994; Pearce y Turner, 1995; Garrod y Willis, 1999; Azqueta, 2002; Pagiola *et al.*, 2004). La tipología de valores económicos identificados en los ENPs es amplia, y en su conjunto configuran el denominado Valor Económico Total (VET) (Figura 4.1).

Figura 4.1. Valor Económico Total



Fuente: Azqueta (2002)

El VET se descompone en dos apartados principales: Valores de uso y Valores de no uso. Asimismo, el *Valor de uso* se divide en Valor de uso directo, Valor de uso indirecto y Valor de opción. El primero de ellos pone de manifiesto las rentas generadas (p.ej., por la agricultura o silvicultura) o el bienestar proporcionado (p.ej., al visitar y pasear en el lugar) por el *uso directo* de los recursos del ENP. El uso directo, a su vez, puede ser diferenciado entre consumitivo y no consumitivo, ya que, por ejemplo, para la población del entorno cercano al ENP pasear por el mismo quizás no tenga ningún valor de uso y, por tanto, en este caso estaríamos ante un valor no consumitivo. Por otro lado, una serie de efectos tales como la absorción de CO₂, la regulación hídrica o el control de ciclo de nutrientes, generan indirectamente un bienestar a la sociedad y conforman el denominado *Valor de*

uso indirecto¹⁵³. Por último, el *Valor de opción* tiene que ver con la posibilidad futura de obtener un bienestar con el uso directo o indirecto del ENP. Por ejemplo, como en la actualidad no conocemos con certidumbre los efectos que podría suponer la pérdida futura de ecosistemas, su conservación en el presente otorgará la posibilidad de gozar de ellos en el futuro.

Los otros valores principales que componen el VET son los *Valores de no uso*. Entre éstos, el *Valor de existencia* es el más importante. Es posible que un determinado grupo de individuos valore positivamente, por ejemplo, la mera existencia de biodiversidad a pesar de que no vaya a utilizar el ENP directa ni indirectamente ni vaya a hacerlo en el futuro. Por otro lado, el *Valor de herencia* se relaciona con la posibilidad de que las generaciones futuras tengan a su disposición los recursos naturales adecuadamente conservados.

4.2.3. Métodos de valoración económica

De acuerdo con los beneficios y valores económicos identificados, es ampliamente aceptado que los ENPs aportan bienestar al conjunto de la sociedad pero, sin embargo, tal como se ha mencionado resulta más complicado conocer hasta dónde alcanzan estos beneficios. Tal como se ha descrito, la valoración de los mismos en términos monetarios no resulta tarea sencilla. No obstante, la EA ha desarrollado métodos para ello. Estos métodos de valoración monetaria han sido desarrollados de acuerdo con la conceptualización de los valores económicos presentados en el marco del VET.

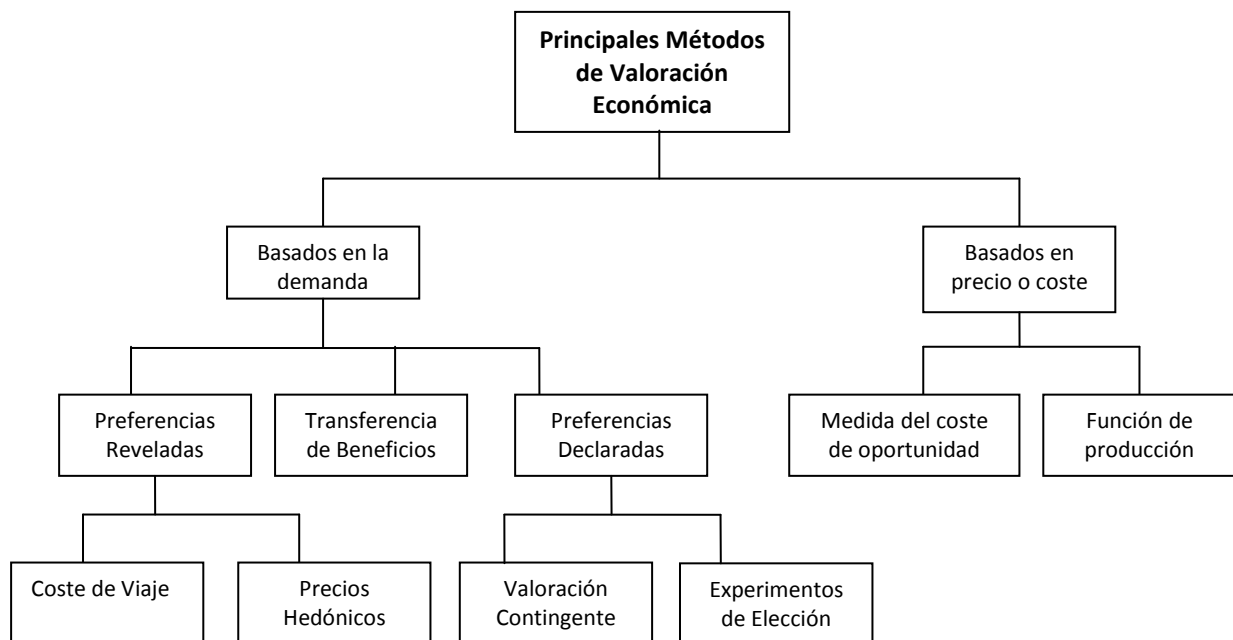
A la hora de calcular el VET, resulta útil diferenciar entre el valor productivo y el no productivo. La diferencia entre ambos radica en la existencia o no de precios de mercado. Esto es, en los casos en que se conoce el precio de mercado (ligado a una actividad productiva como, por ejemplo, agricultura y silvicultura), el valor productivo asociado al ENP se obtendrá fácilmente de manera análoga a como se obtendría en caso de que el territorio no estuviera protegido (véase p.ej., Alonso e Iruretagoyena, 1994). No obstante, tal como se ha señalado, otros recursos naturales asociados a los ENPs son considerados bienes públicos, como por ejemplo el paisaje y la biodiversidad. Éstos no poseen mercado alguno y, por tanto, carecen de precio. En consecuencia, se dispone de determinados métodos para estimar el valor no productivo de estos recursos naturales. Las valoraciones monetarias, en definitiva, se desarrollan de acuerdo con el concepto *Natura*

¹⁵³ A modo comparativo, cabe señalar que en el marco metodológico propuesto por la EEM para la valoración de servicios ecosistémicos (EEM, 2003), estos valores de uso indirecto son considerados *servicios de regulación* (véase capítulo 1).

economica, en virtud del cual el medio ambiente se entiende como un conjunto de bienes ambientales y éstos se intercambian en un mercado hipotético (Soma, 2006).

Los principales métodos desarrollados por la EA para efectuar este tipo de valoraciones monetarias son los métodos de Preferencias reveladas y los métodos de Preferencias declaradas. Ambos se sitúan entre los métodos basados en la demanda (Figura 4.2). Estos métodos se basan en una curva de demanda existente pero no observable. Los métodos de Preferencias reveladas estiman el valor en función del comportamiento revelado por los individuos con respecto al ENP y, por tanto, su principal desventaja es que sólo estiman el valor de uso. No obstante, tienen a su favor que se fundamentan en la conducta real de los individuos.

Figura 4.2. Principales métodos de valoración económica



Fuente: elaboración propia a partir de Turner et al. (1994), y Garrod y Willis (1999).

Entre los métodos de Preferencias reveladas se diferencian el de *Coste de viaje* y el de *Precios hedónicos*. El primero tiene por objeto valorar el bienestar derivado del uso recreativo de los visitantes de un ENP mediante el coste del viaje hecho al lugar. La información se obtiene a partir de los cuestionarios contestados por los individuos para ulteriormente estimar la curva de demanda y el excedente de los usuarios. Este método ha sido aplicado en numerosos ENPs para conocer el valor del uso recreativo (Azqueta, 2002). El método de *Precios hedónicos*, por el contrario, no ha sido tan

utilizado. La razón probablemente descansa en su propio planteamiento. Esta metodología tiene por objeto lo siguiente: entre los factores que determinan el precio de un bien privado (p.ej., una vivienda) identificar cuál es la parte correspondiente a la calidad ambiental y estimar su valor (p.ej., en caso de se encuentre en un ENP).

Por otro lado, los métodos de Preferencias declaradas, en base a un hipotético mercado de bienes ambientales, estiman el valor expresado por los individuos. Estos métodos son adecuados para estimar tanto el valor de uso como el de no uso y su principal desventaja radica precisamente en que están basados en conductas hipotéticas. Entre estos métodos, la *Valoración contingente* ha sido el que mayor expansión tuvo en el pasado y que, junto con el método de coste de viaje, fue hasta el decenio de 1990 el más utilizado en España para valorar el uso recreativo de los ENPs (véanse p.ej., Riera, 1994; Azqueta, 1996). La valoración contingente tiene como objetivo, a partir de la información proveniente de cuestionarios, estimar la DAP que tienen los individuos por la provisión de determinados bienes ambientales definidos en el ENP (biodiversidad, paisaje, una determinada especie animal, etc.). Por lo tanto, resulta imprescindible llevar a cabo un trabajo de campo en profundidad sobre una muestra representativa de individuos y el uso de herramientas econométricas.

Entre los métodos de Preferencias declaradas, en los últimos años el método de *Experimentos de elección* ha comenzado a prevalecer frente a la Valoración contingente. De hecho, los Experimentos de elección constituyen una versión adelantada y técnicamente más completa de la Valoración contingente (Hanley y Barbier, 2009). En un primer paso, el método de Experimentos de elección define como ‘atributos’ los bienes ambientales de un ENP y, junto a ellos, también especifica el ‘coste’ como atributo adicional. En segundo lugar, se elabora un cuestionario donde se detallan diferentes niveles de calidad en la dotación de los atributos. Las diferentes combinaciones de atributos y niveles de calidad generan una serie de alternativas que son ofrecidas a los individuos que responden el cuestionario. Las alternativas consideradas suponen modificaciones en la dotación de bienes ambientales con respecto a la situación actual (*status quo*) y su elección será a cambio de un determinado precio, es decir, de un determinado nivel del atributo coste. Finalmente, con la información recogida, y mediante el uso de instrumentos econométricos, se obtiene la DAP de los individuos por un incremento marginal en la dotación de los bienes ambientales considerados.

A partir de los dos grupos de métodos principales descritos se ha desarrollado un tercer método que también está siendo aplicado, cada vez en mayor medida, en la valoración de los ENPs: la *Transferencia de beneficios*. Este método extrapola los valores de los bienes ambientales sin mercado. A partir de los resultados derivados, tanto de los métodos de Preferencias reveladas como

declaradas, su objetivo consiste en estimar el valor de un determinado ENP en base a las valoraciones obtenidas en otro lugar de similares características. A diferencia del resto de métodos descritos, la Transferencia de beneficios no necesita de un exhaustivo trabajo de campo, por lo que, a costa de no ser tan preciso como aquéllos en sus resultados, consume mucho menos recursos financieros y es más rápido en su ejecución (Hanley *et al.*, 2007).

Junto con los métodos basados en la demanda, el segundo grupo importante de métodos de valoración económica es el enfoque de precios o de costes (Figura 4.2). En relación a los ENPs se han desarrollado las técnicas *Medida de coste de oportunidad* y *Función de producción* aunque el número de estudios empíricos en ambos campos es escaso¹⁵⁴. El primero, estima el valor de la actividad y/o uso al que se renuncia ante la eventual protección de un determinado espacio. El segundo método, por su parte, estima la pérdida de producción derivada de las limitaciones y/o prohibiciones establecidas sobre las actividades productivas en el ENP. En definitiva, el objeto de ambos métodos se identifica, respectivamente, con la valoración del coste de oportunidad y del coste indirecto asociado a los ENPs.

4.2.4. El Análisis Coste-Beneficio en Espacios Naturales Protegidos

4.2.4.1. Fundamento del Análisis Coste-Beneficio

La idea sobre la que se sustenta el ACB es la comparación entre las ganancias (beneficios) y pérdidas (costes) que una política concreta o un determinado proyecto, en su caso un ENP, produce en la sociedad. Los costes y beneficios identificados son definidos de acuerdo con la satisfacción de preferencias sociales. De hecho, los efectos generados por el proyecto en cuestión son valorados a partir de las valoraciones individuales. Así, la agregación de las preferencias individuales es valorada como conjunto de preferencias de la sociedad, es decir, como preferencias sociales. Sin embargo, tanto costes como beneficios son relativos en la medida en que están relacionados, mediante la función de utilidad de los individuos, con el bienestar individual.

Por tanto, y tal como se desprende de lo anterior, el ACB encuentra su fundamento en la Economía del Bienestar. El principio por el que se rige el fundamento teórico del ACB es que los ‘ganadores’ en relación a un determinado proyecto/política hipotéticamente pueden más que compensar a los ‘perdedores’, pues se obtiene un mayor bienestar conjunto incluso tras la

¹⁵⁴ Véase Garrod y Willis (1999) para profundizar en el contenido y en el análisis de estudios empíricos llevados a cabo con ambos métodos.

compensación. La sociedad, por tanto, estará mejor en su conjunto. Esto es conocido como el *criterio de compensación* de Kaldor-Hicks, que además es consistente con el óptimo de Pareto. Esto es, para los ‘perdedores’ la situación inicial es indiferente con respecto a la situación posterior (una vez ejecutado el proyecto) pues han sido compensados, mientras que para los ‘ganadores’, siempre que puedan ‘sobre-compensar’, la situación posterior es preferida a la inicial.

En el ámbito de la política ambiental, y en particular de los ENPs, el ACB es un método de evaluación que valora en términos monetarios los cambios producidos en la calidad ambiental. Si el cambio producido por el ser humano (en nuestro caso, por ejemplo, la puesta en marcha de un ENP) implica una mejor calidad ambiental, será valorado en términos monetarios por la DAP de los individuos a cambio de la supuesta mejora (esto es, se considera un beneficio). Por el contrario, si el proyecto supone un empeoramiento de la calidad medioambiental lo que debe ser valorado es la DAC por parte de los individuos, es decir, lo que supone un coste. Por tanto, la compensación de los ‘ganadores’ a los ‘perdedores’, en caso de que exista, es valorada en términos monetarios. Cuando el ACB es empleado como método de evaluación en relación a la política de ENPs, para conocer la cuantía de los beneficios se suelen emplear los métodos de valoración monetaria descritos anteriormente. Asimismo, los costes pueden ser estimados de acuerdo con la tipología de costes mencionada.

Desde el punto de vista operativo, en caso de que los beneficios superen los costes, el proyecto en cuestión debería ponerse en marcha. No obstante, la decisión al respecto ha de ser tomada en el presente, por lo que los beneficios y costes derivados a lo largo de toda la vida del proyecto han de ser considerados como Valor Actual Neto (VAN). Es decir, tanto los efectos positivos como negativos que un determinado proyecto genera en el futuro han de ser considerados a tiempo presente. La regla de decisión, por tanto, es un VAN positivo tal como refleja la Ecuación 1:

$$VAN = \sum_{t=1}^T \frac{(B_t - C_t)}{(1+r)^t} > 0 \quad \text{(Ecuación 1)}$$

donde B_t y C_t son los beneficios y costes respectivamente en el año t , r es la tasa de descuento y T es el periodo temporal del proyecto.

Si el VAN es negativo el proyecto no se pondrá en marcha; debería de ser positivo para que el proyecto sea aceptado. Cuando un único proyecto es valorado, los gestores públicos deben decidir si aceptan o rechazan el proyecto en función del VAN. En estos casos, la intensidad monetaria (característica cardinal) es el criterio seguido para tal decisión. Pero cuando diferentes alternativas

son valoradas (todas ellas con VAN > 0), la decisión corresponderá a aquella alternativa que mayor VAN tenga y, por tanto, se podrá llevar a cabo una clasificación ordinal de las diferentes alternativas en función del VAN (característica ordinal). En cualquier caso, la regla de decisión del ACB sólo es operativa bajo la condición de *conmensurabilidad fuerte* (Munda, 1996; Falconí y Burbano, 2004), esto es, cuando todos los beneficios y costes ligados a una determinada acción se transforman en una única unidad de medida (p.ej., una medida monetaria como el VAN).

Por otro lado, el descuento futuro es un tema de profundo debate entre los economistas. Por lo general, a los beneficios y costes futuros se les otorga una importancia menor que a los presentes, poniéndose de manifiesto el problema del descuento. El descuento refleja en qué medida los economistas tienen en cuenta los cambios de preferencias para costes y beneficios en el tiempo y, por tanto, la tasa de descuento (r) es un valor que refleja la preferencia temporal. De acuerdo con la Ecuación 1, el futuro debe ser descontado para lograr un valor presente, lo que depende de la preferencia temporal (más o menos a favor con respecto al futuro). Así, cuanto mayor sea el horizonte temporal del proyecto (mayor T) y cuanto mayor sea la preferencia social por el futuro (mayor r) menor será el VAN.

En cuanto a su aplicación, el ACB ha sido utilizado en diferentes áreas de la política ambiental (véase Hanley y Barbier, 2009). Ha sido empleado tanto para valorar efectos ambientales globales (efecto invernadero, agujero de la capa de ozono, etc.) como problemas abordados desde la perspectiva local (mejora de la calidad del agua, reducción del plomo en la gasolina, control de la contaminación por nitratos, evaluación de códigos de prácticas forestales, etc.). El ACB ha sido extensamente utilizado como método de evaluación de políticas medioambientales en los Estados Unidos (EEUU), principalmente, desde el decenio de 1970¹⁵⁵. Fue aplicado frecuentemente en la evaluación de nuevas regulaciones tras la *Executive Order 12291*, promovida por el presidente Reagan en 1981. En Europa, por poner el ejemplo de un marco legal más reciente, la *1995 Environment Act* en el Reino Unido, prevé el empleo del ACB en el ámbito de la ejecución de políticas públicas en materia ambiental. Así lo hace, también, la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) para la evaluación de proyectos relacionados con los recursos hídricos en el seno de la Unión Europea (UE).

¹⁵⁵ Hanley y Spash (1993) explican en profundidad el desarrollo del ACB en los EEUU.

4.2.4.2. Análisis de estudios empíricos de Espacios Naturales Protegidos

En el marco del ACB aplicado a políticas y/o proyectos de conservación de la naturaleza, la valoración monetaria ha sido una vía comúnmente explotada para conocer los beneficios de los ENPs y poder contrastarlos con los costes asociados a su conservación. En este sentido, han sido numerosos los estudios desarrollados a fin de asignar un determinado valor monetario a las áreas objeto de análisis. Revisiones realizadas por otros investigadores de estas evaluaciones concluyen que, en general, la DAP varía sensiblemente en función del área objeto de análisis y, además, la diferencia entre los valores máximos y mínimos de la DAP de un mismo ENP puede llegar a ser muy significativa (véanse p.ej., Nunes *et al.*, 2003; Loomis, 2006).

En el marco de esta Tesis, sin embargo, parece conveniente realizar un análisis más en profundidad de estas experiencias desde una doble vertiente. Por un lado, analizando los estudios empíricos llevados a cabo en la Red Natura 2000, por ser la red de ENPs para la que se propone la metodología de evaluación en esta Tesis. Y, por otro lado, analizando los estudios empíricos llevados a cabo en ENPs de la CAPV, territorio para el que se efectúa la citada propuesta metodológica. Bajo esta doble perspectiva, se pretende cubrir la revisión bibliográfica de los estudios de valoración monetaria llevados a cabo para el marco objeto de investigación de esta Tesis.

Las valoraciones monetarias de la Red Natura 2000 se diferencian en dos grupos principales (Tabla 4.1). En primer lugar, se encuentran los estudios destinados a estimar el valor o coste de redes nacionales/regionales y, en segundo lugar, los centrados en determinados espacios Natura 2000. Entre los primeros, algunos de ellos sólo estiman la DAP de los individuos por los atributos previamente definidos (Pouta *et al.*, 2000; Li *et al.*, 2004); otros incluyen el cálculo de los costes generados, entre los que destacan los elaborados con el objetivo de estimar los costes globales de la red en España (Moreno *et al.*, 2007; Fernández *et al.*, 2008; Moreno *et al.*, 2008). Con excepción del resultado logrado por Kuik *et al.* (2006) mediante el método Transferencia de beneficios, el resto de estudios logran resultados aparentemente homologables, que pasamos a comentar.

Tabla 4.1. Valoraciones monetarias de la Red Natura 2000

Autor(es)	Año	Lugar Natura 2000	Sup. (Ha)	Método de valoración	Valor económico o Coste	Resultado del estudio	Valor o Coste/año/Ha ¹
Pouta <i>et al.</i>	2000	Red Natura 2000 en Finlandia	4.855.200	Valoración Contingente	Valor de no uso	DAP: 231,1 M €/año ²	DAP: 47,6 €/año/Ha
Li <i>et al.</i>	2004	Red Natura 2000 en Finlandia	4.855.200	Experimentos de Elección	Valor de no uso	DAP: 301,2 M €/año	DAP: 62 €/año/Ha
Li <i>et al.</i>	2004	Red Natura 2000 en Finlandia	4.855.200	Experimentos de Elección	Valor de no uso	DAC: 1.318 M €/año	DAC: 271,4 €/año/Ha
Jacobs	2004	Red Natura 2000 en Escocia	732.580	Valoración Contingente	Valor de uso, Valor de no uso; Costes directos, Costes indirectos, Coste de oportunidad	DAP: 300,7 M €/año ³	DAP: 410,5 €/año/Ha
Prada <i>et al.</i>	2005	Red Natura 2000 en Galicia	344.440	Experimentos de Elección	Valor de uso, Valor de no uso	DAP: 266,2 M €/año	DAP: 772,8 €/año/Ha
Kuik <i>et al.</i>	2006	Red Natura 2000 en Países Bajos	1.012.500	Transferencia de Beneficios	Valor de uso, Valor de no uso	DAP: 4.050 M €/año	DAP: 4.000 €/año/Ha
Moreno <i>et al.</i>	2007	Red Natura 2000 en España	2.152.104	---	Costes directos	Costes: Real: 968 M €/año; Deseable: 1.557 M €/año	Costes: Real: 70,5 €/año/Ha; Deseable: 113,5 €/año/Ha
Fernández <i>et al.</i>	2008	Red Natura 2000 en España	2.152.104	---	Costes indirectos	Coste: 368-859 M €/año	Coste ⁴ : 171-398,7 €/año/Ha
Moreno <i>et al.</i>	2008	Red Natura 2000 en España	2.152.104	---	Cese potencial de ingresos	Coste: 894 M €/año	Coste: 68,6 €/año/Ha
Barreiro <i>et al.</i>	2004	LIC Peñadil, Montecillo y Monterrey (Navarra)	2.922	Transferencia de Beneficios	Valor de uso, Valor de no uso; Costes indirectos, Coste de oportunidad	DAP: 49.085 €/año	DAP: 16,8 €/año/Ha
Hernandez y Sainteny	2008	ZEC Plaine de la Crau (Provence-Alpes-Côte d'Azur, Francia)	12.900	Experimentos de Elección	Valor de uso, Valor de no uso; Costes directos, Costes indirectos, Coste de oportunidad	DAP: 2,35 M €/año	DAP: 182 €/año/Ha
Pabian y Jaroszewicz	2009	Lugar Natura 2000 Bosque de Bialowieza (Polonia)	63.000	No especificado	Valor de uso, valor de no uso	DAP: 4.000 M €/año	DAP: 63.500 €/año/Ha
De la Cruz y Benedicto	2009	ZEC Pico da Vara / Ribeira do Guilherme (Azores, Portugal)	6.067	Coste de viaje	Valor de uso directo	DAP: 63.000 €/año	DAP: 10,4 €/año/Ha
				Valoración Contingente	Valor de uso indirecto, Valor de no uso	DAP: 3 M €/año	DAP: 494,5 €/año/Ha

Fuente: adaptado de Etxano (2010a) y Hoyos *et al.* (2012), y elaboración propia.

Nota (1): Elaboración propia en base a los resultados del estudio del valor o coste anual por Ha, al objeto de poder realizar comparaciones.

Nota (2): 1 Euro correspondía a 5,94573 Marcos finlandeses en 1998.

Nota (3): 1 Euro correspondía a 0,7033 Libras esterlinas en 2004.

Nota (4): Media aritmética porque en Fernández *et al.* (2008) no se especifica.

DAP: Disposición a Pagar; DAC: Disposición a ser Compensado.

Es importante señalar la diferencia en términos de la DAP entre las redes nacionales/regionales y lugares concretos de la Red Natura 2000. Tal como argumentan Prada *et al.* (2005), el valor monetario de una determinada red debería ser inferior a la suma del valor de los espacios que componen la misma. Por tanto, el uso de estudios centrados en redes nacionales/regionales puede contribuir a evitar sesgos de agregación además de ahorrar costes operativos de investigación (desarrollo de trabajo de campo). Además, de acuerdo con la evidencia empírica recogida (Tabla 4.1), los estudios destinados a estimar el valor de un lugar concreto presentan valoraciones aparentemente más dispares que las logradas por los estudios de enfoque nacional/regional. Cabe destacar, también, que cuando se pretende lograr la estimación del valor agregado de un lugar concreto no es recomendable ‘sumar’ los valores de los servicios individuales al objeto de evitar doble contabilización (Gantioler *et al.*, 2010)¹⁵⁶. Así, los estudios de De la Cruz y Benedicto (2009) y de Hernandez y Sainteny (2008) han sido cuidadosos en este sentido ya que se han desarrollado de acuerdo con una metodología *ad hoc* promovida por la propia Comisión Europea para la valoración de beneficios y costes socioeconómicos ligados a la Red Natura 2000 (véase Kettunen *et al.*, 2009).

En el capítulo 3 ya se ha indicado que la Comisión Europea estima que los costes asociados a la Red Natura 2000 alcanzan los 5.100 millones de euros/año¹⁵⁷ (Gantioler *et al.*, 2010). Aún teniendo en cuenta la importante cuantía que suponen los costes de conservación, hay trabajos desarrollados en el marco del ACB que concluyen que los beneficios superan a los costes. Un estudio llevado a cabo en Escocia estima que los beneficios asociados a la Red Natura 2000 son siete veces superiores a sus costes, aunque estos beneficios no superan los costes si se excluyen los valores de no uso (Jacobs, 2004). Con respecto a lugares concretos, la ZEC Plaine de la Crau (Provence-Alpes-Côte d’Azur, Francia) obtiene unos beneficios netos (descontados los costes) por valor de 147 euros/año/Ha (Hernandez y Sainteny, 2009). No obstante, el LIC Peñadil, Montecillo y Monterrey (Navarra) no supera el ACB (VAN < 0) aunque, tal como señalan los autores, los beneficios podrían estar infravalorados y el valor podría incrementarse en la medida en que la calidad ambiental mejore tras la implementación del plan de gestión (Barreiro *et al.*, 2004).

¹⁵⁶ En este sentido, algunas de las valoraciones monetarias de los servicios ecosistémicos llevadas a cabo de acuerdo con la metodología de la EEM, tienen sus especificidades al descartar los *servicios de soporte* debido a dos razones (Montes *et al.*, 2011): en primer lugar, al constituir la base del resto de servicios, se evitan confusiones entre servicios, funciones y funcionamiento ecológico (véase capítulo 1); en segundo lugar, dado que mantienen el resto de servicios, se obvia su existencia para no incurrir en una doble contabilización monetaria.

¹⁵⁷ Es una estimación para la UE-25 (se descartan Finlandia y Rumania por carecer de datos).

En cuanto a las valoraciones monetarias llevadas a cabo sobre los ENPs de la CAPV, el número de investigaciones no es tan elevado (Tabla 4.2). Sin embargo, constituyen un fiel reflejo del uso de los valores económicos y de los métodos de valoración descritos en apartados precedentes. Los estudios publicados hasta la fecha podemos diferenciarlos en dos grandes grupos. En el primero, las estimaciones monetarias han sido llevadas a cabo sobre ámbitos territoriales muy dispares: Parques Naturales concretos, como los casos de Gorbeia (Sánchez y Pérez y Pérez, 2000) y de Aiako Harria (Abad *et al.*, 2003); la Red de ENPs (RENP) de la CAPV y Urdaibai así como el conjunto de la CAPV (Murua *et al.*, 2006); el LIC de Jaizkibel (Hoyos *et al.*, 2008); y los bosques de la CAPV (Pascual, 2007). Este último estudio desarrolla la estimación más completa del VET, aún teniendo presente que la superficie forestal de la CAPV no coincide y supera la superficie de la RENP. De entre los métodos empleados, el de Experimentos de elección se presenta como el más innovador y el de uso más reciente (Pascual, 2007; Hoyos *et al.*, 2008). La Transferencia de beneficios es utilizada por Murua *et al.* (2006) y, de acuerdo con sus resultados, parece que los Parques Naturales de la CAPV han sido infravalorados.

En el segundo grupo, se incluyen dos ejercicios de valoración de costes de la Red Natura 2000 de la CAPV en los que se estiman sus costes indirectos (Fernández *et al.*, 2008) y la disminución de ingresos potenciales (Moreno *et al.*, 2008) (Tabla 4.2). Se observa que, en ambos casos, las cifras son sensiblemente inferiores a las de las valoraciones económicas. Ambos estudios son producto de un amplio y profundo trabajo liderado por el Ministerio de Medio Ambiente cuyo objetivo fue la valoración de los costes globales de la Red Natura 2000 en España. Sin embargo, los costes directos de la CAPV no fueron estimados debido a la falta de datos (Moreno *et al.*, 2007). La única referencia en este sentido la encontramos para el Parque Natural de Gorbeia, a partir de cuyos presupuestos se ha llevado a cabo una somera estimación de costes directos (Etxano, 2009a). En este caso, el gasto promedio anual ejecutado en el periodo 1997-2005 fue de 1,47 millones de euros en términos corrientes (73,6 €/año/Ha)¹⁵⁸.

¹⁵⁸ No obstante, los costes directos estarían infravalorados ya que la información sobre determinados costes (puesta en marcha de planes de gestión, costes laborales totales, etc.) no está disponible (Etxano, 2009a).

Tabla 4.2. Valoraciones monetarias de ENPs de la CAPV

Autor(es)	Año	ENP	Sup. (Ha)	Método de valoración	Valor económico o Coste	Resultado del estudio	Valor o Coste/año/Ha ¹
Sánchez y Pérez y Pérez	2000	Parque Natural de Gorbeia	20.016	Análisis conjunto (Coste de viaje y Valoración contingente)	Valor de uso directo, Valor de no uso	Mayor valoración de 'actividades' que 'condiciones de acceso' y 'servicios complementarios'	---
Abad <i>et al.</i>	2003	Parque Natural de Aiako Harria	6.913	Coste de viaje	Valor de uso directo	DAP: 173 M €/año	DAP: 25.025 €/año/Ha
Murua <i>et al.</i>	2006	CAPV	722.436	Transferencia de beneficios	Valor de uso, Valor de no uso	DAP: 71,8 M €/año	DAP: 99,4 €/año/Ha
		Parques Naturales de la CAPV y Urdaibai	103.792	Transferencia de beneficios	Valor de uso, Valor de no uso	DAP: 20,5 M €/año	DAP: 197,5 €/año/Ha
Pascual	2007	Bosques de la CAPV	396.701	Experimentos de elección	Valor Económico Total	17,96 mil M € ₂₀₀₇ ²	45.273 € ₂₀₀₇ /Ha
Hoyos <i>et al.</i>	2008	LIC de Jaizkibel	2.434	Experimentos de elección	Valor de no uso	DAP: 8,9 M €/año	DAP: 3.650 €/año/Ha
Fernández <i>et al.</i>	2008	Red Natura 2000 de la CAPV	174.113	---	Costes indirectos	Coste: 2,1 M €/año	Coste: 12,1 €/año/Ha
Moreno <i>et al.</i>	2008	Red Natura 2000 de la CAPV	174.113	---	Cese potencial de ingresos	Coste: 2,9 M €/año	Coste: 16,6 €/año/Ha

Fuente: adaptado de Etxano (2010a).

Nota (1): Elaboración propia en base a los resultados del estudio del valor o coste anual por Ha, al objeto de poder realizar comparaciones.

Nota (2): El VET está capitalizado *ad infinitum* a una tasa de descuento del 2%.

DAP: Disposición a Pagar.

Al margen de resultados concretos derivados del ACB, en la mayoría de los casos, los beneficios totales de un determinado ENP son superiores a los directamente cuantificables (Dixon y Sherman, 1990). Entre los costes, por el contrario, los de protección (costes directos), por ejemplo, pueden ser fácilmente cuantificables, mientras que la estimación tanto de los costes indirectos como del coste de oportunidad plantea mayores dificultades ya que depende de numerosos factores. En cualquier caso, de acuerdo con el marco del ACB, entendemos que en la medida en que se obtienen resultados netos positivos, independientemente de su magnitud, ello es sinónimo de que la protección de la naturaleza genera cierto bienestar social.

4.2.5. Análisis crítico del Análisis Coste-Beneficio como método de evaluación en Espacios Naturales Protegidos

4.2.5.1. Razones de orden metodológico

Este apartado aborda un análisis de carácter metodológico desarrollado en 2 planos. Por un lado, se analizan los métodos de valoración monetaria descritos en apartados precedentes ya que constituyen un *input* fundamental en el ACB (véase p.ej., Whitehead y Blomquist, 2006). Por otro lado, se desarrolla, en mayor profundidad y amplitud, el análisis del propio ACB como marco de evaluación general de ENPs, donde se encuadran los métodos de valoración monetaria.

Tal y como se ha señalado, los métodos de valoración monetaria han sido extensamente empleados en la valoración de ENPs. Sin embargo, estos métodos no están exentos de limitaciones metodológicas tal y como recoge la literatura revisada. Entre los métodos más utilizados, destacan las debilidades puestas de manifiesto en el caso del método Coste de viaje (De Andrés *et al.*, 1996; Garrod y Willis, 1999) y de Valoración contingente (Hanley y Spash, 1993; Riera, 1994; Turner *et al.*, 1994; Whitehead y Blomquist, 2006). Además, este último es el antecedente conceptual y metodológico del método de Experimentos de elección, cuya utilización, tal como se ha señalado, está ganando terreno.

Las limitaciones de la Valoración contingente hacen referencia esencialmente a los sesgos puestos de manifiesto durante su proceso de aplicación. Los sesgos pueden ser de diferente naturaleza, tales como el sesgo estratégico, el sesgo en el diseño del cuestionario, el sesgo cognitivo y los sesgos hipotéticos y de contexto. Todos ellos pueden conducir a la sistemática sobreestimación o subestimación del 'valor real'. En este sentido, se destacan dos problemas principales en la valoración de beneficios derivados de la protección de la biodiversidad (Hanley *et al.*, 1995). Primero, las preferencias con respecto a la biodiversidad pueden ser lexicográficas¹⁵⁹ en vez de utilitarias. En caso de que así sea, el ACB no será un instrumento de evaluación apropiado para la protección de la biodiversidad ya que las preferencias lexicográficas son incompatibles con el criterio de compensación de Kaldor-Hicks. Segundo, el grado de información que los encuestados tienen sobre la biodiversidad es un factor clave. Cuanto menor sea el nivel de información más problemático será el empleo de la Valoración contingente como medio para valorar los beneficios de conservación.

¹⁵⁹ Las preferencias lexicográficas se definen como aquellas que rechazan una DAP positiva de los encuestados y además consideran que los ecosistemas han de ser conservados independientemente de los costes que supone para la sociedad su protección (Spash y Hanley, 1994).

No obstante, y pese a las limitaciones metodológicas derivadas de los métodos de valoración monetaria, el ACB no puede ser considerado un método menor tanto desde un punto de vista teórico-técnico como en relación a la evidencia empírica. El ACB en general, y en su aplicación en el marco de la política de ENPs en particular, posee una serie de **ventajas**:

- a. El criterio económico que subyace en el ACB debe ser útil *per se*. Es un método basado en un marco teórico que induce al logro de resultados eficientes desde el punto de vista económico, lo que para los decisores políticos suele constituir un argumento sólido en el ámbito de las políticas públicas.
- b. Los valores ambientales son explícitamente incorporados a la decisión de la política pública y, por tanto, el *trade-off* entre beneficios y costes es explícito, lo que resulta relevante (aunque sea desde el punto de vista informativo) en situaciones de recursos limitados.
- c. La valoración monetaria puede ser un instrumento eficaz para calcular compensaciones en casos en los que el daño ambiental ya se haya producido (vertidos petrolíferos, inundaciones, etc.). Asimismo, también puede estar orientada a calcular compensaciones económicas destinadas a paliar las restricciones de uso y actividades impuestas por la normativa de los ENP sobre determinados agentes. De igual manera, también puede ser utilizable para el cálculo de pagos por servicios ambientales¹⁶⁰.

Por el contrario, y al igual que ocurre con cualquier metodología, el uso del ACB como instrumento de evaluación está supeditado a una serie de restricciones inherentes al propio método. Al margen de la parcialidad y en ocasiones arbitrariedad que conlleva el ACB (van Delft y Nijkamp, 1977), sus limitaciones metodológicas (algunas de ellas descritas arriba en relación a los métodos de valoración monetaria) dan lugar a una serie de **desventajas**:

- a. Problemas derivados de la comparación interpersonal de utilidad y de la agregación de preferencias individuales en una función de utilidad social. Ello puede generar distorsiones en la estimación monetaria del bienestar social generado por la protección de recursos naturales.
- b. El ACB resulta débil desde el punto de vista de la equidad distributiva (Munda, 1996). La hipotética compensación que el criterio Kaldor-Hicks predice no considera los diferentes niveles de renta existentes, por lo que los beneficios y costes derivados no impactan de igual manera sobre el conjunto de la sociedad.

¹⁶⁰ Véase el Apdo. 3.4.2 para una revisión de los instrumentos de financiación de ENPs en los que la valoración monetaria puede ser de utilidad.

- c. La incertidumbre está implícita en diferentes aspectos relacionados con el ACB, tales como variaciones de precios en el futuro, impactos futuros en los ecosistemas o la respuesta humana ante cualquier impacto adverso.
- d. El descuento futuro ha sido un permanente objeto de controversia (véase p.ej., Hanley y Barbier, 2009). Desde el punto de vista metodológico, se destacan los problemas derivados de la elección de una tasa de descuento social y el hecho de que las preferencias de las generaciones futuras puedan estar en riesgo.
- e. El ACB tiene claros límites medioambientales. La valoración de los bienes carentes de mercado ha sido puesta en cuestión por diferentes motivos, tales como su fiabilidad, validez y capacidad para transferir resultados (Hanley y Spash, 1993). En consecuencia, las estimaciones sobre el valor de los beneficios y costes de conservación de la biodiversidad son excesivamente imprecisas e incompletas para ser útiles, por lo que la utilización del ACB como instrumento de evaluación exhaustivo resulta problemática en la mayoría de los casos reales (Nunes *et al.*, 2003).
- f. No obstante, el problema esencial que inherentemente se une al ACB es el empleo de un criterio unidimensional para la toma de decisiones (van Delft y Nijkamp, 1977; Munda, 1996; Janssen y Munda, 1999; Falconí y Burbano, 2004). La transformación de todos los efectos detectados en términos monetarios supone que la decisión final se tome en función de un solo criterio (enfoque monocriterio). En el marco de la conservación de la naturaleza, la conversión de todos los atributos directamente relacionados con el ENP en cuestión (ambientales, biológicos, socioeconómicos, institucionales, etc.) en una sola dimensión monetaria resulta reduccionista.

4.2.5.2. Razones de orden ecológico

Además de las limitaciones metodológicas y operativas espuestas, hay una serie de razones más de fondo que, de acuerdo con la literatura revisada, desaconsejan el uso extensivo del ACB (Munda, 1996; Costanza y Folke, 1997; Martínez Alier *et al.*, 1998; Janssen y Munda, 1999; Martínez Alier y Roca, 2000; Limburg *et al.*, 2002; Nunes *et al.*, 2003). Estas razones podemos calificarlas como de orden ecológico, ya que tienen que ver con la visión de sostenibilidad adoptada y con la generación de posibles daños medioambientales:

- a. El grado de compensación relacionado con las sustituciones entre capital natural y capital reproducible (o físico) es un factor crucial. Es decir, hasta qué punto el criterio de compensación puede ser ejecutado dependiendo del principio de sostenibilidad adoptado (sostenibilidad débil o fuerte) (véase Apdo. 1.4.1.1). El ACB puede ser efectivamente

integrado en el enfoque de la 'sostenibilidad débil' ya que supone una sustitución total entre capital reproducible y capital natural. Por lo tanto, un *trade-off* entre estos tipos de capital, apoyado en el criterio de compensación, guarda coherencia. Por el contrario, bajo el mismo razonamiento, el ACB debería ser descartado en relación a la 'sostenibilidad fuerte' ya que el capital natural y reproducible no pueden ser sustituidos, esto es, el principio de compensación no resulta operativo.

- b. En el marco de la política de conservación, el posicionamiento a favor de la sostenibilidad débil apoyado por el ACB no resulta pertinente. Cuando se declara un ENP, en principio, se asume que sus hábitats y especies serán protegidos 'para siempre'. Los espacios naturales no suelen ser protegidos para un periodo, por ejemplo, de 10 ó 15 años, sino que su protección supone una visión de largo plazo. Este enfoque está vinculado con la sostenibilidad fuerte en la medida en que, en el área en cuestión, no se producirá *a priori* sustitución alguna de capital natural por capital reproducible. Así, bajo esta perspectiva, es razonable concluir que el empleo de una herramienta de evaluación inherentemente asociada a tal sustitución, como ocurre con el ACB, debe ser relegada a un segundo plano.
- c. El descuento futuro también plantea inconvenientes en relación con la sostenibilidad. Si un determinado proyecto causa un perjuicio a largo plazo (residuos nucleares, efecto invernadero, pérdida de biodiversidad genética, etc.) el hecho de descontarlo supondrá que el valor actual de tal perjuicio parezca bajo. En otras palabras, cuanto mayor sea la tasa de descuento menos importante será el impacto futuro del perjuicio ambiental (valorado en el presente) y, por tanto, la reducción de la tasa de descuento sólo es una solución aritmética pero no ambiental.
- d. El descuento también supone que los proyectos que sólo proporcionan beneficios ambientales a largo plazo (en los ENPs, por ejemplo, el mantenimiento del paisaje, la diversidad genética, etc.) sean más difíciles de justificar. Además, el descuento podría fomentar un consumo más intensivo de recursos no renovables en perjuicio de las generaciones futuras.
- e. El mecanismo del ACB asume una lógica cardinal en vez de ordinal, esto es, considera preferentemente la magnitud de los beneficios netos antes que la importancia de los mismos, lo que presupone la existencia de daños ecológicos irreversibles.
- f. De acuerdo con criterios éticos, determinadas preferencias sociales pueden considerarse no compensatorias. Por ejemplo, la construcción de infraestructuras viarias que dañen un bosque milenario o especies únicas en el planeta probablemente no puedan ser

compensadas con la utilidad derivada del uso de tales infraestructuras. En este sentido, se debería descartar el ACB como instrumento de evaluación.

4.2.5.3. Razones de orden político

En el marco de la política de conservación de la naturaleza, la declaración de un ENP responde a una decisión política y no necesariamente a una evaluación económica previa¹⁶¹. Esta decisión política, en principio, viene respaldada por una serie de intereses públicos, básicamente ecológicos y ambientales, en beneficio del conjunto de la sociedad. En este sentido, el ACB no es un método apropiado por las siguientes razones:

- a. El criterio económico no es el único factor que influye en la toma de decisiones, y el ACB deja al margen una serie de factores (políticos, institucionales, sociales, etc.) que influyen directamente en el proceso de toma de decisiones y cuyo contenido se vincula con la gobernanza de los ENPs.
- b. En relación a la consideración del coste de oportunidad en el marco del ACB cabe hacer las siguientes consideraciones:
 - 1) La mera inclusión del coste de oportunidad en una evaluación monetaria del tipo ACB responde a una perspectiva de importante peso economicista. Ciertamente es que, por lo general, la legislación prohíbe y/o limita usos y/o actividades en los ENPs incurriendo así en el consiguiente coste de oportunidad, pero tampoco es menos razonable el establecimiento del objetivo deseable que supone para el conjunto de la sociedad la conservación de la naturaleza, mediante los ENP, independientemente de los usos y/o actividades a los que se renuncia.
 - 2) Mediante la declaración de un ENP se pretende 'blindar' el territorio de la posibilidad de llevar a cabo usos y/o actividades diferentes a aquéllos en concordancia con los objetivos de conservación establecidos. Sin embargo, en determinados ENPs dependiendo de los intereses creados, y facilitado por una aplicación laxa de la legislación vigente (o incluso modificación de la misma), finalmente se han conseguido llevar a cabo construcciones y actividades ajenas a los objetivos de

¹⁶¹ Puede darse el caso, además, de que independientemente del resultado de la valoración económica el espacio se proteja. Por ejemplo, el LIC Peñadil, Montecillo y Monterrey (Navarra) ha sido declarado como tal, pese a que no superara el ACB.

conservación, con la consiguiente artificialización del territorio (véase Delgado, 2008).

- 3) En el marco del ACB y, ante la posibilidad de declaración de un determinado ENP, valdría confrontar alternativas de uso de dicho espacio, para tratar así de valorar aquello a lo que se renuncia. No obstante, de acuerdo con la defensa del espacio, se deberían considerar los siguientes aspectos:
 - i. Que las alternativas al ENP deberían responder en cualquier caso a usos públicos, dejando al margen aquellas otras alternativas que busquen el bienestar privado (p.ej., vivienda privada).
 - ii. Que gran número de los usos públicos para los que se pueda utilizar el territorio del presumible ENP conllevan daños ecológicos irreparables (p.ej., determinadas infraestructuras viarias y/o equipamientos).
 - iii. Que, en caso de optar por la creación de algún tipo de infraestructura en detrimento de un ENP, sería deseable preservar en la medida de lo posible aquellos valores ecológicos por los que se contempló la posibilidad de declarar un ENP en aquel territorio, llegando incluso a variar si fuera necesario los planteamientos urbanísticos y/o arquitectónicos iniciales de la infraestructura en cuestión.
 - iv. Que la declaración del ENP aportará bienestar al conjunto de la sociedad en mayor o menor medida y que, una vez declarado el ENP en cuestión, los potenciales beneficios que se pudieran generar pasan inexcusablemente por una gestión de acuerdo a los objetivos establecidos.

4.3. El Análisis Multicriterio como método alternativo

4.3.1. Métodos alternativos de valoración

En los últimos años, han proliferado una serie de métodos de valoración ambiental alternativos a los estrictamente económicos (véase p.ej., Getzner *et al.*, 2005). Las carencias y limitaciones mostradas por el ACB han contribuido, entre otras razones, a que la valoración ambiental comience a concebirse de acuerdo con principios y bajo parámetros epistemológicos diferentes a los de la valoración

económica convencional¹⁶². Sin ánimo de ser exhaustivos en este sentido, la Tabla 4.3 muestra un esquema general de los diferentes métodos analíticos propuestos y desarrollados de acuerdo con diversas posiciones epistemológicas. Los métodos monetarios descritos en los apartados precedentes se consideran ‘cartesianos’ y no son adecuados para valorar situaciones reales de acuerdo con la ‘complejidad’. Por el contrario, el Análisis Multicriterio (AMC), Análisis institucional y Entrevistas en profundidad son métodos que encajan en la posición de ‘complejidad’.

Tabla 4.3. Posiciones epistemológicas y métodos analíticos

Posiciones en conocimiento	Métodos de valoración					
	Métodos para obtener DAP/DAC	Procesos deliberativos	Análisis Multicriterio (AMC)	Análisis institucional	Entrevistas en profundidad	Etc.
‘Cartesiano’	p.e., Valoración contingente					
‘Democrático’		p.e., Jurado de ciudadanos				
‘Complejidad’			p.e., Decisión verbal	Análisis de conflicto	Análisis de discurso	

Fuente: O’Connor (1998).

En el ámbito de la política de conservación de la naturaleza, existe evidencia empírica de la aplicación incipiente de estos métodos alternativos. El método Jurado de ciudadanos (*Citizens’ jury*) fue aplicado paralelamente a la Valoración contingente en Fens (East Anglia, Reino Unido) como método de apoyo en la toma de decisión sobre la protección de un área de humedales (Aldred y Jacobs, 1998) y en el estado australiano de Nueva Gales del Sur para la gestión de Parques Nacionales (James y Blamey, 2005). En el primer caso, un jurado compuesto por 16 personas (no expertas), reclutadas y monitoreadas por un equipo facilitador, analizó diferentes opciones y debatió en torno a 4 posibles alternativas. Este jurado de ciudadanos fue apoyado por un grupo asesor compuesto por diferentes organizaciones y agentes locales. El jurado aportó una serie de conclusiones, apoyadas de forma unánime, que recomendaban la protección del área. En el segundo caso, 13 personas debatieron en torno a la DAP de acuerdo con 5 objetivos de gestión a conseguir en los Parques Nacionales. En una primera fase, el jurado logró consenso y optó por el mantenimiento del *status quo* en los modos de gestión; y, en una segunda fase deliberativa, acordaron la DAP y su modo de financiación para el modo de gestión elegido.

¹⁶² El proyecto VALSE constituye una obra de referencia que ahonda en este campo (O’Connor, 1998). Sus principales aportaciones son recogidas en un número especial de la revista *Ecological Economics* (2000, vol. 34, nº 2). Asimismo, para profundizar en este debate también pueden consultarse las aportaciones de O’Connor y Spash (1999), y de Spash (2009).

Otra experiencia británica introdujo el Juicio de expertos (*Expert judgment*) en el marco de un análisis coste-efectividad (Macmillan *et al.*, 1999). Este método fue aplicado en un programa que, de acuerdo al Plan de Acción de Biodiversidad del Reino Unido, perseguía la restauración de un bosque de pino autóctono en las Highlands de Escocia. La función de 12 expertos en la materia consistió en proponer y valorar una serie de criterios que trataban de reflejar un enfoque holístico sobre la restauración de ecosistemas. Tras valorar los costes de los programas de ayudas para la restauración, el resultado principal concluyó que éstos estaban siendo ineficientes.

En esta misma línea del Juicio de expertos, el método Delphi también podría encuadrarse entre los métodos de valoración ambiental alternativos. Este método pertenece a la familia de técnicas cualitativas de previsión y permite analizar las consecuencias inciertas que origina una determinada modificación a través de la recogida de información de un grupo de expertos. El método Delphi fue utilizado en la evaluación de la política agroambiental aplicada en la Red Natura 2000 de Galicia (Soliño, 2003; Prada *et al.*, 2005), poniendo de manifiesto el desacuerdo mostrado por los gestores en la duración y cuantía de las ayudas. Su uso también permitió la evaluación de una propuesta de nuevo programa de conservación de paisajes autóctonos.

En el campo de la Geografía también se han llevado a cabo evaluaciones de ENPs, como por ejemplo en el Parque Nacional de Picos de Europa, donde desde un enfoque geomorfológico se han valorado determinados lugares del espacio protegido teniendo en cuenta aspectos culturales y de uso y gestión (González y Serrano, 2008).

Pero, sin duda, el método más difundido y utilizado entre los alternativos está siendo el AMC y, en consecuencia, va a ser el método sobre el que se van a centrar los siguientes apartados.

4.3.2. Introducción al Análisis Multicriterio

El AMC, o el Análisis de Decisión Multicriterio (ADMC), es un instrumento de apoyo a la toma de decisiones. El hecho de que la Ayuda a la Decisión (*decision aiding*) pueda ser llevada a cabo desde un enfoque monocriterio o multicriterio, ha dado lugar a que se establezca el término Ayuda Multicriterio a la Decisión (AMCD)¹⁶³ como paradigma conceptual y metodológico en el que se han

¹⁶³ *Multi-criteria Decision Aid* (MCDA, en sus siglas en inglés) es un término ampliamente utilizado en la literatura especializada.

desarrollado los numerosos métodos y técnicas de la familia multicriterio¹⁶⁴. Los manuales más novedosos en la materia (véanse p.ej., Figueira *et al.*, 2005; Ehrgott *et al.* 2010; Zopounidis y Pardalos, 2010), al margen de describir su fundamento y objetivos genéricos, dan cuenta de la evolución reciente que han tenido los métodos y técnicas empleados en el AMC.

El origen del AMC se sitúa en el campo de la matemática y, en particular, de la investigación operativa. La investigación operativa está principalmente relacionada con la construcción de modelos y optimización de algoritmos matemáticos a fin de facilitar la toma de decisión mediante lo que se ha denominado la Toma de Decisiones Multicriterio (TDMC). Su utilización, sin embargo, se ha extendido a diferentes campos (ingeniería, informática, organización empresarial, etc.). Tras el decenio de 1960, y bajo la figura pionera de Bernard Roy, la investigación operativa y el AMC encuentran lazos de unión dando lugar a un área de estudio e investigación que se ha consolidado a lo largo de las últimas décadas. El AMC tradicionalmente se ha basado en principios metodológicos carentes de mecanismos participativos, destacando la figura de un único decisor en la estructuración del problema abordado y en la composición de las preferencias. No obstante, el AMC ha evolucionado y paulatinamente ha integrado elementos que caracterizan las situaciones reales actuales, tales como la multidimensionalidad de los problemas abordados, la incertidumbre, la naturaleza de los datos disponibles y la diversidad de actores sociales involucrados. Así, de acuerdo con Zopounidis y Pardalos (2010), los principales puntos de atención del AMC en la actualidad son los siguientes: (a) la resolución de la naturaleza conflictiva entre criterios; (b) la modelización de las preferencias de los decisores; (c) la identificación de soluciones de compromiso y el análisis de las consecuencias de las soluciones multicriterio; y (d) el desarrollo de modelos de toma de decisiones.

El AMC tiene menor tradición que las valoraciones monetarias y el ACB como instrumento de evaluación de ENPs. Sin embargo, sus fundamentos y sus métodos se ajustan a las necesidades que emanan de los procesos de toma de decisiones en relación a los ENPs. De hecho, a pesar de la diversidad de enfoques, métodos y técnicas que componen el AMC, sus componentes esenciales son simples (Figueira *et al.*, 2005): un conjunto finito o infinito de acciones (alternativas, soluciones, ruta de acción, etc.), al menos dos criterios, y al menos un decisor. Dados estos elementos básicos, el AMC es un instrumento que contribuye a la toma de decisiones principalmente en términos de selección, clasificación u ordenación de las opciones analizadas. Por ello, tal como se argumenta en el resto del capítulo 4, entendemos que, de manera genérica, el AMC se adecua a la casuística de los

¹⁶⁴ En esta Tesis se prefiere adoptar el término Análisis Multicriterio (AMC) frente al de Análisis de Decisión Multicriterio (ADMC), aunque más completo en el contenido del término, por comodidad en su lectura y para evitar posibles confusiones con el término Ayuda Multicriterio a la Decisión (AMCD).

ENPs, ya que constituyen lugares donde la toma de decisiones está condicionada por diferentes soluciones o alternativas abordadas, por la diversidad de criterios (ecológicos, socioeconómicos, institucionales, etc.) a emplear en la toma de decisión y por la implicación de los actores sociales con intereses en el lugar.

4.3.3. Fundamento del Análisis Multicriterio

De acuerdo con Roy (2005), 3 conceptos básicos constituyen el fundamento del AMC y juegan un papel esencial para analizar y estructurar el proceso de ayuda a la decisión desde su inicio hasta el final: (a) alternativa; (b) criterio; y (c) formulación del problema. Este último tiene que ver con cómo se concibe el AMC, lo que en definitiva condiciona el modo en que se aborda el problema o conflicto analizado. No obstante, desde un punto de vista de mayor contenido operativo, un AMC persigue la evaluación de una serie de alternativas mediante uno o varios criterios, cuya información, en general, es recogida en una Matriz de Impacto.

4.3.3.1. Alternativa

Se entiende por Alternativa, o de manera más genérica por Acción potencial, aquello que constituye el objeto de decisión o hacia lo que la toma de decisión está dirigida. La Acción potencial comprende la posibilidad de que ésta se implemente o simplemente que merezca cierto interés en el proceso de ayuda a la decisión. Sin embargo, el concepto de Alternativa corresponde al caso particular en el que dos Acciones potenciales distintas no pueden ser operativas conjuntamente en el modelo generado, por lo que son mutuamente excluyentes.

En consecuencia, podemos denotar como A el conjunto de alternativas consideradas en un proceso de ayuda a la decisión, y como a cualquier alternativa, tal que $A = \{a_1, a_2, \dots, a_m\}$ para un número de alternativas finito. El conjunto de alternativas A no es necesariamente estable, sino que puede cambiar a lo largo del proceso debido a razones provenientes del entorno o a otras razones propias del análisis. La modelización de las alternativas puede llevarse a cabo de acuerdo con diferentes variables.

4.3.3.2. Criterio

El Criterio g es un instrumento para evaluar y comparar alternativas (o acciones potenciales) de acuerdo con un determinado punto de vista que debe ser apropiadamente definido. Esta evaluación se lleva a cabo para cada alternativa a , y ha de tener en cuenta todos los efectos pertinentes o

atributos asociados con el punto de vista considerado. Así, la representación o impacto¹⁶⁵ de la alternativa a_1 de acuerdo con el Criterio g se denota como $g(a_1)$.

Es preciso definir una *escala* para el Criterio g que permita llevar a cabo comparaciones entre todas las posibles evaluaciones que a través del criterio se generan (se denota X_g), permitiendo establecer así una ordenación de las mismas. Los elementos x pertenecientes a X_g son denominados *puntuaciones*¹⁶⁶ de la escala. Cada puntuación puede ser caracterizada por un número, una afirmación verbal o un pictograma. Cuando se comparan dos alternativas de acuerdo con el Criterio g en realidad comparamos las dos puntuaciones utilizadas para valorar sus respectivas representaciones o impactos. Es importante analizar el significado concreto de la comparación en términos de preferencias cubiertas por tales puntuaciones. En este sentido, se distinguen diferentes tipos de escala, entre los que destacan los principales:

- a. Escala cualitativa (o puramente ordinal): la diferencia entre dos puntuaciones no tiene un claro significado en términos de diferencia de preferencias.
- b. Escala cuantitativa: escala numérica cuyas puntuaciones son definidas de acuerdo con una cantidad concretamente definida de manera que ofrezca significado, por un lado, a la ausencia de cantidad (puntuación 0) y, por otro, a la existencia de una unidad que permita interpretar cada puntuación como la adición de un determinado número (entero o fracción) de tales unidades.

En cualquier caso, es esencial conocer el tipo de escala con el que se trabaja para asegurarse de que la utilización de las puntuaciones tenga significado. Además, se ha de tener en cuenta el hecho de que la diferencia entre dos puntuaciones que se encuentran suficientemente cerca la una de la otra puede que no sea significativa para justificar una indiscutible preferencia a favor de una de las dos alternativas.

El AMC permite la creación de n criterios, donde $n > 1$, conforma la familia F de criterios. Para estar seguros de que F es capaz de jugar su papel correctamente, esto es, de establecer la base de los intereses y/o convicciones, y debatir y orientar el proceso hacia la decisión, contribuyendo incluso a legitimar esta decisión, resulta necesario verificar que:

- a. lo detentado por cada criterio es suficientemente comprensible para cada actor social;

¹⁶⁵ El término *performance*, proveniente del inglés y utilizado frecuentemente en la literatura, ha sido traducido en esta Tesis como 'representación' o 'impacto' dependiendo del contexto.

¹⁶⁶ El término 'puntuación' (*score*) también es denominado en la literatura como 'grado' (*degree*).

- b. cada criterio es percibido como un instrumento relevante que permite comparar alternativas de acuerdo con su escala y sin juzgar de antemano la importancia relativa de las alternativas, cuestión que podría variar considerablemente entre diferentes actores sociales;
- c. los n criterios considerados satisfacen en su conjunto determinados requisitos (exhaustividad, cohesión y no redundancia).

4.3.3.3. Formulación del problema

Con carácter general, la estructura de un problema de decisión multicriterio tipo comprende una serie de fases (Tabla 4.4). El término ‘formulación del problema’ tiene que ver esencialmente con cómo se concibe el AMC, y en particular el proceso de ayuda a la decisión en su conjunto (Roy, 2005) y, no tanto, con la secuenciación señalada. Si se parte de la base de que el proceso es concebido sólo en términos de resolver un problema de elección, afrontaríamos un *problema de descripción* (*‘description problematic’, P.δ*)¹⁶⁷. Es decir, en caso de que el proceso consista sólo en determinadas tareas, tales como elaborar un conjunto A de alternativas, construir una apropiada familia F de criterios, y determinar, para todas o algunas a pertenecientes a A , sus impactos completados a veces con información adicional (umbrales de preferencia, niveles de rechazo, pesos, etc.), abordaríamos dificultades de carácter eminentemente descriptivo. Bajo esta perspectiva, el proceso de ayuda a la decisión no persigue la elaboración de prescripciones ni recomendaciones.

Tabla 4.4. Estructura de un problema tipo de Decisión Multicriterio

1. Definición del problema
2. Descripción de las alternativas: 2a) Continua; 2b) Discreta
3. Definición de criterios 3a) Latente; 3b) Observable
4. Análisis de impacto de las alternativas 4a) Información cualitativa; 4b) Información cuantitativa
5. Evaluación de las prioridades de políticas 5a) Cualitativa; 5b) Cuantitativa
6. Selección de alternativas
7. Presentación de resultados 7a) Numérico; 7b) Visual

Fuente: Nunes *et al.* (2003).

Sin embargo, desde una perspectiva global del AMC, es posible abordar cuestiones más amplias, como los términos en los que ha de plantearse el problema, los resultados que deberían obtenerse, en qué medida encaja el analista en un proceso que persigue determinados resultados, o

¹⁶⁷ De acuerdo con Roy (1985, 2005), en el campo del AMC el término *‘problematic’* se refiere al modo en el que la AD es afrontada, y se denota con *‘P.’*. No obstante, al igual que numerosos autores, en esta Tesis utilizamos el término *‘problema’* en vez de *‘problemática’* por su facilidad.

qué tipo de procedimiento es el más adecuado para guiar la investigación. Una visión así nos induce a considerar al menos otros 3 tipos de situaciones problemáticas:

- a. *Problema de selección* ('choice problematic', $P.\alpha$). La ayuda se basa en la selección de un número lo más reducido posible de 'buenas' alternativas de manera que una sola alternativa sea finalmente elegida.
- b. *Problema de clasificación* ('sorting problematic', $P.\beta$). La ayuda consiste en la asignación de cada alternativa en una categoría (juzgada como la más apropiada) de entre un grupo de categorías predefinidas y que son concebidas de acuerdo con las alternativas que han motivado la categorización. Por ejemplo, en un grupo de 4 categorías se podría distinguir entre alternativas cuya implementación (a) está totalmente justificada, (b) es recomendable sujeta a ligeras modificaciones, (c) es sólo recomendable tras severas modificaciones, o (d) es injustificable.
- c. *Problema de ordenación* ('ranking problematic', $P.\gamma$). La ayuda está dirigida a establecer en A un preorden, completo o parcial, que pueda servir como instrumento para la comparación entre alternativas. El preorden es el resultado de un procedimiento de clasificación que permite agrupar alternativas en clases, que pueden ser consideradas como indiferentes, y llevar a cabo una ordenación de las mismas.

Independientemente de cuál sea el tipo de problema que abordemos, su mera consideración pone de relieve la cuestión del conocimiento imperfecto. El AMC no puede ser correctamente abordado si no se tienen en cuenta las razones y factores que inducen a la contingencia, arbitrariedad e ignorancia sobre el modo en que el problema es concebido y el proceso implementado. Además de sus características subjetivas, la presencia y/o importancia de estas razones y factores responde en gran medida al contexto del proceso de ayuda y de toma de decisiones considerado.

4.3.4. Principales métodos multicriterio

Existen cientos de métodos multicriterio lo que hace simplemente imposible la inclusión de todos ellos en una revisión como la de esta Tesis. La clasificación de los métodos depende del criterio empleado para ello, siendo numerosas las revisiones de métodos con relevancia particular en problemas ambientales (véanse p.ej., Nijkamp *et al.*, 1990; Romero, 1993; Barba-Romero y Pomerol, 1997; Beinat y Nijkamp, 1998; Janssen y Munda, 1999; Belton y Stewart, 2003; Romero y Rehman, 2003; Figueira *et al.*, 2005; Getzner *et al.*, 2005; Arriaza y Nekhay, 2010; Ehrgott *et al.* 2010; Zopounidis y Pardalos, 2010).

Una clasificación ya tradicional es la que diferencia entre métodos multicriterio discretos y continuos (p.ej., Nijkamp *et al.*, 1990; Romero, 1993). Los primeros hacen referencia a decisiones en las que el número de alternativas es finito y normalmente no muy elevado, mientras que en los problemas de decisión continuos el conjunto de alternativas a considerar es infinito. Por otro lado, si utilizamos como criterio de clasificación la representación de preferencias, podemos diferenciar entre métodos denominados clásicos y no-clásicos (Figueira *et al.*, 2005). El enfoque clásico asume que las preferencias pueden ser representadas por una función de utilidad que asigna un valor numérico a cada alternativa y donde una alternativa será más preferible cuanto mayor sea su valor numérico. Esta concepción es, en definitiva, la seguida por la EA para valorar los bienes ambientales y los ENPs. En el área del AMC, este enfoque lo componen las familias de Utilidad Multiatributo y Teorías del Valor, entre las que destacan, la Teoría de Utilidad Multiatributo (MAUT, en sus siglas en inglés). Estos métodos clásicos asumen condiciones muy restrictivas que no son satisfechas en la mayoría de los casos reales de aplicación. El enfoque no-clásico posee el denominador común de relajar las condiciones asumidas por los métodos clásicos. Las principales líneas de desarrollo metodológico abiertas en este enfoque tienen que ver con la incertidumbre externa al modelo, los conjuntos borrosos (*fuzzy sets*), la regla de decisión y los métodos de decisión verbal.

En el contexto de esta Tesis, la distinción propuesta por Roy (2005), de acuerdo con el proceso de agregación multicriterio adoptado, es especialmente apropiada para llevar a cabo una clasificación de los principales métodos multicriterio que enfatice su operatividad. El *problema de agregación* consiste en el modo que tenemos en cuenta el conjunto de criterios para comparar todas las alternativas entre sí. Por ejemplo, a_1 puede ser mejor que a_2 para algunos criterios mientras que a_2 puede ser mejor que a_1 para otros, por lo que, en este caso, el problema radica en cómo comparar a_1 y a_2 teniendo en cuenta, en su conjunto, las n representaciones de a_1 y las n representaciones de a_2 para emitir un juicio global sobre ambas.

Los procesos de agregación multicriterio más utilizados son los explícitamente matemáticos y aquí se diferencian dos enfoques principales (Roy y Bouyssou, 1993; Roy, 2005): (a) basados en Criterio sintético; y (b) basados en sintetizar el sistema de relaciones de preferencia. El primero de ellos ha sido desarrollado y seguido principalmente por autores americanos, mientras que el segundo enfoque se ha desarrollado en el seno de la escuela europea, promovido en gran medida por autores franceses. Al margen de estos enfoques, hay otros que, sin hacer uso explícito de las matemáticas en los procesos de agregación, usan la interactividad (Figueira *et al.*, 2005). Estos procesos consisten en que, a partir de preguntas del decisor o de los actores, se siga una progresión por ensayo y error, para favorecer la agregación.

4.3.4.1. Enfoque basado en Criterio sintético

Este enfoque es el más tradicional y el modo en que la agregación es afrontada permite establecer un completo preorden en A. Por lo general, consiste en el desarrollo de fórmulas matemáticas que conducen a una definición explícita de un único criterio que sintetiza los n criterios. Los métodos más conocidos y sus características principales son recogidos en la Tabla 4.5 (en sus siglas en inglés): MAUT, UTA, AHP, ANP, MACBETH, SMART, TOPSIS.

Tabla 4.5. Principales métodos del enfoque basado en Criterio sintético

Método	Obra(s) de referencia	Características destacadas	Aplicaciones
MAUT (<i>MultiAttribute Utility Theory</i>) – Teoría de Utilidad Multiatributo	Keeney y Raiffa (1976, 1993)	<ul style="list-style-type: none"> - La teoría de preferencia multiatributo se basa en conjuntos de axiomas alternos. - Apropiado tanto para supuestos de certidumbre como de incertidumbre. - Son casos particulares o aproximaciones: p.ej., AHP y Programación por metas. 	Decisiones estratégicas de empresa; Evaluación de proveedores; Planificación urbana; Sector telecomunicaciones.
UTA (<i>Utilités Additives</i>) – Utilidad aditiva	Jacquet-Lagrèze y Siskos (1982); Siskos y Yannacopoulos (1985)	<ul style="list-style-type: none"> - Evalúa un conjunto de funciones de valor/utilidad, asumiendo la base axiomática de MAUT y adoptando el principio de desagregación de preferencias. - Utiliza técnicas de programación lineal para una inferencia óptima de funciones aditivas de valor/utilidad. 	Gestión financiera; Marketing; Evaluación de proyectos y de empleo; Gestión ambiental.
AHP (<i>Analytic Hierarchy Process</i>) – Método de las Jerarquías Analíticas	Saaty (1980)	<ul style="list-style-type: none"> - Teoría de la medida relativa de criterios tangibles e intangibles en escalas absolutas. - Basado tanto en el juicio de expertos como en mediciones y estadísticas existentes. - Logra escalas relativas de números absolutos a modo de prioridades. - Caso particular de ANP. 	Beneficios y costes en hospitales; Evaluación de empleos; Elección de centro escolar; Ingreso de países en organizaciones multilaterales.
ANP (<i>Analytic Network Process</i>) – Proceso Analítico de Red	Saaty (2001)	<ul style="list-style-type: none"> - Generalización de jerarquías a redes con dependencia y <i>feedback</i>. - Junto con AHP, útil para la toma de decisiones multicriterio en relación a Beneficios, Oportunidades, Costes y Riesgos (BOCR). 	Análisis de mercado; Elección de centro escolar; Política de Defensa.
MACBETH (<i>Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique</i>)	Bana e Costa (1992); Bana e Costa y Vansnick (1993)	<ul style="list-style-type: none"> - Aplicado en el contexto constructivo del MAUT. - Sólo utiliza juicios cualitativos sobre las diferencias de preferencia para cuantificar el atractivo relativo de las alternativas. 	Análisis de políticas públicas y priorización de proyectos; Gestión ambiental; Evaluación de recursos humanos.
SMART (<i>Simple MultiAttribute Rating Technique</i>)	Goodwin y Wright (1997)	<ul style="list-style-type: none"> - Estandariza la función de valor de cada criterio sobre un rango apropiado de los niveles de impacto. - Oscilación de pesos considerando los 	Evaluación estratégica empresarial

Método	Obra(s) de referencia	Características destacadas	Aplicaciones
		rangos utilizados para estandarizar la escala de cada criterio.	
TOPSIS (<i>Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution</i>)	Hwang y Yoon (1981)	- Para cada alternativa se calculan las distancias ponderadas a la alternativa ideal y a la anti-ideal. A partir de ahí se obtiene el ratio de similitud al ideal.	Ubicación plantas industriales; Control de tráfico urbano.

Fuente: elaboración propia a partir de Barba-Romero y Pomerol (1997) y Figueira *et al.* (2005).

En relación a este enfoque, hay dos aspectos clave que no deben inducir a error. Por un lado, este enfoque no permite incomparabilidad alguna y, por otro, tampoco es equivalente a un enfoque monocriterio. En este sentido, cabe reseñar que el enfoque monocriterio presenta una serie de riesgos, tales como (a) rechazar aspectos de la realidad, (b) establecer equivalencias equivocadas y (c) considerar como objetivas las características de un determinado sistema de valores (Roy, 2005). Estos riesgos son reducidos mediante el enfoque basado en Criterio sintético aunque introduce una escala común (monetaria, utilitaria, etc.) para la evaluación de cada una de los impactos de los n criterios, lo que implica que en determinados casos (p.ej., al emplear el método AHP) puede ser altamente compensatorio (véase más adelante Apdo. 4.3.4.3). Otra limitación añadida del enfoque basado en Criterio sintético es que el conocimiento imperfecto sólo puede ser tenido en cuenta a través de modelos probabilísticos o borrosos.

4.3.4.2. Enfoque basado en sintetizar el sistema de relaciones de preferencia

El proceso de agregación de este enfoque trabaja en cada alternativa de manera separada al resto y consiste básicamente en comparaciones sucesivas de a_i con respecto al resto de alternativas. Así, el problema de agregación no está dirigido a definir un preorden en A sino que se centra en la comparación por pares de alternativas a fin de sintetizar el sistema de relaciones de preferencia entre las mismas. Para ello, las reglas matemáticas se basan en:

- a. unos parámetros intercriterio (pesos, niveles de rechazo, etc.) que a diferencia del enfoque basado en Criterio sintético tienen en cuenta los umbrales de discriminación y de veto;
- b. una lógica de agregación que permite tener en cuenta, por una parte, algunas limitaciones a la compensación y, por otra, representaciones no cuantitativas, y que constituyen características mucho más difíciles de tener en cuenta en el enfoque basado en Criterio sintético.

Este segundo enfoque presenta dificultades asociadas con la comparación por pares (p.ej., intransitividad, incomparabilidad), lo que, en definitiva, obstaculiza la obtención inmediata de recomendaciones para la ayuda a la decisión. Debido a ello, el enfoque basado en sintetizar el

sistema de relaciones de preferencia ha dado lugar a la elaboración y desarrollo de diferentes métodos cuyo contenido está condicionado a la formulación del problema y a su procedimiento de explotación. Estos métodos son conocidos bajo el nombre de métodos de superación (*outranking methods*). El concepto de *comparabilidad parcial* es la base de estos métodos de superación. De acuerdo con el “axioma fundamental de la comparabilidad parcial” (Roy, 1985), cuyo principio metodológico es la comparabilidad débil (Martínez Alier *et al.*, 1999), las preferencias pueden ser modeladas por medio de 4 relaciones binarias: indiferencia (I); preferencia estricta (P); preferencia amplia (Q); e incomparabilidad (R). Los umbrales de indiferencia y de preferencia¹⁶⁸ son introducidos para evitar que diferencias poco significativas entre alternativas adquieran un rol discriminante. Así, la alternativa a_1 supera a la a_2 si, y sólo si, a_1 es al menos tan ‘buena’ como a_2 de acuerdo con todos los criterios considerados.

Los métodos de superación, en definitiva, suponen la agregación de los criterios de acuerdo con una relación binaria de superación basada en índices de concordancia y discordancia; y, en base a ello, se ‘explota’ esta relación. Ambos pasos pueden abordarse de numerosas formas dependiendo de la formulación del problema y del caso de estudio considerado, lo que da lugar a diversos métodos de superación (Tabla 4.6).

Tabla 4.6. Principales métodos de superación

Método	Obra(s) de referencia	Características destacadas	Aplicaciones
ELECTRE I (<i>Elimination Et Choix Traduisant la REalité</i>)	Roy (1968)	<ul style="list-style-type: none"> - Formula índices de concordancia y discordancia para obtener una relación de superación. - Ello se traduce en un conjunto de alternativas preferidas por medio de un grafo. - Ha tenido un desarrollo amplio, dando lugar a: ELECTRE II (Roy y Bertier, 1973), ELECTRE III (Roy, 1978), ELECTRE IV (Roy y Hugonnard, 1982) y ELECTRE IS (Roy y Skalka, 1985) 	Ampliación infraestructuras de transporte; Selección de equipos informáticos; Gestión ambiental.
PROMETHEE (<i>Preference Ranking Organization METHod for Enrichment Evaluations</i>)	Brans <i>et al.</i> (1984); Brans y Vincke (1985); Brans <i>et al.</i> (1986)	<ul style="list-style-type: none"> - Utiliza el concepto pseudocriterio, introduciendo umbrales de indiferencia y preferencia estricta, antes de lograr el índice de preferencia de cada criterio. - Es muy intuitivo, siendo su 	Ubicación de: plantas hidroeléctricas, instalaciones comerciales, depósitos de desechos; Evaluación financiera.

¹⁶⁸ El *umbral de indiferencia* es la máxima diferencia entre los valores de un mismo criterio para dos alternativas diferentes que no establece diferencia alguna entre ambas (bajo este criterio). El *umbral de preferencia* es el mínimo de diferencia entre valores de un mismo criterio para dos alternativas diferentes que hacen que una alternativa sea preferida a la otra (bajo este criterio).

Método	Obra(s) de referencia	Características destacadas	Aplicaciones
		objetivo hacerlo fácilmente comprensible por el decisor. - Ha tenido un desarrollo amplio, dando lugar a los PROMETHEE I-V.	
ORESTE (<i>Organisation, Rangement Et Synthèse de données relaTionElles</i>)	Roubens (1982)	- La evaluación de los criterios es ordinal; los pesos de los criterios son un semiorden. - Tras cardinalizar esta información, se aplica el método de superación en 3 fases: proyección, ordenación, agregación.	Selección de equipos informáticos
TACTIC (<i>Traitement des Alternatives Compte Tenu de l'Importance des Critères</i>)	Vansnick (1986)	- Formulación similar a ELECTRE aunque se introduce una relación binaria de veto. - Es un caso particular de los métodos no-compensatorios que se fundamentan en índices de concordancia.	-
MAPPAC (<i>Multicriterion Analysis of Preferences by means of Pairwise Actions and Criteria comparisons</i>)	Matarazzo (1986)	- Se basa en comparaciones binarias de alternativas pero respecto a solamente dos criterios cada vez. - Se pueden construir relaciones de superación más o menos sofisticadas: sin o con umbrales de indiferencia, umbrales de veto, etc.	-
PRAGMA (<i>Preference Ranking Global frequencies in Multicriterion Analysis</i>)	Matarazzo (1988)	- Se basa en los "perfiles" de las alternativas (visualización gráfica de los puntos de valor de las alternativas según los criterios bajo la forma de una línea poligonal), una vez normalizadas y ponderadas como en MAPPAC, respecto a dos criterios cada vez.	-
MELCHIOR (<i>Méthode d'Elimination et de Choix Incluant les relations d'Ordre</i>)	Leclercq (1984)	- Método semiordinal, pues solo exige un preorden de relaciones binarias, parcial incluso, para definir la importancia relativa de los criterios. - Mayor desarrollo teórico que práctico.	-
EVAMIX (<i>Evaluation of Mixed Criteria</i>)	Voogd (1983)	- Método de concordancia que utiliza coeficientes de concordancia y discordancia calculados a partir de datos ordinales y cardinales, para luego agregarlos.	Desarrollo de plantas de residuos sólidos; Gestión de infraestructuras hídricas; Ubicación de plantas industriales
REGIME	Hinloopen <i>et al.</i> (1983); Hinloopen y Nijkamp (1990)	- Método de concordancia que puede utilizar datos ordinales. - Para obtener el vector de pesos puede utilizarse una distribución uniforme u otras distribuciones dependiendo de la información.	Ubicación de centrales energéticas; Planificación territorial

Método	Obra(s) de referencia	Características destacadas	Aplicaciones
NAIADE (<i>Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments</i>)	Munda (1995); Joint Research Centre (1996)	<ul style="list-style-type: none"> - Puede utilizar información de tipo cardinal, ordinal, estocástica o borrosa. - Utiliza la distancia semántica para comparar cada par de alternativas de acuerdo con los valores de los criterios. - Introduce los grados de credibilidad en la relación de preferencia o indiferencia. 	Sostenibilidad; Gestión ambiental; Agricultura (véase Apdo. 5.3.4 para información detallada)

Fuente: elaboración propia a partir de Roy y Bouyssou (1993), Barba-Romero y Pomerol (1997), Janseen y Munda (1999), Figueira *et al.* (2005) y Munda (2008).

Los métodos de superación más empleados son ELECTRE y PROMETHEE, teniendo ambos métodos un desarrollo amplio que ha dado lugar a diferentes versiones de cada uno de ellos¹⁶⁹, lo que también ha propiciado su extensa aplicación en diferentes campos (Tabla 4.6). Otros métodos de superación menos utilizados han conocido un desarrollo teórico significativo pero carecen de aplicaciones prácticas de recorrido, como ocurre con TACTIC, MAPPAC, PRAGMA y MELCHIOR. EVAMIX y REGIME son métodos más relevantes de acuerdo con las aplicaciones llevadas a cabo, siendo las principales en el campo de la planificación territorial. El método EVAMIX se caracteriza por combinar dos vías diferentes, una relativa a criterios ordinales y la otra a cardinales. Sin embargo, el método REGIME originalmente fue ideado para utilizar datos ordinales para la cuantificación de criterios y para sus pesos, aunque posteriormente ha sido adaptado para datos mixtos en la cuantificación de criterios. El método NAIADÉ es el más reciente y ha sido aplicado en contextos vinculados a la sostenibilidad. Este método ha sido diseñado como elemento para el desarrollo de la Evaluación Multicriterio Social (EMCS), cuyos contenidos son desarrollados en profundidad en el capítulo 5.

4.3.4.3. Compensabilidad y pesos

Independientemente del método multicriterio utilizado, hay dos aspectos que son cruciales a la hora de resolver un problema multicriterio discreto (Munda, 2008): la compensabilidad y el significado de los pesos. En este sentido, hay que tener en cuenta que la información de la matriz de impacto para resolver el problema multicriterio considera lo siguiente: (a) la intensidad de preferencia, en caso de que los valores de los criterios sean cuantitativos; (b) el número de criterios a favor de una determinada alternativa; (c) el peso de cada criterio; y (d) la relación de cada alternativa con

¹⁶⁹ Véase Roy y Bouyssou (1993) para una revisión exhaustiva de las diferentes versiones de PROMETHEE y ELECTRE. Para revisar desarrollos más recientes de esta última, véase Zopounidis y Pardalos (2010).

respecto al resto de alternativas. A partir de la combinación de esta información, se generan diferentes reglas de manipulación o agregaciones, lo que en definitiva deriva en los diferentes métodos multicriterio descritos en el apartado anterior.

En este contexto, es necesario señalar que el procedimiento de agregación utilizado implica tomar posición en el asunto de la **compensabilidad**, referida a la existencia de *trade-offs*. Esto es, la posibilidad de compensar la desventaja en algunos criterios por la ventaja suficientemente amplia en otros criterios, mientras que ventajas menores no lo conseguirían. Así, una relación de preferencia es compensatoria si existe *trade-off* y no-compensatoria si no lo hay. En este sentido, la utilización de pesos como intensidad de preferencia otorga a éstos el significado de *trade-off* y es la base de los métodos multicriterio compensatorios. Por el contrario, la utilización de pesos como puntuaciones ordinales de criterios es la base de los procedimientos de agregación no-compensatorios y otorga a los pesos el significado de coeficientes de importancia¹⁷⁰ (Keeney y Raiffa, 1976; Vansnick, 1986).

Entre los métodos señalados hasta el momento, MAUT, AHP y PROMETHEE son altamente compensatorios, mientras que, por el contrario, el ELECTRE II es un método que trata de minimizar la compensabilidad y usar los pesos como coeficientes de importancia. Por su parte, el método REGIME cuando utiliza puntuaciones ordinales de criterios (Hinloopen *et al.*, 1983) emplea los pesos como coeficientes de importancia, mientras que cuando utiliza información mixta (Hinloopen y Nijkamp, 1990) sus pesos son empleados principalmente como *trade-offs* y, por tanto, es altamente compensatorio.

En cuanto a los **pesos**, existen dos enfoques principales para obtener las prioridades de los decisores en forma de pesos (Nijkamp *et al.*, 1990): (a) la estimación directa de pesos (método *trade-off*, método de *rating*, método de *ranking*, declaración verbal, comparaciones por pares); y (b) la estimación indirecta de pesos (pesos basados en elecciones previas, pesos basados en ranking de alternativas, estimación interactiva). Independientemente de estos métodos, la visión más ortodoxa considera que, al igual que ocurre en la Economía Neoclásica, las preferencias sociales responden a la agregación de preferencias individuales, siendo éstas invariables e independientes de cualquier condicionante social. Así, los 'pesos sociales' se logran como promedio de los 'pesos individuales'. Por el contrario, una visión basada en la democracia deliberativa o discursiva (véase p.ej., Habermas, 1996) considera que las preferencias son construidas socialmente y pueden evolucionar a lo largo del

¹⁷⁰ Por un lado, los pesos como coeficientes de importancia reflejan la *importancia* relativa de un criterio en relación a los otros (otorgado bien por los actores sociales, el analista o el decisor). Sin embargo, por otro lado, los pesos como *trade-off* reflejan la *tasa de sustitución* entre criterios.

tiempo (O'Hara, 1996; Norton *et al.*, 1998). Así, los pesos individuales se obtienen de acuerdo con algún proceso deliberativo y ulteriormente son agregados a través de un valor medio o modal (Proctor y Drechsler, 2006); también se intenta obtener un consenso en el establecimiento de pesos a través de grupos de discusión.

En cualquier caso, e independientemente de la visión adoptada, otorgar pesos a los criterios ha estado en general expuesto a críticas debido a 3 razones principales (Munda, 2008):

- a. Tal y como se deriva de lo arriba expuesto, la interpretación del significado de los pesos proporcionados por el decisor puede ser objeto de debate. En el caso de métodos compensatorios, el significado de los pesos es el de la ratio de *trade-off*. En los métodos no-compensatorios, la información inter-criterios es una relación de importancia relativa entre coaliciones de criterios, siendo trasladada habitualmente el concepto de importancia relativa a cifras denominadas pesos. Así, debe existir consistencia entre el método de agregación y el modo de obtención de pesos, ya que, de lo contrario, se corre el riesgo de combinar aspectos incompatibles desde el punto de vista teórico.
- b. En el caso de un único decisor, la lógica de la elección asume una reducción de la confusión inevitablemente generada en la mente de éste cuando se enfrenta a un problema. Así, puede ocurrir que, aunque a los diferentes criterios, el decisor les otorgue pesos de manera precisa, los resultados obtenidos tras la aplicación de un determinado método multicriterio no le satisfagan ya que la solución no concuerda con su escala de preferencias reales.
- c. En el caso de que las decisiones no sean adoptadas por un único decisor, habitualmente es imposible establecer pesos a los diferentes criterios de manera que se satisfaga a todos los actores sociales. Este es un proceso complejo en el que intervienen las diferentes perspectivas detentadas por los numerosos actores involucrados. En estos procesos sociales de toma de decisiones, los pesos no pueden ser obtenidos a través de procesos participativos ya que *técnicamente* es muy difícil, *pragmáticamente* indeseable, dado la probable existencia de conflictos entre actores, y *éticamente* inaceptable, si asumimos que las generaciones futuras deben ser tenidas en cuenta.

Por último, de acuerdo con Munda (2004, 2008), a la hora de evaluar aspectos relacionados con la sostenibilidad, la obtención de los pesos de los criterios debería ser consistente con la *pluralidad de principios éticos* existentes en la sociedad. Esto supone que los criterios pertenecientes a las diferentes dimensiones (p.ej., ecológico, económico, social) deberían poseer el mismo peso. Además, no deja de ser una decisión pragmática ya que facilita el proceso de estructuración del

problema multicriterio. Entre los métodos multicriterio descritos, ELECTRE IV y NAIADE son los dos métodos que siguen este procedimiento.

4.3.5. Enfoques ligados al Análisis Multicriterio de Espacios Naturales Protegidos

Al margen del contenido y principales metodologías que componen la amplia familia de los métodos multicriterio, en este apartado se quieren destacar dos enfoques interesantes en el contexto de esta Tesis, para afrontar una evaluación integral de los ENPs: (a) la inclusión del enfoque participativo en el AMC, que fortalece los procesos de ayuda a la decisión sobre los ENPs en la medida en que múltiples actores toman parte activa en la evaluación (véase Apdo. 3.5.3); y (b) la utilización de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) en el AMC, lo que constituye un instrumento para analizar y evaluar los ENP desde un punto de vista espacial.

4.3.5.1. Análisis Multicriterio con enfoque participativo

La consideración de enfoques participativos en el AMC está adquiriendo una relevancia creciente en el área de la ayuda a la decisión. Tradicionalmente, el AMC ha constituido una labor eminentemente técnica donde su principal aportación en el proceso de toma de decisiones ha sido instrumental; el analista proveía de información al decisor para la toma de decisiones. No obstante, esta visión técnica denota carencias significativas de carácter sociopolítico y de gobernanza, lo que ha planteado la necesidad de considerar la participación a lo largo del proceso de AMC (Banville *et al.*, 1998; De Marchi *et al.*, 2000; Munda, 2004; Antunes *et al.*, 2006; Messner *et al.*, 2006; Proctor y Drechsler, 2006; Stagl, 2006). Así, la inclusión del enfoque participativo en el AMC ha ido construyendo su corpus teórico y ha sido empleado en diferentes experiencias¹⁷¹.

La aportación de Banville *et al.* (1998) constituye una referencia en este sentido. A partir de la acotación del concepto de *stakeholder*¹⁷², los autores establecen las bases de su participación en el proceso de ayuda multicriterio a la toma de decisiones, poniendo de manifiesto la necesidad de incluir el enfoque participativo en el AMC. De acuerdo con esta contribución, la participación de los actores sociales debería producirse en diferentes pasos a lo largo de todo el proceso: (1) identificar y clasificar los actores sociales relevantes; (2) determinar el grado de participación de los actores sociales y sus fases; (3) identificar los actores sociales que respaldan, rechazan o se muestran

¹⁷¹ A modo ilustrativo, señalar que la revista *Land Use Policy* (2006, vol. 23) dedica un número monográfico a este tema.

¹⁷² En vez de *stakeholder*, en esta Tesis se ha optado por emplear el término *actor social*, muy extendido en la literatura, por su mayor amplitud en el significado y por su facilidad al uso.

indiferentes ante las alternativas generadas; y (4) verificar la legitimidad de las soluciones propuestas con el apoyo de los actores sociales.

Complementariamente, otra aportación interesante en este ámbito, aunque no integra actores sociales en todo el proceso de decisión, es la de Hajkowicz (2008), quien sostiene que el AMC sirve de soporte para la toma de decisiones por parte de múltiples actores sociales. En este caso, el AMC es considerado un instrumento que facilita la toma de decisiones grupales en el campo de la gestión ambiental, incluso entre actores sociales con preferencias enfrentadas.

En cuanto a los estudios de carácter empírico, su profusión en los últimos tiempos da cuenta de la importancia creciente que está adquiriendo el enfoque participativo en el AMC, siendo además aplicado en contextos muy diversos: gestión de ecosistemas (Gutrich *et al.*, 2005); gestión de humedales (Wattage, 2005); ubicación de plantas de tratamiento de residuos (Franca, 2006); uso de recursos hídricos y gestión de cuencas fluviales (Messner *et al.*, 2006); evaluación de opciones ante el deterioro de recursos naturales debido al turismo (Proctor y Dreschler, 2006); gestión ambiental de espacios urbanos (Regan, 2006); y política energética (Stagl, 2006). Asimismo, en relación a ENPs, y tal como se señalará más adelante, también resulta un enfoque utilizado en diferentes experiencias a través de procesos participativos reales (Brown *et al.*, 2001; Noss *et al.*, 2002; Sharifi *et al.*, 2002; Antunes *et al.*, 2006; Hjortsø *et al.*, 2006; Strager y Rosenberger, 2006; Hajkowicz, 2007; Portman, 2007).

4.3.5.2. Utilización de Sistemas de Información Geográfica en el Análisis Multicriterio

La utilización de SIG (Sistemas de Información Geográfica) en el contexto del AMC ha sido progresiva de acuerdo con la evolución del área de planificación y los contextos de procesos de decisión. Hasta la conformación actual de lo que puede denominarse el enfoque AMC-SIG¹⁷³, la visión inicial centrada en la planificación/proceso de decisión ha cambiado a lo largo del tiempo desde el enfoque científico y de sistema, a través de una perspectiva política, hacia los enfoques de participación y acción colectiva¹⁷⁴.

En su nivel más básico, el enfoque AMC-SIG es un proceso que combina y transforma datos geográficos (mapas *input*) y las preferencias de los decisores en una decisión resultante (mapa

¹⁷³ Por coherencia interpretativa y para evitar confusiones, en esta Tesis se ha optado por utilizar el término AMC-SIG. Sin embargo, parte importante de la literatura revisada en la materia utiliza el término AMCD-SIG (*MCDCA-GIS, Multicriteria Decision Aid – Geographic Information Systems*, en inglés).

¹⁷⁴ Para una revisión en profundidad de la evolución del área de conocimiento vinculada a SIG, véanse Foresman (1998), y Brail y Klosterman (2001).

output). Es un proceso que tiene que ver con la utilización de datos geográficos, las preferencias de los decisores, y la manipulación de los datos y las preferencias de acuerdo con determinadas reglas de decisión. De hecho, entre las capacidades de sinergia entre ambas ramas, se ha considerado que la principal ventaja de incorporar el AMC en SIG es que los decisores pueden incluir preferencias con respecto a criterios/alternativas en un proceso de decisión (Malczewski, 2010).

El AMC-SIG y, en general, su marco de ayuda multicriterio a la toma de decisiones, ha tenido un importante crecimiento como área de investigación en las últimas décadas que se refleja en el incremento del número de artículos científicos publicados desde 1990 (Malczewski, 2006). Los principales ámbitos de aplicación tienen que ver con la planificación y ordenación del territorio (p.ej., Gómez y Barredo, 2005), y en relación con el medio ambiente, transporte y desarrollo regional y urbano. También se ha utilizado en áreas más concretas como la gestión de residuos, gestión hídrica, agricultura y silvicultura, geología y riesgos naturales y gestión de instalaciones industriales. En el caso particular de los ENPs, se constata que las experiencias que combinan el AMC con el SIG también son numerosas, tal como se analiza en el siguiente apartado (Kächele y Dabbert, 2002; Noss *et al.*, 2002; Sharifi *et al.*, 2002; Memtsas, 2003; Boteva *et al.*, 2004; Geneletti, 2004; Portman, 2007; Parolo *et al.*, 2009).

También se han documentado experiencias concretas que han combinado el AMC-SIG con la participación de múltiples actores (Malczewski *et al.*, 1997; Feick y Hall, 2002). Uno de los principales objetivos perseguidos, en estos casos, es que el propio enfoque sirva de instrumento para el análisis de conflictos socioecológicos en el marco de la toma de decisiones.

4.3.6. Análisis de estudios empíricos de Análisis Multicriterio en relación a Espacios Naturales Protegidos

El desarrollo del AMC en relación a ENPs es una línea de trabajo que ya ha sido explorada en diversos estudios e investigaciones. Ya en 1986, Smith y Theberge realizaron una exhaustiva revisión de la literatura sobre valoración de áreas naturales, tanto en relación con los criterios de valoración empleados en las distintas evaluaciones (Smith y Theberge, 1986) como de los casos de estudio (Smith y Theberge, 1987). En el caso particular de los ENPs, la revisión realizada en esta Tesis pone de manifiesto que el AMC es un enfoque de evaluación que se aplica cada vez más para valorar los ENPs. No obstante, y tal y como se recoge en la Tabla 4.7, estas aplicaciones utilizan métodos muy diversos y su uso responde a objetivos dispares en función de las metas establecidas en cada ENP y de las circunstancias inherentes a cada espacio.

Tabla 4.7. Estudios empíricos de AMC en relación a ENPs

Autor(es)	Año	Lugar	Objeto	Método	Conflicto	Mecanismos y/o técnicas de participación
Ciani <i>et al.</i>	1993	Parque Fluvial de Nera-Velino, Umbria, Italia	Valorar diferentes alternativas de gestión	No especifica método de AMC. Integra ACB en AMC.	Múltiples usos y actividades en conflicto	No
Obua	1997	Parque Nacional de Kibale, Uganda	Evaluar los impactos del ecoturismo	Índices agregados en MCA. Comparación con otros Parques Nacionales de Uganda.	Desarrollo de lugares de acampada vs. Mantenimiento de especies animales y vegetales	No
Strijker <i>et al.</i>	2000	Red ecológica en Países Bajos	Evaluar proyecto de red ecológica debido a sus repercusiones en la agricultura	No especifica método de AMC. Integra ACB en AMC.	Agricultura vs. Ecología	No
Brown <i>et al.</i>	2001	Parque de Arrecife Marino de Buccoo, Tobago	Evaluar escenarios de desarrollo turístico	No especifica método de AMC. Integra DAP por recreo.	Desarrollo turístico vs. Conservación	<i>Focus groups</i> , cuestionarios; actores sociales dan pesos a criterios
Käthele y Dabbert	2002	Parque Nacional del Valle del Bajo Odra, Alemania	Mejor comprensión del conflicto existente desde un enfoque económico	Modelo específico de Programación lineal. Integrado en SIG.	Agricultura vs. Conservación	No
Noss <i>et al.</i>	2002	Ecosistema Mayor de Yellowstone, EEUU	Identificación de lugares no protegidos para priorizar su protección	No especifica método de AMC. Integra AMC en SIG.	No descrito	Entrevistas a expertos; taller con expertos.
Sharifi <i>et al.</i>	2002	Parque Nacional de Tunari (PNT), Bolivia	Evaluación de alternativas de localización de la frontera entre la ciudad de Cochabamba y el PNT	AHP. Combinado son SIG.	Expansión urbanística vs. Conservación del medio y Seguridad habitantes	Proceso iterativo; reuniones con expertos; entrevistas; talleres.
Memtsas	2003	Isla de Creta, Grecia	Evaluar múltiples criterios ecológicos para priorizar la protección de lugares	Programación multiobjetivo y SMART. Combinado con SIG.	No descrito	No
Boteva <i>et al.</i>	2004	LIC Drapano-Paralia Georgioupolis-Limni Kourna (Natura 2000),	Determinar la importancia de conservación de comunidades vegetales y	Regla de decisión; sintetizar criterios en un solo índice	No descrito	No

Autor(es)	Año	Lugar	Objeto	Método	Conflicto	Mecanismos y/o técnicas de participación
		Noroeste de Creta, Grecia	hábitats	compuesto. AMC combinado con SIG.		
Geneletti	2004	Valle de Lucro, Trentino Alto, Italia	Evaluación ecológica de ecosistemas forestales para identificar su prioridad de conservación	Método de agregación: combinación lineal ponderada. Combinado con SIG.	No descrito	No
Antunes <i>et al.</i>	2006	Parque Natural de Ría Formosa, Portugal	Metodológico: Probar la validez de técnicas de participación integradas en AMC.	No especifica método de AMC. Combinado con modelización mediadora	Múltiples usos y actividades en conflicto	Talleres (propios del método Modelización Mediadora); cuestionarios.
Hjortsø <i>et al.</i>	2006	Parque Nacional Royal Chitwan, Nepal	Desarrollar un modelo de uso del territorio holístico para la gestión de zonas de amortiguación de ENPs	Programación multiobjetivo y Programación por metas	Desarrollo de biofuel vs. Forraje para ganado	Entrevistas en profundidad; cuestionarios a población local
Strager y Rosenberger	2006	Cuenca del Río Cacapon, Oeste de Virginia, EEUU	Identificación de áreas prioritarias para su conservación	AHP. Combinado con SIG.	No descrito	Cuestionarios a stakeholders locales y a expertos
Aznar y Estruch	2007	Parque Natural Alto Tajo, Castilla-La Mancha	Lograr un indicador del VET del Parque Natural	Combinación de métodos de AMC (AHP y Programación por metas) con método de actualización de rentas	No descrito	Entrevistas a expertos
Gómez y Barreiro	2007	Parque Nacional de Sierra Nevada, Granada.	Metodológico: Probar la validez de MAUT para valorar bienes ambientales de ENPs.	MAUT. Integra DAP logrado mediante Valoración contingente.	No descrito	No
Hajkowicz	2007	Queensland, Australia	Informar sobre la distribución de fondos entre regiones para la gestión de recursos naturales	MAUT	Equidad en la distribución de fondos	Presentación; talleres; discusión en grupo
Portman	2007	Parque Marino Mar Rojo, Jordania e Israel	Identificación de áreas más propicias para zonificación protectora	Índice de concordancia. Introducido en SIG que considera preferencias de actores sociales	No descrito	Cuestionarios a actores sociales
Wood y Dragicevic	2007	Zona Económica	Priorización de zonas marinas	Programación multiobjetivo.	Conservar la biodiversidad	No especifica cómo se

Autor(es)	Año	Lugar	Objeto	Método	Conflicto	Mecanismos y/o técnicas de participación
		Exclusiva del Pacífico Canadiense	para futura protección	Regla de decisión; combinación lineal de peso en criterios.	vs Maximizar beneficios pesquerías	incorporan preferencias de los actores sociales
Martínez-Harms y Gajardo	2008	Áreas protegidas del Oeste de la Patagonia	Determinar la importancia de conservación de diferentes unidades territoriales	AHP	No	No
Rossi <i>et al.</i>	2009	LIC Val Viola Bormina-Ghiacciaio di Cima dei Piazz, Este de Alpes, Italia	Proponer método rápido y coste-efectivo como instrumento de decisión para estrategias de conservación en Natura 2000	Combinación lineal ponderada. Indicadores y pesos basados en conocimiento experto.	Conservación de pradera y ciénagas de transición vs Pastoreo y turismo	No
Parolo <i>et al.</i>	2009	LIC Val Viola Bormina-Ghiacciaio di Cima dei Piazz, Este de Alpes, Italia	Aportar un enfoque de optimización que satisfaga objetivos enfrentados y obtener <i>trade-off</i> entre los mismos	Algoritmos genéticos (en vez de AMC tradicional). Apoyado en SIG.	Desarrollo turístico vs Conservación	Interacción con actores locales (no se especifica mecanismo)

Fuente: elaboración propia.

Para abordar su análisis, los estudios empíricos recopilados se han agrupado en función de las características que comparten. En primer lugar, se diferencia un grupo amplio de investigaciones cuyo objetivo principal es establecer una prioridad de conservación ante la oportunidad y/o posibilidad de proteger un espacio terrestre (Noss *et al.*, 2002; Memtsas, 2003; Boteva *et al.*, 2004; Geneletti, 2004; Strager y Rosenberger, 2006; Martínez-Harms y Gajardo, 2008) o marítimo (Portman, 2007; Wood y Dragicevic, 2007)¹⁷⁵. Apoyándose en la utilización de SIG, estos estudios se desarrollan en base a la valoración de criterios ecológicos y biológicos, y sólo en casos excepcionales consideran intereses socioeconómicos y actividades productivas existentes en los ENPs (Strager y Rosenberger, 2006). Además, en general no introducen la participación en el proceso de decisión y son pocos los que tienen en cuenta las preferencias de los actores sociales (Portman, 2007), la opinión de expertos externos (Noss *et al.*, 2002) o ambos puntos de vista (Strager y Rosenberger, 2006).

¹⁷⁵ Con este mismo objetivo, Faith y Walker (1996) abordan bajo un punto de vista teórico el desarrollo de un AMC que integra costes y beneficios en la selección de lugares susceptibles de ser protegidos.

En segundo lugar, otra serie de estudios se centran en el análisis de los conflictos existentes en los ENPs, tales como los que se producen entre agricultores y conservacionistas (Kächele y Dabbert, 2002); expansión urbanística frente a conservación del medio natural y seguridad de los habitantes (Sharifi *et al.*, 2002); múltiples usos y actividades de diversa tipología en conflicto (Antunes *et al.*, 2006); conservación de praderas frente al pastoreo (Rossi *et al.*, 2009); ubicación de infraestructuras turísticas frente a la consecución de objetivos de conservación (Parolo *et al.*, 2009); y las consecuencias negativas generadas por el ecoturismo sobre el medio (Obua, 1997), por poner algunos ejemplos. En estos estudios, en general, predomina la perspectiva ecológica y carecen de una perspectiva social abierta e inclusiva, ya que sólo dos de estas experiencias introducen la participación ciudadana en sus procesos de evaluación (Sharifi *et al.*, 2002; Antunes *et al.*, 2006).

Un tercer grupo de investigaciones, a diferencia de las anteriores, ha desarrollado una visión con un mayor enfoque integral al considerar criterios tanto de carácter ecológico y ambiental como socioeconómico. Además, esta perspectiva integrada que caracteriza al AMC es enfatizada insertando valoraciones monetarias en el propio AMC (Ciani *et al.*, 1993; Strijker *et al.*, 2000; Kächele y Dabbert, 2002; Gómez y Barreiro, 2007). En sentido inverso, el AMC también ha sido empleado para estimar el VET de un ENP (Aznar y Estruch, 2007). Estos estudios empíricos ponen de relieve la capacidad integradora y el importante grado de flexibilidad que tiene el AMC en su aplicación a ENPs frente a otros instrumentos de evaluación como, por ejemplo, el ACB.

Por otra parte, en lo referente a la finalidad perseguida, algunos de estos trabajos están dirigidos expresamente a la evaluación de las alternativas de ordenación y gestión de los ENPs (Ciani *et al.*, 1993; Brown *et al.*, 2001; Hjørtsø *et al.*, 2006). Desde este punto de vista, estas valoraciones constituyen un referente a tener en cuenta en el caso de la Red Natura 2000, ya que esta Red se encuentra ahora en un momento crucial de cara a establecer la ordenación de usos y actividades en los lugares designados y sus correspondientes medidas de gestión (véase capítulo 2). Hay que indicar también que sólo uno de los estudios revisados incluye la participación dentro del ejercicio de valoración (Brown *et al.*, 2001).

Por último, destacar el trabajo de Hajkowicz (2007) por su innovadora aplicación del AMC en cuanto al objetivo perseguido se refiere: informar sobre la distribución de fondos destinados a la gestión de recursos naturales entre regiones y sobre su grado de equidad. El estudio incorpora la participación de diferentes actores desde una perspectiva multinivel y pone de manifiesto, asimismo, la necesaria negociación y arbitraje entre los mismos para alcanzar acuerdos.

4.3.7. La evaluación de la sostenibilidad y el Análisis Multicriterio: consideraciones técnicas

Tal y como ha quedado reflejado en el Apdo. 4.3.4 existen numerosos métodos multicriterio. Sin embargo, no todos ellos son capaces de cumplir determinadas propiedades deseables cuando se trata de evaluar aspectos relacionados con la sostenibilidad en general, y los ENPs en particular. Las propiedades que deben cumplir los métodos multicriterio han sido descritas en diferentes trabajos (Janssen y Munda, 1999; Munda, 2005b, 2008; Garmendia, Gamboa *et al.*, 2010) y se sintetizan en:

- a. Que el método sea completa o parcialmente no-compensatorio. Valoraciones altas en determinados criterios pueden compensar valoraciones bajas en otros criterios en caso de que se utilicen métodos compensatorios. Sin embargo, los métodos no-compensatorios impiden compensaciones entre valoraciones altas y bajas. Los métodos no-compensatorios son adecuados para evaluar la sostenibilidad fuerte, tal como ha quedado reflejado en casos relacionados con la gestión de recursos naturales como las pesquerías (Garmendia, Prellezo, *et al.*, 2010).
- b. Que utilice los pesos como coeficientes de importancia. Nótese que el *mix* entre intensidad de preferencias y pesos conduce a la compensación y a un *trade-off* entre criterios. Por lo tanto, en estos casos, para evitar la compensación habría que considerar puntuaciones ordinales de criterios.
- c. Que considere la intensidad de preferencias mediante la inclusión de los umbrales de indiferencia y de preferencia.
- d. Que utilice información de diverso tipo (cardinal, ordinal, borrosa, etc.) para que, por un lado, las diferentes perspectivas sociales y, por otro, la incertidumbre inherente a la sostenibilidad, sean captadas lo mejor posible.
- e. Que sea lo más simple posible. El uso del menor número posible de parámetros es una propiedad deseable que, además, contribuye a garantizar la transparencia del proceso de agregación.
- f. Que contenga un enfoque jerárquico del objeto de evaluación. En el ámbito de las políticas públicas, además, se antoja más útil la obtención de un ranking de alternativas que la elección de una sola alternativa.

Una comparativa de los diferentes métodos multicriterio en base a las propiedades señaladas pone de manifiesto que ningún método es capaz de cumplir todas ellas. No obstante, algunos métodos resultan más adecuados que otros (Tabla 4.8). El AHP, por ejemplo, posee, a diferencia del

resto de métodos, un enfoque intrínsecamente jerárquico aunque no cumpla la mayoría de las otras propiedades. El NAIADE resulta, sin duda, el método que cumple casi todas las propiedades para la evaluación de la sostenibilidad en general y de los ENPs en particular, de manera satisfactoria. Además, incluye la posibilidad de llevar a cabo un análisis de conflicto. Esto le confiere una ventaja comparativa en situaciones en las que lo deseable sea la búsqueda de soluciones de compromiso.

Tabla 4.8. Características de algunos métodos multicriterio de acuerdo con propiedades deseables para una evaluación multicriterio social

METODO	Compensabilidad	Coefficiente de Importancia	Información mixta	Simplicidad	Jerarquía	Ranking (P.γ)	Umbral es	Análisis de Conflicto
Función de Valor	Alto	No	No	Alto	No	No	No	No
ELECTRE	Bajo	No claro	Parcial	Bajo	No	Sí	Sí	No
REGIME (1983)	Bajo	Sí	No	Alto	No	No	No	No
REGIME (1990)	Alto	No	Sí	Bajo	No	No	No	No
NAIADE	Medio	No	Sí	Bajo	No	Sí	Sí	Sí
AHP	Alto	No	No	Bajo	Sí	No	No	No
PROMETHEE	Alto	No	No	Medio	No	Sí	Sí	No
Punto Ideal - UTA	Alto	No	No	Medio	No	No	No	No

Fuente: Munda (2008).

4.4. Conclusiones

De acuerdo con una visión tradicional de la ciencia, la toma de decisiones en materia ambiental se ha abordado desde enfoques unidisciplinarios, dejando de lado la relación entre diferentes disciplinas científicas y con el medio sobre el que se actúa (actores involucrados, conflicto socioecológico, entramado institucional, etc.). Desde la Economía se ha seguido esta línea de trabajo bajo parámetros de formulación de modelos que responden a supuestos restrictivos y alejados de la realidad; el más significativo es que los individuos sean considerados racionales ante decisiones de carácter económico (*homo economicus*). La valoración monetaria como instrumento para la toma de decisiones ambientales ha contribuido a reproducir el paradigma de la Economía Neoclásica, en conjunción con la lógica de mercado, para hacer frente a problemas de carácter socioecológico (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010).

En el caso del ACB, existen numerosas razones (de orden metodológico, ecológico y político) que desaconsejan su uso, al menos de manera única y exclusiva para la evaluación ambiental y de los ENPs en particular. Por consiguiente, el empleo del ACB debería circunscribirse a situaciones y contextos muy concretos. El ACB es un método de evaluación que se alinea con la sostenibilidad

débil, un posicionamiento incoherente con el planteamiento que *a priori* tienen los ENPs. Lo deseable, en este sentido, sería la utilización de un método no-compensatorio que se alinee con la sostenibilidad fuerte. Además, tampoco resulta apropiado para afrontar posibles conflictos socioecológicos, dada su complejidad y la implicación de diversos actores que intervienen a diferentes escalas en estos conflictos.

A pesar de estas consideraciones, la valoración monetaria convencional y el ACB continúan siendo el instrumento de evaluación más utilizado por numerosos organismos y asociaciones internacionales que se aferran a este enfoque monocriterio. Pero, más allá del reduccionismo que implica su aplicación, como ya se ha argumentado, un enfoque monocriterio como el ACB rechaza e invisibiliza ciertos aspectos de la realidad, facilita las equivalencias y compensaciones, y presenta las características de un determinado sistema de valor como objetivas. En contraposición, los enfoques multicriterio que incorporan mecanismos participativos encajan mejor que los enfoques monocriterio en los procesos de ayuda a la decisión en materia ambiental (Roy, 2005): incluyen un amplio espectro de puntos de vista que estructura el proceso de decisión en relación a los actores involucrados; permiten captar, mediante información de diferente naturaleza (ordinal, cardinal, etc.), las perspectivas de los actores sociales de la mejor manera posible; son capaces de construir una familia de criterios que mantiene su significado genuino; y facilitan el debate sobre el rol (peso, veto, nivel de rechazo, etc.) que cada criterio debe jugar en el proceso de decisión. Asimismo, en conjunción a estas razones, la *racionalidad procedimental* (Simon, 1976) ha mostrado la importancia del *proceso* de toma de decisión en sí (estructura, procedimiento, actores involucrados, etc.) por encima del propio *resultado*. Por todo ello, numerosos autores han destacado la pertinencia del AMC como enfoque general de evaluación de acuerdo con los principios de la Economía Ecológica (Aguilera Klink y Alcántara, 1994; Costanza y Folke, 1997; Martínez Alier *et al.*, 1998; Martínez Alier *et al.*, 1999; Roca y Martínez Alier, 2000; Spash, 2009).

Este capítulo pone de manifiesto, por tanto, la pertinencia de utilizar el AMC como marco general para la evaluación de ENPs. Sin embargo, es necesario escoger aquel o aquellos métodos multicriterio que mejor se adapten al objeto de estudio, al margen de la formulación del problema, que refleja la concepción del proceso de ayuda a la decisión en su conjunto. A la hora de realizar esta elección, la inclusión de la participación ha de ser requisito de todo proceso de ayuda a la decisión que pretenda recoger las perspectivas y puntos de vista existentes en la sociedad respecto a la sostenibilidad y la conservación, contribuyendo con ello a afrontar con mayores garantías los potenciales conflictos socioecológicos. En este sentido, destaca el método NAIADE, que cumple casi todas las propiedades deseables para la evaluación de la sostenibilidad en general y de los ENPs en

particular. Asimismo, la utilización de los SIG en el AMC como elemento instrumental (p.ej., para la ordenación territorial de usos en un ENP) resulta una herramienta interesante para la evaluación de los ENPs.

5. Marco metodológico para la evaluación de Espacios Naturales Protegidos

5.1. Introducción

El marco metodológico propuesto para la evaluación de ENPs es la Evaluación Multicriterio Social (EMCS), desarrollada por el profesor Munda (Munda, 2004, 2008). La EMCS se ubica en la familia de los métodos discretos de Análisis Multicriterio (AMC), pero con la particularidad de que los criterios de evaluación no son decididos sólo por el analista sino que se derivan de los objetivos e intereses expresados por los actores sociales involucrados. Así, se plantea como un enfoque adecuado en la medida en que exista un conflicto entre los diferentes valores e intereses, incertidumbre en los posibles efectos, e inconmensurabilidad de valores (Russi, 2007). Además, la EMCS constituye un marco metodológico que se adapta a la visión actual de los ENPs. Por una parte, la EMCS se dota del necesario carácter transdisciplinar y multidimensional para un análisis integral de los ENPs. Por otra parte, la participación en los procesos de decisión sobre estos lugares permite explorar nuevos modos de gobernanza de los recursos naturales y la sostenibilidad.

Otro aspecto a destacar es que esta propuesta es innovadora en relación a los ENPs. Por ejemplo, en el marco de la política regional europea las evaluaciones de ENPs han sido más bien escasas en comparación con las evaluaciones realizadas en otras áreas temáticas (Esteban *et al.*, 2009), de ahí que las metodologías para su evaluación no hayan tenido un recorrido significativo en este contexto. En consecuencia, entendemos que la EMCS posee las características necesarias para la evaluación de ENPs en general, y de los lugares que componen la Red Natura 2000 a nivel europeo en particular, tal y como presentaremos en este capítulo. Su marco conceptual y fundamentos metodológicos así como los estudios empíricos analizados ponen de manifiesto el potencial de la EMCS como herramienta de evaluación de ENPs.

En este capítulo, en primer lugar, se analizan las condiciones o aspectos determinantes para la evaluación de ENPs. De acuerdo con lo expuesto en los capítulos anteriores, entendemos que la evaluación se ha de dotar de una visión integral junto con la necesaria participación de los actores sociales involucrados, lo que facilita la buena gobernanza de estos espacios. Esta doble vertiente contribuye, en definitiva, al entendimiento de los ENPs como sistemas socioecológicos complejos. En segundo lugar, se aborda al análisis de la EMCS como marco metodológico para la evaluación de ENPs. Para ello, se analizan su marco conceptual, sus bases metodológicas y proceso de evaluación, y finalmente se lleva a cabo un análisis de los estudios empíricos desarrollados hasta el momento. Por

último, y como conclusión, desde un punto de vista teórico se sitúa la propuesta metodológica para la evaluación de ENPs, la cual será testada en la parte III (capítulos 6 y 7) de esta Tesis.

5.2. Elementos clave para la evaluación de los Espacios Naturales Protegidos

5.2.1. Visión integrada de los Espacios Naturales Protegidos

Tal y como se ha desarrollado en el capítulo 1, hoy en día los ENP responden a una visión integrada. De acuerdo con la posición defendida en esta Tesis al respecto, la sostenibilidad, la ordenación del territorio y el desarrollo rural constituyen las áreas desde las que abordar su análisis y evaluación. En primer lugar, los ENPs son el principal instrumento del que se dotan los poderes públicos para intentar detener la pérdida de biodiversidad, conservar sus ecosistemas y contribuir, con todo ello, a la sostenibilidad. En segundo lugar, la ordenación de usos y actividades en un determinado ENP es esencial para lograr el objetivo anterior, al tiempo que las redes de ENPs constituyen elementos clave en la ordenación a escalas territoriales superiores a la local, como por ejemplo, la regional. Y, en tercer lugar, en cuanto a los objetivos de carácter socioeconómico, se ha constatado que las funciones de los ENPs se imbrican con los propósitos perseguidos por el desarrollo rural en el sentido más amplio del término. Así, debido a las conexiones e interdependencia existente entre las 3 áreas señaladas, la evaluación de los ENPs no debe abordarse en base a compartimentos estancos sino en clave integradora y sistémica.

La asunción de esta visión integrada tiene, a su vez, implicaciones relevantes para la evaluación de ENPs. Por una parte, resulta imprescindible introducir la **multidimensionalidad** en el enfoque y en los mecanismos de evaluación. Es decir, una evaluación integral debe considerar las diversas dimensiones (ecológica, ambiental, social, territorial, económica, etc.) que confluyen en los ENPs y debería huir de visiones reduccionistas cuyos resultados conducen a interpretaciones parciales sobre estos espacios.

También se ha señalado, asimismo, que la inclusión de múltiples dimensiones se encuentra íntimamente ligada con la **transdisciplinariedad**. Un enfoque de evaluación que considere información basada en diferentes disciplinas científicas es capaz de captar mejor las múltiples dimensiones de los ENPs. Las aproximaciones unidisciplinares resultan reduccionistas, por lo que conviene abordar una *orquestración de las ciencias* (Neurath, 1973) para dotar de un enfoque transdisciplinar a la evaluación.

En último lugar, las interacciones e interdependencias existentes a diferentes escalas aconsejan un **análisis multiescala**. Este tipo de análisis puede ser tanto de orden *territorial* como *analítico*. Por ejemplo, la ordenación de determinados hábitats en ENPs concretos (escala local) puede tener relevantes implicaciones en la conservación de la biodiversidad del ámbito regional, por lo que la consideración de la escala territorial tiene importancia¹⁷⁶. Por otro lado, la asunción de la escala analítica también es importante, por ejemplo, para considerar que los problemas y soluciones de la biodiversidad genética corresponden a un ámbito analítico diferente a los de la biodiversidad de especies.

5.2.2. Gobernanza y participación en los Espacios Naturales Protegidos

En el capítulo 3 se han analizado las características principales de la gobernanza de los recursos naturales y su nexo de unión con la gobernanza de ENPs. Se ha constatado que la validez de una política de conservación de la naturaleza basada en el criterio único y en el poder de decisión de los poderes públicos, así como en la adopción de una visión *top-down*, están siendo puestas en entredicho. Al mismo tiempo, se ha demostrado que, en la actualidad, existe un amplio consenso a la hora de considerar que una buena gobernanza de los recursos naturales pasa por reconocer e implicar a los múltiples actores sociales involucrados y a las organizaciones e instituciones existentes.

Las implicaciones que estas nuevas premisas tienen para la evaluación de los ENPs son relevantes. Por una parte, es evidente que, de acuerdo con los postulados señalados, se ha de poner en marcha un proceso abierto e inclusivo dirigido a incluir las **múltiples perspectivas** de los actores sociales involucrados. Para lograrlo, los procesos participativos constituyen un instrumento ampliamente utilizado en referencia a la sostenibilidad (Kasemir *et al.*, 2003; Lafferty, 2004). Además, aquí se han de considerar actores de las diferentes escalas territoriales existentes de acuerdo con el análisis multiescala señalado en el apartado anterior.

Por otra parte, la inclusión de la participación en los mecanismos de evaluación responde a un enfoque pluralista de evaluación, cada vez de mayor relevancia en el campo de las políticas públicas (Cousins y Earl, 1992; House, 1994; Monnier, 1995; Green y Caracelli, 1997; Cousins y Whitmore, 1998). Asimismo, de acuerdo con lo desarrollado en el Apdo. 3.5.3, la participación de la sociedad civil en los procesos de decisión sobre ENPs se justifica en base a 4 razones principales:

¹⁷⁶ Para significar el orden territorial de la *escala* también suele emplearse el término *nivel*, muy utilizado en la documentación y literatura revisadas. En esta Tesis, el término 'nivel' ha sido utilizado puntualmente, dependiendo del contexto, al objeto en cualquier caso de facilitar su comprensión.

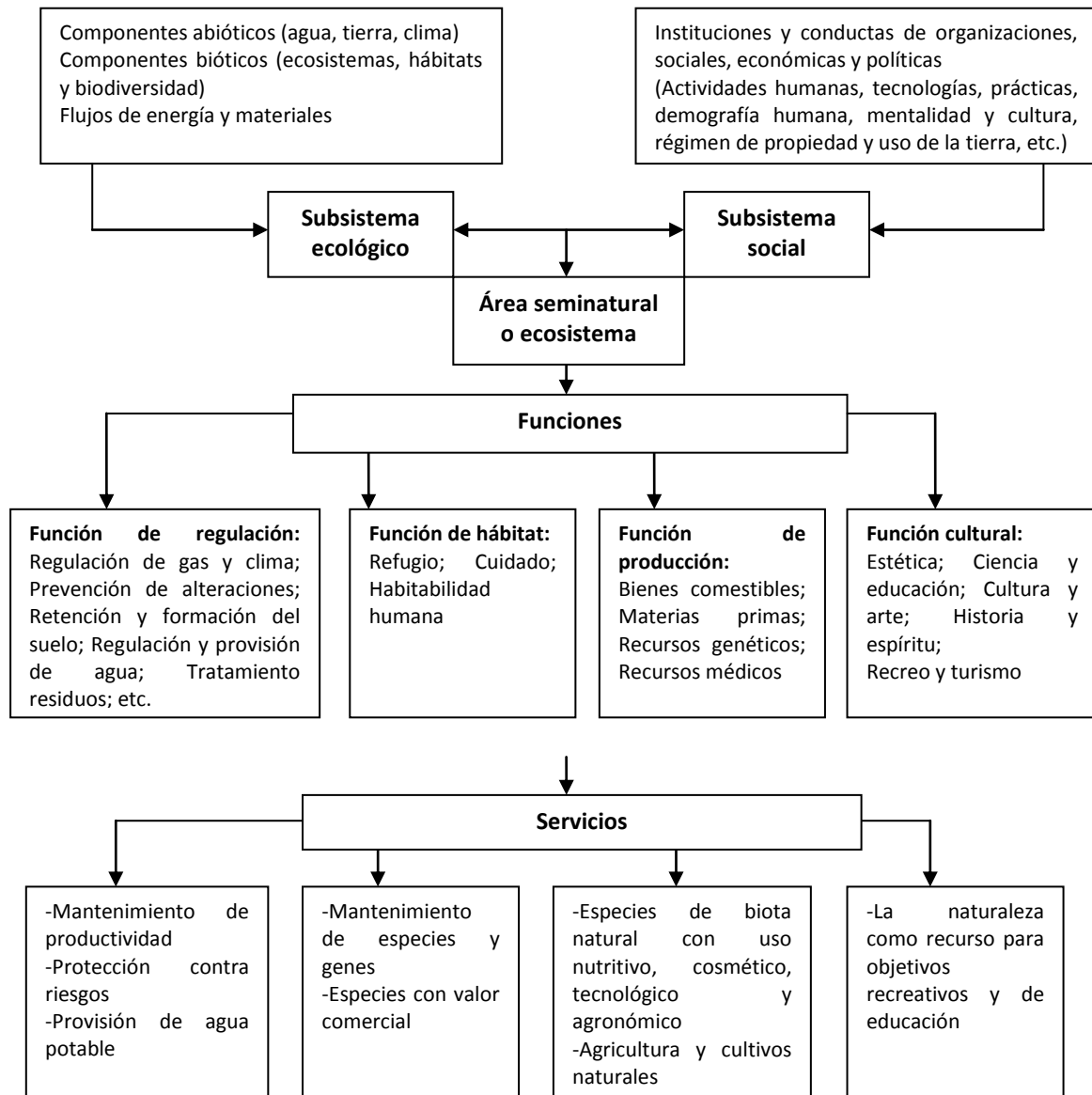
legitimidad, eficacia, calidad de la información y aprendizaje social. Aunque todas ellas sean razones de peso, en relación al proceso de evaluación en su conjunto, el **aprendizaje social** ha adquirido una importancia destacada al considerarse uno de los atributos relevantes de los procesos participativos relativos al área ambiental y de los recursos naturales (Webler *et al.*, 1995; Garmendia y Stagl, 2010). En este sentido, su consideración debe ser doble: tanto de *activo* durante el propio proceso participativo como de *resultado* en el conjunto de la evaluación.

Por último, la consideración de las organizaciones sociales e instituciones resulta de vital importancia para la evaluación de ENPs, en particular en lo referente a los recursos comunes (Ostrom, 1990, 2008; van Laerhoven y Ostrom, 2007). El **análisis institucional** examina, dentro del proceso de evaluación, aspectos tales como el marco jurídico existente, el sistema de propiedad privada, las funciones y objetivos de las organizaciones sociales así como sus relaciones de poder. Asimismo, diferentes investigaciones han puesto de manifiesto que una adecuada integración y gestión de estos aspectos a lo largo del proceso de evaluación incide en la buena gobernanza de los recursos naturales y de la biodiversidad en particular (Liu *et al.* 2007; Ostrom, 2007, 2009).

5.2.3. Los Espacios Naturales Protegidos como sistemas socioecológicos complejos

La consideración de la visión integrada y la gobernanza y participación, en su conjunto, como elementos clave de la evaluación de ENPs, conducen, entre otras razones, a la definición de estos espacios como sistemas donde cohabitan y se interrelacionan elementos de orden ecológico y humano. Esta visión sistémica se sustenta en las propiedades derivadas tanto de la 'visión integrada' (multidimensionalidad, transdisciplinariedad, análisis multiescala) como de la 'gobernanza y participación' (múltiples perspectivas, aprendizaje social, análisis institucional). Independientemente de la figura de protección a la que responda el ENP, la mayoría de estos espacios, y en particular los ENP humanizados, pueden ser considerados sistemas complejos compuestos de dos subsistemas: el subsistema ecológico y subsistema social (Figura 5.1). A partir de aquí es posible analizar las conexiones y relaciones recíprocas existentes entre los elementos que componen un ENP (humanizado) entendido éste como sistema socioecológico. El término *sistema socioecológico* (Berkes y Folke, 1998) enfatiza el concepto de integración entre seres humanos y naturaleza, subrayando el hecho de que los sistemas sociales y naturales se encuentran interconectados y la distinción entre ambos resulta artificial y arbitraria.

Figura 5.1. Marco analítico de funciones ecosistémicas en ENPs (humanizados)



Fuente: Oikonomou *et al.* (2011), basado en De Groot *et al.* (2002) y EEM (2003).

Por otro lado, la no-linealidad y la incertidumbre de numerosos procesos estudiados desde la Ecología y la Economía, entre otras ciencias, ha sugerido la noción de *complejidad* como posición epistemológica (véase Apdo. 4.3.1), y su emergencia como área científica de estudio (véanse p.ej., Costanza *et al.*, 1993; Levin, 1999). Un sistema se define como complejo cuando los aspectos relevantes de un determinado problema no pueden ser captados por medio de una sola perspectiva (O'Connor *et al.*, 1996; Funtowicz *et al.*, 1999). Los atributos de los sistemas complejos, no observables en sistemas simples, son la no-linealidad, incertidumbre, emergencia, escala y auto-organización. La consideración de estos atributos en el momento de abordar la valoración de los sistemas complejos nos conduce a desechar los métodos tradicionales propuestos por la Economía

Ambiental porque resultan limitados tanto en sus asunciones como en su alcance (Limburg *et al.*, 2002).

Los atributos señalados hacen referencia, en esencia, a la ecología y gestión de recursos naturales, lo que ha propiciado la adopción del concepto **sistemas socioecológicos complejos** (Berkes *et al.*, 2003), fruto de la fusión entre la visión sistémica y la visión referente a la complejidad (véase Apdo. 3.5). Las características de los sistemas complejos poseen implicaciones relevantes tanto para la evaluación como la gestión de los recursos naturales en general, y de los ENPs en particular. En primer lugar, las perspectivas y modelos lineales resultan inadecuados, siendo los no-lineales más apropiados en la medida en que están inherentemente vinculados a la incertidumbre. En segundo lugar, se reconoce la importancia del análisis cualitativo como complemento del cuantitativo. Y, en tercer lugar, en la línea de lo señalado en el apartado anterior, es relevante incluir en el análisis las múltiples perspectivas existentes.

Los recursos naturales y la biodiversidad han sido objeto de análisis en este marco pero sin estar necesariamente vinculados, en sentido estricto, a la política de conservación de la naturaleza (véanse p.ej., Mc Clanahan *et al.*, 2009; Norgaard *et al.*, 2009). También se han llevado a cabo análisis y evaluaciones de ENPs concretos en el contexto de los sistemas socioecológicos complejos. Carlsson (2003), para el caso de masas forestales ubicadas en un ENP, demuestra que sistemas de derechos de propiedad bien organizados junto con el monitoreo local contribuyen a la sostenibilidad de los sistemas socioecológicos. En esta misma línea, Rescia *et al.* (2010) han analizado y comparado los impactos generados por los cambios en los usos del suelo y el paisaje de dos ENPs. Otro caso reciente es el expuesto por Clark y Clarke (2011), quienes han analizado 5 Parques Nacionales de Inglaterra enfatizando la perspectiva de la gobernanza adaptativa. Finalmente, Martín-López *et al.* (2011) han valorado monetariamente los servicios ecosistémicos del área protegida de Doñana poniendo de relieve la importancia tanto de las diferentes escalas territoriales como de la interrelación de elementos más allá de las fronteras del ENP.

5.3. La Evaluación Multicriterio Social

5.3.1. Marco conceptual

La EMCS pertenece a la familia del AMC y ha sido desarrollada por el profesor Munda en el seno del *Joint Research Centre* de la Comisión Europea con el objetivo de desarrollar una herramienta de apoyo para la toma de decisiones, en particular en el ámbito de las políticas ambientales y de recursos naturales. La EMCS se caracteriza por introducir una perspectiva integradora y participativa

dirigida a facilitar la búsqueda de soluciones en situaciones complejas como las relacionadas con la gestión de recursos naturales o la sostenibilidad. Estas situaciones complejas se caracterizan además por contener un alto grado de incertidumbre y por la existencia de múltiples perspectivas legítimas que, a menudo, son contrapuestas y desembocan en conflictos socioecológicos de diversa índole. Y los ENPs son por lo general lugares que cumplen estas características.

Las bases fundacionales de la EMCS son establecidas de acuerdo con 3 conceptos principales provenientes de la teoría y filosofía de los sistemas complejos: complejidad reflexiva, ciencia post-normal e inconmensurabilidad (Munda, 2004, 2008).

Tal como se ha indicado en el apartado anterior, nos encontramos ante un sistema complejo cuando una sola perspectiva no es capaz de captar los aspectos relevantes de un problema. Asimismo, los sistemas que incluyen la participación humana son **reflexivamente complejos** al contar con dos características adicionales: conciencia y propósito. Por ello, se considera que los sistemas humanos constituyen sistemas de aprendizaje, ya que al incorporar estas dos características pueden continuamente añadir nuevas cualidades y/o atributos que deben ser consideradas al explicar o proyectar el comportamiento de los sistemas.

A esto hay que añadir las implicaciones derivadas de la escala empleada, tanto desde el punto de vista *territorial* como *analítico*, para el desarrollo del AMC (selección de criterios, de pesos, valoración de impactos, etc.). Por ejemplo, en el ámbito territorial, para abordar la evaluación será preciso dar respuesta a preguntas clave como las siguientes: ¿las repercusiones socioeconómicas de un ENP van más allá del ámbito local? Y, si es así, ¿qué actores del ámbito regional/nacional tienen intereses en él?; o en el campo analítico, ¿qué implicaciones tiene la conservación de humedales sobre la biodiversidad de la avifauna? Y, en este sentido, ¿cabe considerar en el mismo nivel de protección la biodiversidad de la avifauna y la de los anfibios? Es decir, incluso para una descripción aparentemente 'objetiva' resulta necesario tomar una decisión subjetiva y arbitraria en relación a la escala (territorial y/o analítica) de sistema adoptada. En consecuencia, va a ser inevitable la existencia de 'descripciones no-equivalentes' de los sistemas evaluados derivada de las diferentes escalas desde los que éstos pueden ser analizados (Giampietro, 1994). Este problema de identidades múltiples en los sistemas complejos puede ser interpretado tanto en términos de 'pluralidad epistemológica' (observadores no-equivalentes) como de 'características ontológicas' (observaciones no-equivalentes) del sistema observado (Munda, 2004).

Bajo este prisma, resulta sencillo llegar a la conclusión de que actores sociales con diferentes intereses, identidades culturales y objetivos alcanzan diferentes definiciones del concepto 'valor'

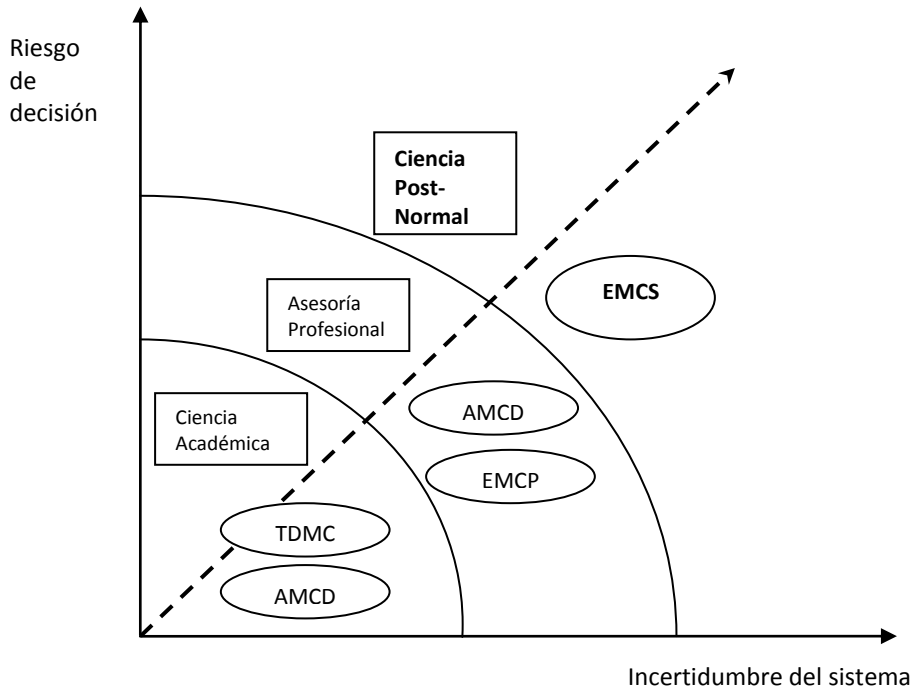
(O'Neill, 1993). Desde un punto de vista operativo, esto resulta esencial para lograr una ordenación de alternativas en el marco del AMC. Por tanto, previamente a ello es necesario decidir tanto sobre lo 'que es importante' para los actores sociales como sobre lo 'que es relevante' para la representación del objeto de análisis. En este sentido, se ha destacado la necesidad de mejorar la calidad del proceso social en la toma de decisiones, involucrando para ello a la 'comunidad extendida de iguales', donde se incluyen científicos, tomadores de decisiones y la sociedad en su conjunto (Munda, 2004, 2008).

Lo señalado hasta el momento adquiere una dimensión propia en un nuevo marco epistemológico: la **ciencia post-normal** (Funtowicz y Ravetz, 1991, 1994). La ciencia post-normal propone una mayor interacción entre la política, la ciencia y la sociedad en el marco de las políticas públicas, así como la gestión de la incertidumbre de modo transparente (Gamboa, 2006). De hecho, el adjetivo 'post-normal' se inserta para establecer una distinción con la ciencia tradicional, ya que su principio organizador no es la 'verdad' sino la 'calidad'. En consonancia, la ciencia post-normal se plantea como una nueva práctica de la ciencia que conjuga en mejor medida dos aspectos cruciales del trabajo científico en el marco de las políticas públicas: la 'incertidumbre' y 'los valores en conflicto'. La ciencia post-normal no descarta a la ciencia tradicional, sino que la integra en su trabajo investigador. Sus resultados son considerados un *input* y son incorporados en un proceso social integrador que contribuya a la toma de decisiones en contextos complejos y de incertidumbre.

En relación a otras perspectivas y estrategias científicas, la ciencia post-normal puede caracterizarse en base a los ejes 'riesgo de decisión' e 'incertidumbre del sistema'. De acuerdo con la Figura 5.2, en caso de situarnos en un punto próximo a la intersección de ambos ejes, en un contexto de bajo riesgo y certidumbre, la 'ciencia académica' (o tradicional) es capaz de resolver los problemas planteados con la ayuda de expertos y a través de la aplicación de técnicas estandarizadas. En el contexto del AMC, se pueden emplear tanto la Toma de Decisiones Multicriterio (TDMC) como la Ayuda Multicriterio a la Decisión (AMCD). Sin embargo, a medida que nos situamos más arriba y a la derecha, el riesgo y la incertidumbre son mayores. En caso de que afrontemos una situación de riesgo e incertidumbre media, nos encontraremos en un contexto en el que será necesaria la 'asesoría profesional'. La cirugía o la alta ingeniería son ejemplos de esta asesoría profesional, pudiendo hacer uso de la AMCD o incluso de la Evaluación Multicriterio Participativa (EMCP) para ajustar el conocimiento general a situaciones especiales. No obstante, en situaciones caracterizadas por alto riesgo de decisión y alta incertidumbre, las soluciones a los problemas no están completamente determinadas por hechos científicos sino que están condicionadas por los valores que sostienen legítimamente los actores. Por ejemplo, cuando una institución se encuentra

amenazada por una determinada política (por ejemplo, recortes en la prestación de servicios del Estado de Bienestar) y, por tanto, el riesgo de decisión es alto, se tenderá a cuestionar los resultados y los pasos de un argumento científico. Cuando legítimamente visiones opuestas son utilizadas para poner en cuestión argumentos científicos nos encontraremos en el dominio de la ciencia post-normal. En este caso, el marco metodológico que mejor se adapta es la EMCS (Munda, 2004).

Figura 5.2. Ciencia post-normal y marcos metodológicos de la Ayuda a la Decisión



Fuente: Funtowicz y Ravetz (1991, 1994) y Munda (2004).

Nota: AMCD: Ayuda Multicriterio a la Decisión; TDMC: Toma de Decisiones Multicriterio; EMCP: Evaluación Multicriterio Participativa.

El ámbito de la conservación de la naturaleza ha sido considerado como ciencia post-normal en la medida en que tanto la pérdida de biodiversidad como la creciente degradación ambiental requieren la toma de acciones urgentes pero que, sin embargo, se encuentran caracterizadas por la incertidumbre en todas sus escalas (Francis y Goodman, 2010).

El tercer pilar conceptual de la EMCS es la **inconmensurabilidad**, esto es, “la ausencia de una unidad común de medida entre valores plurales” (Martínez Alier *et al.*, 1998:280), lo que implica rechazar el reduccionismo en términos tanto monetarios como físicos. En el contexto del AMC, esto se traduce en que, en el momento de decidir qué término comparativo común se ha de utilizar para lograr una ordenación de alternativas, existe un valor en conflicto que es irreducible. Sin embargo, la inconmensurabilidad no implica incomparabilidad, sino que supone que las diferentes alternativas

son 'débilmente comparables' (*comparabilidad débil*), es decir, que se pueden comparar sin recurrir a un único tipo de valor (O'Neill, 1993; Martínez Alier *et al.*, 1998; Martínez Alier *et al.*, 1999). No obstante, de acuerdo con la existencia de 'pluralidad epistemológica' y 'características ontológicas' de los sistemas observados, Munda (2004, 2008) va más allá y propone la distinción entre *inconmensurabilidad social* e *inconmensurabilidad técnica*. La primera de ellas se deriva automáticamente de los conceptos de complejidad reflexiva y ciencia post-normal, y los une al concepto de democracia al referirse a la "existencia de una multiplicidad de valores legítimos en la sociedad" (Munda, 2004:664). En segundo lugar, la inconmensurabilidad técnica se refiere a la cuestión de "la representación de múltiples identidades en modelos descriptivos" (*Ibid.*) y proviene de la naturaleza multidimensional de los sistemas complejos.

La EMCS permite dar respuesta a ambas inconmensurabilidades y, con ello, también suple carencias de los métodos de decisión vinculados a la ciencia tradicional. Por un lado, en relación a la inconmensurabilidad social, mediante la inclusión de los diferentes actores sociales y grupos de interés involucrados se permite analizar la cuestión objeto de evaluación desde diferentes valores y perspectivas existentes en la sociedad (Funtowicz y Ravetz, 1991, 1994; O'Connor *et al.*, 1996; Funtowicz *et al.*, 1999; Kasemir *et al.* 2003). Por lo tanto, resulta conveniente crear espacios que faciliten el desarrollo de procesos de aprendizaje adaptativo y que incorporen un mayor espectro de tipologías de conocimientos y experiencias de diferentes actores sociales que, en general, no son consideradas en la ciencia tradicional (Kay *et al.*, 1999). Además, hay que tener en cuenta que la ciencia tradicional, por lo general reduccionista y unidisciplinar, y las predicciones de expertos, que históricamente han supuesto la base de las recomendaciones para la toma de decisiones, tienen una aplicación limitada en el marco de los sistemas socioecológicos complejos (Berkes *et al.*, 2003). Así, el objetivo de los enfoques multicriterio en general, y de la EMCS en particular, debería ser la captura de la diversidad inherente a las situaciones complejas en lugar de tratar de homogeneizarlas (Martínez Alier *et al.*, 1998). Por ello, y en relación a la inconmensurabilidad técnica, se dota al proceso de ayuda a la decisión con una amplia información proveniente de diferentes disciplinas y con un enfoque transdisciplinar, lo que en definitiva trata de evitar el reduccionismo.

5.3.2. Bases metodológicas

Las bases teóricas de la EMCS se encuentran recogidas en el artículo del profesor Munda (2004) "*Social multi-criteria evaluation: Methodological foundations and operational consequences*"¹⁷⁷

¹⁷⁷ Véase *European Journal of Operational Research*, 158: 662-677.

aunque el mismo autor en trabajos anteriores, junto a otros investigadores, había ya dado pasos muy importantes para la definición de este nuevo enfoque de evaluación (Munda, 1995, 1996; Martínez Alier *et al.*, 1998; Janseen y Munda, 1999; Martínez Alier *et al.*, 1999; De Marchi *et al.*, 2000). Asimismo, trabajos posteriores han completado, tanto desde el punto de vista teórico como empírico, aquel trabajo pionero (Munda, 2005a, 2005b, 2006, 2009; Gamboa, 2006; Gamboa y Munda, 2007; Russi, 2007), hasta llegar a una completa compilación de estudios teóricos y prácticos (Munda, 2008).

Los fundamentos metodológicos de la EMCS pueden resumirse de la siguiente manera (Munda, 2004):

- a. La inclusión de la dimensión social al incorporar los múltiples valores legítimos existentes en la sociedad (*incommensurabilidad social*). Así, las expresiones, con frecuencia enfrentadas, reflejan las diferentes posiciones que los actores sociales mantienen ante un determinado conflicto en el marco del proceso de toma de decisiones.
- b. Uso de diferentes tipos de conocimiento: el conocimiento de los expertos, el de los gestores públicos y el de los actores sociales. La inclusión de los actores sociales enriquece el proceso de la evaluación y la toma de decisiones, al tiempo que refuerza la calidad del proceso científico. En consecuencia, se resalta la necesidad de prestar una atención especial a la participación pública que, en este enfoque, pasa a ser entendida como un elemento necesario pero no suficiente del proceso de evaluación.
- c. Incorporación de mecanismos de participación. Esta incorporación responde a varias razones: (a) incorporar el mejor de los conocimientos posibles sobre el caso de estudio; (b) garantizar la transparencia tanto en la selección de criterios como en la creación y evaluación de las alternativas; (c) generar un proceso de aprendizaje mutuo entre todos los actores implicados en el proceso de evaluación; y (d) establecer un mecanismo de 'control de calidad' continuo que permita revisar y redefinir aquellos aspectos susceptibles de mejora durante el proceso de evaluación.
- d. Desarrollo transparente. Todos los procesos de evaluación y, por tanto, sus resultados, pueden verse influidos por juicios éticos introducidos por cualquiera de los actores implicados y/o afectados por el problema objeto de estudio. Este ha sido precisamente uno de los motivos de crítica al AMC, en comparación con otros métodos de evaluación como el Análisis Coste-Beneficio (ACB), al argumentar que el AMC da oportunidad al analista de introducir sus propios juicios de valor favoreciendo la subjetividad del proceso de evaluación,

por ejemplo, cuando se seleccionan y se ponderan los criterios (van Pelt *et al.*, 1990; Ciani *et al.*, 1993). Para evitar este problema, la transparencia en el proceso de evaluación es un elemento esencial puesto que las asunciones realizadas deben ser claramente explicitadas y conocidas por todos los participantes en el proceso.

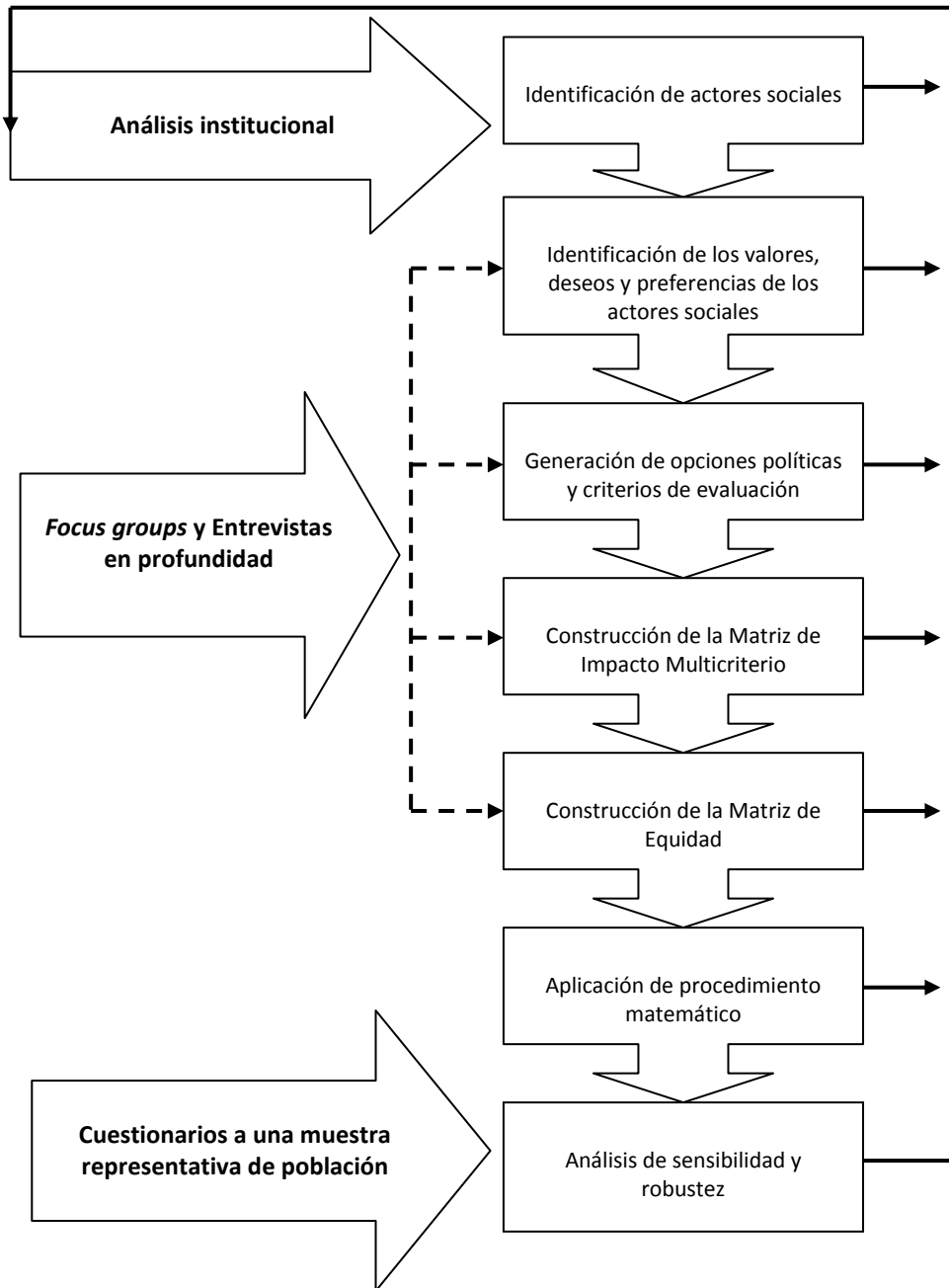
- e. Naturaleza transdisciplinar como la existente en los sistemas socioecológicos complejos. La EMCS es apropiada para afrontar la *inconmensurabilidad técnica* en la medida en que evita el reduccionismo en la construcción de modelos descriptivos a través de asunciones sobre: (a) el propósito del modelo; (b) la escala de análisis; y (c) el establecimiento de dimensiones, objetivos y criterios empleados en el proceso de evaluación.
- f. Integración de los diferentes tipos de información que se disponga. La EMCS es un método que permite utilizar tanto información cuantitativa como cualitativa gracias a la teoría de los conjuntos borrosos o *fuzzy sets*.
- g. Las matemáticas como elemento esencial. Las matemáticas juegan un papel importante ya que la ordenación de las alternativas evaluadas en la Matriz de Impacto Multicriterio se deriva de la resolución de un algoritmo. Así, el uso de las matemáticas es esencial para asegurar que las ordenaciones obtenidas sean consistentes tanto con la información que se haya considerado como con los supuestos adoptados.

5.3.3. Proceso de evaluación

El proceso de la EMCS se desarrolla en un conjunto de fases cuya “implementación ideal” en relación al problema o conflicto objeto de análisis (Munda, 2008) se ilustra en la Figura 5.3. En este proceso destacan, por un lado, la continua retroalimentación entre las diferentes fases, así como con los diversos actores sociales que participan en él y, por otro, la combinación de conocimiento científico y social.

Las fases establecidas no son rígidas, siendo la flexibilidad una de sus principales ventajas a la hora de aplicarlo en situaciones reales. Esta flexibilidad del proceso de evaluación se refleja en la práctica. En un gran número de los casos de estudio recogidos y analizados (Gamboa, 2006; Russi, 2007; Roca *et al.*, 2008; Garmendia, Gamboa *et al.*, 2010; Oikonomou *et al.*, 2011), se ha optado por sintetizar el proceso de la EMCS en 5 fases (Tabla 5.1.). Esta versión operativa del proceso ideal de la EMCS es la que se va a seguir para detallar los objetivos y las tareas del proceso. Es necesario precisar que, a pesar de que las fases se describen de manera individual, siguiendo la filosofía de la EMCS, la conexión y retroalimentación entre ellas es constante.

Figura 5.3. Proceso ideal de la EMCS



Fuente: Munda (2008)

Tabla 5.1. Proceso de la EMCS por fases

Fase 1	Análisis institucional 1.a. Identificación de actores sociales relevantes 1.b. Definición del conflicto
Fase 2	Selección de los criterios de evaluación
Fase 3	Creación de alternativas
Fase 4	Completar la Matriz de Impacto Multicriterio
Fase 5	Método de agregación 5.a. Ranking de alternativas 5.b. Análisis de sensibilidad 5.c. Análisis de conflicto

Fuente: elaboración propia a partir de Munda (2004, 2008), Gamboa (2006), Russi (2007), Roca *et al.* (2008), Garmendia, Gamboa *et al.* (2010) y Oiknomou *et al.* (2011).

Fase 1. Análisis institucional

El análisis institucional, un método frecuentemente utilizado en el campo de la investigación social y la evaluación de políticas públicas, es empleado para explorar la dimensión social del conflicto objeto de estudio. Para llevarlo a cabo, es preciso utilizar diferentes fuentes de información, tales como documentos legislativos, información estadística de fuentes secundarias, estudios previos, etc., junto con un trabajo de campo específico en base a entrevistas en profundidad a informantes clave y actores sociales. Hay dos tareas que sobresalen por encima del resto en esta primera fase: (a) la identificación de los actores sociales; y (b) la definición del conflicto.

Con respecto a la primera de ellas, es necesario identificar a todos los actores sociales relevantes y abordar también el análisis de las relaciones existentes entre ellos prestando una especial atención a la existencia de mecanismos formales o informales de relación. Por ejemplo, la existencia o no de una red institucional estable, su estructura en caso de existir, el tipo de interacciones entre actores y el contexto en el que éstas tienen lugar.

En segundo lugar, para abordar la definición del conflicto se parte del reconocimiento de que el proceso de evaluación se desarrolla en una sociedad pluralista, donde los diferentes actores implicados y/o afectados por el problema detentan diferentes percepciones y visiones. Cada actor involucrado tiene una visión propia plasmada en diferencias en materia de objetivos, intereses, conocimientos y recursos. En este contexto, pueden aparecer visiones enfrentadas y conflictos de intereses entre los actores sociales, reflejo de la *inconmensurabilidad social*.

Fase 2. Selección de los criterios de evaluación

La selección de los criterios de evaluación se deriva de los valores y objetivos de los actores sociales. Esta fase constituye, en definitiva, una traslación técnica de los intereses, necesidades y expectativas reflejados por los actores sociales. Los criterios de evaluación son utilizados para valorar en qué

medida cada una de las alternativas permite alcanzar los objetivos legítimos expresados por los diferentes actores sociales.

Normalmente la selección de los criterios de evaluación y la creación de alternativas se incluyen en una misma fase (véase Figura 5.3). Sin embargo, de acuerdo con Garmendia, Gamboa *et al.* (2010) es preferible anteponer la selección de criterios a la creación de alternativas para evitar así cualquier posicionamiento estratégico de los actores sociales en la generación de alternativas.

Fase 3. Creación de alternativas

A diferencia de lo que ocurre en otros métodos de la familia del AMC o el propio ACB, en la EMCS la generación de alternativas políticas es el resultado del diálogo entre los actores sociales y el equipo investigador. Así, la participación en la EMCS es utilizada como un *input* estratégico en el análisis, que es sometido al escrutinio técnico del equipo a la hora de determinar los criterios, sus pesos y las alternativas (Munda, 2004).

Por tanto, la EMCS resulta un enfoque de evaluación más atractivo desde un punto de vista social que otros métodos AMC y el ACB, siendo ésta precisamente una de las mayores ventajas y fortalezas de este enfoque de evaluación. La EMCS permite que no sólo los criterios de evaluación y sus pesos sean el resultado de la interacción entre los actores sociales y el equipo investigador, sino también la generación del abanico de posibles acciones potenciales u opciones políticas, es decir, las alternativas.

Fase 4. Construcción de la Matriz de Impacto Multicriterio

Desde el punto de vista operativo, la EMCS tiene por objetivo evaluar diferentes alternativas en base a una determinada batería de indicadores correspondientes con los criterios seleccionados. Todo esto se sintetiza en la denominada Matriz de Impacto Multicriterio, donde se recoge la información de los impactos generados en cada alternativa en base a los criterios de evaluación (Tabla 5.2). El proceso de elaboración de la Matriz de Impacto Multicriterio comprende las siguientes tareas:

- a. Selección de indicadores para valorar los impactos o representaciones de las alternativas. Esta tarea está estrechamente ligada a la fase 2 del proceso, ya que los indicadores seleccionados han de convertir en mensurable el grado de cumplimiento de los criterios.
- b. Elección de la escala temporal y espacial en la que los indicadores son valorados.

c. Obtención de datos e información necesarios para la valoración de los criterios; pueden utilizarse varios indicadores para la valoración de un solo criterio.

d. Evaluación de las alternativas de acuerdo con las valoraciones de los criterios.

Tabla 5.2. Ejemplo de Matriz de Impacto Multicriterio

Dimensiones	Criterios	Unidades de medida	Alternativas			
			a_1	a_n
Económica (Ec)	Ec_1	...	$Ec_1(a_1)$	$Ec_1(a_n)$

Ecológica (El)	Ec_m	...	$Ec_m(a_1)$	$Ec_m(a_n)$
	El_1	...	$El_1(a_1)$	$El_1(a_n)$

Social (Soc)	El_p	...	$El_p(a_1)$	$El_p(a_n)$
	Soc_1	...	$Soc_1(a_1)$	$Soc_1(a_n)$

...	Soc_q	...	$Soc_q(a_1)$	$Soc_q(a_n)$
...

Fuente: elaboración propia a partir de Martínez Alier *et al.* (1998).

Nota: la notación genérica de los criterios, habitualmente conocida como g , ha sido reemplazada por las abreviaturas correspondientes a la dimensión perteneciente (Ec, El, Soc,...).

Los criterios pueden clasificarse en diferentes dimensiones (económica, ecológica, social, etc.) de acuerdo con la tipología de criterios derivada del proceso participativo. En cuanto a la evaluación se refiere, entre las n alternativas factibles en la Matriz de Impacto algunas de ellas aparecerán como más preferidas que otras en base a un determinado criterio de evaluación. A modo de ejemplo, a_1 sería preferida a a_n para el criterio Ec_1 si $Ec_1(a_1) > Ec_1(a_n)$, de manera que la existencia de múltiples dimensiones y criterios de evaluación puede ser representada en la Matriz de Impacto Multicriterio. En definitiva, la representación de la información en la Matriz de Impacto Multicriterio permitirá lo siguiente: (a) estructurar toda la información de manera simplificada y clara; (b) reflejar la diversidad de impactos generados de acuerdo con diferentes tipos de información (ordinal, cualitativa, conjuntos borrosos, etc.); (c) comparar cada alternativa con el resto de acuerdo con sus fortalezas y debilidades haciendo explícitos los *trade-offs* existentes; y (d) analizar los criterios (objetivos y valores de los actores sociales) a favor de cada alternativa.

Fase 5. Método de agregación

En esta última fase se desarrollan tres tareas principales de manera conjunta, aunque tradicionalmente se ha tendido a abordarlas por separado: (a) obtención de la ordenación o ranking de alternativas; (b) realización del análisis de sensibilidad; (c) el análisis de conflicto.

5.a. Ranking de alternativas

El método de agregación tiene que ver con el modo en el que se obtiene el ranking de alternativas. En este sentido, una vez completada la Matriz de Impacto Multicriterio, las valoraciones de los criterios para cada alternativa han de ser agregadas por medio de un algoritmo matemático. La resolución de este algoritmo matemático dará lugar a la ordenación de alternativas o ranking de alternativas¹⁷⁸. Tal como se ha analizado en el capítulo 4, existe un elevado número de algoritmos matemáticos y de métodos para resolver problemas de naturaleza multicriterio. Sin embargo, para la evaluación de ENPs entendemos que debe utilizarse un método que incluya propiedades deseables en el contexto de la sostenibilidad de acuerdo con lo señalado en el Apdo. 4.3.7. En concordancia con las asunciones de la EMCS, el método NAIAD (un método multicriterio de superación u *outranking method*), cumple estas propiedades. No obstante, el trabajo técnico a desarrollar para el logro del ranking de alternativas debe ser asumido en cualquier caso desde una perspectiva transdisciplinar.

5.b. Análisis de sensibilidad

Una vez logrado el ranking de alternativas, el análisis de sensibilidad permitirá determinar en qué medida responden los resultados cuando son modificadas algunas de las asunciones del modelo¹⁷⁹. Las valoraciones de los criterios son determinadas tras un trabajo técnico pero deben ser el reflejo de las posiciones éticas mantenidas por los actores sociales. Por lo tanto, el análisis de sensibilidad desempeña un papel fundamental dentro de la EMCS ya que debe demostrar cómo el modelo responde a diferentes posiciones éticas. Es, en este momento, cuando la transparencia del análisis y la rendición de cuentas a la sociedad civil son fuertemente potenciadas.

5.c. Análisis de conflicto

El análisis de conflicto no se encuentra directamente relacionado con el método de agregación aunque preferentemente se lleva a cabo al final del proceso de evaluación. El fundamento de este análisis se basa en la Matriz de Equidad, cuya construcción se suele llevar a cabo tras la Matriz de Impacto Multicriterio. De entre los métodos presentados en el Apdo. 4.3.7, el método multicriterio NAIAD es el único que posee la característica de poder llevar a cabo un análisis de conflicto. Este análisis contribuye a explicitar aspectos distribucionales en la toma de decisiones ya que permite

¹⁷⁸ Desde este punto de vista, se afronta un problema de ordenación o 'ranking problematic' (P.γ) (véase Apdo. 4.3.3.3).

¹⁷⁹ Para una revisión en profundidad de los métodos y aplicaciones de análisis de sensibilidad véanse Saltelli *et al.* (2000) y Saltelli *et al.* (2004).

conocer la posición de los diferentes actores respecto a cada una de las alternativas propuestas e identificar aquellos grupos que resultan más beneficiados y/o perjudicados. En este sentido, el análisis de conflicto contribuye a la búsqueda de *soluciones de compromiso* desde un punto de vista social (De Marchi *et al.*, 2000; Russi, 2007; Munda, 2008).

El proceso de evaluación no debe finalizar con el mero logro de resultados de orden técnico. Estos resultados han de ser presentados a los actores sociales para su discusión mediante una nueva ronda de participación pública abierta a través de, por ejemplo, entrevistas, talleres y/o encuestas. Este debería ser considerado en realidad el último paso de la evaluación, pero es preciso tener en cuenta que, incluso en este momento, pueden llegar a aparecer nuevos conflictos. En este caso, se debería afrontar una reestructuración del problema objeto de estudio, lo que pondría en evidencia la necesidad de iniciar un nuevo proceso de evaluación, tal como se ilustra en la Figura 5.3. De hecho, la utilidad del proceso de evaluación reside básicamente en su capacidad para convertirse en un medio para el aprendizaje social y la mejora de la calidad del diseño de las políticas públicas.

5.3.4. Análisis de estudios empíricos de la Evaluación Multicriterio Social

Hasta la fecha, la EMCS ha sido empleada en diversos contextos y en situaciones que responden a objetivos diferentes en el marco de los sistemas socioecológicos complejos. La Tabla 5.3 refleja las principales características de los estudios empíricos publicados.

Tabla 5.3. Principales características de estudios empíricos de EMCS

Autor(es)	Año	Lugar	Objeto	Conflicto	Mecanismos y/o técnicas de participación	Nº criterios / Nº alternativas
Munda	1995	Parque Natural del Delta del Po, Italia	Gestión ambiental de un área concreta	Desarrollo agrícola vs. Inundación favorecedora del medio	Sin participación	6 / 5
De Marchi <i>et al.</i>	2000	Troina, Sicilia, Italia	Provisión y gestión del agua	Desaprovechar el potencial de recursos hídricos vs. Aprovechamiento integral de recursos hídricos	Entrevistas en profundidad; Encuestas a residentes	9 / 8
Munda	2006	Budapest, Moscú, Amsterdam, Nueva York	Políticas de sostenibilidad urbanas	Sin conflicto específico	Sin participación	9 / 4
Gamboa	2006	Región de Aysén, Chile	Desarrollo regional	Desarrollo en base a la industria del aluminio vs.	Entrevistas en profundidad; <i>Focus groups</i> ; Talleres con	9 / 3 (3 escenarios en 2 periodos diferentes)

Autor(es)	Año	Lugar	Objeto	Conflicto	Mecanismos y/o técnicas de participación	Nº criterios / Nº alternativas
				Desarrollo en base a otras actividades	menores (14-18 años)	
Gamboa y Munda	2007	Urgell y Conca de Barberà, Cataluña	Ubicación de parques eólicos	Energía eólica vs. Mantenimiento del territorio y paisaje	Entrevistas en profundidad; <i>Focus groups</i>	9 / 7
Russi	2007 ¹	Parque Natural de Montseny, Cataluña	Electrificación rural	Energía solar vs. Abastecimiento eléctrico "tradicional"	Entrevistas en profundidad; Entrevistas telefónicas	9 / 3
Russi	2007 ¹	Italia	Política de la energía de biodiesel	Uso de tierra para producción de biodiesel vs. Ahorro de emisiones de CO ₂	Sin participación	10 / 3
Tarrason <i>et al.</i>	2007	Taradell, Cataluña	Fertilización de tierras para cultivo	Diversas técnicas de fertilización en conflicto	Entrevistas en profundidad a propietarios	6 / 4 (visión técnica) 5 / 4 (visión propietarios)
Roca <i>et al.</i>	2008	Lido de Sète, Francia	Riesgo de erosión costera	Protección de la línea de costa vs. Repliegue de la línea de costa	Entrevistas en profundidad; Reuniones con representación de todos los actores	8 / 9
Paneque <i>et al.</i>	2009	Costa del Sol, Andalucía	Provisión y gestión del agua	Múltiples formas de provisión y gestión del agua en conflicto	Entrevistas en profundidad; <i>Focus groups</i> ; Encuestas a población local	11 / 9
Siciliano	2009	Sur de la Toscana, Italia	Agricultura sostenible	Producción de trigo vs. Conservación de suelos	Encuestas a determinados actores sociales; Entrevistas en profundidad; Entrevistas telefónicas	8 / 3
Garmendia, Gamboa <i>et al.</i>	2010	Reserva de la Biosfera de Urdaibai, CAPV	Gestión integrada de zonas costeras	Múltiples usos y actividades en conflicto	Entrevistas en profundidad; Presentación abierta; <i>Focus groups</i>	8 / 11
Monterroso <i>et al.</i>	2011	Lago Izabal, Guatemala	Análisis de especies invasoras	Diferentes medidas de control y gestión en conflicto	Entrevistas en profundidad; <i>Focus groups</i> ; Talleres	7 / 5
Oikonomou <i>et al.</i>	2011	LIC Kalloni (Natura 2000), Lesbos,	Planificación en base a funciones ecosistémica	Desarrollo urbanístico y explotación costera vs.	Entrevistas en profundidad; Cuestionarios; Observación	9 / 3

Autor(es)	Año	Lugar	Objeto	Conflicto	Mecanismos y/o técnicas de participación	Nº criterios / Nº alternativas
		Grecia	s	Conservación de los recursos naturales	participativa	

Fuente: elaboración propia.

Nota (1): en el mismo trabajo se abordan 2 estudios de caso diferentes.

Para su análisis, estos estudios empíricos pueden clasificarse en base al objeto de evaluación, que condiciona el tipo de conflicto socioecológico abordado. En un primer grupo, tres trabajos abordan aspectos relacionados con la agricultura aunque de manera diferenciada. Siciliano (2009) pone de manifiesto un conflicto explícito entre el cultivo de trigo para la producción de pasta y la degradación de la calidad de tierras derivada de su cultivo. Tarrason *et al.* (2007) evalúan diferentes técnicas de fertilización de tierras para cultivo valorando una tipología amplia de impactos generados (grado de toxicidad, costes, etc.). En este trabajo, llama la atención la elaboración de dos Matrices de Impacto Multicriterio, una correspondiente a la visión técnica de los investigadores y la otra a la visión de los actores sociales. Por último, Munda (1995) se centra en evaluar diferentes alternativas para la gestión ambiental de un área concreta; éstas van desde su inundación, lo que genera efectos ecológicos positivos pero un impacto económico negativo sobre la agricultura, hasta la optimización de la actividad agrícola pasando por la combinación de ambas.

Un segundo grupo lo constituyen tres trabajos donde el núcleo duro del conflicto radica en la sostenibilidad de los usos y actividades ubicados en la costa. Roca *et al.* (2008) subrayan el riesgo de erosión en base a un caso de estudio de un municipio costero localizado en el Sur de Francia. Tras la evaluación efectuada se concluye que alternativas adaptativas tales como el desplazamiento de la carretera hacia el interior junto con otras medidas adicionales como la restauración de dunas (“repliegue de la línea costera”) son preferibles a aquellas vinculadas a la construcción de rompeolas en paralelo a la costa (“protección de la línea costera”). Garmendia, Gamboa *et al.* (2010) centran su análisis en la compatibilidad de múltiples usos (agrario, industrial, recreativo y de conservación) y en la gestión integrada del estuario de Urdaibai (País Vasco). En esta evaluación destaca el hecho de que una actuación concreta, el dragado del estuario, condiciona en gran medida otra serie de usos y actividades. Así, los escenarios sobre los que se han construido las alternativas se basan en que el dragado se lleve a cabo o no (no dragado, máximo dragado, mínimo dragado). Por último, Oikonomou *et al.* (2011) abordan un conflicto enraizado entre el desarrollo principalmente urbanístico y turístico en la línea costera del Golfo de Kalloni (Grecia) y su conservación. El conflicto adquiere mayor relevancia si cabe en la medida en que está previsto que este lugar pase a formar parte de la Red Natura 2000.

Un tercer grupo de estudios se enmarcan en el campo de las energías renovables. Gamboa y Munda (2007) analizan la ubicación de parques eólicos en dos comarcas de Cataluña. Al margen de las bondades de la energía eólica como fuente de energía alternativa, se ponen de relieve los conflictos locales generados debido a una distinta valoración de sus ventajas (desarrollo económico, fuente de ingresos, etc.) e inconvenientes (impacto paisajístico, impacto sobre el turismo, comportamiento *NIMBY*, etc.). Russi (2007) aborda en un solo trabajo el análisis de dos casos diferentes de sendas fuentes de energía renovable. En primer lugar, evalúa diferentes alternativas de electrificación rural mediante la energía solar. Y en segundo lugar, estudia la conveniencia de la producción a gran escala de biodiesel en Italia, haciendo especial énfasis en la discusión del conflicto desde el punto de vista, por un lado, de la contaminación urbana y, por otro, de la agricultura ecológica.

Un cuarto grupo lo constituyen los trabajos centrados en la provisión y gestión de recursos hídricos. De Marchi *et al.* (2000) abordan las posibilidades de un aprovechamiento integral de los recursos hídricos de un municipio de Sicilia ante su aparente desaprovechamiento. Este trabajo fue pionero en la aplicación de la EMCS con un proceso participativo abierto a la intervención de todos los actores sociales involucrados. Paneque *et al.* (2009) llevan a cabo su evaluación en un contexto y de acuerdo con una escala de mayor relevancia como es la Costa del Sol (Málaga). Su análisis deriva de la competencia y conflicto entre los diferentes usos del agua en esta región puestos de manifiesto tras continuados periodos de sequía.

Por último, hay otros dos trabajos que abordan temas diversos. En el primero, Gamboa (2006) evalúa diferentes escenarios de desarrollo ante la posibilidad de que una empresa de gran tamaño dedicada a la fundición del aluminio se instale en la región de Aysén (Chile). Dentro del proceso participativo llevado a cabo, lo más destacado son los talleres desarrollados con menores de entre 14 y 18 años, dando voz así a un segmento de población normalmente excluido de los ámbitos de decisión. En el segundo, Monterroso *et al.* (2011) analizan las diferentes alternativas de gestión ante el avance de una especie invasora en el Lago Izabal (Guatemala). Se ponen de manifiesto con ello los impactos generados en términos ecológicos, económicos y sociales.

En cuanto a los mecanismos de participación se refiere, la mayoría de los estudios analizados emplean las entrevistas en profundidad, los talleres y/o los *focus groups*. En algunos casos, se ha introducido también el uso de cuestionarios que contribuyen a obtener información proveniente de una muestra más amplia que la de los actores sociales entrevistados, aumentando así el alcance geográfico de área objeto de estudio (Paneque *et al.*, 2009). Sin embargo, lo más destacable es que algunas de estas evaluaciones no han desarrollado un proceso participativo real. Esto sucede en los

casos de las evaluaciones desde una escala superior a la local (Munda, 2006; Russi, 2007)¹⁸⁰, con lo que el desarrollo de procesos participativos donde intervengan los actores sociales involucrados no resulta una tarea sencilla. En estos casos se ha optado bien por hacer uso de la información estadística disponible en bases de datos (Munda, 2006), o bien por analizar fuentes complementarias de información tales como informes, artículos de prensa, etc. (Russi, 2007) para paliar el déficit de participación directa.

Al margen de los estudios empíricos que abordan conflictos explícitos, otras aportaciones también han contribuido a ilustrar la aplicación de la EMCS a casos reales diversos. Desde un punto de vista más teórico, hay que destacar la contribución hecha por Munda (2005a) al abogar por un marco metodológico multicriterio como la EMCS para la elaboración de indicadores de sostenibilidad. En esta misma línea, se enmarca la aplicación de la EMCS a 4 grandes ciudades en el marco de las políticas de sostenibilidad urbana (Munda, 2006). En ambas investigaciones se ha utilizado el método multicriterio NAIADE.

Por último, es posible también encontrar otros trabajos de investigación que han seguido metodologías frontera a la EMCS y/o enfoques muy similares (Brown *et al.*, 2001; Messner *et al.*, 2006; Proctor y Dreschler, 2006)¹⁸¹. Todos estos trabajos comparten la característica de incluir la participación de actores sociales en su proceso de decisión y de abordar un conflicto socioecológico más o menos explícito en un contexto de incertidumbre. Además, en todas ellas, se destaca el hecho de que el AMC es un instrumento de evaluación integrador capaz de combinarse con otras metodologías tales como la valoración contingente (Brown *et al.*, 2001), el ACB (Messner *et al.*, 2006) y el Jurado de ciudadanos (Proctor y Dreschler, 2006).

5.4. Propuesta metodológica para la evaluación de Espacios Naturales Protegidos

De acuerdo con los argumentos expuestos hasta el momento, es posible concluir que la EMCS es un enfoque de evaluación que se adapta a las necesidades específicas de los ENPs y al contexto en el que estos espacios se desenvuelven. En síntesis, entendemos que la EMCS es un marco metodológico pertinente para la evaluación de ENPs por varias razones:

¹⁸⁰ Russi (2007) sólo utiliza este enfoque en uno de sus 2 estudios de caso (véase Tabla 5.3).

¹⁸¹ Se tiene constancia de otra investigación que aún se encuentra en curso (Ravera *et al.*, 2009). De acuerdo con un marco metodológico integrador y participativo basado en investigación-acción participativa, el objetivo de este trabajo es evaluar diferentes alternativas de gestión y desarrollo ante la degradación de un 'agroecosistema semiárido' ubicado en un área protegida de Estelí (Nicaragua).

- a. La visión integrada adoptada en esta Tesis para comprender y explicar los ENPs es respaldada por la EMCS, ya que permite incluir *diferentes dimensiones* (económica, ecológica, social, institucional, etc.) a través de los diferentes criterios de evaluación.
- b. Los ENPs son lugares donde confluyen diferentes objetivos e intereses, en numerosas ocasiones contrapuestos, lo que también da lugar a *conflictos socioecológicos*. La EMCS es precisamente un marco metodológico que apoya la toma de decisiones en situaciones complejas y que sirve como herramienta para la búsqueda de soluciones de compromiso.
- c. Los ENPs también constituyen ejemplos de sistemas socioecológicos complejos donde su evolución y continua adaptación conllevan un alto grado de incertidumbre, en particular en lo referente a su *gestión (gestión adaptativa)*. También, en este sentido, la EMCS constituye un marco metodológico apropiado, ya que tiene en cuenta la incertidumbre al considerar las asunciones existentes tras los criterios de evaluación y no trasladar todos los impactos posibles a una sola unidad de medida.
- d. La EMCS es una herramienta de evaluación no-compensatoria y, por tanto, aboga por la sostenibilidad fuerte. Tal como se ha señalado en el Apdo. 4.2.5.2, cuando se declara un ENP, en principio, se asume que sus hábitats y especies serán protegidos ‘para siempre’. Los espacios naturales no suelen ser protegidos para un periodo corto de tiempo (p.ej., 10 ó 15 años), sino que su protección supone una visión de largo plazo. Este enfoque está vinculado con la *sostenibilidad fuerte* en la medida en que en el área en cuestión no se producirá sustitución alguna del capital natural. Por tanto, es razonable concluir que el empleo de herramientas de evaluación no-compensatorias son las más apropiadas.
- e. La EMCS permite introducir la *participación* como elemento esencial en la toma de decisiones sobre el ENP en cuestión. Esto es congruente con la visión actual de los ENP según la cual se trata de fomentar la participación de las comunidades locales. Además, constituye una metodología adaptativa y dinámica en la medida en que permite un continuo proceso de aprendizaje social, lo que en definitiva redundará en una mejor gobernanza de los ENPs.

Esta potencialidad teórica también se comprueba en la revisión de estudios empíricos realizada en el apartado anterior. Algunas de estas investigaciones se han desarrollado en ENPs (Munda, 1995; Russi, 2007; Garmendia, Gamboa *et al.*, 2010; Oikonomou *et al.* 2011), aunque en uno de ellos se observa que la estructuración del problema así como los resultados no se ven

condicionados por el hecho de que la evaluación se desarrolle en el contexto de un ENP (Russi, 2007)¹⁸².

Munda (1995) realiza un interesante ejercicio multicriterio integrador que va en la línea de la visión más actual en torno a los ENPs. La evaluación se lleva a cabo en un área concreta del Parque Natural del Delta del Po (Italia) e integra criterios económicos (beneficios brutos, empleo), criterios ligados a la función recreativa de los ENP (atractivo turístico, atractivo recreativo) y criterios ecológicos (equilibrio ecológico del bosque, riesgo de daño ecológico). La principal enseñanza a destacar en este trabajo es que, tal y como establece la filosofía de la EMCS, no existe una solución óptima sino una solución de compromiso.

Garmendia, Gamboa *et al.* (2010) refuerzan esta visión integradora en ENPs al llevar a cabo una evaluación de carácter multidisciplinar en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (País Vasco). Aún sin hacer frente a un conflicto específico, se pone de manifiesto la dificultad de compatibilizar los múltiples usos y actividades coexistentes en el estuario de Urdaibai y responder a los legítimos intereses de los actores sociales involucrados. Estos resultados se alcanzan tras el desarrollo de un proceso participativo robusto donde se utilizaron entrevistas en profundidad, presentaciones, *focus groups* y reuniones con expertos.

Desde una perspectiva centrada básicamente en el análisis de conflicto, Oikonomou *et al.* (2011) abordan, de manera más específica, un conflicto explícito en el LIC de Kalloni (Lesbos, Grecia). Analizan el típico caso de conflicto de ENP en el que la población local se opone a la designación y gestión del área bajo parámetros de conservación. El principal conflicto radica en la clasificación de algunas tierras privadas como protegidas y en la prescripción de establecer una regulación restrictiva en relación a su uso y explotación; un hecho considerado por los propietarios equivalente a la depreciación de sus activos y a la violación de los derechos de propiedad. En definitiva, el conflicto que subyace es entre, por un lado, la implementación del plan de conservación que dé pie a que el área pase a formar parte de la Red Natura 2000 y, por otro, el mantenimiento del *status quo*. En el marco de la EMCS, de los 3 escenarios propuestos (implementación total del plan de Natura 2000; implementación parcial del plan Natura 2000; y *status quo*) los preferidos en función de los criterios establecidos son los dos primeros, relegando al último lugar el *status quo*.

En definitiva, tanto desde una perspectiva teórica como aplicada, se pone de manifiesto la pertinencia del uso de la EMCS a fin de evaluar alternativas vinculadas al proceso de toma de

¹⁸² Russi (2007) sólo ha desarrollado en un ENP uno de los 2 estudios de caso abordados (véase Tabla 5.3).

decisiones en el contexto de los ENPs. En este sentido, entendemos que la EMCS constituye un marco metodológico apropiado y pertinente para la evaluación de diferentes alternativas referentes tanto a la política de ENPs en términos generales como a aspectos más concretos, tales como aquellos relacionados con la planificación y gestión de estos lugares.

PARTE III: ESTUDIO DE CASO: EVALUACIÓN DEL L.I.C. GÁRATE-SANTA BARBARA

6. Análisis institucional y proceso participativo

6.1. Pertinencia del estudio de caso

Los capítulos 6 y 7 en su conjunto desarrollan el análisis del estudio de caso (parte III de esta Tesis). La metodología propuesta ha sido testada mediante su aplicación en el Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) Garate-Santa Bárbara (G-SB), ubicado en los municipios de Zarautz y Getaria (Gipuzkoa). Tal y como se ha señalado en el capítulo 2, en el proceso de conformación de la Red Natura 2000, los LIC han de convertirse en Zonas de Especial Conservación (ZEC) en el plazo de 6 años desde su designación, para lo que han de contar con las necesarias medidas de gestión o, en su caso, con un plan de gestión. Se ha señalado, asimismo, que en relación a la Red Natura 2000 de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) está previsto que sus 52 LIC (aproximadamente el 20% de su superficie) se conviertan en ZEC para 2014. No obstante, de momento no se ha declarado ninguna ZEC y sólo algunos lugares se encuentran en fase de Aprobación Inicial para designarse como tal¹⁸³. G-SB es uno de estos lugares y, por ello, se encuentra en un momento clave de cara a su planificación y gestión. La aprobación definitiva de su plan de gestión conllevará la declaración de ZEC de G-SB¹⁸⁴.

En este preciso momento, en el que la planificación de las medidas de ordenación y gestión está siendo abordada, el diseño e implementación de procesos de evaluación de estos espacios naturales en base a enfoques integrales, transdisciplinarios y participativos resulta una alternativa de trabajo innovadora y con capacidad de mejorar la calidad de la toma de decisiones. La inclusión de una visión integrada y participativa en la conformación de la Red la dotaría de mayor eficacia en la consecución de sus objetivos y contribuiría asimismo a una mayor aceptación social, lo que redundaría en una mejor gobernanza.

¹⁸³ Fuente: http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-u95/es/contenidos/informacion/natura_2000/es_10989/participacion.html [acceso el 05/09/2012].

¹⁸⁴ El estudio de caso fue desarrollado con anterioridad a la elaboración del plan de gestión, cuya autoría corresponde a la consultora Ostadar SL. A falta de la resolución de las alegaciones presentadas, el plan de gestión se encuentra en situación de Aprobación Inicial desde el 25 de enero de 2011. Véase: http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-orokorra/es/contenidos/informacion/natura_2000/es_10989/aprobacion_inicial.html [acceso el 23/11/2012].

G-SB es un espacio muy representativo de la visión integrada de los ENPs defendida en esta Tesis. En primer lugar, la conservación de determinadas especies de flora y hábitats enmarcan este espacio en el camino hacia la sostenibilidad; en segundo lugar, su ubicación territorial es concebida en el marco de la ordenación territorial de la CAPV y, de cara al interior, los usos del suelo se ordenan de acuerdo a su vocación; y por último, las actividades agropecuarias y forestales desarrolladas en su interior y entorno más cercano asocian este espacio con el desarrollo rural.

Por otra parte, el espacio natural G-SB contiene características que lo identifican plenamente con el contexto de toma de decisiones y elección social al que, hoy en día, se enfrentan los decisores políticos en materia de conservación. G-SB es reflejo del alto grado de incertidumbre ligado a decisiones futuras en torno a la planificación y gestión de los lugares Natura 2000; refleja los valores e intereses contrapuestos de los diferentes actores sociales involucrados; corre el riesgo de que especies y hábitats de gran valor ecológico se deterioren en caso de no actuar activamente en su ordenación y gestión; y, en consecuencia, se han de tomar decisiones al respecto, con la urgencia añadida que supone el marco temporal establecido. Como señalan Funtowicz y Ravetz (1991, 1994), “los hechos son inciertos, hay valores en disputa, los riesgos son altos y las decisiones urgentes”.

El estudio de caso consta de dos ejercicios, ambos desarrollados bajo el marco metodológico de la EMCS. El Ejercicio 1 se ha enmarcado en un proyecto más amplio y de mayor alcance cuya financiación corrió a cargo de Ihoibe SA¹⁸⁵, dentro de su convocatoria de Proyectos Innovadores 2008. El objetivo de este proyecto fue proponer marcos metodológicos innovadores para la gestión de espacios naturales, para lo que se utilizó el LIC G-SB como estudio piloto. El Ejercicio 2 se ha desarrollado al margen del citado proyecto. Sin embargo, y de acuerdo con la filosofía de la EMCS, el planteamiento del Ejercicio 2 ha sido producto del análisis y de las conclusiones alcanzadas en el primer ejercicio. Por consiguiente, el conocimiento y la cercanía con respecto al LIC G-SB así como las relaciones entabladas con los actores sociales para el desarrollo del Ejercicio 1 fueron imprescindibles para la ejecución del segundo. En todo caso, ambos ejercicios están dirigidos a la búsqueda de alternativas de gestión en el marco de los ENPs y, en particular, de los espacios de la Red Natura 2000.

6.2. Marco analítico del estudio de caso

Tal y como se ha explicado en el Apdo. 5.3.3 el análisis institucional constituye la primera fase en el proceso de la EMCS. Su función es aproximarse a la situación que se quiere analizar mediante la

¹⁸⁵ Código OTRI de la UPV/EHU: 2008.0101

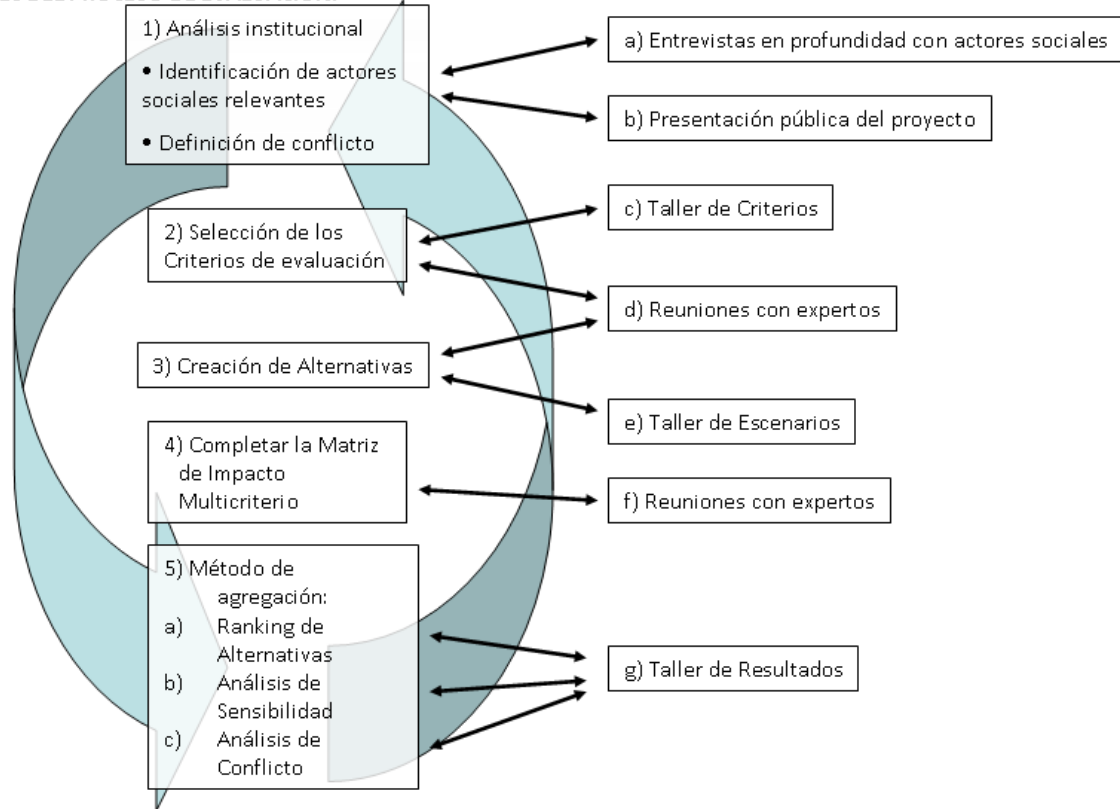
revisión de la información documental existente y el establecimiento de contactos con los actores sociales que tengan intereses en la zona estudiada. En nuestro caso, el análisis institucional llevado a cabo ha perseguido 2 objetivos principales: por una parte, identificar a los actores sociales relevantes y, por otra, acotar y definir el conflicto socioecológico (Figura 6.1). Así, se ha querido conocer de primera mano el posicionamiento y discurso de los actores en referencia a los posibles conflictos socioecológicos del LIC, al tiempo que se ha indagado en la situación actual y pasada de usos y actividades desarrolladas en el mismo.

Figura 6.1. Marco metodológico de la EMCS y proceso participativo en G-SB

EVALUACIÓN MULTICRITERIO SOCIAL (EMCS):

-Ranking de alternativas de acuerdo con diferentes criterios

FASES DEL PROCESO DE EVALUACIÓN:



Fuente: elaboración propia.

La información empleada en el análisis institucional ha provenido tanto de fuentes estadísticas secundarias y fuentes documentales, como de las entrevistas en profundidad llevadas a cabo a los actores sociales con intereses en el LIC. Esta última fuente, junto con la presentación pública del proyecto al conjunto de actores sociales, han constituido los principales hitos del proceso participativo de la fase 1 (Análisis institucional) de la EMCS (Figura 6.1). Por una parte, el estudio de fuentes documentales de planificación y legislación del área de estudio ha permitido conocer las

‘reglas de juego’ y el campo de actuación existente sobre los usos y actividades en la zona, lo que ha resultado esencial para la ulterior propuesta de escenarios y alternativas. Por otra parte, las más de 25 entrevistas en profundidad llevadas a cabo han permitido, al margen de conocer el discurso y posicionamiento de los actores sociales, establecer las bases de los análisis de conflicto desarrollados tanto para el Ejercicio 1 como para el Ejercicio 2.

Las fases 2, 3, 4 y 5 de la EMCS también se encuentran estrechamente relacionadas con diferentes hitos del proceso participativo (Figura 6.1). La selección de criterios de evaluación (fase 2) y la creación de alternativas (fase 3) encuentran un sustento fundamental en el Taller de criterios y en el Taller de escenarios, respectivamente. Además, el desarrollo de ambas fases junto con la elaboración de la Matriz de Impacto Multicriterio (fase 4) ha estado acompañada de reuniones con expertos. En la fase 5, los resultados obtenidos en base al Ranking de alternativas y al Análisis de conflicto, fueron contrastados con los actores sociales en el Taller de resultados.

6.3. Análisis institucional

6.3.1. Características naturalísticas y socioeconómicas del LIC G-SB

El LIC G-SB se localiza en la ladera sur de una modesta elevación de dirección paralela a la costa entre Zarautz y Getaria (Figura 6.2), en Gipuzkoa. Su superficie es de 142 Ha, de las cuales 81 pertenecen a Getaria y 61 a Zarautz, todas ellas de propiedad privada. El principal valor naturalístico del enclave es la existencia del alcornoque (*Quercus suber*), especie abundante en la Región Biogeográfica Mediterránea pero de presencia mucho más reducida en la Región Biogeográfica Atlántica. Este lugar alberga las únicas representaciones agrupadas y bosquetes de cierta entidad de alcornocal de la CAPV, lo que le confiere una importancia destacada para su conservación.

Junto a su valor naturalístico, el LIC posee otros valores notables, entre los que destacan las vistas panorámicas de la costa que existen desde el cordal y la función que cumple como zona de esparcimiento principalmente para la población de Zarautz y Getaria. G-SB es un área que reúne a numerosos paseantes locales sobre todo los fines de semana y por el que circulan los peregrinos que deciden realizar el Camino de Santiago por la costa y/o los excursionistas que utilizan otros caminos señalizados.

Figura 6.2. Mapa del LIC G-SB



Fuente: Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. Véase: www.ingurumena.ejgv.euskadi.net

La zona de G-SB se incluyó en la Red Natura 2000 como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) en diciembre de 2004, según decisión de la Comisión Europea (CE), de 7 de diciembre de 2004¹⁸⁶ (código LIC: ES2120007). Su inclusión como LIC obedece, de acuerdo con el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE (Directiva Hábitats), a la existencia de 5 tipos de hábitats de interés comunitario (código): Brezales secos europeos (4030), Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga (4090), Prados pobres de siega de baja altitud (*Alopecurus pratensis* y *Sanguisorba officinalis*) (6510), Alcornocales de *Quercus suber* (9330) y Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia* (9340). Por otro lado, se trata de un espacio que también acoge aves que figuran en el Anexo I de la Directiva 79/409/CEE (Directiva Aves)¹⁸⁷ como *Caprimulgus europaeus*, *Circus cyaneus*, *Lanius collurio*, *Milvus milvus* y *Sylvia undata* e invertebrados como *Euphydryas aurinia*, *Lucanus cervus* y *Cerambyx cerdo* que figuran en el Anexo II de la Directiva Hábitats.

La mayor parte de la superficie del LIC corresponde a brezales secos europeos y a prados de siega, mientras que los bosquetes de alcornoque existentes tienen un carácter más bien residual. Entre los bosquetes de alcornocal destacan tres rodales de cierta entidad, cuyas estructuras son muy diversas: ámbitos con aspecto adhesionado, rodales jóvenes y pequeños grupos de árboles maduros

¹⁸⁶ Decisión 2004/813/CE de la CE. Véase: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:387:0001:0096:ES:PDF>

¹⁸⁷ La antigua Directiva 79/409/CEE fue modificada por la Directiva 2009/174/CE. Sin embargo, en el momento de declaración del LIC G-SB el texto legislativo utilizado fue la Directiva 79/409/CEE.

bien conservados. No obstante, en la totalidad del espacio aparecen pies aislados. La presencia espontánea del alcornocal podría interpretarse como un testimonio relicto de condiciones diferentes a las actuales (Loidi, 1981; Loidi y Fernández, 1986). Además de los rodales de alcornoques y la presencia de encinares, la cubierta vegetal está dominada por repoblaciones forestales, que conviven con los prados de siega de algunos caseríos y los matorrales de argoma y helecho. Este ha sido el paisaje tradicional de la zona. No obstante, en los últimos años ha aparecido con fuerza un nuevo uso del suelo, los viñedos de la variedad de uva ‘hondarribi’, que constituye la materia prima para la producción de la variedad de vino blanco *Getariako Txakolina*.

La distribución de usos del suelo del LIC se corresponde con un terreno donde coexisten diferentes usos productivos y donde tradicionalmente ha destacado la actividad ganadera. De acuerdo con la información disponible¹⁸⁸, el principal uso del suelo es el forestal con un 37,4%, seguido de pastizal 17,1% y el pasto arbustivo 13,1% (Tabla 6.1). A continuación, le siguen la tierra arable con un 10,1% y el viñedo con un 8%, mientras que el pasto con arbolado alcanza un 7,1%.

Tabla 6.1. Usos del suelo del LIC G-SB

Uso	Superficie (Ha)	Superficie (%)
Viales	2,36	1,7%
Edificaciones	0,16	0,1%
Forestal	53,08	37,4%
Frutal	2,49	1,8%
Improductivo	2,11	1,5%
Invernaderos	0,18	0,1%
Pasto con arbolado	10,07	7,1%
Pasto arbustivo	18,56	13,1%
Pastizal	24,20	17,1%
Tierra arable	14,32	10,1%
Viñedo	11,39	8,0%
Zona urbana ¹	2,95	2,1%
TOTAL	141,87	100,0%

Fuente: SIGPAC 2006.

Nota (1): El uso ‘Zona urbana’ corresponde al parque urbano de Vista Alegre.

El actual LIC G-SB ha sido una zona de tradición ganadera típica de vertiente atlántica hasta hace más o menos 10-15 años. Sin embargo, desde entonces se ha producido un incremento y una expansión de las explotaciones vitivinícolas.

La historia productiva más reciente nos indica que el sector del *txakoli* ha experimentado un crecimiento muy significativo, convirtiéndose en la actividad agraria de mayor rentabilidad en la

¹⁸⁸ Fuente: SIGPAC 2006. Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. Véase: www.ingurumena.ejgv.euskadi.net

zona. Así, mientras que en 1998 existían 90 Ha de viñedo ligadas al Consejo Regulador de la Denominación de Origen (CRDO) Getariako Txakolina, en 2010 fueron 400 Ha. Cabe destacar que en 2007 se amplió la Denominación de Origen (DO) Getariako Txakolina a toda Gipuzkoa¹⁸⁹ y su superficie cultivable lo hizo en 100 Ha. El número de bodegas adscritas a este organismo también ha crecido en los últimos años, aumentando de 16 a 22 en el periodo 2000-2010 (Tabla 6.2). Hasta la ampliación de la DO a toda Gipuzkoa, las bodegas se localizaban en los municipios de Aia, Getaria y Zarautz. En la actualidad hay 25 bodegas adscritas a la DO Getariako Txakolina¹⁹⁰, de las cuales 6 pertenecen a municipios diferentes a los citados, y 3 se localizan dentro de los límites geográficos del LIC. La expansión de este sector vitivinícola en los últimos años se corresponde con el número de Ha en producción, que se ha duplicado en el periodo 2000-2010, pasando de 109 a 274 (Tabla 6.2). La uva recogida por año se ha incrementado en un 90% en dicho periodo, y el número de trabajadores también ha crecido, al pasar de 35 personas empleadas en 2000 a 77 en 2009. Se estima que el sector genera rentas para más de 100 familias y en la época de vendimia puede requerir hasta 500 personas temporales trabajando. Además, el txakoli se ha convertido en una imagen de marca de cara al exterior favoreciendo el turismo en toda el área.

Tabla 6.2. Evolución de las bodegas de la DO Getariako Txakolina, 2000-2010

Variables	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Has de viña adscritas al CRDO	146	176	176	177	177	220	227	327	327	402	400
Has de viña adscritas al CRDO en producción	109	121	121	135	150	165	180	194	208	227	274
Producción anual de Txakoli (Hl)	9.350	7.435	8.975	11.000	14.500	14.444	15.570	13.524	16.286	16.000	17.406
Uva recogida por año (Tn)	1.300	1.029	1.250	1.509	2.000	2.060	2.163	1.907	2.262	2.284	2.473
Nº bodegas adscritas al CRDO	16	17	17	17	17	17	17	17	19	22	22
Nº trabajadores del CRDO	35	40	41	41	48	53	52	54	65	77	n.d.

Fuente: elaboración propia a partir de datos proporcionados por IKT.

Este cambio de especialización hacia el txakoli ha coincidido con un claro declive de la actividad ganadera tanto de vacuno de leche como de carne. Este retroceso se sitúa en un contexto de profundos cambios sectoriales, en particular en Gipuzkoa (Alberdi, 2001). Las explotaciones del

¹⁸⁹ Orden de 27 de abril de 2007, del Consejero de Agricultura, Pesca y Alimentación (BOPV nº 89, de 10 de mayo de 2007).

¹⁹⁰ Fuente: CRDO Getariako Txakolina. Véase: <http://www.getariakotxakolina.com/> [acceso el 05/09/2012].

sector ganadero han atravesado por dificultades económicas fuertes que las convierten en poco rentables en general, debido a un incremento de los costes de producción no cubierto por una evolución favorable de los precios. Por consiguiente, un número significativo de propietarios ha ido abandonando las actividades ganaderas y los pastizales y praderas se han ido transformando en terrenos con viñedos.

En ocasiones, los propietarios arriendan sus terrenos a las bodegas evitando así las inversiones necesarias para introducirse al sector (compra de derechos de replantación¹⁹¹, preparación del terreno, tres años de espera hasta obtener una buena uva, cuidados continuos, riesgos climatológicos, etc.). A cambio los propietarios pueden obtener una renta anual de entre 1.500-3.000 €/Ha para periodos de 20-25 años, un ingreso considerable para el *baserritarra* que complementa sus ingresos por otras actividades.

Fruto de esta evolución, en la actualidad, el perímetro del LIC G-SB está ocupado casi todo por viñedos dado que resulta una alternativa económica rentable para los propietarios de suelo. Dentro de los límites del LIC, los viñedos han ido progresivamente extendiéndose desde la ladera norte baja hacia la ladera norte alta, ocupando ya también terrenos en la vertiente sur de la ladera y hacia el oeste (hacia Zumaia). Sin embargo, el viñedo es un cultivo con impactos medioambientales negativos manifestado en el uso de plaguicidas y la introducción de aterrazamientos y bancales.

Pese a su reducida extensión la actividad agropecuaria dentro del LIC es significativa: 3 bodegas de txakoli profesionales (Caserío 1, Caserío 2 y Caserío 3)¹⁹², todas ellas con viñedos propios y también en arrendamiento; 2 explotaciones txakolineras (Caserío 10 y Caserío 4); 2 caseríos con explotaciones agropecuarias profesionales de carácter mixto (Caserío 5 y Caserío 6) que combinan el viñedo, con otros cultivos y algo de ganado vacuno; 2 explotaciones ganaderas de vacuno de carne (Caserío 8 y Caserío 9); un pastor semi-profesional con una explotación de ovino (Caserío 7). La Tabla 6.3 recoge la información relevante sobre estas explotaciones agrarias.

Junto a la explotación agrícola y ganadera, existen zonas dedicadas a la explotación forestal donde aparecen mayoritariamente pinares junto a otras especies. Sin embargo, el precio del *Pinus insignis* o *Pinus radiata*, principal especie en las explotaciones forestales tradicionales, ha tenido un descenso generalizado en el último decenio lo que ha contribuido a que su corta no fuera tan

¹⁹¹ Sólo los derechos de replantación se están valorando alrededor de 6.000-7.000 €/Ha y hay que tener en cuenta que una explotación rentable necesita un tamaño medio cercano a las 4 ó 5 Ha.

¹⁹² Las explotaciones agrarias son identificadas con un código ("Caserío nº") al objeto de preservar el anonimato de sus propietarios.

rentable como en épocas pasadas. A esta evolución a la baja de los precios se le unen cambios en las demandas de los rematantes (mientras antes se valoraban más los pies gruesos ahora las preferencias se inclinan hacia los pies delgados). Estas son algunas de las razones por las que en el LIC es posible encontrar pinares que alcanzan los 50 años y que exceden su turno de corta óptimo (35 años), como ocurre en los pinares del Caserío 5 y de otro caserío que se encuentra abandonado (Caserío 11). Otros propietarios forestales han introducido en sus terrenos, junto al pino, otras especies como roble americano, castaño común y japonés, cerezos americanos y acacias entre otras especies.

Tabla 6.3. Explotaciones agrarias en el LIC G-SB

Código de las explotaciones	Municipio	Superficie ¹	Usos principales
Caserío 1	Zarautz	8 Ha	Bodega txakoli, viñedo
Caserío 2	Zarautz	6 Ha	Bodega txakoli, viñedo, huerta
Caserío 3	Zarautz	4,6 Ha	Bodega txakoli, viñedo
Caserío 4	Zarautz	0,4 Ha	Viñedo, forestal
Caserío 5	Zarautz	11 Ha	Viñedo, huerta, flor
Caserío 6	Zarautz/Getaria	8 Ha	Viñedo, vacuno, huerta
Caserío 7	Zarautz	7 Ha	Ovino
Caserío 8	Getaria	30 Ha	Vacuno, forestal, viñedo
Caserío 9	Getaria	7 Ha	Vacuno carne
Caserío 10	Getaria	0,6 Ha	Viñedo

Fuente: elaboración propia a partir de datos proporcionados por la Diputación Foral de Gipuzkoa (DFG).

Nota (1): No toda la superficie de las explotaciones se encuentra necesariamente dentro del LIC.

6.3.2. Referencias al marco legislativo¹⁹³

La legislación con afección al LIC G-SB comprende varios niveles, desde el comunitario hasta el municipal, pasando por el estatal, autonómico y foral. La Tabla 6.4 resume, para cada uno de los niveles, las principales normas que afectan en mayor o menor grado al LIC.

Tabla 6.4. Legislación básica con afección en el LIC G-SB

Nivel	Entidad	Norma	Fecha
UE	Consejo de Europa	Directiva Aves (79/409/CEE) Anexo I de la Directiva 79/409/CEE (modificada por la Directiva 2009/174/CE).	02/04/1979
		Directiva Hábitats (92/43/CEE) Anexo I de la Directiva 92/43/CEE Anexo II de la Directiva 92/43/CEE	21/05/1992
	Comisión Europea	Declaración de LIC: Decisión	07/12/2004

¹⁹³ En el capítulo 2 ya se ha realizado una revisión de la legislación general relativa a la política de ENPs tanto en lo referente a la Red Natura 2000 como al ámbito de estatal y de la CAPV. En este apartado se han omitido redundancias en este sentido.

Nivel	Entidad	Norma	Fecha
		2004/813/CE	
Estatal	Ministerio de Medio Ambiente. Gobierno de España.	Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad	13/12/2007
Autonómico	Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco.	Ley 16/1994 de Conservación de la Naturaleza Decreto 265/1995: Árbol singular	30/06/1994 16/05/1995
TTHH	Diputación Foral de Gipuzkoa (DFG)	Decreto Foral 4/1990 de protección de determinadas especies de flora Norma Foral 7/2006 de Montes de Gipuzkoa Decreto Foral 77/2008 de Ayudas a los Bosques de Gipuzkoa	16/01/1990 20/10/2006 09/12/2008
Municipal	Ayuntamiento de Zarautz	Plan General de Ordenación Urbana de Zarautz (PGOUZ) Plan Especial de Protección y Conservación del área de Santa Barbara	13/02/2008 24/11/2010
Municipal	Ayuntamiento de Getaria	Normas Subsidiarias (NNSS) de planeamiento municipal	09/2007

Fuente: elaboración propia.

6.3.2.1. Ámbito comunitario y estatal

Ya se ha señalado que la Red Natura 2000 encuentra sustento legislativo en la Directiva Hábitats (92/43/CEE) y en la Directiva Aves (2009/174/CE). El Apdo. 2.3.4 desarrolla los principales aspectos en cuanto a objetivos, proceso de creación, gestión y cofinanciación de la Red Natura 2000, también aplicables para el LIC G-SB. También se ha señalado que, en el ámbito estatal, la norma de referencia es la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (véase Apdo. 2.4.3). De acuerdo con el tercer capítulo del Título II de la citada ley, los espacios Red Natura 2000 tendrán la consideración y denominación de “espacios protegidos”, con el alcance y las limitaciones que las Comunidades Autónomas (CCAA) establezcan en su legislación y en los correspondientes instrumentos de planificación. Son la propias CCAA las que definen estos espacios, dan cuenta de los mismos al Ministerio de Medio Ambiente a efectos de su comunicación a la Comisión Europea, y fijan: (a) la definición de los adecuados planes o instrumentos de gestión y las medidas apropiadas para mantener los espacios en un estado de conservación favorable; y (b) las apropiadas medidas reglamentarias, administrativas o contractuales.

6.3.2.2. Ámbito autonómico

Los lugares pertenecientes a la Región Biogeográfica Atlántica seleccionados en la CAPV para formar parte de la Red Natura 2000, entre ellos G-SB, fueron aprobados y designados por la Comisión Europea (CE) mediante Decisión 2004/813/CE, de 7 de diciembre de 2004. Esta lista de LICs fue actualizada mediante la Decisión 2008/23/CE de la CE, de 12 de noviembre de 2007. Los LICs de la Región Biogeográfica Mediterránea fueron aprobados y designados mediante la Decisión 2006/613/CE, de 19 de julio de 2006.

El marco legislativo de referencia de la Red Natura 2000 de la CAPV aún no se ha conformado (véase Adpo. 3.4.5). La nueva Ley General de Protección del Medio Ambiente, el Decreto de la Red Natura 2000 y el Plan Director Natura 2000 deberían constituir las bases de este nuevo marco. Tampoco se conoce el volumen de financiación que se dispondrá para la gestión de la Red, lo que, en cierta medida, puede condicionar la consecución de los objetivos de los planes o medidas de gestión (más o menos ambiciosos). Sin embargo, tal como se ha indicado, el Gobierno Vasco ha puesto en marcha la elaboración de los documentos que contienen las medidas de gestión o, en su caso, planes de gestión.

Por otro lado, también se ha mencionado que la Ley 16/1994, de 30 de junio, de Conservación de la Naturaleza del País Vasco, es en la actualidad el marco legislativo de referencia en torno a la Red de ENPs (RENP) de la CAPV (véanse Apdos. 2.5.2 y 2.5.3). El Decreto 265/1995, de 16 de mayo, por el que se declaran Árboles Singulares en la CAPV, completa el marco normativo propio de la CAPV. El artículo 16 de la Ley 16/1994 establece las bases para la protección de la figura Árbol Singular, identificándose como tales aquellos ejemplares de árboles que destacan por sus características extraordinarias como son su tamaño, edad, situación, belleza, historia, etc.. Dentro del LIC G-SB hay un ejemplar de alcornoque (*Quercus suber*), declarado por el Decreto 265/1995, que está ubicado en la ladera del Alto de Garate¹⁹⁴, en el término municipal de Getaria. De acuerdo con el artículo 4 del citado decreto se establece una zona periférica de protección del árbol equivalente al área de proyección de su copa y a una franja de terreno de tres metros alrededor de ésta, quedando prohibida en ella toda actividad que pueda incidir negativamente tanto en el árbol como en el suelo.

Finalmente, también cabe destacar que G-SB se encuentra entre las Áreas y Espacios de Interés Naturalístico establecidas por las Directrices de Ordenación del Territorio (DOT) de la CAPV

¹⁹⁴ Tiene un diámetro de copa de 10,8 m, una altura de 22 m y un diámetro de tronco de 1,5 m. Sus coordenadas UTM son 30T-WN-649.930.

(Gobierno Vasco, 1997), así como por el documento que las modifica (Gobierno Vasco, 2012), además de en el listado de Áreas de Interés Naturalístico del PTS Agroforestal (Gobierno Vasco, 2010).

6.3.2.3. Ámbito foral

La ley 3/1998, de 27 de febrero, General de Protección del Medio Ambiente establece que serán las instituciones comunes en el ámbito de la CAPV las encargadas de la ejecución y desarrollo de lo que emane de las directivas europeas (Directiva Hábitats y Directiva Aves). Asimismo, según la Ley de Territorios Históricos (LTH) de 1983, corresponde a los órganos forales la ejecución dentro de su territorio de la legislación de las instituciones comunes en materia de “administración de espacios naturales protegidos”. Sin embargo, dicha competencia de ejecución se entiende limitada a la mera gestión ordinaria (Lazcano, 2007). En el caso de los Parques Naturales, por ejemplo, las Diputaciones Forales (DDFF) son las encargadas de la gestión de estos espacios de acuerdo con la Ley 16/1994.

La normativa referente al TH de Gipuzkoa es prolija en aquello que incide de manera más o menos directa en las actividades y usos a desarrollar en el LIC G-SB. En primer lugar, dado el interés ecológico y cultural del alcornoque, y su escasa presencia en Gipuzkoa, esta especie está protegida desde el año 1990, en virtud al Decreto Foral 4/1990, de 16 de enero, por el que se establece la protección de determinadas especies de la flora del TH de Gipuzkoa.

En segundo lugar, las plantaciones forestales de especies de crecimiento lento en Gipuzkoa han gozado de beneficios fiscales en virtud de la Norma Foral 12/1989, de 5 de julio, del Impuesto sobre Bienes Inmuebles. Esta norma señala que gozarán de exención del Impuesto sobre Bienes Inmuebles los montes poblados con especies de crecimiento lento de titularidad pública o privada¹⁹⁵.

En tercer lugar, la Norma Foral 7/2006 de 20 de octubre, de montes de Gipuzkoa, que es el ordenamiento jurídico de referencia en este TH, establece que, en las masas arboladas susceptibles de regeneración natural (encinares, robledales, etc.), quedan prohibidas las cortas a hecho (artículo 44). Sólo en el caso en que, la imposibilidad de regeneración natural aconseje aprovechamientos mediante cortas a hecho, podrán llevarse a cabo éstas pero siempre con la utilización de técnicas adecuadas. Por el contrario, la citada norma fomenta, a través de la concesión de ayuda técnica y

¹⁹⁵ Esta exención se refiere a las especies de crecimiento lento mencionadas en los anexos 1, 2 y 3 del Real Decreto 378/1993, de 12 de marzo, y los tramos en regeneración de masas arboladas sujetas a proyectos de ordenación o planes técnicos aprobados por la Administración forestal. La exención tendrá una duración de 15 años.

subvenciones, trabajos como desbroces, clareos, podas, selección de brotes, etc. al objeto de contribuir, de manera sostenible, al desarrollo de las funciones económicas, ecológicas y sociales de los montes de Gipuzkoa (artículo 98).

Junto a esta normativa, la DFG publicó en 2008 el Decreto Foral 77/2008, de 9 de diciembre, por el que establece el régimen de ayudas para el mantenimiento, mejora y desarrollo de los bosques de Gipuzkoa¹⁹⁶. Para la gestión de los montes competencia de la DFG, el decreto establece la regulación sobre 2 tipos de ayudas: por un lado, aquéllas cofinanciadas por el FEADER y la DFG y, por otro, las denominadas ayudas estatales, cuya financiación se produce exclusivamente con cargo a los presupuestos de la DFG pero que han de ser aprobadas por la UE¹⁹⁷. Así, dentro de este paquete se incluyen líneas de ayuda cofinanciadas por el FEADER pero que la DFG complementa para subir el pago por Ha con una duración hasta 2013, a través de ayuda de Estado. Las líneas de ayuda son las siguientes:

- a. Ayudas destinadas a la conservación y regeneración de bosquetes de alto valor ecológico con trabajos tales como cierres, preparación del terreno, desbroces y podas.
 - Ayudas cofinanciadas por FEADER: un importe anual de una prima base de 90 €/Ha, más los costes adicionales subvencionables hasta un máximo anual de 200 €/Ha.
 - Ayudas de Estado (DFG): se compensará con una cantidad equivalente al lucro cesante ocasionado por los compromisos de conservación hasta el tope máximo del 100%.

- b. Ayudas derivadas de las limitaciones a la forestación con determinadas especies. Se incluyen limitaciones a las plantaciones previstas en los Parques Naturales y *las que pudieran* establecerse en los espacios de la Red Natura 2000.
 - Ayudas cofinanciadas por FEADER: máximo anual de 200 €/Ha cuando la limitación obligue repoblar con especies de crecimiento lento.
 - Ayudas de Estado (DFG): se podrá subvencionar la pérdida de renta que se soportaría respecto a una plantación productiva hasta determinados máximos del lucro cesante

¹⁹⁶ Véase el BOG, nº 242, de 17 de diciembre de 2008. Este decreto ha sido modificado por el Decreto Foral 05/2010, de 23 de febrero, y por el Decreto 2/2011, de 8 de febrero, al objeto de adecuarse a las peticiones de ayuda.

¹⁹⁷ En cualquier caso, las actuaciones objeto de subvención deberán cumplir las regulaciones establecidas en los ENPs, así como lo dispuesto en los planes de gestión de especies amenazadas (artículo 14).

dependiendo del tipo de plantación (ej.: para especies de crecimiento lento con respecto a *Pinus radiata* de máxima calidad es de 485 €/Ha anual).

Al margen de lo establecido por el decreto, por el momento, no han existido ayudas o medidas compensatorias específicas en los LICs por el hecho diferenciado de ser Natura 2000. Por el contrario, en los Parques Naturales se han articulado medidas compensatorias en el sector forestal por el lucro cesante que supone el mantenimiento de ciertas especies debido a las limitaciones impuestas por la normativa del Parque. Asimismo, la DFG también ha otorgado ayudas forestales en los Montes de Utilidad Pública (MUP), en muchas ocasiones coincidentes con lugares situados en Parques Naturales.

6.3.2.4. Ámbito municipal

El LIC G-SB es una de las tres áreas protegidas declaradas dentro del **municipio de Zarautz** junto al Biotopo Protegido de Iñurritza y el Parque Natural de Pagoeta. Como ya se ha indicado, de las 142 Ha del LIC G-SB, 61 Ha (43%) pertenecen a Zarautz y, por consiguiente, están sujetas a su normativa municipal, concretamente, al Plan General de Ordenación Urbana de Zarautz (PGOUZ). El PGOUZ declara toda el área del LIC como área de interés naturalístico dentro del suelo no urbanizable del municipio.

El PGOUZ, como instrumento de ordenación del territorio y de acuerdo con criterios ecológicos y de respeto al entorno natural, se fija como primer objetivo alcanzar un equilibrio entre el medio ambiente y las actividades que en él se pueden desarrollar. Para ello, considera que se deben potenciar las actuaciones de recuperación y conservación tanto en los enclaves de vegetación autóctona como aquellas áreas actualmente degradadas y potencialmente recuperables para dotar al municipio de un entorno de mayor calidad desde el punto de vista medioambiental.

El PGOUZ distribuye el suelo no urbanizable en 5 categorías (Especial Protección, Forestal Protector, Forestal Intensivo, Agroganadera y Campiña, y Protección de Aguas Superficiales) a las que se les añaden cuatro condicionantes superpuestos, entre los que se encuentran las Áreas de Interés Naturalístico. Éstas son áreas de especial valor naturalístico que han sido inventariadas en estudios y documentos de planificación, como ocurre con el LIC G-SB. Además, se especifica que la zona incluida

dentro del LIC estará en el futuro regulada por el plan de gestión correspondiente, cuyas determinaciones se impondrán a las del PGOUZ¹⁹⁸.

Por otra parte, el Ayuntamiento ha elaborado el Plan Especial de Protección y Conservación del área de Santa Bárbara¹⁹⁹, desarrollando así las posibilidades normativas establecidas en el PGOUZ. Gran parte de las 112 Ha que comprende el ámbito del Plan Especial se ubican dentro de los límites del LIC G-SB, aunque su ámbito de actuación no contempla la totalidad del LIC. Los objetivos previstos por este Plan Especial son los siguientes: (a) conservación, mejora y recuperación de los recursos naturales, especialmente el bosque de alcornoques y el paisaje; (b) mantenimiento y mejora de las explotaciones agrícolas; y (c) dar a conocer los recursos existentes a la población en general y fomentar un uso recreativo sostenible en la zona. La regulación que establezca el futuro el plan de gestión definitivo del LIC se impondrá a la del Plan Especial en el ámbito del LIC.

El 57% restante de la superficie del LIC G-SB pertenece al **municipio de Getaria** y, por consiguiente, está sujeto a su normativa municipal. Las Normas Subsidiarias (NNSS) de planeamiento municipal declaran toda la zona del LIC como Zona Rural de Especial Protección²⁰⁰. Para esta zona se prevé que únicamente serán permisibles aquellos usos que sean compatibles con la conservación de los hábitats incluidos en el LIC, prohibiéndose explícitamente todas aquellas actuaciones que supongan una alteración negativa o la desaparición de estos hábitats. Sin embargo, se menciona el futuro plan de gestión del LIC como el instrumento encargado de definir las acciones positivas a llevar a cabo para conservar, mejorar y recuperar estos hábitats.

Dentro de los condicionantes superpuestos a la calificación global, las NNSS de planeamiento municipal identifican el Corredor Ecológico del Monte Garate. Las normas incluyen así el interés de dar continuidad al LIC G-SB hacia el oeste creando el corredor ecológico del monte Garate y conectándolo con el LIC Ría del Urola en Zumaia. En este sentido, cabe recordar que la Red de Corredores Ecológicos de la CAPV, siguiendo las recomendaciones del artículo 10 de la Directiva Hábitats, busca conectar aquellos espacios de la Red Natura 2000 que acogen las especies silvestres sensibles a la fragmentación de su hábitat (áreas-núcleo a conectar) con el fin de frenar la progresiva

¹⁹⁸ El artículo 9.6.09 del PGOUZ señala en este sentido que “la regulación de usos y actividades establecida en el PGOUZ tendrá un carácter transitorio y subsidiario en tanto la zona de Garate-Santa Barbara no cuente con el Plan de Gestión correspondiente o, en su caso, el Ayuntamiento de Zarautz apruebe algún Plan Especial que podrá incluir dentro de su ámbito zonas periféricas a la declarada como LIC”.

¹⁹⁹ El Plan Especial de Protección y Conservación del área de Santa Barbara fue aprobado definitivamente el 24 de noviembre de 2010 por el Pleno del Ayuntamiento, conforme al documento refundido aprobado provisionalmente y elaborado por Paisaia SL.

²⁰⁰ El ordenamiento actual (NNSS de planeamiento municipal de Getaria) fue aprobado en septiembre de 2007 por el pleno del Ayuntamiento, cuyo texto refundido fue posteriormente aprobado por la DFG.

pérdida de biodiversidad. Esta Red de Corredores Ecológicos no establece, sin embargo, ningún corredor que una el LIC G-SB con otros lugares (Gurrutxaga, 2005). Esto se debe básicamente a que la red de corredores se ha definido con el criterio prioritario de unir masas forestales que favorezcan la migración de especies animales (mesomamíferos) y, por consiguiente, no establece corredores en el litoral, sino que los principales ejes son en la vertiente mediterránea de este a oeste y en la atlántica de norte a sur.

6.3.3. Conflicto socioecológico

El principal conflicto socioecológico detectado en el LIC se deriva de la competencia entre determinados usos del suelo y enfrenta principalmente a la conservación del alcornoque y al incremento de viñedos. Este enfrentamiento se ha producido de manera explícita dentro del LIC, aunque no es el único conflicto del que se tiene constancia. Otros conflictos menores producidos en el LIC no son específicos de un área protegida y tienen que ver con permisos para obras menores, movimientos de tierra y la obstrucción de lugares de paso público. Los episodios más relevantes de los que se tiene constancia en relación al conflicto citado son los siguientes:

- a. En el año 2000, al propietario del Caserío 2, que es una de las bodegas ubicadas dentro del LIC (Zarautz), tras un proceso judicial, se le obligó a repoblar alcornoque. El motivo fue la tala de ciertos pies de alcornoque sin permiso alguno. Tuvo que repoblar más de 5.000 m² y efectuar desbroces periódicos que, en la actualidad, aún debe cumplir.
- b. Coincidiendo con la corta de alcornoques sin permiso, el propietario del Caserío 2 depositó una gran cantidad de estiércol en un determinado punto. Ello dio lugar a que parte de lo depositado se filtrara al acuífero de Geso, del que se abastece otro caserío (Caserío 12) para su uso doméstico. En consecuencia, el propietario del Caserío 12 interpuso la correspondiente denuncia.
- c. Los propietarios del Caserío 5 tienen alcornoques en sus terrenos y el propietario del Caserío 3, vivienda situada al lado del Caserío 5, tiene viñedo. El alcornocal produce sombra sobre las viñas propiedad del Caserío 3 y su propietario demanda que se poden los alcornoques. Sin embargo, esta poda podría dañarlos si se lleva a cabo sin el debido protocolo de actuación. Esta situación propició un conflicto con los representantes de la DFG, litigio que, al final, no pasó a mayores.

El conflicto entre la conservación del alcornoque y la expansión de viñedos es, por tanto, explícito aunque también latente. El discurso que mantienen los propietarios de terrenos con

viñedos y profesionales del sector vitivinícola en favor de la expansión de los viñedos y el interés por proteger el lugar impulsado por el discurso en favor de la conservación del alcornoque que sostienen otros actores así lo certifica. En este contexto, se evidencia la existencia de un conflicto que, en definitiva, se encuentra vinculado a la gestión del espacio.

De acuerdo con el marco teórico expuesto en el capítulo 3, el conflicto detectado en G-SB puede interpretarse desde diferentes vertientes²⁰¹. Parece razonable pensar en la existencia de un *conflicto de hechos*, ya que se han detectado discrepancias cognitivas entre los actores sobre la base de los mismos hechos (p.ej., los efectos ambientales del cuidado y cultivo de los viñedos; o la capacidad de crecimiento “natural” de los alcornoques en la zona). Sin embargo, lo que subyace en esta confrontación probablemente sea un *conflicto de valores*, cuya existencia parece obvia, tanto en lo referente al contenido como al proceso. Los discursos mantenidos por determinados actores indican que el LIC G-SB refleja una discrepancia normativa que toma cuerpo en la oposición entre, por un lado, una visión ecológica que antepone la preservación de los valores naturales, al tiempo que critica la política de conservación de la naturaleza por encontrarse supeditada a otras actuaciones públicas; y, por otro lado, una visión que aboga por el desarrollo económico local ante cualquier restricción de tipo ambiental. En lo referente al proceso, determinados actores consideran que su legitimidad y estatus durante el proceso de planificación del LIC son puestos en cuestión ya que su participación se encuentra supeditada a la de la administración desde el momento en que los límites geográficos y objetivos del LIC ya están establecidos de antemano sin contar con ellos. En este sentido el proceso carece de *justicia procedimental* (Paavola, 2004).

Por otro lado, se ha observado un *conflicto de intereses*. Aunque no se ajuste estrictamente a lo apuntado por Vatn (2005), ya que este autor señala la necesidad de acuerdo en cuanto a hechos y valores –cosa que no se produce en este caso—, los actores implicados en G-SB no están de acuerdo en la distribución de las ventajas e inconvenientes generados por la declaración de LIC. De hecho, numerosos propietarios privados ven dañados sus intereses ligados a los usos productivos de la tierra, lo que indica que también se carece de *justicia distributiva* (Paavola, 2004).

6.4. Actores sociales

Los actores sociales con intereses en el LIC G-SB se han dividido en 3 grupos principales: (a) Administración pública, (b) propietarios privados/as y (c) sindicatos y asociaciones, tal como muestra

²⁰¹ Veáse Díez *et al.* (2010) para una revisión exhaustiva de los conflictos socioecológicos detectados en los ENPs de la CAPV.

la Tabla 6.5. La relación de personas entrevistadas a lo largo del proceso de evaluación en representación de los intereses de los actores sociales identificados se muestra en el Anexo II (Tabla 1).

Tabla 6.5. Relación actores sociales con intereses en el LIC G-SB

ACTORES SOCIALES
ADMINISTRACIÓN PÚBLICA: <ul style="list-style-type: none"> – Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno Vasco. – Diputación Foral de Gipuzkoa (DFG) – Ayuntamiento de Zarautz – Ayuntamiento de Getaria
PROPIETARIOS PRIVADOS: <ul style="list-style-type: none"> – CRDO Getariako Txakolina – Propietarios: <ul style="list-style-type: none"> ○ Explotaciones agrarias-viñedos ○ Explotaciones ganaderas ○ Explotaciones forestales ○ Sin uso productivo
SINDICATOS Y ASOCIACIONES: <ul style="list-style-type: none"> – Sindicatos agrarios – Asociaciones ecologistas – Asociaciones culturales y lúdico-recreativas

Fuente: elaboración propia.

6.4.1. Análisis de actores sociales

Seguendo a Russi (2007), el análisis de los actores sociales se ha llevado a cabo de acuerdo con 3 aspectos: (a) la función o posición que tiene cada uno de los actores identificados con respecto al LIC G-SB, (b) los objetivos que persiguen y (c) los recursos con los que cuentan para lograr sus objetivos.

6.4.1.1. Administración pública

Los actores de la Administración pública son 4 y cada uno de ellos actúa en el ámbito de sus competencias: el Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (DMAyOT) del Gobierno Vasco²⁰², la DFG y los Ayuntamientos de Zarautz y Getaria. Por un lado, la *función* del DMAyOT es promover la designación de los LIC en la CAPV y, tras aprobación de la CE, designar las ZEC. En el seno del DMAyOT, estas tareas las realiza la Dirección de Biodiversidad. Por otro lado, dentro de la DFG, en el momento de llevar a cabo la investigación, el organismo responsable de la Red Natura 2000 de Gipuzkoa era el Servicio de Montes y Gestión de Hábitats, dependiente de la

²⁰² Tras el cambio de gobierno este departamento aumentó sus competencias pasando a denominarse Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. Sin embargo, en esta Tesis se utiliza el acrónimo DMAyOT en aras a mantener su denominación inicial en el proceso de la investigación.

Dirección de Montes y Medio Natural del Departamento de Desarrollo del Medio Rural. La Dirección de Desarrollo Rural y Estructuras Agrarias también tiene responsabilidades en áreas con efectos sobre el LIC tales como la promoción y la regulación de las actividades agrarias y la gestión de la ayudas agroambientales. Y en un tercer nivel, los Ayuntamientos de Zarautz y Getaria son las administraciones que establecen las normas municipales en sus ámbitos de actuación y que afectan a un 43% y 57%, respectivamente, de la superficie total del LIC.

Algunos de los actores señalados comparten en términos generales sus *objetivos* aunque con matices debido al diferente ámbito de sus competencias. Ambos Ayuntamientos muestran un interés explícito por conservar y mejorar los recursos ambientales de la zona, tal como se desprende de sus instrumentos de ordenación. El Ayuntamiento de Zarautz muestra un interés especial en conservar y mejorar los recursos naturales del área de Santa Bárbara, tanto el área incluida dentro del LIC como el resto que queda fuera de su delimitación, especialmente en todo lo relacionado con los alcornoques. Además, ha adquirido un papel activo al impulsar el mencionado Plan Especial de Protección y Conservación del área de Santa Barbara, desarrollando así las posibilidades normativas del PGOUZ. Por su parte, el Ayuntamiento de Getaria tiene entre sus objetivos preservar y conservar el área de su municipio perteneciente al LIC, tal y como aparece expresado en las NNSS de planeamiento municipal.

El DMAyOT tiene por objetivo mantener la extensión de las masas de alcornoques actualmente existentes y, en la medida en que los intereses sociales y económicos que confluyen en el espacio lo permitan, recuperar zonas donde actualmente no está presente el alcornocal. La mayor parte del área potencial del alcornoque está ocupada por plantaciones forestales, aunque tampoco debe ser desdeñada la presión ejercida por las explotaciones agropecuarias. En relación al objetivo de mantener y conservar especies forestales, la DFG ha actuado en el pasado aunque de manera puntual. En particular, en el caso del alcornoque, dado que ésta es una especie amenazada y tiene una categoría especial dentro de los bosques susceptibles de regeneración natural, la DFG ha otorgado compensaciones a los propietarios por no cortarla (Basarte, 2007)²⁰³. Además, la DFG ha contratado asistencia técnica con el objetivo de concretar acciones sectoriales (principalmente del sector forestal) dirigidas a ser integradas en la Red Natura 2000.

Tal como se desprende de lo señalado, un *recurso* con el que cuentan todas las administraciones citadas es el de carácter legal, cada cual en el ámbito de sus competencias. Los

²⁰³ Dentro del LIC G-SB se tiene constancia de que al menos 4 propietarios de terrenos donde hay alcornoques han sido beneficiarios de este tipo de compensaciones.

Ayuntamientos disponen de los citados Plan Especial y PGOU, en el caso de Zarautz, y las NNSS en el caso de Getaria. La DFG dispone de capacidad normativa para definir regulaciones relativas a la protección de especies y lugares y los usos del suelo, tal y como queda demostrado en la Norma Foral 7/2006, de 20 de octubre, de Montes de Gipuzkoa. Y al DMAyOT compete la ordenación de recursos naturales y conservación de la naturaleza en la CAPV y, en el caso concreto de la Red Natura 2000, ha puesto en marcha el proceso para la elaboración de los planes que contengan las medidas de gestión. Para ello, el DMAyOT cuenta con importantes recursos cognitivos dado que dispone de recursos humanos (técnicos) y abundante material y documentación especializada.

Los Ayuntamientos también disponen de recursos financieros, al igual que la DFG que, debido además a su mayor capacidad financiera, podrá utilizarlos en mayor medida que el resto para lograr sus objetivos. La DFG dispone de capacidad para definir las ayudas tanto agroambientales como forestales incluidas en el Plan de Desarrollo Rural (PDR) 2007-2013 de la CAPV, aunque respetando las directrices y los decretos marcos dispuestos por el Departamento de Agricultura, Pesca y Alimentación del Gobierno Vasco. Además, la DFG cuenta con recursos de carácter político, al igual que el DMAyOT, ya que desde sus posiciones pueden influir sobre los organismos que toman decisiones en este ámbito.

6.4.1.2. Propietarios privados

El segundo grupo importante de actores sociales está básicamente formado por propietarios privados. Sin embargo, en este apartado también se incluye el CRDO Getariako Txakolina, compuesto por bodegas adscritas a la misma. Las 3 bodegas ubicadas dentro del LIC son propietarias de tierras y se encuentran adscritas a la DO.

El CRDO Getariako Txakolina es el órgano de gestión de la citada DO y su objetivo es la promoción del sector asegurando la calidad de los vinos²⁰⁴. Esta organización se creó en 1989 con la adscripción de 13 bodegas y 52 Ha y, en la actualidad, tiene adscritas 25 bodegas, 19 de ellas localizadas en los municipios de Getaria, Zarautz y Aia. El 85-90% del viñedo es propiedad de las bodegas, lo que se considera imprescindible para mantener la rentabilidad económica. Tanto dentro como fuera del LIC G-SB, las bodegas desean expandir sus plantaciones de viñedo para aumentar así su producción. La ampliación de la DO a toda Gipuzkoa ha permitido extender la implantación de

²⁰⁴ El control de calidad lo efectúa desde el 2006 Fundación Kalitatea acreditando el vino producido por la DO bajo la norma EN-45001 (Orden de 21 de agosto de 2006, del Consejero de Agricultura, Pesca y Alimentación de modificación de la orden sobre reconocimiento definitivo y aprobación del Reglamento de la Denominación de origen "Getariako Txakolina"; BOPV nº 172, de 8 de septiembre de 2006).

viñedos a otras zonas pero los bodegueros siguen prefiriendo tener los terrenos cerca de la bodega, ya que esto facilita los trabajos de cuidado y recolección. El CRDO se configura como importante grupo económico en la zona que representa un sector de actividad en crecimiento que genera ingresos y empleos. Además, se constituye como grupo de presión con capacidad de influir sobre el ámbito político municipal, guipuzcoano e incluso autonómico, dadas sus conexiones políticas y sociales.

El colectivo de los propietarios se ha dividido en 4 subgrupos dadas las diferencias en cuanto a objetivos, intereses y presencia sobre el terreno²⁰⁵: (a) propietarios de explotaciones agrarias, (b) propietarios de explotaciones ganaderas, (c) propietarios de explotaciones forestales y (c) propietarios de terrenos sin uso productivo.

a. Explotaciones agrarias, fundamentalmente viñedos y algunas mixtas

Ya se ha señalado que dentro del perímetro del LIC existen 3 bodegas de txakoli profesionales, todas ellas con viñedos (Caserío 1, Caserío 2 y Caserío 3, véase Tabla 6.3) que alcanzan una superficie total de alrededor de 13 Ha (2,8 en arrendamiento), dos explotaciones txakolineras de 0,6 y 0,4 Ha (Caserío 10 y Caserío 4, respectivamente) y dos caseríos con explotaciones agropecuarias profesionales de carácter mixto (Caserío 5 y Caserío 6) que combinan el viñedo (2,5 Ha aproximadamente), con otros cultivos como invernaderos para flor cortada y huerta y algo de ganado vacuno. El hecho de que sus terrenos estén dentro del LIC les genera temor y preocupación ante lo que esto pueda implicar para el futuro de sus explotaciones. Sin embargo, sus expectativas de futuro se centran en el mantenimiento de sus explotaciones planteándose en algunos casos su posible ampliación en base a una mayor extensión de sus viñedos²⁰⁶. En general, los propietarios que tienen alcornoques en sus terrenos estarían dispuestos a llegar a algún tipo de acuerdo para mantener la superficie ocupada por el alcornocal, incluso, en algún caso, se muestran partidarios de la permuta, aunque no de la venta.

b. Explotaciones ganaderas

²⁰⁵ En el caso de las explotaciones agrarias y ganaderas se ha tenido en cuenta a todos los propietarios que tienen una dedicación profesional y/o semiprofesional.

²⁰⁶ Los propietarios del Caserío 6 tienen adquiridos los derechos de replantación de viñedo en 1 Ha más de terreno dentro del LIC.

Dentro del LIC se ubican 2 explotaciones ganaderas de vacuno de carne (Caserío 8 y Caserío 9, véase Tabla 6.3), además de un pastor semiprofesional propietario de una explotación de ovino (Caserío 7) de cerca de 120 cabezas, con terrenos dentro y fuera del LIC, que cuenta con unas instalaciones muy sencillas. Las explotaciones ganaderas de vacuno se mantienen básicamente por tradición familiar, dado que su rentabilidad ha evolucionado a la baja en los últimos años. No obstante, sus expectativas de futuro se centran en el mantenimiento de sus explotaciones e, incluso, su posible reconversión hacia el viñedo. Algunos propietarios reconocen que viendo la escasa rentabilidad generada por la actividad ganadera, han llegado a plantearse el alquiler de sus tierras a los bodegueros para introducir viñedo, siendo su impresión general que la producción de txakoli es mucho más rentable. Al igual que los propietarios de explotaciones agrarias-viñedos, éstos también expresan temor hacia lo que pueda suponer encontrarse dentro de LIC.

c. Explotaciones forestales

De entre todas las explotaciones existentes dentro del LIC, las forestales son las más numerosas, aunque en algunos casos aparecen vinculadas a caseríos con actividad ganadera y/o a propietarios de viñedos. El pino ha sido hasta ahora la especie forestal más rentable, aunque desde el decenio de 1990 haya habido un mayor interés por diversificar las plantaciones (ciprés de Lawson, roble americano, cerezo americano, castaño japonés, castaño común y acacias, entre otras). Algunos de estos propietarios han realizado repoblaciones aunque, en muchas de estas parcelas, existen un buen número de pies de alcornoque. Los objetivos de este grupo de propietarios son algo más difusos. Dejando aparte un pequeño grupo que ve con buenos ojos la permanencia y conservación de un paisaje forestal diverso y de mosaico, la mayoría defiende el mantenimiento de sus explotaciones forestales como actividad productiva generadora de renta a largo plazo y complementaria a ingresos provenientes de otras actividades (explotación agropecuaria u otra actividad productiva). Aún así, debido a los trabajos y gastos derivados de las repoblaciones y cuidados necesarios en las plantaciones, algunos propietarios podrían estar planteándose un cambio de uso hacia el viñedo²⁰⁷. Otros propietarios de explotaciones

²⁰⁷ Para cambiar de uso forestal a agrario, es preciso solicitar el cambio de uso al Servicio de Montes y Medio Natural de la DFG. Es decir, un propietario de un pinar y/o otra explotación forestal, una vez efectuada la corta debe repoblar en el plazo de dos años, y si no, debe solicitar el cambio de uso. En concreto, se han recibido varias solicitudes vinculadas a la replantación con viñedos, aunque han sido de terrenos fuera del LIC. Para una replantación de viñedos sólo en caso en que se encontraran en suelo agrario no haría falta la solicitud de

forestales incluso podrían estar interesados en la venta y/o cesión del terreno a la administración pública, ya que, en definitiva, se trata de obtener rentabilidad por un terreno de su propiedad y, en el caso de poseer alcornoques, obtener igualmente unas rentas por su cuidado y mantenimiento.

d. Propietarios sin uso productivo del suelo

La casuística de este tipo de propietarios es muy diversa, al tener desde propietarios que tienen una pequeña vivienda hasta tierras desocupadas pero que, en su momento, tuvieron pinares y, hoy en día, se utilizan para el propio esparcimiento, pasando por tierras administradas debido a que sus propietarios viven fuera de la zona. En cualquier caso, el objetivo general es la revalorización de sus terrenos aunque las demandas sean muy diversas. Hay quienes se quejan de que al considerarse el área como suelo no urbanizable se les deniega la posibilidad de construir nada²⁰⁸. Otros, por el contrario, consideran que llevan tiempo cuidando y manteniendo paisajísticamente su parcela y nunca han recibido ninguna compensación por estas labores. Otra queja generalizada es el poco cuidado que se presta a las infraestructuras de acceso. Estos propietarios también expresan su temor hacia lo que su localización en el LIC pueda implicar, en especial en aquellos casos donde podrían plantearse su reconversión hacia el viñedo. En otros casos, su localización en el LIC se percibe como una oportunidad para obtener compensaciones por el cuidado y mantenimiento de los alcornoques presentes en sus terrenos.

Tal y como se desprende del análisis efectuado, los objetivos e intereses de los propietarios divergen en muchos aspectos. No obstante, los *recursos* de los que dispone el conjunto del colectivo son comunes a todos ellos. En primer lugar, su capacidad para influir en las autoridades políticas con su derecho a voto, elemento que no es considerado de una gran presión o influencia, ya que representan una pequeña parte del electorado. En segundo lugar, y de mayor importancia, es que todo el terreno del LIC está en manos privadas por lo que los propietarios son un elemento determinante para asegurar medidas de conservación y recuperación de la zona. Tal y como se ha argumentado en el capítulo 3, estos actores deberían participar en el proceso de toma de decisiones y resulta necesaria su implicación para llevar a cabo una gestión activa del lugar. Esto resulta más importante, si cabe, en el caso de parcelas con alcornoques.

cambio de uso. Sin embargo, para un cambio de uso de forestal a agrario es preceptivo el permiso tanto de la DFG como del Ayuntamiento correspondiente.

²⁰⁸ La construcción de edificios sólo está permitida a los propietarios de terrenos con uso productivo y con dedicación a tiempo completo del propietario a la actividad agropecuaria.

6.4.1.3. Sindicatos y asociaciones

Este grupo de actores está compuesto por sindicatos agrarios, asociaciones ecologistas y asociaciones lúdico-recreativas.

En primer lugar, los dos sindicatos agrarios presentes en la zona son Euskal Herriko Nekazarien Elkartasuna (EHNE) y Euskal Nekazarien Batasuna (ENBA). Los propietarios dedicados a la actividad agropecuaria pueden ver reflejados sus intereses a través de estos sindicatos, que cuenta con la presión política ejercida en sus ámbitos de influencia como recurso para lograr sus objetivos.

Ambos sindicatos sostienen que el mantenimiento de las actividades agropecuarias ha contribuido a garantizar la biodiversidad del entorno, por lo que consideran preciso reconocer la multifuncionalidad de la actividad. Para ello, reconocen que es necesario garantizar una rentabilidad económica mínima de las explotaciones independientemente de que se encuentren ubicadas en ENPs, siendo la administración pública la responsable de apoyar al sector. En opinión de EHNE, las ayudas deberían cambiar de orientación, incrementándose las ayudas a las explotaciones más sostenibles y eliminando el apoyo a las más intensivas. En este sentido, las ayudas agroambientales deberían ser un instrumento a potenciar en los ENPs. Asimismo, ambos sindicatos mantienen que la declaración de un área como protegida, en principio, no tiene por qué afectar al desarrollo de las actividades agropecuarias, siempre que éstas no sean intensivas. Sostienen que el principal problema socioecológico se deriva del urbanismo y la industria, pero no de la agricultura. Por consiguiente, los ENPs pueden ser vistos como una oportunidad para la promoción de las actividades agrarias sostenibles. Para ENBA, la Red Natura 2000, en algunos casos, puede ser el único modo de mantener la actividad agropecuaria dado que existen ejemplos de Parques Naturales en los que su declaración ha sido una oportunidad para los propietarios. En cuanto a la producción de txakoli, se destaca que es vista como una salida rentable para los propietarios de terrenos que los alquilan a las propias bodegas. No obstante, su rentabilidad futura no está garantizada y existen algunas incertidumbres importantes en el mercado vinícola (consumo estancado en Europa, cada vez mayor competencia en el mercado, futura liberalización del sector en la UE, etc.).

En segundo lugar, dentro del colectivo ecologista se han mantenido entrevistas con representantes de Ekologistak Martxan y Arkamurka Natur Elkartea. Esta última es la asociación más activa aunque su actuación se centra en el municipio de Zarautz. Esta organización es una gran conocedora de la zona y ha llevado a cabo un importante trabajo de inventariado en relación a los alcornocales (tienen inventariados todos los pies de alcornoque existentes en la parte de Zarautz del LIC). De hecho, el principal recurso con el que cuentan estas asociaciones es el profundo

conocimiento de los conflictos socioecológicos existentes en el territorio y, en particular, en el caso del LIC G-SB. Además, mantienen una predisposición activa tanto a la hora de llevar a cabo movilizaciones sociales como de tomar parte en procesos participativos aunque consideran que, en la mayoría de ocasiones, los procesos participativos no se plantean correctamente.

Con respecto al LIC G-SB, el escenario más deseado por Arkamurka sería la replantación del alcornoque en todo el LIC pero reconocen que esta opción es poco realista. Sin embargo, para moverse en esta dirección les parece clave la conversión de tierras privadas en públicas siendo la administración pública quien debería desempeñar un papel activo en esta transformación. Además, señalan que todo el terreno del LIC tiene una gran potencialidad para el alcornocal y para su regeneración natural aunque, en la actualidad, los alcornoques jóvenes estén muy limitados por su aislamiento. Para regenerar la zona y garantizar la supervivencia del alcornoque, consideran preciso lo siguiente: (a) elaboración de una escala de prioridades de conservación de la especie por zonas; (b) establecimiento de corredores entre las diferentes áreas donde se localiza la especie; y (c) establecer un sistema de compensaciones para aquellos propietarios que puedan verse afectados (permuta de tierras de dentro y fuera del LIC, compensaciones económicas, etc.). Ekologistak Martxan coincide en gran parte con el diagnóstico realizado por Arkamurka señalando que el objetivo de la declaración de este espacio como LIC ha sido la conservación y protección del alcornoque, por lo que no tiene sentido que se permita la extensión del viñedo, actividad con serios impactos medioambientales. El mayor temor y un riesgo real existente en la zona es la introducción del viñedo ya que otros usos agropecuarios no entrañan elevados riesgos medioambientales.

Por último, las asociaciones lúdico-recreativas están formadas por Pagoeta Mendizale Elkarte y la Asociación de Amigos del Camino de Santiago. De los tres grupos de actores es el que mantiene una posición menos determinista sobre el LIC. Para estas asociaciones su concepción sobre el LIC se circunscribe al espacio como área de esparcimiento independientemente de que se encuentre protegido. Con carácter general, apuestan por el mantenimiento de senderos y caminos para el uso recreativo de la zona, abordando su acondicionamiento, cuidado y limpieza si fuera necesario. Estas asociaciones no disponen de recursos económicos, legales ni políticos que influyan de manera decisiva sobre el área. Aunque cuentan con recursos cognitivos, probablemente sean los actores sociales con menor capacidad de influencia.

Tabla 6.6. Resumen de la función, objetivos y recursos de los actores sociales

ACTORES SOCIALES		Función/posición	Objetivos	Recursos
ADMINISTRACIÓN PÚBLICA	DMAyOT	Encargado de promover en la CAPV los LIC que se integrarán en la Red Natura 2000.	Objetivo general: Implantación y desarrollo efectivo de Natura 2000 respecto a sus objetivos de conservación en la CAPV. Caso G-SB: Preservar alcornoques y en la medida de lo posible recuperar zonas donde no haya.	Legales; políticos; cognitivos.
	DFG	Encargada de gestionar los ENP según la Ley 16/1994. También tiene competencias sobre la gestión de actividades agrarias y desarrollo rural.	Gestión de la Red Natura 2000 en su territorio en el ámbito de sus competencias.	Legales; políticos; financieros.
	Ayto. Zarautz	Establece normas municipales que afectan al 43% de la superficie del LIC.	Interés explícito en conservar y mejorar recursos de Santa Barbara.	Legales; financieros.
	Ayto. Getaria	Establece normas municipales que afectan al 57% de la superficie del LIC.	Preservar y conservar área municipal del LIC, según NNSS.	Legales; financieros.
PROPIETARIOS PRIVADOS	CRDO Getariako Txakolina	Órgano de gestión de la DO. Las 3 bodegas de dentro del LIC adscritas a la DO.	Extender las plantaciones de viñedo aumentando así la producción.	Grupo económico que genera ingresos y empleos; grupo de presión sobre ámbito político.
	Propietarios:	La totalidad de los terrenos del LIC son de propiedad privada.	-	-
	-Expl. agrarias		Mantenimiento de explotaciones y en algunos casos, ampliaciones.	Políticos (derecho a voto); propiedad privada de los terrenos en el LIC.
	-Expl. ganaderas		Mantenimiento de explotaciones y en algunos casos, conversión a viñedo.	
	-Expl. forestales		Objetivos difusos, aunque la mayoría desea la explotación forestal para obtener rentas a largo plazo.	
-Sin uso productivo	Revalorizar sus terrenos.			
SINDICATOS Y ASOCIACIONES	Sindicatos agrarios	Representantes de algunos profesionales agrarios de la zona.	Mantenimiento actividad agropecuaria, ya que ha contribuido a la conservación del entorno.	Grupo de presión sobre ámbito político.
	Asoc. ecologistas	Activismo ecologista	Extender alcornoques a todo el LIC.	Cognitivos; movilización.
	Asoc. culturales y lúdico-recreativas	Organización de actividades culturales y recreativas	Uso del LIC como área de esparcimiento.	Cognitivos.

Fuente: elaboración propia.

6.4.2. Marco de relaciones entre actores

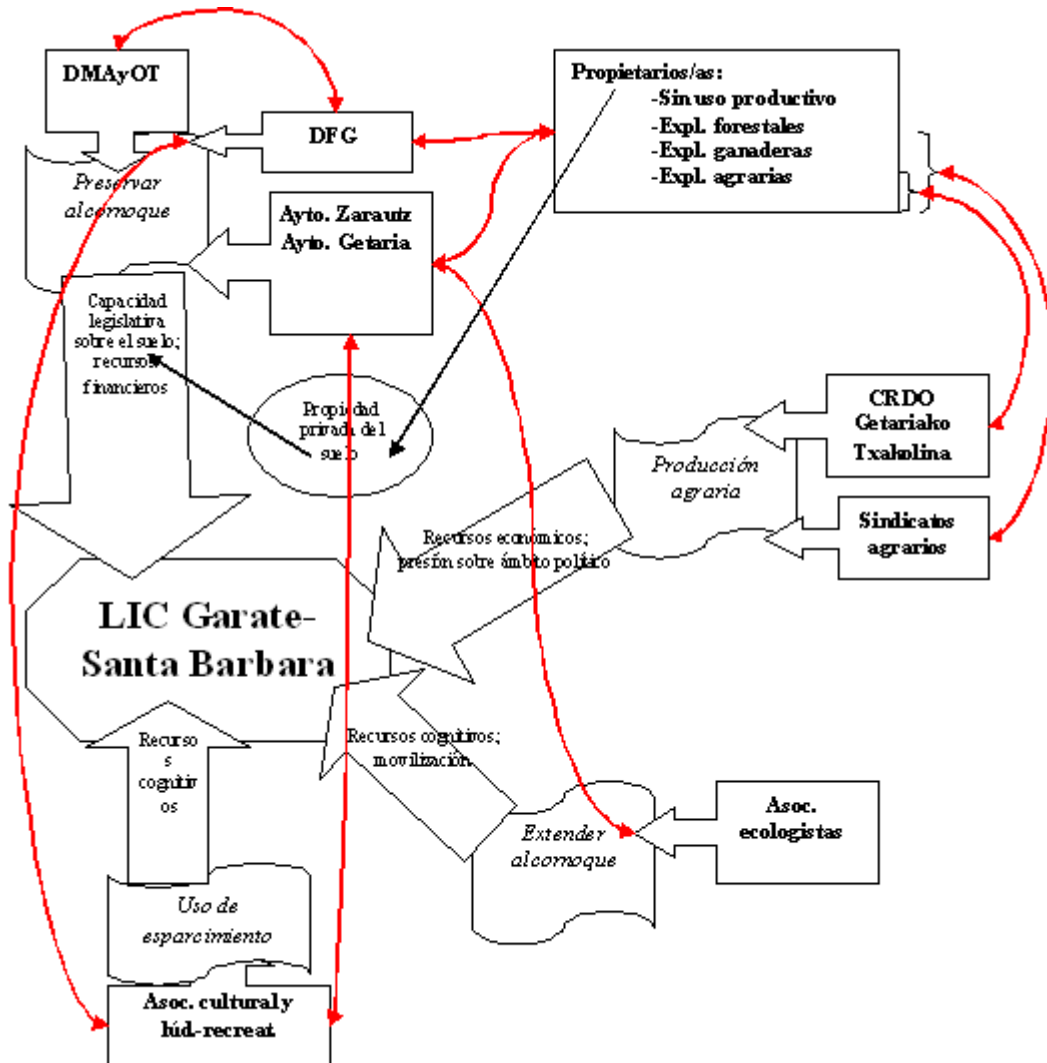
La existencia de relaciones entre los actores está condicionada por los elementos previamente analizados (su función/posición, objetivos y recursos). Algunas de estas relaciones son permanentes mientras que otras son esporádicas. A continuación se señalan las relaciones de las que se tiene constancia que mantienen o han mantenido los actores sociales hasta la fecha:

- a. Entre el DMAyOT y la DFG: la colaboración de ambas instituciones se limita a los aspectos administrativos del desarrollo del marco legislativo referente a la Red Natura 2000 de la CAPV.
- b. Entre la DFG y los propietarios: dentro del Departamento de Medio Rural de la DFG, según el Servicio correspondiente y el tipo de propietarios, se identifican dos tipos de relaciones:
 - i. Servicio de Desarrollo Rural y Estructuras Agrarias: es el organismo encargado de dar el permiso para la construcción o remodelación de obras (edificaciones, cuadras, etc.) vinculadas a las explotaciones agrarias.
 - ii. Servicio de Montes y Gestión de Hábitats: es el organismo encargado de tramitar las compensaciones forestales por mantenimiento de especies de frondosas.
- c. Entre los propietarios de las explotaciones agrarias y ganaderas y los sindicatos agrarios: en general, los sindicatos agrarios defienden los intereses del sector primario y, en particular, los de sus afiliados.
- d. Entre los propietarios de las explotaciones agrarias y el CRDO Getariako Txakolina: las bodegas adscritas a la DO Getariako Txakolina están obligadas a producir y a comercializar el txakoli bajo determinadas condiciones que certifiquen la calidad del producto. Asimismo, los productores se benefician de pertenecer a este grupo tanto por la imagen de marca obtenida como por otro tipo de facilidades proporcionadas (cursos, asesoramiento, etc.).
- e. Entre los propietarios y los Ayuntamientos: la relación más común de la que se tiene constancia es referente a la concesión de licencia para obras menores y permisos varios por parte del Ayuntamiento a los propietarios.
- f. Entre asociaciones ecologistas y los Ayuntamientos: en este caso concreto, la relación se circunscribe a la mantenida entre Arkamurka y el Ayuntamiento de Zarautz. Arkamurka participó activamente en la elaboración del PGOUZ aunque esta asociación se muestre contraria al modo en que, en general, se llevan a cabo los procesos de participación pública.
- g. Entre las asociaciones culturales y lúdico-recreativas y las instituciones públicas: la Asociación de Amigos de Santiago ha mantenido relaciones puntuales con la DFG y los Ayuntamientos en relación con aspectos del Camino (señalización, albergue de peregrinos, etc.), pero con carácter general e independientemente de su paso por el LIC.

La Figura 6.3 muestra en un diagrama los vínculos relacionales existentes entre los actores sociales. Se recogen sucintamente cuáles son los objetivos y recursos de cada actor o grupo de

actores al tiempo que se señalan (mediante conectores de flechas rojas) los vínculos relacionales entre actores.

Figura 6.3. Vínculos relacionales entre los actores



Fuente: elaboración propia.

6.4.3. Análisis DAFO

La información recabada durante el análisis institucional junto con el análisis de los actores sociales ha servido para llevar a cabo un Análisis de Debilidades, Amenazas, Fortalezas y Oportunidades (DAFO) del LIC G-SB, tal como recoge la Tabla 6.7. Este tipo de análisis proviene del mundo empresarial aunque con el paso del tiempo se haya empleado en la planificación estratégica de sectores como, por ejemplo, transportes o educación (Dyson, 2004). El análisis DAFO es una metodología de estudio sobre la situación de un proyecto mediante el análisis de sus características,

desde diferentes vertientes, ilustradas en una sola matriz. El análisis DAFO llevado a cabo ha puesto de manifiesto aspectos relevantes a considerar de cara a la planificación y gestión del LIC.

Tabla 6.7. Matriz DAFO del LIC G-SB

Debilidades	Amenazas
<ul style="list-style-type: none"> • Descenso de la actividad agroganadera en los últimos años • Fragilidad en el equilibrio de ecosistemas ligados a actividades agrarias tradicionales • Intereses opuestos por parte de los actores • Existencia de conflictos pasados entre actores pertenecientes a grupos de intereses opuestos • 100% del suelo privado; inexistencia de suelo público • Propiedad privada atomizada • Solapamiento y disfunción legislativa 	<ul style="list-style-type: none"> • Impactos negativos sobre el medio derivados de la explotación forestal y de viñedos • Incremento del precio del suelo para la explotación de viñedos • Intereses urbanísticos en la zona • Construcción y/o adecuación de infraestructuras y servicios generales • Peligro de incendios
Fortalezas	Oportunidades
<ul style="list-style-type: none"> • La Red Natura 2000 está en la agenda política: elaboración de plan de gestión. • Condiciones edáficas y biogeográficas aptas para el incremento natural del alcornoque • Amplio conocimiento e interés mostrado de los actores sobre el área • Problemática muy localizada • Vigencia de sistema ayudas forestales de la DFG 	<ul style="list-style-type: none"> • Legislación e instrumentos de gestión propios del ENP aún por definir • Cambio de usos del suelo hacia actividades más sostenibles (ej.: en la explotación forestal) • Sistema de compensaciones por establecer (compensar lucro cesante, compra pública de suelo, permuta de tierras, etc.) • Mejora de actividades recreativas • Área objeto de estudio y tratamiento para investigación

Fuente: elaboración propia.

6.5. Proceso participativo

Tal y como se ha abordado en el capítulo 5, el objetivo de incorporar mecanismos de participación en el marco de la EMCS responde a varias razones (Munda, 2004, 2008): (a) incorporar el mejor conocimiento posible sobre el caso de estudio; (b) garantizar la transparencia tanto en la selección de criterios como en la creación y evaluación de las alternativas; (c) generar un proceso de aprendizaje mutuo entre todos los actores implicados en el proceso de evaluación; y (d) establecer un mecanismo de ‘control de calidad’ continuo que permita revisar y redefinir aquellos aspectos susceptibles de mejora durante el proceso de evaluación.

El proceso participativo del Ejercicio 1 está constituido por una serie de hitos principales que se presentan de manera resumida en la Tabla 6.8. Además, a lo largo de todo el proceso de evaluación, se han intercalado las presentaciones y talleres con entrevistas en profundidad a los principales actores sociales e informantes clave o expertos, lo que ha servido para discutir aspectos concretos del proyecto y recabar su opinión al respecto. Con ello se ha pretendido mantener un proceso de evaluación dinámica y de validación continua, al tiempo que se aseguraba una amplia

participación social incluso de aquellos actores que, por diferentes motivos, no podían participar en los distintos foros organizados.

Tabla 6.8. Hitos en el proceso de participación

Fases del proceso de evaluación	Tareas desarrolladas	Breve descripción	Lugar y fecha
Fase 1. Análisis Institucional	Entrevistas a actores sociales	Conocer los discursos de actores sociales. Conocer su interés y su posicionamiento en el conflicto.	Abril – Octubre 2008
Fase 1. Análisis Institucional	Presentación pública de la EMCS	Dar a conocer el proyecto y sus fases al mayor espectro posible de actores implicados.	Getaria, junio 2008
Fase 2. Selección de los Criterios de evaluación	Taller de criterios	Identificar las cuestiones relevantes y los CRITERIOS para la valoración del LIC.	Zarautz, julio 2008
Fase 3. Creación de Alternativas	Taller de escenarios	Contrastar resultados obtenidos en el Taller de criterios. Identificar diferentes ESCENARIOS de ordenación permitidos por el marco legal actual.	Zarautz, noviembre 2008
Fase 5. Método de agregación	Taller de resultados	Presentar los resultados obtenidos. Obtener la opinión de los participantes.	Getaria, marzo 2009

Fuente: elaboración propia.

La elección de los lugares donde se han realizado las entrevistas y los talleres ha sido un aspecto al que se le ha prestado especial atención ya que puede llegar a condicionar la opinión de los participantes (Gilbert, 2001). Por esta razón, las entrevistas se han efectuado en un lugar designado por el actor entrevistado, lo que pretende contribuir a su seguridad en el discurso (desplazándose en todo caso hasta este lugar el entrevistador). En los talleres celebrados se ha tratado, por una parte, de buscar un equilibrio entre los municipios intercalando las celebraciones entre Zarautz y Getaria (Tabla 6.8). Por otra parte, los talleres se han llevado a cabo en lugares de uso público y no representativos de sesgos hacia ningún colectivo de actores sociales. Con ello se ha pretendido que los actores no se sintieran coartados y que estuvieran lo más cómodos posible, buscando espacios neutrales.

6.5.1. Presentación pública de la investigación

Durante el proceso de análisis institucional se celebró una presentación del proyecto de EMCS abierta a todos los actores que quisieran participar. Esta presentación constituyó, a su vez, el primer hito reseñable del proceso participativo. La presentación tuvo lugar en Getaria en junio de 2008 y en ella se explicó el contenido, alcance, fases e instrumentos de participación en el proceso de evaluación multicriterio.

A la presentación fueron invitados todos los actores sociales identificados hasta esa fecha. A los propietarios de terrenos ubicados en el LIC se les convocó mediante una carta personal, mientras

que a otros actores institucionales, con los que ya se había establecido contacto previo, se les invitó vía teléfono o correo electrónico. A esta jornada de presentación no acudieron parte de las personas que ya habían sido entrevistadas y que conocían los objetivos y la metodología del proyecto. De hecho, la mayoría de los asistentes eran propietarios de terrenos ubicados dentro del LIC con los que no se había podido contactar a lo largo del proceso de entrevistas. En total, acudieron alrededor de 25 personas.

Esta presentación sirvió, en primer lugar, para dar a conocer el proyecto EMCS y completar la lista de actores relevantes que, a partir de ese momento, iban a ser incluidos en los posteriores foros de participación. En segundo lugar, esta primera presentación pública de la investigación fue una oportunidad para entablar un diálogo entre el grupo investigador y el grupo de actores que en él se citaron. El diálogo suscitado sirvió para que los actores mostraran su visión sobre el LIC, lo que contribuyó a clarificar sus discursos y posiciones al respecto, enriqueciendo el análisis institucional.

6.5.2. Taller de criterios

Los encuentros más significativos del proceso participativo durante las fases 2 y 3 del proceso de evaluación fueron los 2 talleres llevados a cabo: el Taller de criterios y el Taller de escenarios. El objetivo conjunto de ambos talleres fue la recogida de información y establecimiento de posiciones por parte de los actores para la elección de los criterios de evaluación y la creación de escenarios futuros del LIC.

El orden cronológico de los talleres (primero el de criterios, segundo el de escenarios) responde a la necesidad de evitar un comportamiento estratégico de los participantes que estuviera guiado por el objetivo de la maximización de su bienestar, pudiendo así distorsionar un diálogo constructivo a este respecto (Garmendia, Gamboa *et al.*, 2010).

El Taller de criterios tuvo lugar en un local municipal de Zarautz en julio de 2008. La tarea principal del taller era identificar las cuestiones relevantes (o criterios) para los actores y llevar a cabo un ejercicio de sistematización de los mismos. Los objetivos perseguidos con este taller fueron los siguientes: (a) conocer la percepción de los actores en torno a 3 cuestiones que se les plantearon: *¿Cómo veis el futuro de la zona?, ¿Qué cuestiones os preocupan?, ¿Qué es lo que más valoráis?*; (b) saber cuáles eran las cuestiones relevantes para cada actor a la hora de valorar el LIC; y (c) sistematizar la información por grupos de actores. La información recogida en este taller fue un primer paso en la elaboración de los criterios, los cuales pretendían representar los aspectos que resultaban más importantes para la gestión del LIC.

La metodología de trabajo del taller se desarrolló de la siguiente manera. Los participantes en el taller fueron divididos en dos grupos de trabajo, tratando de que en cada uno de ellos estuvieran representados todos los intereses (véase Anexo II, Tabla 2). Esta técnica, conocida como grupo focal o *focus-group*, consiste en agrupar a un determinado número de personas (6-8 personas máximo) para debatir de manera dirigida en torno a un tema específico (Gilbert, 2001; Flowerdew y Martin, 2005). La discusión debe ser orientada por una persona que dirige la conversación hacia aspectos predefinidos y, en la medida de lo posible, es deseable contar con la ayuda de una persona adicional para que tome nota de lo que acontece en la discusión del grupo. El objetivo principal es garantizar que todos los participantes puedan expresar sus percepciones y debatir los diferentes puntos de vista. Por consiguiente, junto a cada grupo existía un dinamizador y una persona que actuaba como secretario y portavoz del grupo. Cada uno de los grupos estuvo compuesto por 7 personas (véase Anexo II, Tabla 2). Primero, se pidió a cada participante que expresara su posición por escrito en relación con las 3 preguntas planteadas: *¿Cómo veis el futuro de la zona?*, *¿Qué cuestiones os preocupan?* y *¿Qué es lo que más valoráis?*. En base a estas respuestas, cada grupo debatió hasta alcanzar un consenso sobre los aspectos más relevantes en relación al LIC. Segundo, se procedió a una discusión global basada en la presentación de las aportaciones de cada grupo. Este taller suministró material que permitió la creación de los criterios a considerar en la Matriz de Impacto para la evaluación multicriterio.

6.5.3. Taller de escenarios

El Taller de escenarios tuvo lugar en un local de uso público, en Zarautz, en noviembre de 2008. El taller fue diseñado en base a 3 objetivos: (a) contrastar los resultados del Taller de criterios; (b) lograr una ordenación de los criterios según su importancia relativa; y (c) llevar a cabo una aproximación sobre los escenarios futuros a los que se enfrenta el LIC G-SB. En base a estos escenarios, y mediante un análisis posterior más exhaustivo, se procedió a diseñar las alternativas de gestión del LIC.

Al igual que en el Taller de criterios, en este taller también se procedió a configurar grupos de trabajo en base a la técnica de *focus-group*, grupos que se formaron, de nuevo, teniendo en cuenta la representatividad de todos los intereses en el seno de cada uno de los grupos (véase Anexo II, Tabla 3).

El ejercicio de ordenación de los criterios de evaluación por parte de los actores puso de manifiesto el conflicto existente y las diferentes perspectivas al respecto. Se contrastó la familia de criterios obtenida en el Taller de criterios pero no fue posible ordenarlos según su importancia

relativa, de manera que técnicamente fue inviable alcanzar una ordenación única compartida por todos los actores. Asimismo, el debate que sucedió al trabajo sobre los escenarios resultó muy intenso y enriquecedor. En él se pudieron percibir los diferentes posicionamientos, a veces contrapuestos, en torno al devenir del ENP. También se manifestaron nuevas ideas que, tras la celebración del taller, fueron integradas en el proceso de elaboración de los criterios y de las alternativas de gestión.

6.5.4. Taller de resultados

Dentro del proceso de evaluación del LIC G-SB, una vez obtenidos los resultados de carácter preliminar derivados de la Matriz de Impacto Multicriterio, éstos fueron testados en dos sentidos. Por una parte, con el empleo del *software* de apoyo NAIADÉ se llevó a cabo el análisis de sensibilidad, lo que ha contribuido a corroborar el resultado final logrado desde un punto de vista técnico (explicado en detalle en el capítulo 7). Por otra parte, desde una vertiente más participativa, los resultados fueron contrastados con diferentes actores mediante entrevistas en profundidad, facilitando ajustar el modelo multicriterio y con ello los resultados definitivos. Finalmente, se celebró un Taller de resultados al que se convocó a todos los actores involucrados en el proceso participativo.

El Taller de resultados tuvo lugar en Getaria en marzo de 2009 y su celebración persiguió dos objetivos principales. En primer lugar, se quería exponer de manera clara y precisa, evitando los tecnicismos y la jerga especializada, cuáles eran los resultados de la investigación a todos los actores que habían venido participando activamente en el proceso. Asimismo, se pretendía aprovechar esta ocasión para conocer de primera mano las impresiones de los actores al respecto. El segundo objetivo era lograr una valoración y calificación de las alternativas propuestas por parte de los actores de acuerdo con sus preferencias. Para ello, se pasó un cuestionario a los asistentes. En el marco de una validación continua del proceso de evaluación, los resultados obtenidos a través de este cuestionario han sido utilizados para completar la Matriz de Equidad (véase más adelante Apdo. 7.4.4.3).

Los actores que acudieron a este taller (véase Anexo II, Tabla 4) demostraron un interés muy especial y una voluntad por participar activamente en la investigación, al tiempo que mostraron una gran predisposición a colaborar permanentemente. Algunos otros actores, que excusaron su asistencia a este taller final, manifestaron igualmente su interés por conocer de primera mano sus resultados finales, demanda que fue satisfecha mediante presentaciones individuales de los

contenidos realizadas posteriormente al Taller de resultados, aprovechando para recoger sus impresiones y preferencias con respecto a las alternativas propuestas.

7. Evaluación multicriterio del LIC Gárate-Santa Barbara

7.1. Introducción

Este capítulo tiene un doble propósito, la elaboración técnica de la Matriz de Impacto Multicriterio y la obtención de resultados a través de su agregación matemática. En un primer paso, se persigue la traslación técnica de los criterios de evaluación y de la generación de alternativas obtenidos en el proceso participativo, para posteriormente evaluar los impactos generados por las diferentes alternativas a través de la propia matriz. A partir de aquí, se obtienen los resultados mediante la resolución del algoritmo matemático generado para el proceso de agregación. Este capítulo continúa con la presentación del Ejercicio 2, ejercicio donde, en base a los resultados logrados en el Ejercicio 1, se plantea una nueva evaluación multicriterio, dirigida a valorar alternativas de gestión generadas a raíz del proceso evaluación del Ejercicio 1. El Ejercicio 2 se desarrolla en un solo apartado (Apdo. 7.5). Para finalizar, se discuten los resultados de ambos ejercicios.

7.2. Elaboración de criterios de evaluación

La primera tarea fue identificar los criterios que debían ser considerados en la planificación y evaluación de los diferentes usos del suelo y actividades dentro del LIC. Estos criterios de evaluación, fruto del trabajo del proceso participativo deben convertirse en una expresión técnica de las necesidades y expectativas de los actores sociales (Gamboa y Munda, 2007). Una familia de criterios ha de cumplir dos cualidades importantes (Bouyssou, 1990): (a) *legibilidad*, entendiéndose por tal que un número suficientemente pequeño de criterios facilita al analista la obtención de la información inter-criterios necesaria para la implementación del procedimiento de agregación; y (b) *operatividad*, esto es, la familia de criterios ha de ser aceptada por todos los actores involucrados como base para el desarrollo del proceso. Otro aspecto relevante, asimismo, es que los criterios sean capaces de cubrir las múltiples dimensiones del conflicto en cuestión.

En la literatura especializada y consultada al efecto no existe consenso en torno al número de criterios que conforman una familia de criterios para la EMCS, pero normalmente se considera que deberían estar entre 7 a 12 criterios, como máximo (Yoon y Hwang, 1995). El análisis de estudios empíricos de EMCS llevado a cabo (Apdo. 5.3.4) ha puesto de manifiesto que, aunque con alguna excepción, en general esta recomendación se cumple en casi todos los ejercicios revisados.

7.2.1. Resultados del Taller de criterios

Como ya se ha mencionado, en el Taller de criterios se trabajó con dos grupos de actores de manera independiente aunque posteriormente los resultados de cada uno de los grupos fueron puestos en común y debatidos extensamente. Los principales criterios expuestos por cada grupo fueron sintetizados, inicialmente, en 6 criterios que respondían a los intereses y motivos expuestos por las partes interesadas participantes en el taller (véase Anexo III, Tablas 1 y 2).

Tabla 7.1. Criterios a considerar en la Matriz de Impacto

CRITERIOS	INTERESES / NECESIDADES / EXPECTATIVAS
Calidad de paisaje	<ul style="list-style-type: none"> • Mantenimiento, y en su caso recuperación, del paisaje tradicional: combinación de bosque y pastizales con caseríos diseminados. • Conservación del mosaico paisajístico. • Recuperación de zonas “abandonadas” (sin gestión activa). • Cautela con afecciones paisajísticas derivadas de la expansión de viñedo.
Biodiversidad	<ul style="list-style-type: none"> • Conservación del alcornoque: primer objetivo perseguido con la declaración de LIC. • Respeto al crecimiento y expansión natural del alcornoque. • Conservación de otras especies y hábitats de interés comunitario (brezales, prado, otros bosques autóctonos, etc.). • Favorecer la creación de corredores ecológicos locales y regionales. • Restaurar áreas degradadas o afectadas por los usos actuales pero con potencial para usos de mejora ambiental.
Mantenimiento o actividad agropecuaria	<ul style="list-style-type: none"> • Ayudas especiales a los profesionales del sector agropecuario. • Acondicionamiento de accesos para actividades agrarias. • Importancia de la actividad agropecuaria en términos de sostenibilidad y gestión del territorio.
Generación de rentas	<ul style="list-style-type: none"> • Rentabilidad derivada de las actividades agropecuarias y forestales. • Garantizar bienestar social de los propietarios. • Beneficios sociales generados por la conservación del medio.
Coste de cada escenario	<ul style="list-style-type: none"> • Recursos limitados para la implementación de medidas. • Costes derivados de diferentes actuaciones (pérdidas de beneficios potenciales, etc.). • Explorar posibles medidas de compensación (compra de terrenos, etc.).
Valor recreativo y cultural	<ul style="list-style-type: none"> • Cuidado de caminos, senderos y señalizaciones (consolidar una red de senderos públicos). • Fomento de potenciales lugares y actividades de esparcimiento compatibles siempre con la conservación del medio. • Conservación del patrimonio cultural (Ermita de Santa Bárbara, Camino de Santiago, Torreón La Rotonda, zonas arqueológicas, etc). • Elaborar planes de educación ambiental e interpretación de la naturaleza que favorezcan el conocimiento e implicación de la población en su conservación.
Grado de aceptación	<ul style="list-style-type: none"> • Grado de conflicto entre intereses. • Facilitar la búsqueda de compromisos entre diferentes intereses. • Implicar a la población local en la toma de decisiones.
Beneficio social	<ul style="list-style-type: none"> • Mayor bienestar social derivado de preservar el medio ambiente. • Proteger áreas y especies de alto valor ecológico para no verse lesionadas por determinadas actividades o usos.

Fuente: elaboración propia.

Los criterios extraídos *a priori* han de ser técnicamente operativos dentro del modelo multicriterio. Para ello, una vez identificados en el taller se procedió a completar y analizar la información obtenida con nuevos datos procedentes de las entrevistas en profundidad desarrolladas y posteriores contactos con expertos en la materia. El objetivo de este posterior contraste fue conseguir que todos los intereses y expectativas expuestas por los diferentes actores durante todo el proceso participativo fueran recogidos de la manera más objetiva posible y pudieran expresarse técnicamente. Todo ello dio lugar al establecimiento de una familia de 8 criterios especificados en la Tabla 7.1. Posteriormente estos criterios han sido evaluados en función de un sistema de indicadores elaborado *ad hoc*.

7.3. Escenarios: ordenación de usos del suelo

El primer paso en la elaboración de alternativas fue la construcción de escenarios hipotéticos a partir de los usos del suelo del LIC, haciendo variar la superficie sujeta a cada uso del suelo en función de los objetivos perseguidos en cada escenario. Una vez configurados los usos del suelo correspondientes con cada escenario, para el Ejercicio 1 se han propuesto alternativas diferenciadas en función de compensaciones monetarias para los escenarios que así lo sugieren (véase más adelante Apdo. 7.4.1).

7.3.1. Resultados del Taller de escenarios

En el Taller de escenarios, a los participantes se les presentaron diferentes escenarios hipotéticos contruidos tras el análisis de los criterios. De acuerdo con los objetivos perseguidos en cada escenario, se propusieron variaciones de la superficie y ordenación de los usos del suelo identificados en el LIC. Esta propuesta técnica estuvo inspirada en los escenarios planteados por Proctor y Drechsler (2006)²⁰⁹. La discusión del taller culminó en la adopción de 5 escenarios reflejados en la Tabla 7.2 (Estado actual, Incremento de viñedos, Potenciación de valores ecológicos *moderada*, *alta* y *máxima*). En cada escenario, la superficie de los principales usos del suelo identificados (‘prados, huertas y cultivos’, ‘viñedos’, ‘plantaciones forestales’, ‘otros bosques autóctonos’, ‘alcornocal’, ‘brezales y argomales’) varía de acuerdo con la intensidad de cambio propuesta (igual, leve, moderada, fuerte). Por su parte, los ‘accesos’ y las ‘áreas de interés recreativo-cultural’ no ven

²⁰⁹ Proctor y Drechsler (2006), para su estudio de caso, plantean los siguientes escenarios: (i) *Business as usual* (Estado actual); (ii) Maximizar los resultados de los servicios ecosistémicos; (iii) Maximizar los resultados sociales; (iv) Maximizar los resultados económicos; (v) Combinación sostenible entre turismo/medio ambiente/sociedad.

modificada la superficie que ocupan sino su calidad o estado de conservación de acuerdo con la misma graduación.

Tabla 7.2. Escenarios en función de los usos del suelo

USOS SUELO	ESCENARIOS				
	Estado actual	Incremento viñedos	Potenciación de valores ecológicos <u>Moderada</u>	Potenciación de valores ecológicos <u>Alta</u>	Potenciación de valores ecológicos <u>Máxima</u>
	E0	E1	E2	E3	E4
Prados, huertas y cultivos	=	↓	=	=	↓
Viñedos	=	↑	=	=	↓
Plantaciones forestales	=	↓	↓	↓↓	↓↓↓
Otros bosques autóctonos	=	=	↑	↑	↑↑
Alcornocal	=	=	↑	↑↑	↑↑↑
Brezales y argomales	=	=	=	↑	↓
Accesos	=	=	↑	↑	=
Áreas de interés recreativo-cultural (itinerarios, senderos, etc.)	=	=	↑	↑	=

Fuente: Taller de escenarios.

Leyenda:

=: igual o similar presencia

↑ / ↓: leve aumento/descenso con respecto a estado actual

↑↑ / ↓↓: moderado aumento/descenso con respecto a estado actual

↑↑↑ / ↓↓↓: fuerte aumento/descenso con respecto a estado actual

Los escenarios propuestos se construyeron sobre la consideración de una serie de elementos institucionales, jurídicos y contextuales relativos a las posibilidades reales de evolución de los usos del suelo perteneciente al LIC G-SB. En primer lugar, se consideró que el estado actual del LIC G-SB está cercano a su máximo potencial productivo. Hay lugar para un incremento leve de la superficie de viñedos, lo que aumentaría el valor productivo del LIC, pero, en ningún caso, podría ser un incremento fuerte debido tanto a las restricciones derivadas del ordenamiento de los usos del suelo, como a las condiciones normativas de producción de txakoli (escenario Incremento de de viñedos, E1). En segundo lugar, el hecho de estar sujeto a la declaración de LIC obliga a que la gestión futura de este espacio esté aparejada a la aplicación de una serie de medidas de conservación de sus valores ecológicos. Dentro de este objetivo, sin embargo, es posible establecer diferentes niveles de protección y potenciación de los valores ecológicos que acoge el LIC, dando lugar a diferentes escenarios de Potenciación de valores ecológicos: moderada (E2), alta (E3) y máxima (E4). Estos

escenarios fueron ampliamente discutidos y valorados en el taller con todos los actores sociales participantes. Posteriormente, esta información fue contrastada con expertos clave en el proceso.

7.3.2. Configuración de Escenarios

La propuesta de escenarios recogida en la Tabla 7.2 ha sido trasladada a una ordenación concreta de usos del suelo sobre el mapa del LIC G-SB mediante la herramienta de Sistemas de Información Geográfica (SIG). Con la ayuda técnica ofrecida por el proyecto de investigación (Ihobe, 2009) se elaboró un mapa para cada uno de los escenarios (véase Anexo III, Figuras 1 a 5). El cambio de usos del suelo propuesto en cada escenario no tuvo en cuenta la titularidad de los terrenos, sino que consideraba hipotéticamente usos que cuentan con una potencialidad clara de pasar, en un futuro próximo o medio, a un estadio mucho más acorde con la vocación de conservación. Así, los mapas fueron contruidos, por un lado, de acuerdo con los usos del suelo existentes en la actualidad y, por otro, teniendo en cuenta las características biogeográficas más propicias para cada uno de los usos del suelo propuestos en los escenarios hipotéticos²¹⁰.

Las principales características de los escenarios contruidos son las siguientes:

a. Escenario 0 (E0): Estado actual

Con carácter general prevé el mantenimiento de la situación actual. Es decir, se mantendría la ordenación actual de usos del suelo y las actividades desarrolladas en el territorio no sufrirían cambios sustanciales. Sin embargo, existen importantes extensiones dedicadas a plantaciones silvícolas, fundamentalmente de *Pinus insignis* que deberían haber sido explotadas hace ya unos cuantos años. Este hecho provoca una pérdida económica general del valor de las explotaciones, cuestión inversamente proporcional al incremento de su valor ecológico (sotobosque).

b. Escenario 1 (E1): Incremento de viñedos

La legislación vigente impide cambios sustanciales en los usos del suelo actuales, que unido a las perspectivas de mercado tanto para las actividades agrarias como forestales, indican que el espacio se encuentra cercano al umbral de su máxima capacidad productiva. Sin embargo, existe aún un pequeño margen para el incremento de viñedo y quizás también para el desarrollo de alguna otra actividad agropecuaria de carácter aislado (p.ej., producción de

²¹⁰ Véase Ihobe (2009) para una caracterización biogeográfica detallada.

flores en invernadero). Este escenario tampoco entra en contradicción con ciertas mejoras de cara a satisfacer el interés recreativo del espacio.

El incremento del viñedo supondría la reducción de otros usos agrarios como huertas y cultivos ya que, en este escenario, de acuerdo con el marco legislativo vigente sobre suelo agrario, es posible reconducir sin restricciones el uso agrario hacia viñedo. El viñedo también podría incrementarse a costa de suelo de uso forestal aunque, en este caso, con restricciones. En suelo catalogado como Forestal Intensivo en Zarautz se prevén actividades agrarias pero, en otro tipo de suelos forestales, tendría que solicitarse un cambio de uso del suelo, para lo que tanto la Diputación Foral de Gipuzkoa (DFG) como el propio Ayuntamiento deberían dar su visto bueno y autorización²¹¹.

c. Escenario 2 (E2): Potenciación de valores ecológicos *moderada*

Este escenario contempla un leve incremento de superficies destinadas al bosque autóctono y alcornocales a costa de una reducción de las plantaciones forestales. Se trataría de identificar las plantaciones forestales más propicias para ello (teniendo en cuenta su potencial ecológico y, en muchos casos, su baja rentabilidad económica). Esta transformación debería hacerse sin la introducción de maquinaria pesada, de manera que el sotobosque fuera respetado para su posterior evolución hacia las etapas maduras de alcornocal o bosque autóctono. En cualquier caso, bajo este escenario en términos generales se contempla la compatibilidad de los principales usos del espacio. Las actividades agrarias mantendrían su espacio mientras que se potenciarían las actividades recreativas. Así, los accesos de los propietarios serían mejorados y se trataría de lograr un mejor acondicionamiento de las áreas de interés recreativo-cultural (ej.: caminos, senderos, etc.).

d. Escenario 3 (E3): Potenciación de valores ecológicos *alta*

Teniendo presente la multiplicidad de usos del espacio, este escenario apuesta por una mayor presencia de los usos destinados al fomento de los valores ecológicos en relación con el E2. Para ello, se buscaría una mejora de las áreas recreativo-culturales con respecto al estado actual pero, sobre todo, se fomentaría el bosque autóctono, los alcornocales y los brezales y, con ello, se apostaría por un incremento sustancial de la biodiversidad del conjunto del espacio. Este incremento se produciría a partir de la reducción del suelo

²¹¹ La DFG ha tenido varias peticiones de cambio de usos de suelo de forestal a agrario pero, hasta el momento, estas solicitudes se han producido fuera del LIC.

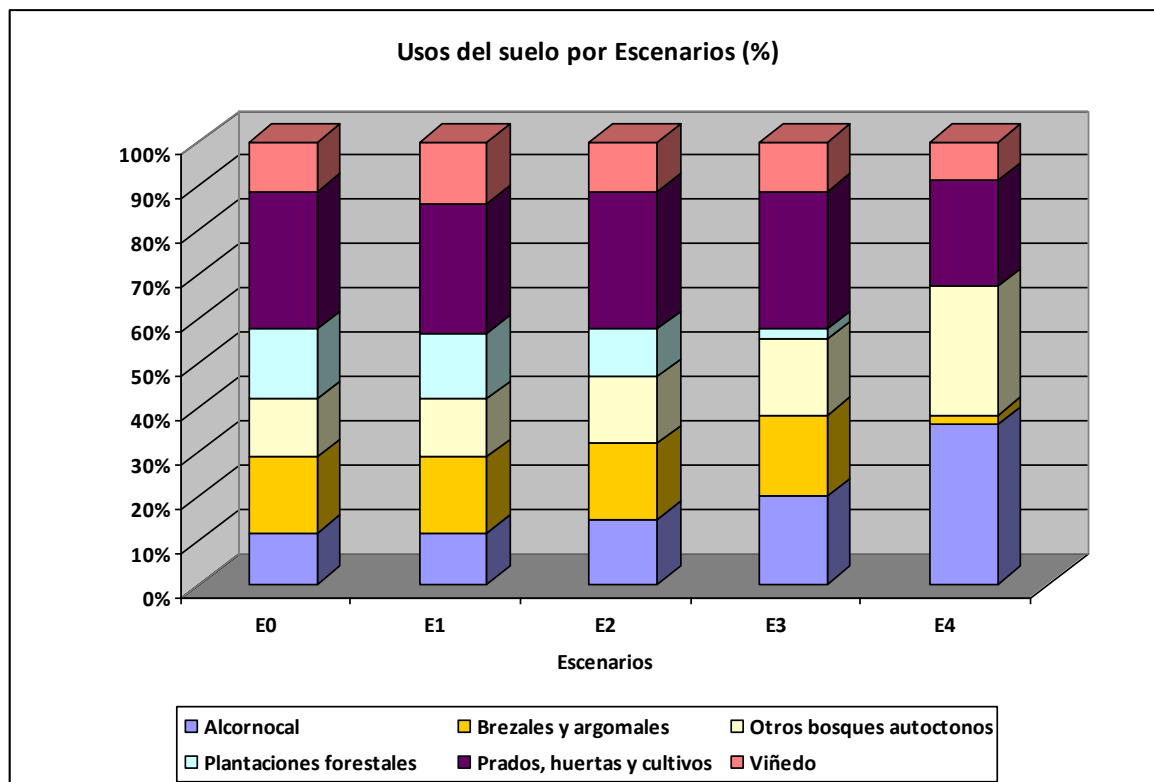
ocupado, de nuevo, por las plantaciones forestales. También podría plantearse que este aumento fuera a costa de prados en *desuso* o parcelas sin uso productivo. Asimismo, se ha tenido en cuenta la necesidad de mantener ciertos espacios de manera más o menos intervenida por el ser humano: brezales, prados de siega y diente, etc., de manera que la diversidad de hábitats siga generando una escala hacia el incremento de la biodiversidad (Lozano, 2001, 2008).

e. Escenario 4 (E4): Potenciación de valores ecológicos *máxima*

Este escenario supondría una potenciación máxima de los valores ecológicos del espacio, convirtiéndose éste en su objetivo principal aunque no excluye el mantenimiento en buen estado de las áreas recreativas. Se trataría esencialmente de incrementar el bosque autóctono y, en particular, de expandir el alcornocal. Este aumento elevado de la presencia de alcornocales supondría la disminución de otros usos del suelo actuales. Primero, el incremento de la superficie de alcornocal se realizaría a partir de la reducción de las plantaciones forestales, principalmente de aquellas que están en 'desuso'. Segundo, el aumento de alcornocales también supondría el descenso del suelo ocupado por actividades agrarias intensivas, como las explotaciones de viñedo. Tercero, los brezales y argomales verían disminuir su superficie ya que su actual existencia se correspondería con etapas pertenecientes a series biogeográficas de transición (Rivas Martínez *et al.*, 1991), antes de que estos suelos se conviertan en alcornocales u otro tipo de bosques con especies autóctonas. Asimismo, se plantea, en la medida de lo posible, la aparición de corredores ecológicos de alcornocales para lograr el máximo provecho en los cambios de usos del suelo.

La distribución de usos del suelo de cada escenario (% sobre el total), a partir de los mapas elaborados siguiendo las directrices arriba indicadas, se recoge en la Figura 7.1. De acuerdo con esta información, el uso que mayor superficie abarca en el E0 es el de 'prados, huertas y cultivos' con 44 Ha. En el E1, este uso disminuye 2 Ha para dar paso a un incremento de 'viñedo', se mantiene constante con respecto al estado actual en los E2 y E3, y sufre un descenso más acusado (hasta las 34 Ha, una pérdida de 10 Ha) en el E4, en el que crecen 'alcornocal' y 'otros bosques autóctonos'. El incremento de viñedos del E1, de prácticamente 4 Ha, se produce a costa del uso 'plantaciones forestales', que ve mínimamente reducida su superficie con respecto al estado actual (Tabla 7.3).

Figura 7.1. Superficie de los usos del suelo por escenarios (en %)



Fuente: elaboración propia a partir de Ihobe (2009).

Tabla 7.3. Superficie de los usos del suelo por escenarios (Ha y en %)

Usos del suelo	Escenario 0	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Alcornocal	16,6 (11,6%)	16,6 (11,6%)	21,1 (14,7%)	28,3 (19,8%)	51,7 (36,1%)
Brezales y argomales	24,5 (17,1%)	24,5 (17,1%)	24,5 (17,1%)	26,5 (18,5%)	3,0 (2,1%)
Otros bosques autóctonos	18,7 (13,1%)	18,7 (13,1%)	21,6 (15,1%)	24,4 (17,0%)	41,8 (29,2%)
Plantaciones forestales	22,9 (16,0%)	21,3 (14,9%)	15,5 (10,8%)	3,5 (2,5%)	0,0 (0,0%)
Prados, huertas y cultivos	44,4 (31,0%)	42,1 (29,4%)	44,4 (31,0%)	44,4 (31,0%)	34,1 (23,8%)
Viñedo	16,1 (11,2%)	19,9 (13,9%)	16,1 (11,2%)	16,1 (11,2%)	12,6 (8,8%)
TOTAL	143,2 (100,0%)	143,2 (100,0%)	143,2 (100,0%)	143,2 (100,0%)	143,2 (100,0%)

Fuente: elaboración propia a partir de Ihobe (2009).

El incremento de ‘alcornocal’ y de ‘otros bosques autóctonos’ del E2 se produce íntegramente a costa de las plantaciones forestales. El incremento de la superficie de los dos primeros usos con respecto al estado actual supera, en su conjunto, las 7 Ha. En el E3, al igual que en el E2, todo el incremento del ‘alcornocal’ y de ‘otros bosques autóctonos’ se produce a costa del uso ‘plantaciones forestales’. Sin embargo, la persecución de objetivos más ambiciosos desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad, se refleja en un mayor incremento (17 Ha) de alcornocal y de otros bosques autóctonos con respecto a la situación inicial. Además, en el E3 también se produce un leve incremento del uso ‘brezales y argomales’ (alrededor de 2 Ha).

El E4 es donde se producen mayores variaciones de superficie de los usos del suelo. Siendo este escenario el equivalente al de una potenciación de valores ecológicos máxima, ‘alcornoque’ y ‘otros bosques autóctonos’ alcanzan el 65% de la superficie del LIC (con 93 Ha, que suponen un aumento de 58 Ha en relación con la situación actual y de 40 Ha en relación con el E3). El notable incremento de ambos usos producido con respecto al E3 se produce principalmente gracias a la reducción del espacio ocupado por los ‘brezales y argomales’, un uso del suelo que disminuye su superficie en 23 Ha. Tal y como se ha apuntado anteriormente al describir los escenarios, los brezales y argomales constituyen etapas pertenecientes a series biogeográficas de transición, antes de convertirse en alcornocales u otro tipo de bosque autóctono. Asimismo, este crecimiento es posible gracias a la desaparición del suelo ocupado por las plantaciones forestales. Por último, la superficie ocupada por ‘prados, huertas y cultivos’ disminuye en torno a 10 Ha y el suelo destinado a los viñedos desciende 3,5 Ha.

7.4. Ejercicio 1: compensaciones económicas

En el Ejercicio 1 se proponen compensaciones monetarias como contrapartida a situaciones en las que los propietarios de terrenos dentro del LIC G-SB sufrieran una merma en su renta derivada del cambio de usos del suelo propuesto en los diferentes escenarios. Del análisis institucional llevado a cabo se desprende que el establecimiento de compensaciones monetarias es la alternativa de gestión más plausible, de acuerdo con el marco legislativo y los escenarios hipotéticos propuestos. Además, es una de las alternativas más destacadas por parte de los actores durante el proceso participativo.

Tal y como se ha descrito, los escenarios destinados a la potenciación de los valores ecológicos (E2, E3 y E4) introducen cambios en los usos del suelo con respecto a la situación actual (E0). Estos cambios están dirigidos hacia una ordenación de usos del suelo con mayor presencia de alcornocales y frondosas, dado el significativo valor ecológico de estos usos a pesar de su nula o escasa rentabilidad económica. Así, los propietarios cuyos terrenos se pueden ver afectados por estos cambios de usos, que persiguen objetivos de conservación, tendrían derecho a percibir una compensación monetaria dada la menor rentabilidad de sus terrenos.

7.4.1. Descripción de las alternativas

Partiendo de los escenarios generados, se han propuesto alternativas de gestión que han sido valoradas en la Matriz de Impacto Multicriterio (véase más adelante Tabla 7.12). Las alternativas de gestión han sido diseñadas en base a la posibilidad de que se otorguen compensaciones monetarias a

los propietarios en caso de que sufran un cambio hacia usos de mayor valor ecológico en sus tierras. Así, se han considerado las compensaciones existentes en la actualidad, además de compensaciones adicionales por el hecho de que el espacio se encuentre protegido.

Dentro de las alternativas de gestión vinculadas a los ENPs, las compensaciones pueden estar dirigidas, bien a cubrir las posibles mermas de renta derivadas de las restricciones impuestas en los ENPs, o bien pueden ser pagos dirigidos a remunerar el bienestar social que determinados usos y actividades generan (véase capítulo 3).

En el Ejercicio 1 se han tenido en cuenta la posibilidad de combinar 2 tipos de compensaciones: las compensaciones existentes y las compensaciones adicionales. Las compensaciones existentes se refieren a las establecidas por la DFG para el sector forestal (véanse Apdo. 6.3.2.3 y este Apdo. más adelante). Por su parte, las compensaciones adicionales constituyen un ejercicio hipotético, aunque su contenido y los valores monetarios manejados se basan en la legislación actual y en otras experiencias recogidas en la literatura especializada. Las compensaciones adicionales, en su conjunto, responden a un doble objetivo:

- a. Ofrecer una compensación a aquellas actividades productivas que vieran mermada su renta (*lucro cesante*) debido a la persecución de objetivos de conservación del LIC;
- b. Ofrecer un pago adicional al mantenimiento de actividades o usos del suelo generadores de un bienestar social no remunerado por el mercado (externalidades positivas). En este caso, se lleva a cabo un *pago por el servicio ambiental* generado. Los Pagos por Servicios Ambientales (PAS) son uno de los principales instrumentos de financiación de ENPs (descritas en el capítulo 3).

En los escenarios E0 y E1 no se consideran compensaciones, por lo que estos escenarios constituyen alternativas únicas en sí mismas (las alternativas A01 y A11, respectivamente). El E0 (estado actual) no supone ningún cambio de uso de suelo. En consecuencia, no se consideran compensaciones adicionales, ni compensaciones existentes para el subsector forestal podrían tener lugar ya que no hay cambios en la superficie de los usos forestales. En el escenario E1 al prever un incremento de viñedos, cuya explotación es la actividad más rentable desarrollada en el LIC, no existen lucros cesantes derivados de la persecución de objetivos de conservación. La disminución de ‘prados, huertas y cultivos’ y ‘plantaciones forestales’ viene a ser ocupada por los viñedos, por lo que no habría ninguna pérdida de rentabilidad (sino una ganancia).

Con respecto a los escenarios E2, E3 y E4 se han establecido alternativas vinculadas tanto a las compensaciones existentes (alternativas A21, A31 y A41) como a las compensaciones adicionales (alternativas A22, A32 y A42) (véase más adelante Tabla 7.12).

Las **compensaciones existentes** (ligadas a A21, A31, A41) se regulan por el Decreto Foral 77/2008, de 9 de diciembre, por el que se establece el régimen de ayudas para bosques de Gipuzkoa. Entre las ayudas en favor del medio forestal, se establecen las que pudieran derivarse por limitaciones a la forestación de determinadas especies “que pudiera establecer en espacios de la Red Natura 2000” (art. 24.7.B). Así, se compensa con una cantidad equivalente a la pérdida que soportaría respecto a una plantación de monte productivo, subvencionando la pérdida de renta hasta el máximo de los lucros cesantes establecidos según la calidad de la plantación de monte productivo y el tipo de crecimiento (medio o lento) de las especies introducidas (art. 30). En esta investigación, se ha considerado el máximo de compensación posible. Se ha tomado el valor correspondiente a un *Pinus insignis* de máxima calidad y una especie de crecimiento lento (‘alcornocal’, ‘otro bosque autóctono’): 485 €/Ha anual.

Las **compensaciones adicionales** (vinculadas a A22, A32, A42) se han establecido de manera diferenciada de acuerdo con las actividades productivas y/o usos del suelo. Para el sector forestal se ha considerado el valor máximo de las compensaciones ya existentes pero con un incremento del 20% adicional derivado del beneficio social que genera el hecho de sustituir plantaciones forestales por especies de crecimiento lento (entre ellas el alcornocal). Así, la cuantía de la compensación anual asciende a 582 €/Ha. En esta línea, el mantenimiento del alcornocal ya presente en el espacio del LIC también ha sido objeto de pago por servicio ambiental en la misma cuantía (582 €/Ha).

Para el uso del suelo ‘viñedo’ se compensa el lucro cesante en aquellos escenarios donde la superficie de viñedo desciende en detrimento de otros usos, lo que sólo ocurre en el E4. La cuantía de la compensación será la diferencia entre la renta generada en el E0 y en el E4 por las explotaciones de viñedo.

Con respecto a la actividad agropecuaria diferente a la explotación de viñedo, se establecen compensaciones siguiendo dos criterios. En primer lugar, al igual que con los viñedos, se compensa el lucro cesante derivado de una menor superficie de ‘prados, huertas y cultivos’ con respecto al estado actual, lo que sólo ocurre en el E4. El montante de la compensación será la diferencia entre la renta generada por el sector agropecuario en E0 y E4. En segundo lugar, se ofrecen pagos por el hecho de conservar los ‘prados, huertas y cultivos’ en los escenarios E2 y E3, debido a que su mantenimiento contribuye de manera positiva al paisaje y a la gestión del territorio. La cuantía de los pagos se basa

en los valores establecidos por la política agroambiental de la CAPV²¹². Si bien es cierto que la filosofía de las ayudas agroambientales es la de compensar el lucro cesante debido a la merma de renta derivada de los compromisos ambientales adquiridos por el baserritarra, en nuestro caso de estudio, se han tomado como referencia las cuantías de las ayudas independientemente de que exista o no una reducción de renta. De acuerdo con el Decreto Foral 66/2008, de 29 de julio, de ayudas para la mejora de la competitividad y sostenibilidad de las explotaciones en Gipuzkoa, hay dos líneas de ayudas compatibles entre sí y que podrían ser de aplicación en el LIC:

- a. Conservación de prados de siega de interés (art. 54.C), cuyo importe máximo anual es de 151 €/Ha;
- b. Mejora del paisaje por mantenimiento de setos y de otros elementos naturales (art. 54.F). Esta actuación, considerada prioritaria dentro de la Red Natura 2000, tiene una ayuda anual máxima de 137 €/Ha.

Asimismo, el citado decreto señala que los importes de las ayudas podrán incrementarse dentro de la Red Natura 2000 (art. 56), por lo que, en nuestro caso, se ha considerado un incremento adicional del 20% sobre el importe máximo conjunto de ambas líneas de ayudas: 347 €/Ha al año. Un incremento adicional del 20% parece razonable además de homologable a otro tipo de incrementos que el propio Decreto Foral 66/2008 concede. El artículo 56.1 señala que las ayudas “podrán incrementarse hasta un 20% para cubrir los costes de transacción de la medida”. Asimismo, esta ayuda adicional es asimilable a otras experiencias europeas. Explotaciones agrarias ubicadas en el Parque Nacional de Triglav (Eslovenia) han recibido ayudas 20% superiores con respecto a otras explotaciones (Robinson, 2009), mientras que determinadas medidas agroambientales han sido aplicadas con carácter prioritario en espacios Red Natura 2000 pertenecientes al Parque Nacional de Cévennes (Francia) (*Ibid.*)²¹³.

7.4.2. Evaluación de criterios

La evaluación de los criterios seleccionados no es una tarea fácil ya que, a menudo, los impactos están sujetos a incertidumbres y, en otros casos, no existen los datos deseables. Esta circunstancia se acentúa en relación a la gestión de recursos naturales ya que, por lo general, la información

²¹²El Programa de Desarrollo Rural (PDR) del País Vasco 2007-2013 es el documento marco que establece las ayudas agroambientales de la CAPV (pp. 276-371). Disponible en: http://www.nasdap.ejgv.euskadi.net/r50-5333/es/contenidos/plan_programa_proyecto/pdrs_0713/es_dapa/adjuntos/1ModificacPDRS250908.pdf

²¹³ Los argumentos dados en este caso explican igualmente el incremento del 20% en el marco de las compensaciones adicionales del sector forestal descritas antes.

disponible es dispersa y el conocimiento de los procesos que actúan sobre los sistemas socioecológicos es limitado (Berkes y Folke, 1998; Limburg *et al.*, 2002; Berkes *et al.*, 2003; Ostrom *et al.*, 2007). Por esta razón, las herramientas multicriterio basadas en la teoría de conjuntos borrosos o *fuzzy-sets* que consideran la existencia de impactos inciertos y tienen la posibilidad de incluir información cualitativa resultan especialmente adecuadas para la EMCS (Munda, 2004, 2008; Janssen y Munda, 1999). En nuestro caso, la utilización de estas herramientas ha permitido la incorporación de indicadores tanto de carácter cuantitativo como cualitativo en la evaluación.

La utilización de diversas fuentes de información y de metodologías pertenecientes a diferentes disciplinas, complementarias entre sí, en el marco de una evaluación, como la propuesta aquí, ofrece la posibilidad de incorporar una perspectiva transdisciplinar e integradora. De acuerdo con ello, en la elaboración de los indicadores se han tratado de integrar como *input* diferentes metodologías, fuentes y resultados previos, buscando en cada criterio el indicador que nos ofrece la información más fiable, pertinente y exhaustiva. Así, dos criterios (Calidad de paisaje y Biodiversidad) se han evaluado en base a una valoración biogeográfica que cuenta con una metodología propia (Cadiñanos *et al.*, 2011). Asimismo, determinadas asunciones metodológicas así como resultados preliminares para el caso del LIC G-SB han sido tomados de Ihobe (2009), donde también se incluye una primera estimación monetaria de bienes ambientales sin mercado en base al método de Experimentos de Elección. Hoyos *et al.* (2012) han desarrollado estas estimaciones monetarias, cuyos resultados han servido para evaluar otros dos criterios (Beneficio social y Valor recreativo y cultural). La evaluación del resto de criterios no ha seguido una misma pauta. Así, en dos criterios (Generación de rentas y Costes) se han llevado a cabo valoraciones de rentas y costes en términos monetarios, en un tercero (Mantenimiento de actividad agropecuaria) se ha utilizado una matriz de impacto multicriterio de menor rango que la general, y el último criterio (Grado de aceptación) ha sido evaluado en base a los resultados del análisis de conflicto entre actores llevado a cabo.

Las valoraciones de los criterios para cada alternativa son recogidas en la Matriz de Impacto Multicriterio. A continuación se describen las fuentes de información y operaciones llevadas a cabo para alcanzar las valoraciones de cada criterio.

7.4.2.1. Criterio Calidad de paisaje

El criterio Calidad del paisaje ha sido valorado mediante un índice *ad hoc* desarrollado en el trabajo de Cadiñanos *et al.* (2011). De acuerdo con el marco metodológico definido por Cadiñanos y Meaza (1998a, 1998b), en este estudio se realizó una valoración de carácter fitogeográfico para G-SB que reúne los siguientes aspectos: el interés natural, el interés cultural, el interés de conservación y la

prioridad de conservación. Todo ello, teniendo en cuenta los subíndices elaborados para valorar cada aspecto citado, se sintetiza en el índice PRICON (véase Anexo III, Tabla 3). Este índice representa el concepto de calidad de paisaje desde una perspectiva integral dado que recoge dimensiones tanto naturales como culturales del lugar, más si cabe en un espacio como un LIC, ya que el propio índice incluye el interés y la prioridad de conservación de las especies y hábitats valorados en él.

En nuestro estudio de caso, esta valoración se aplica de acuerdo con las unidades ambientales inventariadas en el LIC G-SB (Cadiñanos *et al.*, 2011), lo que difiere de los usos del suelo utilizados para la propuesta de escenarios (y alternativas) del análisis multicriterio. Ha sido necesario, por tanto, la agrupación de las unidades ambientales en usos del suelo (véase Anexo III, Tabla 4). Esta agrupación permite el cálculo del valor medio de cada uso del suelo en función del valor del índice PRICON correspondiente a cada unidad ambiental. A partir de ahí, habiendo obtenido el valor de cada uso del suelo, el valor final del EO (estado actual) es el resultante del sumatorio del valor de todos los usos del suelo. Teniendo todo esto en cuenta, el valor final de este índice para el resto de escenarios será proporcional al número de Ha previsto en cada uso del suelo (Tabla 7.4).

Tabla 7.4. Valoración del índice de Calidad de paisaje

Usos del suelo	Escenario 0	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Alcornocal	2.623,90	2.623,90	3.331,79	4.486,39	8.174,66
Brezales y argomales	1615,00	1.615,00	1.615,00	1.742,33	197,08
Otros bosques autóctonos	2009,58	2.009,58	2.321,82	2.614,97	4.481,61
Plantaciones forestales	1412,72	1.317,13	956,88	218,44	0,00
Prados, huertas y cultivos	1816,20	1.721,75	1.816,20	1.816,20	1.397,18
Viñedo	1.050,00	1.302,38	1.050,00	1.050,00	822,43
TOTAL	10.527	10.590	11.092	11.928	15.073

7.4.2.2. Criterio Biodiversidad

El criterio Biodiversidad ha sido valorado mediante un índice *ad hoc* desarrollado en el marco del proyecto de investigación (Ihobe, 2009). El índice de biodiversidad (BIO) utilizado ha sido elaborado en base a dos subíndices, uno de biodiversidad florística y el otro de biodiversidad faunística, teniendo en cuenta en cada uno de ellos tanto la cantidad como la calidad de la flora y la fauna.

El subíndice de biodiversidad florística se descompone, a su vez, en dos 'sub-subíndices', INFIT e INTER. De acuerdo con Cadiñanos y Meaza (1998a, 1998b) y con Cadiñanos *et al.* (2011), los índices INFIT e INTER se corresponden, respectivamente, con el interés fitocenótico global para agrupaciones vegetales y con el interés territorial global. El primero de ellos aproxima la idea de cantidad florística mientras que el segundo se asemeja al de calidad, se podrían denominar respectivamente INFIT-flo (cantidad) e INTER-flo (calidad). En el caso del LIC G-SB, la valoración alcanzada por las unidades ambientales para cada uno de estos índices con respecto a un valor

máximo de 50 puntos arrojará el valor del ‘sub-subíndice’ (véase Anexo III, Tabla 5). El valor de cada uno de los ‘sub-subíndices’ es ponderado al 25% en el índice de biodiversidad.

El subíndice de biodiversidad faunística también se descompone en dos ‘sub-subíndices’, que podríamos denominar INFIT-fau (correspondiente a cantidad) e INTER-fau (correspondiente a calidad). El primero de ellos calcula el número de especies detectadas en el lugar con respecto al máximo existente. Para el caso del LIC G-SB, el valor de INFIT-fau será el número de especies de cada unidad ambiental con respecto al valor máximo de 113. El valor de INTER-fau, por su parte, se ha conseguido en función del nivel de amenaza de cara a la desaparición de especies. En base a las valoraciones zoográficas llevadas a cabo por Lozano (2001, 2008) y por Lozano y Meaza (2003), el grado de amenaza de desaparición utilizado en este ‘sub-subíndice’ se basa en la siguiente fórmula:

$$\text{Valor} = 5xEP + 4xV + 3xR + 2xIE - EIA$$

donde EP es ‘Especie en Peligro’, V es ‘Vulnerable’, R es ‘Raro’, IE es ‘Interés Especial’ y EIA es ‘Especie Introducida’²¹⁴. La puntuación es mayor cuanto mayor sea la capacidad de ese determinado espacio de albergar especies que, a día de hoy, muestran diferentes riesgos de desaparición, lo que demuestra que el espacio cuenta con una calidad ecosistémica suficiente para poder albergar dichos taxones. En el caso del LIC G-SB, la existencia de 0 taxones catalogados en Peligro, más 5 bajo la categoría de Vulnerable, 4 en la de Rara y 6 en la de Interés Especial, da lugar a un máximo de puntuación de 44 ($5x0+4x5+3x4+2x6=44$). Por lo tanto, el valor de INTER-fau será el valor de cada unidad ambiental con respecto al valor máximo de 44 (véase Anexo III, Tabla 5)²¹⁵. Al igual que INFIT-fau, INTER-fau se pondera un 25% en el índice de biodiversidad.

De todo ello se obtiene que el índice BIO responde a la siguiente fórmula:

$$BIO = (INFIT/50)x0,25 + (INTER/50)x0,25 + (n^{\circ}_{esp.}/113)x0,25 + (val_{cal}/44)x0,25$$

Para el cálculo del índice BIO también se ha empleado la agrupación de unidades ambientales en usos del suelo (véase Anexo III, Tabla 4). De este modo, se han conseguido valores medios para los usos del suelo en función de los valores atribuidos a las unidades ambientales por el índice BIO. Así, el valor del índice BIO para el E0 ha sido el resultante del sumatorio del valor de todos los usos del

²¹⁴ Las categorías Especie en Peligro (EP), Vulnerable (V), Raro (R) e Interés Especial (IE) son las especificadas por el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (Decreto 167/1997, de 9 de julio, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora, Silvestre y Marina; véase BOPV nº 140, de 22 de julio de 1996).

²¹⁵ Información detallada de esta metodología puede encontrarse en Ihobe (2009).

suelo. El valor del índice BIO para el resto de escenarios es proporcional al número de Ha de cada uso del suelo con respecto al E0 (Tabla 7.5).

Tabla 7.5. Valoración del índice BIO

Usos del suelo	Escenario 0	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Alcornocal	69,32	69,32	88,03	118,53	215,98
Brezales y argomales	25,00	25,00	25,00	26,98	3,05
Otros bosques autóctonos	40,44	40,44	46,73	52,63	90,20
Plantaciones forestales	18,28	17,04	12,38	2,83	0,00
Prados, huertas y cultivos	29,64	28,10	29,64	29,64	22,80
Viñedo	15,99	19,84	15,99	15,99	12,53
TOTAL	199	200	218	247	345

7.4.2.3. Criterio Mantenimiento de la actividad agropecuaria

La metodología utilizada para la evaluación del criterio Mantenimiento de la actividad agropecuaria se ha establecido de acuerdo con la información recabada a lo largo del proceso participativo. Se ha buscado con ello reflejar, de la manera más transparente posible, los intereses, necesidades y expectativas expresados por los distintos actores sociales (véase Tabla 7.1). Para ello, este criterio ha sido valorado mediante la aplicación de un modelo multicriterio menor basado en la elaboración de una Matriz de Impacto específica (Tabla 7.6). En concreto, a lo largo del proceso participativo se identificaron 3 elementos importantes a considerar y que han sido transformados en criterios de evaluación para la Matriz de Impacto Multicriterio de este criterio:

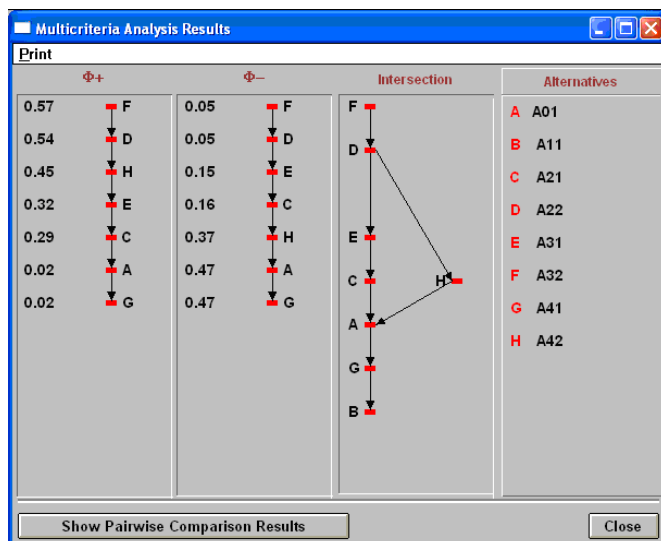
- Ayudas a los profesionales del sector agropecuario. Bajo este epígrafe se ha considerado el volumen total, expresado en euros, de las compensaciones económicas otorgadas en cada alternativa, es decir, tanto las *existentes* como las *adicionales* (Apdo. 7.4.1). Su cuantía se corresponde con el criterio Coste pero, en este caso, cuanto mayor sea el volumen de compensaciones mejor considerada estará la alternativa en cuestión.
- Acondicionamiento de accesos para los profesionales y la población del entorno. ‘Accesos’ es una de las categorías de usos del suelo definidas en la Tabla 7.2. Así, el estado de los accesos se ha determinado de manera cualitativa para cada una de las alternativas de acuerdo con los niveles de referencia establecidos durante el proceso participativo.
- Importancia de la actividad agropecuaria en términos de sostenibilidad y gestión del territorio. Este criterio ha sido valorado en base a la superficie, expresada en Ha, correspondiente al uso del suelo ‘prados, huertas y cultivos’ en cada alternativa. Siguiendo a Lozano (2001, 2008), cuanto mayor sea esta superficie mayor contribución lleva a cabo la actividad agropecuaria a la sostenibilidad, dado que usos agrarios tradicionales garantizan niveles de biodiversidad superiores a los registrados en hábitats naturales menos transformados.

Tabla 7.6. Matriz de Impacto de Mantenimiento de la actividad agropecuaria

CRITERIOS	ALTERNATIVAS							
	A01	A11	A21	A22	A31	A32	A41	A42
Ayudas al sector (euros)	0	0	3.583	29.361	9.389	36.328	11.106	67.671
Acondicionamiento accesos	bajo	bajo	medio	medio	medio	medio	bajo	bajo
Importancia de la actividad en términos de sostenibilidad y gestión del territorio (Ha)	44,40	42,09	44,40	44,40	44,40	44,40	34,15	34,15

El ranking de alternativas resultante de este modelo multicriterio ha sido posteriormente introducido de manera ordinal en la Matriz de Impacto del modelo multicriterio general (Tabla 7.12). El resultado del ranking de alternativas se puede observar en la Figura 7.2:

Figura 7.2. Ranking de alternativas del criterio Mantenimiento de la actividad agropecuaria



Ranking de alternativas	
Primera:	A32
Segunda:	A22
Tercera:	A31
Cuarta:	A21 y A42
Quinta:	A01 y A41
Sexta:	A11

7.4.2.4. Criterio Generación de rentas

En este criterio se han considerado las rentas generadas por las actividades agropecuarias (cultivos y ganadería), la explotación de viñedos y las plantaciones forestales. Además, las compensaciones con objetivos conservacionistas recibidas por los propietarios también han sido incluidas en este criterio al incidir sobre su nivel de ingresos.

La principal fuente de información para el cálculo de rentas ha sido la Orden del Gobierno Vasco, de 18 de julio de 2001, por la que se fijan los márgenes brutos de diversos cultivos²¹⁶. Se han

²¹⁶ Véase BOPV, nº 160, de 20 de agosto de 2001, págs. 15.718-15.729.

desechado otras fuentes de información por considerarse incompletas o inadecuadas con respecto a los objetivos perseguidos. Además, la fuente empleada es la más pertinente al ser la que, en la actualidad, las Oficinas Comarcales Agrarias (OCAs) utilizan para el cálculo de los rendimientos agrarios.

La citada orden establece los márgenes estándar para cada tipo de cultivo así como una determinada metodología para el cálculo de las Unidades de Trabajo Año (UTA) y los márgenes netos. Ha sido precisamente el margen neto de los cultivos existentes en el LIC lo que se ha considerado como renta generada. Asimismo, para conocer la superficie realmente destinada a la actividad agropecuaria y cuáles son con exactitud los cultivos existentes en el LIC se ha contado con la ayuda del responsable de la OCA de Zarautz, oficina a cargo de todo el territorio incluido en el LIC.

Las rentas generadas por los cultivos y la ganadería se han calculado para el E0 y se expresan en euros anuales (véase Anexo III, Tabla 6). A partir de ahí, estas rentas se han calculado de manera proporcional para el resto de escenarios de acuerdo con la superficie de 'prados, huertas y cultivos' (véase Tabla 7.3). Sin embargo, las rentas generadas por la explotación de viñedos y las plantaciones forestales se han calculado de manera específica para cada escenario de acuerdo con la superficie, respectivamente, de 'viñedo' y 'plantaciones forestales' (véase Anexo III, Tabla 7).

Tabla 7.7. Valoración de Generación de rentas (€/año)

Descripción	E0	E1	E2		E3		E4	
	A01	A11	A21	A22	A31	A32	A41	A42
Rentas Cultivos y Ganado	27.088	25.680	27.088	27.088	27.088	27.088	20.839	20.839
Compensación 'Prados, huertas y cultivos'	0	0	0	15.406	0	15.406	0	21.656
Total Cultivos y Ganado	27.088	25.680	27.088	42.494	27.088	42.494	20.839	42.494
Rentas Viñedo	85.031	105.469	85.031	85.031	85.031	85.031	66.602	66.602
Compensación viñedo	0	0	0	0	0	0	0	18.429
Total Viñedo	85.031	105.469	85.031	85.031	85.031	85.031	66.602	85.031
Rentas Forestal	3.719	3.467	2.519	2.519	428	428	0	0
Compensación 'Plantaciones forestales'	0	0	3.583	4.300	9.389	11.266	11.106	13.327
Total Forestal	3.719	3.467	6.102	6.819	9.817	11.694	11.106	13.327
Compensación Alcornoque	0	0	0	9.655	0	9.655	0	14.259
TOTAL Generación rentas	115.838	134.616	118.222	144.000	121.936	148.875	98.547	155.111

Nota: El ítem Total Generación rentas es el sumatorio de los ítems Total Cultivos y Ganado, Total Viñedo, Total Forestal y Compensación alcornoque.

Las compensaciones con objetivos conservacionistas, consideradas como renta para los propietarios, se han calculado de acuerdo con las especificaciones señaladas en el Apdo. 7.4.1. Su cuantía para cada alternativa se corresponde con los valores obtenidos para el criterio Coste.

7.4.2.5. Criterio Coste

Para la evaluación de este criterio se ha considerado el coste en términos monetarios que supone para la Administración el establecimiento de las compensaciones con objetivos conservacionistas. Sin embargo, el sentido de valoración de este criterio es su minimización, es decir, cuanto menor sea la cuantía de la compensación mejor valorada estará la alternativa en cuestión, y viceversa.

Sólo se contemplan compensaciones en los escenarios que potencian los valores ecológicos (E2, E3 y E4), por lo que el valor de este criterio en E0 y E1 es 0. El valor que toma este criterio en el resto de las alternativas será el sumatorio de todas las compensaciones contempladas de acuerdo con lo especificado en el Apdo. 7.4.1 (Tabla 7.8). En síntesis, se han considerado compensaciones por los siguientes motivos: (a) lucro cesante de la actividad agropecuaria; (b) pago por mantenimiento de ‘prados, huertas y cultivos’; (c) lucro cesante de la explotación de viñedos; (d) lucro cesante de la explotación forestal por introducción de especies de crecimiento lento; y (e) pago por mantenimiento de ‘alcornocal’.

Tabla 7.8. Valoración de Coste (€/año)

Descripción	E0	E1	E2		E3		E4	
	A01	A11	A21	A22	A31	A32	A41	A42
Compensación 'Prados, huertas y cultivos'	0	0	0	15.406	0	15.406	0	21.656
Compensación 'Plantaciones forestales'	0	0	3.583	4.300	9.38	11.266	11.10	13.327
Compensación Viñedo	0	0	0	0	0	0	0	18.429
Compensación Alcornoque	0	0	0	9.655	0	9.655	0	14.259
TOTAL Coste	0	0	3.583	29.361	9.38	36.328	11.10	67.671

Nota: Compensación ‘Prados, huertas y cultivos’ incluye el lucro cesante por actividad agropecuaria y el pago por mantenimiento de ‘Prados, huertas y cultivos’.

7.4.2.6. Criterio Beneficio social

La evaluación de este criterio ha estado basada en la valoración monetaria de bienes ambientales sin mercado y se ha tomado como referencia el método de Experimentos de Elección (Louviere *et al.*, 2000). Tal y como se ha explicado en el capítulo 4, este método tiene por objeto valorar monetariamente el incremento marginal de los atributos definidos previamente en un determinado espacio a partir de la disposición a pagar (DAP) mostrada por una muestra representativa de población. En el caso del LIC G-SB, los atributos considerados fueron ‘Bosque autóctono’, ‘Viñedo’, ‘Plantaciones forestales’, ‘Biodiversidad’ y ‘Recreo’ (Hoyos *et al.*, 2012), y la DAP se muestra en la Tabla 7.9.

Tabla 7.9. DAP marginal por aumentar el nivel actual de los atributos ambientales de G-SB (€ de 2008/persona CAPV)

Atributo	DAP marginal (€/persona-año)
Bosque autóctono	2,55
Viñedos	0,50
Plantaciones forestales	0,66
Biodiversidad	-1,39 ¹
Recreo	1,98

Fuente: Hoyos *et al.* (2012).

Nota (1): el valor negativo hay que entenderlo como la DAP por el incremento de una unidad de especie en extinción.

El cálculo del criterio Beneficio social es el resultante del sumatorio de la valoración monetaria de los 3 primeros atributos señalados. Se han eliminado de este criterio los atributos 'Biodiversidad' y 'Recreo' para no incurrir en una doble contabilización. La biodiversidad del espacio ya ha sido valorada en el criterio Biodiversidad y el atributo 'Recreo' se ha utilizado para valorar el criterio Valor recreativo y cultural²¹⁷.

La DAP por un incremento del 1% de la superficie de los atributos 'Bosque autóctono' (2,55 €/persona-año), 'Viñedo' (0,50 €/persona-año) y 'Plantaciones forestales' (0,66 €/persona-año) determina la valoración de éstos en función del incremento total de su superficie (Tabla 7.3). Asimismo, estos atributos tienen una correspondencia directa con los usos del suelo definidos en los escenarios: los usos 'viñedos' y 'plantaciones forestales' son idénticos a los atributos, mientras que los usos 'alcornocal' y 'otro bosque autóctono' se agregan para el atributo 'bosque autóctono'. Así, de acuerdo con la variación de la superficie de cada uso del suelo ligado a estos atributos, se ha obtenido la valoración para cada escenario en términos monetarios (Tabla 7.10). Esta valoración es independiente de la existencia de compensaciones o no, por lo que el valor es el mismo para las distintas alternativas consideradas en cada escenario.

Tabla 7.10. Valoración de Beneficio social (€ de 2008)

Atributos	E0	E1	E2	E3	E4
Bosque autóctono	0	0	23.340.000	45.910.000	166.190.000
Viñedo	0	2.390.000	0	0	-2.160.000
Plantaciones forestales	0	-1.260.000	-6.000.000	-15.720.000	-18.590.000
TOTAL Beneficio social	0	1.130.000	17.340.000	30.190.000	145.440.000

²¹⁷ De haber incluido los atributos 'Biodiversidad' y 'Recreo' en la valoración de 'Beneficio social' su cifra habría aumentado para los escenarios de potenciación ecológica. En base a las DAP marginales de los atributos proporcionadas por Hoyos *et al.* (2012), se ha estimado que en este caso la protección del LIC G-SB habría proporcionado los siguientes valores para cada escenario (en € de 2008): E1: 1.130.000€; E2: 37.354.000€; E3: 67.354.000€; E4: 194.720.000€.

7.4.2.7. Criterio Valor recreativo y cultural

Para la valoración de este criterio, se han combinado 2 fuentes de información. En primer lugar, se ha utilizado como referencia la valoración monetaria ya mencionada en el apartado anterior. Para la población de la CAPV, la DAP marginal por una mejora en el estado de conservación de los senderos, correspondiente al atributo ‘Recreo’, es de 1,98 €/persona-año (Tabla 7.9). En segundo lugar, se ha utilizado información derivada de la Tabla 7.2, donde se establece el nivel de calidad de las ‘áreas de interés recreativo-cultural’ previsto para cada escenario (Tabla 7.11). Este indicador sólo se incrementa en los escenarios E2 y E3, por lo que en estos escenarios le corresponde una estimación monetaria de su valor positiva de acuerdo con la DAP del atributo ‘Recreo’.

No obstante, los escenarios E1 y E4 tienen un nivel similar al de E0 con respecto al estado de conservación de las ‘áreas de interés recreativo-cultural’ que no ha sido cuantificado gráficamente ni numéricamente. Asimismo, no debemos olvidar que el contenido de los criterios de evaluación responde a las expectativas e intereses mostrados por los actores sociales durante el proceso participativo, lo que implica establecer diferencias, al menos cualitativas, entre el estado actual y el resto de escenarios en lo que respecta al Valor recreativo y cultural del espacio. Esta consideración nos conduce a introducir valores ‘medios’ para E1 y E4 en la Matriz de Impacto de acuerdo con un escala ordinal (bajo, medio, alto, muy alto) que se corresponde con los niveles establecidos para el atributo ‘Recreo’ en la valoración monetaria (Hoyos *et al.*, 2012). En esta escala, E0 es equiparada con ‘bajo’ ya que constituye el nivel de referencia; E1 y E4 se equiparan con ‘medio’; y E2 y E3 con ‘alto’ debido a su estimación monetaria positiva (Tabla 7.11).

Tabla 7.11. Valoración de Valor recreativo y cultural

Uso del suelo	E0	E1	E2	E3	E4
Áreas de interés recreativo-cultural (itinerarios, senderos, etc.)	=	=	↑	↑	=
Criterio	E0	E1	E2	E3	E4
Valor recreativo y cultural	bajo	medio	alto	alto	medio

7.4.2.8. Criterio Grado de aceptación

La evaluación de este criterio se ha llevado a cabo en base al análisis de conflicto, cuyo contenido esencial se muestra en la Matriz de Equidad (la Matriz de Equidad se presenta en detalle en el Apdo. 7.4.4.3). El contenido de esta matriz refleja el nivel de preferencia de los actores sociales en relación a cada alternativa de acuerdo con una escala que va del 1 (extremadamente malo) al 9 (perfecto). Para ello, se han utilizado como fuentes el análisis institucional junto con la información derivada del Taller de resultados y del cuestionario que se pasó durante el mismo a los actores sociales. A partir

de la Matriz de Equidad, y con la ayuda del programa informático NIADE (véase más adelante Apdo. 7.4.4.3), se ha conseguido un ranking de alternativas que refleja el grado de aceptación de cada una de ellas por parte del conjunto de actores (Figura 7.3). Este ranking se ha incluido en la Matriz de Impacto general de manera ordinal.

Figura 7.3. Ranking de alternativas para Grado de aceptación



Ranking de alternativas
Primera: A32
Segunda: A22
Tercera: A21 y A42
Cuarta: A31
Quinta: A01 y A41
Sexta: A11

7.4.3. Matriz de Impacto Multicriterio

Una vez evaluados todos los criterios se completa la Matriz de Impacto Multicriterio rellenando todas y cada una de sus celdas (Tabla 7.12). Las valoraciones de los criterios para cada alternativa son agregadas por medio de un algoritmo matemático. De la resolución del mismo, se genera una ordenación de alternativas o ranking de alternativas. La resolución del algoritmo matemático se ha llevado a cabo con el método NIADE (Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments), herramienta desarrollada en el seno del *Joint Research Centre* de la Comisión Europea por el Profesor Munda (Munda, 1995; Joint Research Centre, 1996). En términos operativos, el procedimiento de agregación de NIADE funciona de la siguiente manera:

- a. Comparación por pares de las alternativas mediante relaciones de preferencia. A partir de la definición de los umbrales de indiferencia y de preferencia se calculan los índices de

relaciones de preferencia²¹⁸, lo que indica cuánto mejor o peor es una alternativa con respecto a otra. Asimismo, calcula el número de criterios a favor de cada alternativa con respecto al resto y los índices de intensidad de preferencia.

- b. Agregación de los índices de intensidad de preferencia y cálculo de los índices ϕ^+ y ϕ^- . El primero de ellos indica cuánto mejor es una determinada alternativa con respecto al resto y el segundo cuánto peor es una determinada alternativa con respecto al resto.
- c. Obtención del ranking de alternativas en base a la comparación entre ϕ^+ y ϕ^- .

Una de las ventajas de NAIADE, tal y como ya se ha mencionado en el Apdo. 4.3.7, es que considera la intensidad de preferencias en el procedimiento de agregación permitiendo establecer el grado de compensación entre criterios (desde no-compensatorio hasta totalmente compensatorio). Esta característica ofrece la posibilidad de llevar a cabo la evaluación desde la perspectiva de la *sostenibilidad fuerte*.

Sin embargo, NAIADE no considera la posibilidad de introducir diferentes pesos de los criterios por lo que todos ellos tendrán el mismo peso relativo, a diferencia de otros métodos que sí consideran esta posibilidad (p.ej., REGIME). Según Munda (2004, 2008), y en base a la pluralidad de principios éticos existentes en la sociedad, parece que lo más pertinente es otorgar la misma importancia relativa a todos los criterios de evaluación. Esta afirmación ha sido confirmada en trabajos anteriores (Garmendia, Gamboa *et al.*, 2010). Además, en este caso la información recogida durante el Taller de escenarios, en cuanto a la ordenación de criterios según su importancia relativa por parte de los actores, aunque puso de manifiesto la existencia de conflictos entre actores, no permitió la ordenación técnica de los mismos.

Otra de las ventajas es que NAIADE ofrece la posibilidad de incluir diferentes tipos de información, bien sea de carácter cardinal, ordinal, cualitativo, estocástico o correspondiente a conjuntos borrosos (*fuzzy sets*) en función de los indicadores considerados y la información disponible. Esta cualidad ha sido aprovechada en este caso para introducir indicadores muy diferentes para la estimación de los impactos. La Matriz de Impacto Multicriterio es muy variada, lo que se refleja en los indicadores y las unidades de medida empleados para su estimación (segunda columna de la Tabla 7.12).

²¹⁸ NAIADE establece 6 funciones que permiten expresar las relaciones de preferencia dependiendo de la distancia entre alternativas para cada criterio: mucho mejor, mejor, aproximadamente igual, igual, peor, mucho peor.

Tabla 7.12. Matriz de Impacto Multicriterio

CRITERIOS	Unidad de medida	ALTERNATIVAS							
		Estado actual	Incremento viñedos	Potenciación de valores ecológicos <u>Moderada</u>		Potenciación de valores ecológicos <u>Alta</u>		Potenciación de valores ecológicos <u>Máxima</u>	
		E0	E1	E2		E3		E4	
		A01	A11	A21	A22	A31	A32	A41	A42
		Compensación actual	Compensación adicional	Compensación actual	Compensación adicional	Compensación actual	Compensación adicional	Compensación actual	Compensación adicional
Calidad de paisaje	Indicador sintético	10.527	10.590	11.092	11.092	11.928	11.928	15.073	15.073
Biodiversidad	Indicador sintético	199	200	218	218	247	247	345	345
Mantenimiento actividad agropecuaria	Ordinal	5º	6º	4º	2º	3º	1º	5º	4º
Generación de rentas	Euros	115.838 €	134.616 €	118.222 €	144.000 €	121.936 €	148.875 €	98.547 €	155.111 €
Coste	Euros	0	0	3.583 €	29.361 €	9.389 €	36.328 €	11.106 €	67.671 €
Beneficio social	Euros	0	1.130.000 €	17.340.000 €	17.340.000 €	30.190.000 €	30.190.000 €	145.440.000 €	145.440.000 €
Valor recreativo y cultural	Ordinal	bajo	medio	alto	alto	alto	alto	medio	medio
Grado de aceptación	Ordinal	5º	6º	3º	2º	4º	1º	5º	3º

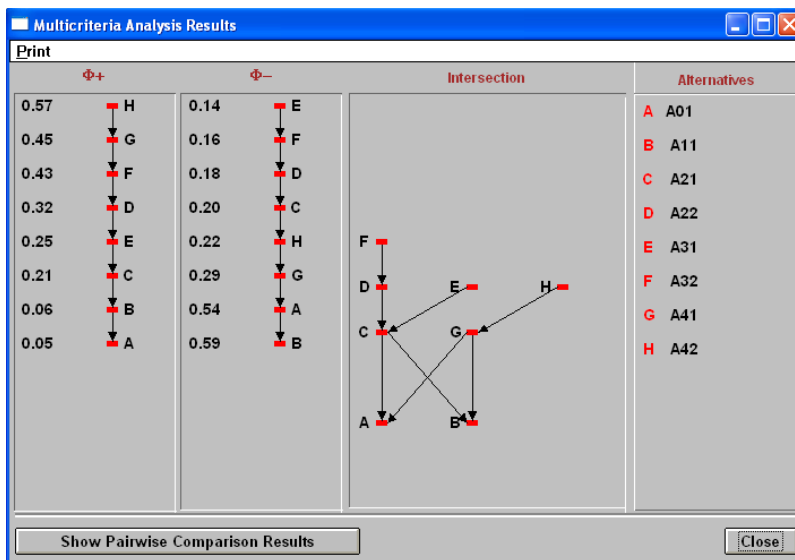
7.4.4. Resultados

Los resultados generales del proceso de evaluación han sido analizados desde una triple perspectiva. En primer lugar, se describe el Ranking de alternativas generado tras la Matriz de Impacto Multicriterio, como resultado principal de la EMCS, vinculada al Ejercicio 1. En segundo lugar, estos resultados son acompañados por su correspondiente Análisis de sensibilidad. Y, en tercer lugar, el análisis eminentemente técnico es completado por un Análisis de conflicto.

7.4.4.1. Ranking de alternativas

Tal como se ha señalado en el apartado anterior, cada alternativa ha sido comparada con el resto para cada uno de los criterios seleccionados. Los resultados obtenidos aparecen en la Figura 7.4, donde se consideran los grados de preferencia (columna de ϕ^+) y grados de rechazo (columna de ϕ^-) de cada alternativa. De esta manera, el ranking de la columna de ϕ^+ indica cuánto mejor es una alternativa con respecto al resto, mientras que el ranking de la columna de ϕ^- se corresponde con cuánto peor es una alternativa con respecto al resto. El ranking final, la columna correspondiente a 'Intersection', se obtiene cruzando la información proveniente de las dos anteriores.

Figura 7.4. Ranking de alternativas



Ranking de alternativas	
Primera:	A32
Segunda:	A22, A31 y A42
Tercera:	A21 y A41
Cuarta:	A01 y A11

De este análisis se han obtenido los principales resultados de la EMCS del Ejercicio 1. La alternativa A32 es la que mejor resultado obtiene en el ranking final o computo global. Esta alternativa se corresponde con el escenario 3 (Potenciación de valores ecológica alta). Además, permite el mantenimiento de actividades agropecuarias tradicionales (respetuosas con el medio ambiente), con la ayuda de mecanismos de compensación adicional. Tras la A32, en una posición

intermedia, se encuentran la A22, A31 y A42, que consideran diferentes escenarios de potenciación del área en términos de biodiversidad, y con salvedad de la A31, también contemplan medidas de compensación adicional. A éstas les seguirían la A21 y A41, en las que se contemplan cambios de usos del suelo similares a las alternativas que les preceden, pero en las que no se incluyen medidas de compensación adicional. En última posición se encuentran el E0 (estado actual), representado en la alternativa A01, y la A11, que contempla un ligero incremento de las plantaciones de viñedo.

Así, de la EMCS desarrollada se desprende que la mejor alternativa en base a los criterios descritos es aquella que contempla un incremento sustancial de los alcornoques y bosques autóctonos sin llegar al máximo potencial del área, a costa esencialmente de plantaciones forestales de escasa rentabilidad y con la ayuda de mecanismos de compensación adicional a los existentes para los propietarios. Le siguen aquellas alternativas que contemplan cambios de usos del suelo en el mismo sentido, aunque con preferencia para las alternativas con compensaciones adicionales y, en último lugar, se sitúan las alternativas que no contemplan ningún cambio sustancial respecto al estado actual o introducen un aumento de la superficie de viñedo destinado a la producción de txakoli.

Por tanto, entre los elementos que influyen positivamente en la evaluación de las alternativas se encuentran, por un lado, la recuperación de bosques autóctonos (incluidos los alcornoques), el mantenimiento de actividades agropecuarias tradicionales y respetuosas con el medio ambiente, la adecuación de los accesos en términos cualitativos, es decir, sin un incremento de su superficie pero con una mejora de su estado de conservación y, complementariamente, el grado de aceptación mostrado por los actores con respecto a las alternativas.

7.4.4.2. Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad es una herramienta conocida y ampliamente empleada que sirve para conocer el impacto de la incertidumbre y de la variabilidad de los resultados en un análisis en particular (véanse Saltelli *et al.*, 2000; Saltelli *et al.*, 2004). Su objetivo principal es testar la robustez de los resultados tras el análisis efectuado. En el campo de la evaluación multicriterio, el análisis de sensibilidad persigue, al menos, 3 objetivos (véanse Proctor y Drechsler, 2006; Garmenida, Gamboa *et al.*, 2010):

- a. Abordar la incertidumbre en referencia a los datos, asunciones y cálculos, para controlar su influencia en los resultados;
- b. Contrastar la influencia del cambio de parámetros del modelo multicriterio en los resultados;

- c. Contrastar la influencia de diferentes ordenaciones de criterios (esto es, de sus pesos) en los resultados.

Debido a que NAIADÉ no prioriza criterios y todos ellos tienen el mismo peso, en nuestro caso, este análisis se ha llevado a cabo introduciendo variaciones en los parámetros ' γ ' y ' α ' dentro del algoritmo matemático resuelto por NAIADÉ. El primero de estos parámetros, ' γ ', determina el grado de compensabilidad entre el índice de preferencia y el grado de información entre cada par de alternativas. El segundo, ' α ', hace referencia al mínimo grado de aceptación²¹⁹, que expresa el mínimo requerido para que los criterios sean considerados en la agregación. Este procedimiento es consistente tanto con una visión eminentemente técnica (Munda, 1995; Joint Research Centre, 1996) como empírica (Siciliano, 2009; Garmendia, Gamboa *et al.*, 2010; Monterroso *et al.*, 2011).

Tabla 7.13. Análisis de sensibilidad

	$\alpha=0,3$				$\alpha=0,5$				$\alpha=0,7$			
	ϕ^+		ϕ^-		ϕ^+		ϕ^-		ϕ^+		ϕ^-	
$\gamma=0,1$	0,60	A42	0,18	A31	0,34	A42	0,08	A31	0,14	A42	0,03	A41
	0,51	A41	0,22	A32	0,27	A41	0,10	A32	0,11	A41	0,03	A32
	0,44	A32	0,23	A21	0,21	A32	0,10	A22	0,06	A32	0,03	A31
	0,35	A22	0,24	A22	0,15	A22	0,10	A21	0,04	A22	0,03	A21
	0,30	A31	0,32	A42	0,12	A31	0,12	A41	0,03	A31	0,03	A22
	0,26	A21	0,33	A41	0,10	A21	0,13	A42	0,02	A21	0,04	A42
	0,12	A11	0,55	A01	0,04	A11	0,31	A01	0,01	A11	0,11	A11
	0,10	A01	0,56	A11	0,03	A01	0,31	A11	0,01	A01	0,12	A01
$\gamma=0,3$	ϕ^+		ϕ^-		ϕ^+		ϕ^-		ϕ^+		ϕ^-	
	0,71	A42	0,23	A31	0,43	A42	0,11	A31	0,21	A42	0,05	A31
	0,61	A41	0,29	A21	0,36	A41	0,14	A21	0,18	A41	0,05	A41
	0,54	A32	0,30	A32	0,27	A32	0,14	A22	0,09	A32	0,05	A21
	0,43	A22	0,31	A22	0,21	A22	0,15	A32	0,07	A22	0,05	A22
	0,38	A31	0,41	A42	0,17	A31	0,17	A41	0,05	A31	0,07	A44
	0,34	A21	0,42	A41	0,15	A21	0,20	A42	0,04	A21	0,15	A32
	0,18	A11	0,66	A01	0,06	A11	0,39	A11	0,02	A11	0,17	A01
0,14	A01	0,66	A11	0,05	A01	0,39	A01	0,02	A01	0,18	A11	
$\gamma=0,5$	ϕ^+		ϕ^-		ϕ^+		ϕ^-		ϕ^+		ϕ^-	
	0,85	A42	0,29	A31	0,56	A42	0,16	A31	0,31	A42	0,08	A31
	0,73	A41	0,37	A21	0,48	A41	0,20	A21	0,28	A41	0,08	A22
	0,67	A32	0,40	A32	0,37	A32	0,21	A22	0,14	A32	0,08	A41
	0,53	A22	0,41	A22	0,29	A22	0,23	A32	0,11	A22	0,08	A21
	0,49	A31	0,54	A41	0,25	A31	0,25	A41	0,09	A31	0,10	A32
	0,44	A21	0,55	A42	0,23	A21	0,32	A42	0,08	A21	0,15	A42
	0,26	A11	0,79	A11	0,11	A11	0,50	A01	0,04	A11	0,25	A01
0,21	A01	0,79	A01	0,09	A01	0,50	A11	0,03	A01	0,27	A11	

Al comparar los datos de la Tabla 7.13 con los resultados de las columnas ϕ^+ y ϕ^- de la Figura 7.4 se observa que apenas se producen variaciones en el grado de preferencia y de rechazo, por lo que consideramos que el ranking de alternativas obtenido es robusto. Con respecto a ϕ^+ (preferencia), en todos los casos combinatorios entre ' γ ' y ' α ' se mantienen las mismas posiciones en

²¹⁹ También puede ser entendido como nivel de credibilidad.

la ordenación de alternativas. Con respecto a ϕ (rechazo), la alternativa A31, por un lado, se consolida en la primera posición y, por otro, las A01 y A11 ocupan en todos los casos los últimos lugares de la ordenación; los valores de las alternativas A21, A22 y A32 son similares y apenas hay variaciones entre ellas.

7.4.4.3. Análisis de conflicto

Los resultados anteriores se han obtenido desde una perspectiva técnica, pero cuando nos referimos a la gestión de ENPs y a la elaboración de medidas que afectan de manera desigual a los diferentes grupos de interés, es esencial tener en cuenta la posición de los actores y analizar de antemano los potenciales conflictos que se pueden derivar de las actuaciones propuestas. Ya se ha señalado que el análisis de conflicto contribuye de manera decisiva a la búsqueda de *soluciones de compromiso* entre todos los actores implicados en el conflicto socioecológico (De Marchi *et al.*, 2000; Munda, 2004, 2008; Russi, 2007). En este sentido, los procesos participativos proporcionan un espacio idóneo para la identificación de este tipo de conflictos y la redefinición y/o coevolución de las preferencias de cada actor en la búsqueda de objetivos comunes.

Tal y como se ha señalado en el Apdo. 5.3.3, el análisis de conflicto permite conocer la posición de los diferentes actores respecto a cada una de las alternativas propuestas e identificar aquellos grupos que resultan más beneficiados y/o perjudicados. Además, en nuestra investigación y como ya se ha apuntado, la información derivada del mismo ha servido como *input* para la evaluación de las alternativas, ya que ha contribuido a nutrir el criterio Grado de aceptación.

El primer paso para el desarrollo de este análisis ha consistido en la construcción de la Matriz de Equidad, donde se recoge la posición de los actores respecto a cada una de las alternativas propuestas (Tabla 7.14). Para ello, se solicitó a los actores sociales identificados que definieran el nivel de preferencia con respecto a cada alternativa de acuerdo a un rango de nueve opciones, desde el 1 (extremadamente malo) al 9 (perfecto). Las respuestas recogidas en este cuestionario fueron validadas y contrastadas con la información obtenida a través del análisis institucional y durante el proceso participativo. En este sentido, el control de calidad obtenido al cruzar diferentes fuentes de información ayuda en la identificación y minimización de comportamientos estratégicos por parte de los diferentes grupos de interés.

Tabla 7.14. Matriz de Equidad

ACTORES		ALTERNATIVAS							
		A01	A11	A21	A22	A31	A32	A41	A42
1	DMAyOT	2	1	7	7	9	8	9	7
2	DFG	2	1	7	7	9	8	9	7
3	Ayto. Zarautz	2	1	7	8	8	9	7	8
4	Ayto. Getaria	4	4	7	8	8	9	6	7
Propietarios:									
5	Expl. agrarias-viñedos	5	9	5	5	5	5	1	4
6	Expl. Ganaderas	6	4	6	8	6	8	1	7
7	Expl. Forestales	4	3	3	7	2	8	1	9
8	Sin uso productivo	6	6	5	7	4	8	3	9
9	CRDO Getariako Txakolina	7	9	6	6	6	6	2	2
10	Sindicatos agrarios	5	7	5	8	5	8	2	5
11	Asoc. ecologistas	3	1	6	8	7	8	8	9
12	Asoc. cult. y lúd-recre.	6	5	8	8	8	8	7	7
13	Pobl. CAPV ¹	5	2	5	5	7	7	9	9
14	Pobl. Zarautz-Getaria ¹	5	2	8	8	8	8	6	6

Nota (1): De acuerdo con las preferencias mostradas en la valoración económica de Ihobe (2009).

Leyenda: 1=Extremadamente malo; 2=Muy malo; 3=Malo; 4=Más o menos malo; 5=Moderado; 6=Más o menos bueno; 7=Bueno; 8=Muy bueno; 9=Perfecto.

Una vez construida la Matriz de Equidad, y con ayuda del programa NAIADe, se ha alcanzado el Dendrograma de coaliciones (Figura 7.5), a partir del cual se obtienen las coaliciones potenciales teniendo en cuenta valores decrecientes del índice de similitud y del grado de conflicto entre actores (columna de cifras en la izquierda). La elección del índice de similitud es un tanto controvertida, por lo que a la hora de validar la robustez de los resultados es necesario contrastarlos con la opinión de los actores involucrados en el proceso de evaluación. En nuestro caso, este proceso de validación tuvo lugar en el último taller (Taller de resultados), donde los resultados preliminares fueron expuestos y debatidos con un amplio grupo de actores. La Figura 7.6 muestra el ranking de preferencias de alternativas para cada grupo de actores con un índice de similitud aproximada de 0,7 (0,6935), un índice bastante alto para este tipo de análisis²²⁰ (Gamboa y Munda, 2007; Garmendia, Gamboa *et al.*, 2010).

²²⁰ Para obtener el ranking de alternativas del criterio Grado de aceptación se ha aplicado el índice de similitud (0,5399) que coaliga todos los actores en un solo grupo.

Figura 7.5. Dendrograma de coaliciones

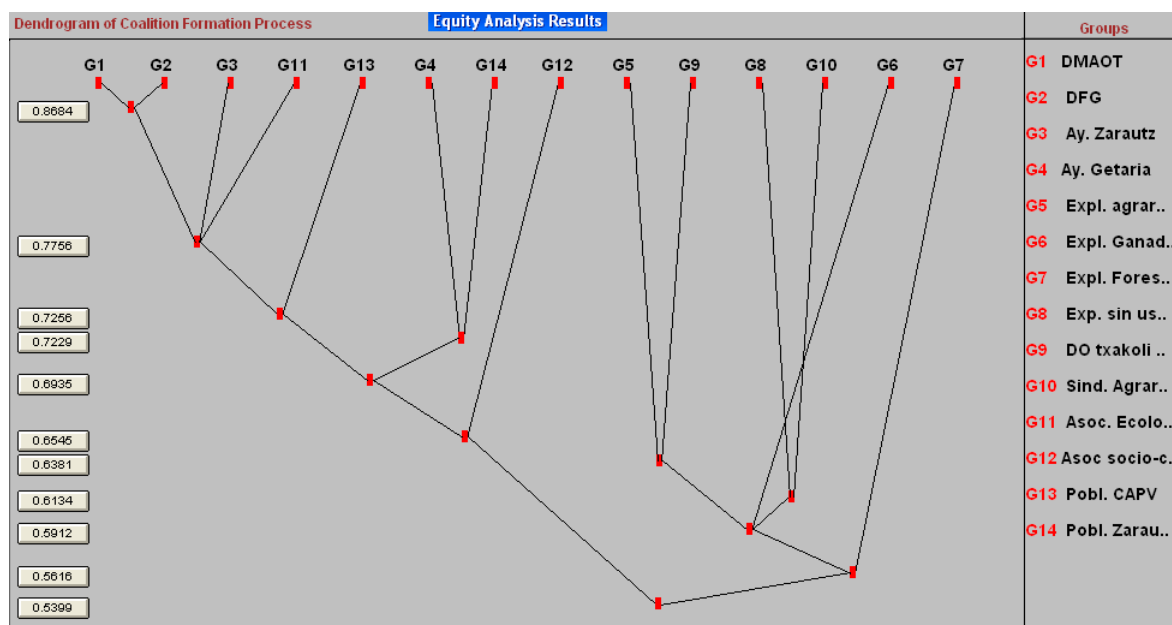


Figura 7.6. Preferencias de actores por coaliciones

Veto diagram for level 0.6913								Alternatives	Groups
Print									
{ G14,G4,G13,G11,G3,G2,G1 }	{ G7 }	{ G12 }	{ G6 }	{ G9 }	{ G5 }	{ G10 }	{ G8 }		
F 0.10	H 0.00	D 0.04	D 0.04	B 0.00	B 0.00	D 0.04	H 0.00	A E0	G1 DMAOT
E 0.22	F 0.05	C 0.04	F 0.04	A 0.20	C 0.50	F 0.04	F 0.05	B E1	G2 DFG
D 0.36	D 0.20	E 0.04	H 0.16	C 0.30	A 0.50	B 0.16	D 0.20	C E2	G3 Ay. Zarautz
H 0.43	A 0.70	G 0.16	E 0.26	D 0.30	D 0.50	E 0.46	A 0.30	D E2Com	G4 Ay. Getaria
G 0.46	B 0.80	F 0.16	A 0.26	E 0.30	E 0.50	A 0.46	B 0.30	E E3	G5 Expl. agrar..
C 0.54	C 0.80	H 0.16	C 0.26	F 0.30	F 0.50	H 0.46	C 0.50	F E3Com	G6 Expl. Ganad..
A 2.08	E 0.95	A 0.26	B 0.66	H 0.95	H 0.70	C 0.46	E 0.70	G E4	G7 Expl. Fores..
B 2.50	G 1.00	B 0.46	G 0.95	G 0.95	G 1.00	G 0.91	G 0.80	H E4Com	G8 Exp. sin us..
									G9 DO txakoli ..
									G10 Sind. Agrar..
									G11 Asoc. Ecolo..
									G12 Asoc socio-c..
									G13 Pobl. CAPV
									G14 Pobl. Zarau..

Al analizar los resultados, se observa que para la coalición formada por la población de la CAPV, la población local (Zarautz y Getaria), el Ayto. de Getaria, el Ayto. de Zarautz, las asociaciones ecologistas, la DFG y el DMAyOT la alternativa más deseada es la A32 (Figura 7.6, F en la primera columna de la izquierda). Esta alternativa es también la más deseada, junto con la A22, por los propietarios de explotaciones ganaderas y los sindicatos agrarios y, en menor medida, por los propietarios de explotaciones forestales y de tierras sin uso productivo. Estos dos últimos grupos estarían dispuestos a aceptar una alternativa que contemple una superficie mayor para los alcornocales como la A42, es decir, un escenario de potenciación ecológica máxima pero con medidas compensatorias adicionales como contraprestación. Las asociaciones lúdico-recreativas que

utilizan el área como zona de esparcimiento estarían dispuestas a aceptar un escenario de conservación algo inferior representado por las alternativas A21 y A22, pero donde hay una mejora de las instalaciones recreativas. La mayor oposición a todas las alternativas anteriores vendría de la mano de los propietarios de explotaciones de viñedo y el CRDO Getariako Txakolina, para cuyos intereses el mejor escenario es aquél que contempla una superficie mayor para plantaciones de viñedo (A11) (Figura 7.6, B en la quinta y sexta columnas respectivamente desde la izquierda). No obstante, esta alternativa junto con el estado actual (A01) es vetada por la mayoría de los actores (Figura 7.6, alternativas en color azul en la primera columna de la izquierda).

Por tanto, cualquiera de las dos alternativas que contemplan una reorientación de los usos del suelo del LIC hacia un incremento de los usos correspondientes a alcornocales y otros bosques autóctonos acompañados de medidas compensatorias adicionales (A22 y A32) serían bien acogidas por la mayoría de los actores. Un escenario de conservación superior a éstas (A41 y A42) encontraría una mayor oposición por entrar en competencia con otros intereses como la actividad agropecuaria tradicional, la explotación de viñedos y, en cierta medida, la limitación al aprovechamiento del área como zona de esparcimiento, al tiempo que, en una de ellas, se incurriría en costes considerablemente superiores (A42). Los escenarios que contemplan una mayor presencia de alcornocal y bosque autóctono en general pero con ausencia de medidas compensatorias adicionales (A41, A21), tienen una menor aceptación, mientras que el estado actual (A01) junto con el escenario de incremento de viñedos (A11) son los dos escenarios que menor respaldo obtienen.

7.4.5. Conclusiones

De acuerdo con las alternativas propuestas y los criterios seleccionados durante el proceso de evaluación llevado a cabo, la solución de compromiso estaría constituida por la A32, la opción que mejor valoración obtiene en el ranking de alternativas y la que mayor aceptación muestra por parte de los actores. Según los resultados logrados, por tanto, se concluye que existe la oportunidad de mejorar la situación actual del LIC G-SB tanto desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad como en términos socioeconómicos.

Según los resultados de la evaluación técnica del modelo multicriterio, no ha de sorprender que la A32 obtenga la mejor valoración en términos globales. De acuerdo con los impactos estimados para esta alternativa en la Matriz de Impacto Multicriterio (Tabla 7.12), A32 logra la primera posición en 3 de los 8 criterios de evaluación, la segunda en 4 de ellos y sólo obtiene una mala posición en el criterio Coste, en el que se sitúa en sexto lugar. Tras esta alternativa, en segunda posición se encuentra la A42, que obtiene mejores resultados que A32 en los criterios Calidad de paisaje,

Biodiversidad, Generación de rentas y Beneficio social, pero ostensiblemente peores en Mantenimiento de la actividad agropecuaria, Coste, Valor recreativo y cultural, además de contar con un menor respaldo por parte de los actores. Junto a esta alternativa se encuentran la A22 y A31, que se sitúan por debajo de A32 (o como máximo igualadas) en todos los criterios salvo en Coste, aunque obtienen buenos resultados en comparación con el resto de alternativas.

Las otras 2 alternativas que no contemplan compensaciones adicionales (A21 y A41) obtienen peores resultados, bien debido a los bajos niveles mostrados en los criterios Mantenimiento de la actividad agropecuaria, Generación de Rentas y Grado de aceptación (A41) o bien por los bajos valores logrados en Calidad de paisaje y Biodiversidad, y que no son suficientemente compensados por los valores en otros criterios (A21).

Y, sin lugar a dudas, de acuerdo con la evaluación multicriterio efectuada las alternativas A01 y A11 son las peores opciones ya que sus impactos son desfavorables en todos los criterios a excepción de en 2 de ellos. Ambas alternativas obtienen los peores resultados en todos los criterios salvo en Coste, en el que son las mejores al no contemplar ningún tipo de compensación. La A01 también obtiene una posición baja en el criterio Generación de rentas, mientras que la A11 logra una posición media.

Los resultados señalados son refrendados por los posicionamientos y opiniones de los actores que han tomado parte en el proceso participativo. De acuerdo con el análisis de conflicto llevado a cabo, la mayoría de actores se muestra favorable a una ordenación y gestión del LIC proactiva en aras al fomento de sus principales valores ecológicos, más si se establecen medidas de compensación adicional. La única excepción viene dada por los actores que conforman el grupo de interés a favor del incremento de viñedos. No obstante, tal como se ha reflejado durante el proceso participativo, incluso actores vinculados a la producción de txakoli estarían dispuestos a aceptar alternativas que mejoren la situación de los alcornocales, siempre que no sea en detrimento de las plantaciones de viñedo actuales.

Por último, durante el proceso participativo se ha manifestado y puesto en valor un amplio abanico de alternativas o modos de gestión diferentes a las compensaciones monetarias contempladas en el Ejercicio 1 (basadas tanto en el lucro cesante como en los pagos por servicios ambientales). Algunos actores se han mostrado a favor de compensaciones no monetarias como la mejora de accesos al lugar o mejoras en las condiciones sociolaborales de los baserritarras que desarrollan actividades compatibles y respetuosas con la conservación y gestión del territorio. Otras opciones de gestión propuestas han sido las dirigidas a establecer acuerdos multilaterales o de

Custodia del Territorio (CdT) para paliar los potenciales costes de una transición hacia la potenciación de los valores ecológicos del LIC. Otro tipo de alternativas planteadas han sido las encaminadas hacia la cesión de terrenos privados para la gestión pública o la compra pública de los mismos. De hecho, la compra pública de terrenos privados es una opción que está siendo barajada en la actualidad por diferentes administraciones.

El amplio abanico de opciones manifestadas y barajadas pone de relieve que el debate sobre las alternativas de gestión y financiación no está cerrado. De hecho, de acuerdo con lo mostrado por diferentes actores, hay 2 líneas principales de gestión. Por un lado, una línea de gestión privada basada en la actuación de determinados actores privados (baserritarras, sindicatos agrarios, propietarios sin uso productivo, etc.) y desarrollada bajo un marco de regulación y de acuerdo con medidas establecidas por la administración. Esta línea podría utilizar instrumentos como, por ejemplo, pagos por servicios ambientales o determinadas fórmulas de CdT. Por otro lado, una línea de gestión pública, pasando a ser la administración o entidades públicas, las gestoras directas del territorio a través de, por ejemplo, la cesión de terrenos a la administración o la compra pública de los mismos.

Todo ello nos induce a considerar que, tras el Ejercicio 1 se ha generado otra situación susceptible de ser evaluada, si bien esta vez el núcleo del análisis deben ser los modos de gestión que, según los casos, podrían entrar en oposición y no tanto la ordenación de usos del suelo contemplada en los escenarios del Ejercicio 1. Se corrobora así la lógica de la EMCS mostrada en la Figura 6.1 (véase Apdo. 6.2), bajo la cual se entiende que, una vez alcanzada la alternativa pertinente de acuerdo con el modelo multicriterio desarrollado, puede generarse una nueva situación (o conflicto) que será el inicio de un nuevo proceso de análisis y valoración.

7.5. Ejercicio 2: compensaciones económicas vs. compra pública de tierras

7.5.1. Introducción

El proceso de evaluación del Ejercicio 1 ha puesto de manifiesto, al margen de ofrecer una determinada alternativa como la mejor valorada (A32), la necesidad de confrontar otras alternativas de gestión diferentes a las ya evaluadas. El proceso participativo ha evidenciado la existencia de un ‘conflicto latente’ sobre los modos de gestión, de acuerdo con los posicionamientos mostrados por los actores sociales durante el mismo. Las dos líneas de gestión (*gestión privada vs. gestión pública*) representan los planteamientos de los diferentes actores con respecto a su papel en la gestión del espacio. Esta ambivalencia puede ser interpretada en términos de conflicto en la medida en que se

conjuga con los tipos de conflictos en ENPs descritos por Vatn (2005) y por Bergseng y Vatn (2009) (véase Apdo. 3.5.4). Por un lado, se denota un *conflicto de valores*, o normativo, en lo relativo al contenido de la gestión. Determinados agentes privados entienden que la administración debe ser la encargada del mantenimiento de valores ecológicos que benefician al conjunto de la sociedad, mientras que representantes de la administración suscriben la importancia de la colaboración público-privada. Por otro lado, también subyace un *conflicto de intereses*, en la medida en que los diferentes actores no perciben de igual manera la distribución de los costes y beneficios derivados de la gestión.

Por tanto, de acuerdo con el marco de la EMCS, en el Ejercicio 2 se plantea una nueva situación para que sea evaluada. Este segundo ejercicio supone una innovación metodológica ya que, según la revisión de literatura efectuada, no se conoce ninguna aplicación empírica en el marco de la EMCS que, tras alcanzar una solución de compromiso, haya afrontado un nuevo 'conflicto' (véanse Munda 1995, 2006; De Marchi *et al.*, 2000; Munda y Russi, 2005; Gamboa, 2006; Gamboa y Munda, 2007; Russi, 2007; Tarrasón *et al.*, 2007; Roca *et al.*, 2008; Paneque *et al.*, 2009; Siciliano, 2009; Garmendia, Gamboa *et al.*, 2010; Monterroso *et al.*, 2011; Oikonomou *et al.*, 2011).

En este caso, la situación objeto de evaluación tiene que ver con los modos de gestión del LIC de acuerdo con lo arriba señalado, y no con el conflicto definido y acotado a través del análisis institucional del Ejercicio 1, es decir, la conservación del alcornoque frente a la expansión del viñedo. Sin embargo, el nexo de unión entre ambos ejercicios es claro ya que la situación a evaluar en el Ejercicio 2 se deriva directamente del Ejercicio 1, al estar valorando modos de gestión compatibles con una potenciación ecológica del espacio. Además, la información obtenida y los contactos con actores sociales establecidos durante el proceso participativo del Ejercicio 1 han sido esenciales para desarrollar el Ejercicio 2. No obstante, en este segundo ejercicio de evaluación se ha llevado a cabo un nuevo proceso participativo en base a nuevas entrevistas en profundidad y al uso de cuestionarios con actores sociales previamente seleccionados. Entre enero y marzo de 2010 se entrevistó a 12 actores (véase Anexo II, Tabla 5) que, tras haber participado activamente durante el Ejercicio 1, mostraron su total disposición a participar en el Ejercicio 2. Las entrevistas en profundidad a estos actores fueron complementadas con la respuesta a un cuestionario semi-estructurado (véase Anexo IV).

En este nuevo contexto, el Ejercicio 2 ha considerado alternativas de gestión inexistentes en la actualidad pero que responden a demandas reales de los actores y que podrían ser instrumentos de gestión aplicables en un futuro más o menos cercano sin descomponer el marco normativo actual. Así, se han confrontado, por un lado, las alternativas mejor valoradas y de mayor respaldo del

Ejercicio 1, es decir, aquellas que contemplan compensaciones monetarias adicionales con, por otro lado, alternativas vinculadas a la compra pública de tierras por parte de la administración. Estos dos grupos de alternativas representan las dos líneas de gestión arriba señaladas, correspondiéndose las compensaciones adicionales con la gestión *privada* y la compra pública con la gestión *pública*.

Se entiende por gestión *privada* que los propietarios son los encargados de gestionar sus tierras para la conservación tanto de los bosques de frondosas y, en particular, de los alcornoques, como de los usos agroganaderos tradicionales por los que perciben compensaciones adicionales. La línea de gestión *pública* es representada por la compra pública de terrenos privados, ya que una vez que los terrenos son propiedad pública la administración es la encargada de gestionar sus activos naturales de acuerdo con los recursos disponibles (no solo presupuestarios) y los objetivos de conservación establecidos. No obstante, consideramos que ambas líneas de gestión son compatibles con una gestión activa y adaptativa del espacio (véase capítulo 3), en concordancia con el planteamiento general de la Red Natura 2000 y de la visión integrada que impera actualmente sobre los ENPs.

La opción de compra pública de terrenos privados se muestra como un instrumento de financiación de ENPs que, en el caso concreto del LIC G-SB, ha tomado cuerpo en forma de propuesta real a iniciativa del Ayuntamiento de Zarautz, aunque de momento se encuentra en fase de desarrollo. Sin embargo, en sintonía con lo mostrado durante el proceso participativo, la compra pública debería efectuarse de forma voluntaria y sin expropiaciones (la actividad expropiatoria fue frontalmente rechazada por la mayoría de actores sociales durante el proceso participativo). Además, cabe destacar que esta iniciativa no es una actuación aislada en Gipuzkoa, donde la DFG ha llevado a cabo iniciativas similares de compra pública de tierras en colaboración con determinados Ayuntamientos²²¹.

7.5.2. Descripción de las alternativas

Las alternativas propuestas en el Ejercicio 2 se han generado a partir de los escenarios configurados previamente en el Ejercicio 1. Se han mantenido invariables los escenarios E0 y E1, vinculados respectivamente a las alternativas A01 y A11. Pese a que las alternativas A01 y A11 son las peor

²²¹ Un fondo especial destinado a la compra de terrenos privados para la generación de patrimonio público forestal ya ha sido utilizado en otros lugares de Gipuzkoa. Por ejemplo, este fondo junto con fondos provenientes del Gobierno Vasco y del Ayuntamiento de Oñati, contribuyó a que el propio Ayuntamiento comprara un hayedo, convirtiéndose así de propiedad municipal. Dentro del Plan Extraordinario de Gestión 2007-2011 de la DFG existía una partida específica de “adquisición de montes”.

valoradas en el Ejercicio 1 no podemos descartarlas en el Ejercicio 2, cuyo fundamento se encuentra vinculado al primero. El mantenimiento de estas 2 alternativas responde, por un lado, a los intereses mostrados por determinados actores durante el proceso participativo y, por otro, a que su exclusión del análisis multicriterio condicionaría el resultado final desde un punto de vista técnico ya que determinaría la comparabilidad entre las alternativas (Munda, 1995, 2008)²²².

Para cada escenario de potenciación ecológica (E2, E3 y E4) se ha creado una alternativa nueva que se corresponde con la opción de *compra pública* (A211, A311, A411), y se han mantenido las alternativas donde los cambios de usos del suelo son compensados por las denominadas *compensaciones adicionales* (A222, A322, A422). Del Ejercicio 1 se deriva que la compensación adicional es una alternativa de gestión plausible que, además, representa la línea de gestión *privada*. De acuerdo con ello, las compensaciones adicionales cubren, en términos generales, tanto el lucro cesante de actividades, que ven modificada su rentabilidad en función de la distribución de usos del suelo, como los pagos por servicios ambientales.

Por otro lado, las alternativas vinculadas a la compra pública se han definido tomando como referencia la información existente en relación a propuestas reales de compra pública. Así, la propuesta del Ayuntamiento de Zarautz, en colaboración con el Gobierno Vasco, se concreta en la compra de parcelas privadas de uso forestal sitas en el LIC por una extensión total de 4 Ha y a un precio de 7 €/m² (70.000 €/Ha), por lo que el montante total de la operación ascendería a 280.000 €. El Ayuntamiento ha mantenido entrevistas con los propietarios afectados, quienes han mostrado una actitud proclive a ejecutar la operación, si bien, en estos momentos, se encuentra paralizada por parte del Gobierno Vasco, principal entidad financiadora de la operación.

La valoración de terrenos privados que van a ser objeto de compra pública depende de numerosos factores, entre ellos los usos y actividades de esas tierras (Europarc-España, 2010b). En nuestro caso, el precio de compraventa ha sido calculado por técnicos del Ayuntamiento de Zarautz en función de, por un lado, los valores de expropiaciones y compraventas efectuadas en el municipio en el pasado reciente y, por otro, el valor de vuelo de los pinares existentes en los terrenos objeto de compra²²³. Huelga señalar que el precio es un factor clave en una operación de estas características. En nuestro caso, además, es un elemento sensible ya que su valor *a priori* puede influir en los

²²² Arrow y Raynaud (1986) señalan que para que una agregación multicriterio alcance un ranking de alternativas tiene que satisfacer al menos tres axiomas, uno de los cuales es la 'independencia de alternativas irrelevantes', en virtud de la cual el ranking de alternativas en un conjunto de alternativas A depende de las alternativas pertenecientes a A.

²²³ El Ayuntamiento de Zarautz ha calculado un precio de 5 €/m² para el terreno y de 2 €/m² para el vuelo.

resultados de la Matriz de Impacto Multicriterio de la EMCS al incidir directamente al menos en los criterios Coste y Generación de rentas.

En el momento de obtener los valores actualizados del montante total de la operación otros elementos sensibles son la tasa de descuento y la dimensión temporal. Una operación de compra pública supone que los terrenos pasarán a manos de la administración ‘para siempre’. Sin embargo, para tomar una decisión en el presente sobre la conveniencia de la operación habría que actualizar los valores futuros, teniendo en cuenta que el pago se realizaría en el presente y para una determinada dimensión temporal²²⁴.

En nuestro estudio, el valor de compra de referencia es de 70.000 €/Ha. Se ha optado por una dimensión temporal de 50 años, opción contemplada en experiencias previas como el Análisis Coste-Beneficio (ACB) de la Red Natura 2000 desarrollado en Escocia (Jacobs, 2004) y que también ha sido empleada en ACB de infraestructuras ferroviarias (Riera *et al.*, 2005). En cuanto a la tasa de descuento, experiencias previas optan por un rango que va del 2% al 5% (Perman *et al.*, 2003), con aplicaciones que se sitúan en el 3-3,5% para Red Natura 2000 (Jacobs, 2004). En base a esta información, se ha optado por una opción conservadora al aplicar una tasa de descuento del 2% que, sin embargo, es elevada al 5% en el análisis de sensibilidad, al igual que propone Pascual (2007) en relación al valor económico de los bosques de la CAPV. Por tanto, aplicando una dimensión temporal de 50 años y una tasa de descuento del 2%, el valor actualizado en el presente (año 0) para la compra pública de terrenos asciende a 2.184 €/Ha (véase Anexo III, Tabla 8).

7.5.3. Evaluación de criterios

En el Ejercicio 2 se emplean los mismos criterios que los seleccionados para el Ejercicio 1. Sin embargo, de acuerdo con las nuevas alternativas propuestas, hay criterios cuya valoración se modifica con respecto al Ejercicio 1, mientras que otros no.

Los criterios Calidad de paisaje, Biodiversidad, Beneficio social y Valor recreativo y cultural no varían su valoración con respecto al Ejercicio 1. La valoración de los cuatro criterios depende principalmente de la distribución de usos del suelo de cada escenario pero no de los modos de gestión y financiación considerados, por lo que su cuantificación para cada escenario es

²²⁴ Para obtener el valor actual se ha utilizado la siguiente fórmula:
$$VC = \frac{Valor_t}{\sum_{t=0}^T (1+r)^t}$$
 donde VC es el Valor de

Compra, r es la tasa de descuento, t es el año en curso y T la dimensión temporal de la operación.

independiente de que se apliquen compensaciones adicionales o se ejecute la compra pública de terrenos.

Los criterios Mantenimiento de la actividad agropecuaria, Generación de rentas, Coste y Grado de aceptación sí que se ven afectados por los modos de gestión, por lo que deben ser valorados de nuevo.

7.5.3.1. Criterio Mantenimiento de la actividad agropecuaria

Este criterio ha sido valorado mediante una Matriz de Impacto *ad hoc*, tal y como se explicaba en el Ejercicio 1 (Tabla 7.15). Los criterios de evaluación para el Mantenimiento de la actividad agropecuaria han sido los mismos: (a) ayudas a los profesionales del sector agropecuario, (b) el acondicionamiento de accesos para los profesionales y la población del entorno, y (c) la importancia de la actividad en términos de sostenibilidad y gestión del territorio.

Los ‘subcriterios’ acondicionamiento de accesos e importancia de la actividad agropecuaria en términos de sostenibilidad y gestión del territorio no varían con respecto a los valores del Ejercicio 1. Recordemos que el primero de ellos se ha definido de forma cualitativa de acuerdo con lo establecido por el ítem ‘Accesos’ en la Tabla 7.2, mientras que el segundo ha sido valorado de acuerdo con la superficie (en Ha) de ‘prados, huertas y cultivos’ de cada escenario. Se entiende que la contribución a la sostenibilidad y gestión del territorio es mayor cuanto mayor sea la superficie de este uso.

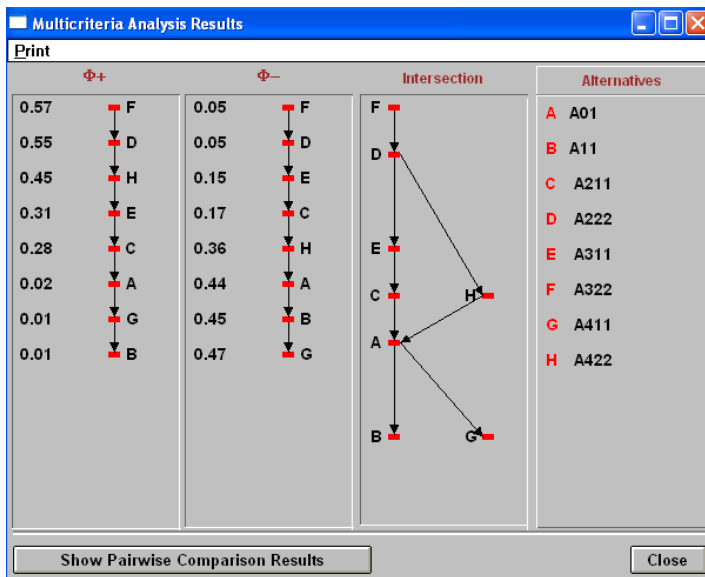
No obstante, el ‘subcriterio’ ayudas a los profesionales del sector varía con respecto al Ejercicio 1. En este caso, para la superficie sujeta a compensación con objeto de conservación en cada alternativa se han considerado las condiciones establecidas en el Ejercicio 1. Así, para las alternativas A01 y A11, por un lado, y las vinculadas a compensación adicional (A222, A322, A422), por otro, se ha seguido la misma pauta de cálculo. En las alternativas vinculadas a la compra pública (A211, A311, A411) se han dejado al margen de las compensaciones las 4 Ha destinadas a compra pública. En estas alternativas, además, el resto de Ha en cada escenario (las que no están sujetas a compra pública) se atienen a las condiciones de las compensaciones existentes en la actualidad. Se trabaja bajo el supuesto que la compra pública es una alternativa de gestión y, por tanto, dentro de esta opción para las Ha no sujetas a compra pública no se contemplan compensaciones adicionales.

Tabla 7.15. Matriz de Impacto de Mantenimiento de la actividad agropecuaria

CRITERIOS	ALTERNATIVAS							
	A01	A11	A211	A222	A311	A322	A411	A422
Ayudas al sector (euros)	0	0	1.643	29.361	7.449	36.328	9.166	67.671
Acondicionamiento accesos	bajo	bajo	medio	medio	medio	medio	bajo	bajo
Importancia de la actividad en términos de sostenibilidad y gestión del territorio (Ha)	44,40	42,09	44,40	44,40	44,40	44,40	34,15	34,15

El ranking de alternativas derivado de la Matriz de Impacto generada se puede observar en la Figura 7.7. Este resultado ha sido introducido de manera ordinal en la Matriz de Impacto Multicriterio general del Ejercicio 2 (véase más adelante Tabla 7.19).

Figura 7.7. Ranking de alternativas del criterio Mantenimiento de la actividad agropecuaria



Ranking de alternativas	
Primera:	A322
Segunda:	A222
Tercera:	A311
Cuarta:	A211 y A422
Quinta:	A01
Sexta:	A11 y A411

El resultado es coherente con lo planteado en cada alternativa con respecto al sector agropecuario. A322 es la alternativa más valorada al contar con el volumen de ayudas de compensación más alto, seguida por A222, con valores relativamente altos tanto en el ítem de accesos como en el relacionado con la importancia de la actividad. En el lado opuesto se encuentran las alternativas A11 y A411; la primera de ellas, asociada al incremento de viñedos, presenta valores bajo en los tres ‘subcriterios’ considerados, mientras que la A411, alternativa vinculada a la compra pública, cuenta con un volumen de ayudas bajo además de poseer los valores más bajos en los otros dos ítems.

7.5.3.2. Criterio Generación de rentas

La valoración de este criterio considera las rentas generadas por las actividades agropecuarias (cultivos y ganadería), la explotación de viñedos y las plantaciones forestales. Asimismo, los ingresos generados tanto por las compensaciones con objetivos conservacionistas como por la compra pública para los propietarios de los terrenos también han sido considerados al incidir en las rentas generadas.

La metodología empleada para el cálculo de las rentas generadas por las citadas actividades ha sido la misma que la utilizada en el Ejercicio 1. Las compensaciones con objetivos conservacionistas también se han calculado de acuerdo con lo establecido en el Ejercicio 1 (Apdo. 7.4.1), mientras que los valores correspondientes a la compra pública se han cuantificado de acuerdo con lo establecido en el Apdo. 7.5.2. Así, la cuantía total de las compensaciones y de la compra pública se corresponde con las del criterio Coste.

Los valores generados por cada tipo de renta en cada alternativa se muestran en la Tabla 7.16. Señalamos, de nuevo, que, en las alternativas vinculadas a compra pública (A211, A311, A411), si bien se consideran los ingresos generados por la venta de terrenos, no se otorgan compensaciones adicionales y que, por tanto, las únicas compensaciones contempladas son las existentes en la actualidad para el sector forestal.

Tabla 7.16. Valoración de Generación de rentas (€/año)

Descripción	E0	E1	E2		E3		E4	
	A01	A11	A211	A222	A311	A322	A411	A422
Rentas Cultivos y Ganado	27.088	25.680	27.088	27.088	27.088	27.088	20.839	20.839
Compensación 'Prados, huertas y cultivos'	0	0	0	15.406	0	15.406	0	21.656
Total Cultivos y Ganado	27.088	25.680	27.088	42.494	27.088	42.494	20.839	42.494
Rentas Viñedo	85.031	105.469	85.031	85.031	85.031	85.031	66.602	66.602
Compensación Viñedo	0	0	0	0	0	0	0	18.429
Total Viñedo	85.031	105.469	85.031	85.031	85.031	85.031	66.602	85.031
Rentas Forestal	3.719	3.467	2.519	2.519	428	428	0	0
Compensación 'Plantaciones forestales'	0	0	1.643	4.300	7.449	11.266	9.166	13.327
Total Forestal	3.719	3.467	4.162	6.819	7.877	11.694	9.166	13.327
Compensación Alcornoque	0	0	0	9.655	0	9.655	0	14.259
Compra pública	0	0	8.736	0	8.736	0	8.736	0
TOTAL Generación rentas	115.838	134.616	125.018	144.000	128.732	148.875	105.343	155.111

Nota: El ítem Total Generación rentas es el sumatorio de los ítems Total Cultivos y Ganado, Total Viñedo, Total Forestal, Compensación alcornoque y Compra pública.

7.5.3.3. Criterio Coste

Este criterio ha considerado el coste en términos monetarios que supone para la administración el establecimiento tanto de las compensaciones con objetivos conservacionistas como la compra pública de terrenos. Las condiciones para valorar las compensaciones y la compra pública se han establecido, respectivamente, en el Apdo. 7.4.1 y el Apdo. 7.5.2. En resumen, se han considerado los siguientes ítems para el cálculo del coste: (a) lucro cesante de la actividad agropecuaria; (b) pago por mantenimiento de ‘prados, huertas y cultivos’; (c) lucro cesante de la explotación de viñedos; (d) lucro cesante de la explotación forestal por introducción de especies de crecimiento lento; (e) pago por mantenimiento de ‘alcornocal’; y (f) compra pública de tierras.

La Tabla 7.17 muestra el coste total para cada alternativa de este Ejercicio 2. Con respecto al Ejercicio 1 se producen cambios en las alternativas pertenecientes a los escenarios que suponen una transición hacia unos usos del suelo potenciadores de los valores ecológicos del LIC (E2, E3 y E4). Cabe señalar que cuanto menor sea la cuantía total del coste en cada alternativa mejor valorada estará ésta, y viceversa.

Tabla 7.17. Valoración de Coste (€/año)

Descripción	E0	E1	E2		E3		E4	
	A01	A11	A211	A222	A311	A322	A411	A422
Compensación 'Prados, huertas y cultivos'	0	0	0	15.406	0	15.406	0	21.656
Compensación 'Plantaciones forestales'	0	0	1.643	4.300	7.449	11.266	9.166	13.327
Compensación Viñedo	0	0	0	0	0	0	0	18.429
Compensación Alcornoque	0	0	0	9.655	0	9.655	0	14.259
Compra pública	0	0	8.736	0	8.736	0	8.736	0
TOTAL Coste	0	0	10.379	29.361	16.185	36.328	17.902	67.671

Nota: Compensación ‘Prados, huertas y cultivos’ incluye el lucro cesante por actividad agropecuaria y el pago por mantenimiento de ‘Prados, huertas y cultivos’.

7.5.3.4. Criterio Grado de aceptación

La evaluación de este criterio ha requerido la puesta en marcha de un nuevo proceso participativo vinculado al Ejercicio 2. Éste ha consistido en el desarrollo de entrevistas en profundidad a actores relevantes y su respuesta a un cuestionario para conocer su nivel de preferencia con respecto a las alternativas generadas (véase Anexo IV). Para seleccionar los actores a entrevistar (véase Anexo II, Tabla 5) se ha tenido en cuenta, por un lado, su grado de implicación y participación activa en el Ejercicio 1 y, por otro, la relevancia de la información proporcionada hasta ese momento. En todo caso, se ha preservado que todas las partes interesadas estuvieran representadas.

La información recogida ha permitido completar la Matriz de Equidad para el Ejercicio 2 (Tabla 7.18), que refleja el nivel de preferencia de los actores sociales en relación a cada alternativa

de acuerdo con una escala que va del 1 (extremadamente malo) al 9 (perfecto). Así, de manera análoga al Ejercicio 1, se ha obtenido un ranking de alternativas que refleja el grado de aceptación de cada una de ellas por parte del conjunto de actores (Figura 7.8), utilizándose para ello un índice de similitud (0,4781) que coaliga a todos los actores en un solo grupo. El ranking generado se ha incluido de manera ordinal en la Matriz de Impacto Multicriterio general.

Tabla 7.18. Matriz de Equidad

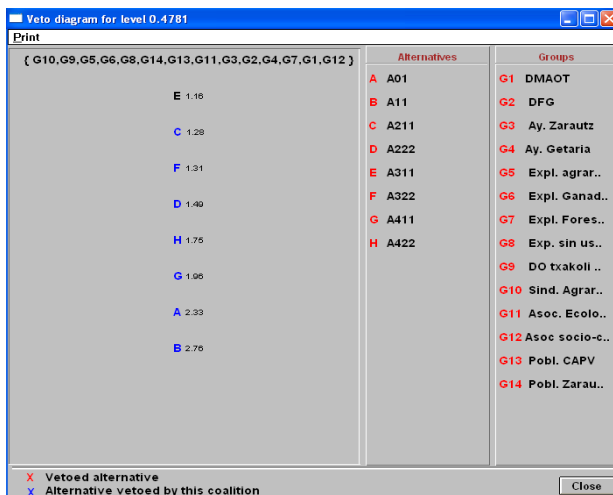
ACTORES ¹		ALTERNATIVAS							
		A01	A11	A211	A222	A311	A322	A411	A422
1	DMAyOT	2	1	8	4	8	4	9	5
2	DFG	2	1	8	6	8	6	9	7
3	Ayto. Zarautz	2	1	8	7	9	8	9	8
4	Ayto. Getaria	4	4	8	6	9	7	9	7
Propietarios:									
5	Expl. agrarias-viñedos	5	9	5	5	5	5	1	4
6	Expl. Ganaderas	6	4	4	8	4	8	1	5
7	Expl. Forestales	4	3	9	5	9	5	9	5
8	Sin uso productivo	6	6	9	5	9	5	9	5
9	CRDO Getariako Txakolina	7	9	5	5	5	5	1	1
10	Sindicatos agrarios	5	7	3	7	3	7	1	4
11	Asoc. ecologistas	3	1	6	5	8	7	9	8
12	Asoc. cult. y lúd-recre.	6	5	8	8	8	8	5	5
13	Pobl. CAPV ²	5	2	5	5	7	7	9	9
14	Pobl. Zarautz-Getaria ²	5	2	8	8	8	8	6	6

Nota (1): Nótese que el DMAyOT es quien financia la compra pública y la DFG las compensaciones.

Nota (2): De acuerdo con las preferencias mostradas en la valoración económica de Ihobe (2009).

Legenda: 1=Extremadamente malo; 2=Muy malo; 3=Malo; 4=Más o menos malo; 5=Moderado; 6=Más o menos bueno; 7=Bueno; 8=Muy bueno; 9=Perfecto.

Figura 7.8. Ranking de alternativas para Grado de aceptación



Ranking de alternativas
Primera: A311
Segunda: A211
Tercera: A322
Cuarta: A222
Quinta: A422
Sexta: A411
Séptima: A01
Octava: A11

7.5.4. Matriz de Impacto Multicriterio

Una vez evaluados todos los criterios con respecto a las alternativas diseñadas se ha completado la Matriz de Impacto Multicriterio (Tabla 7.19), donde se estiman los impactos en cada alternativa. Al igual que en el Ejercicio 1 la resolución del algoritmo matemático de agregación generado ha sido resuelto mediante NAIAD (Munda, 1995; Joint Research Centre, 1996). De la resolución del algoritmo matemático se obtiene el ranking de alternativas.

Tabla 7.19. Matriz de Impacto Multicriterio

CRITERIOS	Unidad de medida	ALTERNATIVAS							
		Estado actual	Incremento de viñedos	Potenciación de valores ecológicos <u>Moderada</u>		Potenciación de valores ecológicos <u>Alta</u>		Potenciación de valores ecológicos <u>Máxima</u>	
		E0	E1	E2		E3		E4	
		A01	A11	A211	A222	A311	A322	A411	A422
		Compra pública	Compensación adicional	Compra pública	Compensación adicional	Compra pública	Compensación adicional	Compra pública	Compensación adicional
Calidad de paisaje	Indicador sintético	10.527	10.590	11.092	11.092	11.928	11.928	15.073	15.073
Biodiversidad	Indicador sintético	199	200	218	218	247	247	345	345
Mantenimiento actividad agropecuaria	Ordinal	5º	6º	4º	2º	3º	1º	6º	4º
Generación de rentas	Euros	115.838 €	134.616 €	125.018 €	144.000 €	128.732 €	148.875 €	105.343 €	155.111 €
Coste	Euros	0	0	10.379 €	29.361 €	16.185 €	36.328 €	17.902 €	67.671 €
Beneficio social	Euros	0	1.130.000 €	17.340.000 €	17.340.000 €	30.190.000 €	30.190.000 €	145.440.000 €	145.440.000 €
Valor recreativo y cultural	Ordinal	bajo	medio	alto	alto	alto	alto	medio	medio
Grado de aceptación	Ordinal	7º	8º	2º	4º	1º	3º	6º	5º

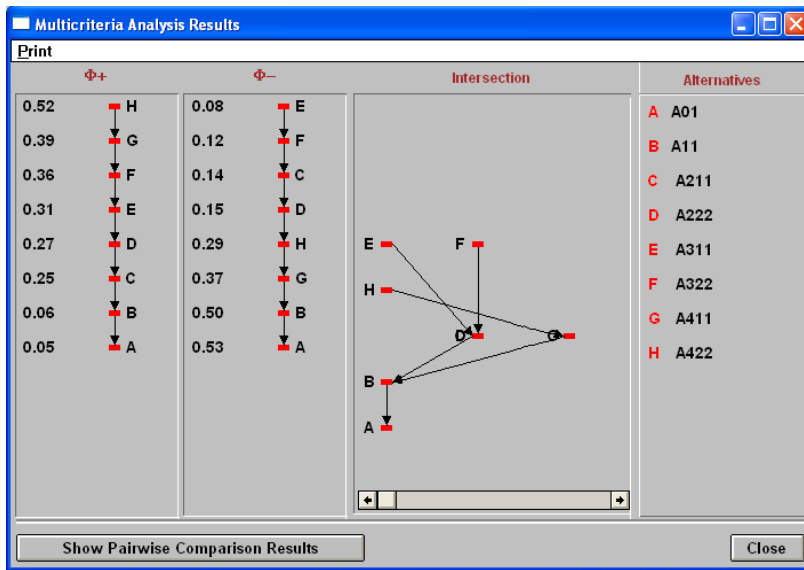
7.5.5. Resultados

Los resultados del Ejercicio 2 han sido analizados de acuerdo con el Ranking de alternativas generado, su correspondiente Análisis de sensibilidad y el Análisis de conflicto, al igual que se realizaba en el Ejercicio 1.

7.5.5.1. Ranking de alternativas

Al comparar cada alternativa con el resto para cada criterio, se ha obtenido el ranking de alternativas de la EMCS del Ejercicio 2 (Figura 7.9). Tal como se ha descrito en el Apdo. 7.4.4.1, la columna ϕ^+ considera los grados de preferencia y la columna ϕ^- los grados de rechazo de cada alternativa, mientras que la columna 'Intersection' ofrece el ranking final a partir del cruce de la información proveniente de las dos anteriores.

Figura 7.9. Ranking de alternativas



Ranking de alternativas	
Primera:	A311 y A322
Segunda:	A422
Tercera:	A221, A222 y A411
Cuarta:	A11
Quinta:	A01

Las alternativas A311 y la A322 han conseguido el mejor resultado en el cómputo global, ocupando de manera conjunta la primera posición en el ranking. Ambas alternativas se corresponden con el E3 (escenario de potenciación ecológica alta) pero con diferentes modos de gestión, vinculada a la compra pública la primera de ellas y a la compensación adicional la segunda. En segundo lugar, se encuentra la A422, una alternativa asociada a las compensaciones adicionales perteneciente al escenario de potenciación ecológica máxima. En tercer lugar, se sitúan, por un lado, las alternativas de potenciación ecológica moderada independientemente de cuál sea su modo de gestión (A211 y A222) y, por otro, la A411, alternativa asociada a la compra pública aunque perteneciente al

escenario de potenciación ecológica máxima. En cuarto lugar se sitúa la alternativa vinculada a la potenciación de viñedos (A11), y en último lugar, el estado actual (A01).

Resulta evidente que los resultados muestran una tendencia clara hacia el escenario 3 independientemente de cuál sea su modo de gestión. Sin embargo, el ranking de alternativas nos ofrece un resultado inesperado, al indicar que las alternativas A311 y A322 son incomparables. Gráficamente, la Figura 7.9 (véanse *E* y *F* en 'Intersection') nos muestra que no hay un nexo de unión entre ambas alternativas aunque ambas se posicionen por encima del resto.

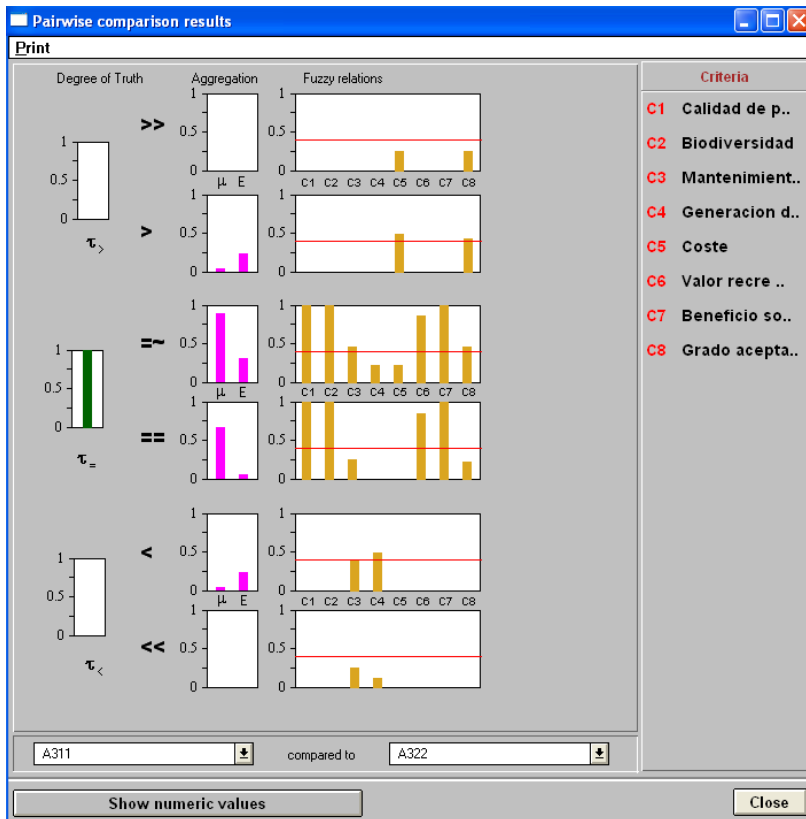
Técnicamente, la incomparabilidad es un caso particular originado por la intersección entre el preorden de los grados de preferencia (columna ϕ^+) y los de rechazo (columna ϕ^-)²²⁵. Esta incomparabilidad reside en la distinta naturaleza de ambas alternativas. A311 y A322 comparten ciertos requisitos que hacen que sean consideradas en el mismo conjunto de alternativas, pero este resultado muestra que, al mismo tiempo, poseen características de distinta naturaleza²²⁶.

Para analizar la lógica de este resultado, la Figura 7.10 nos muestra la comparación de A311 y A322 en cada uno de los criterios considerados. Hay 4 de los 8 criterios, aquellos cuya valoración no se modifica con respecto al Ejercicio 1, en los que las 2 alternativas obtienen valores idénticos. En el resto de criterios, al comparar ambas alternativas, las diferencias obtenidas se producen al superar el mínimo requerido para ser consideradas en la agregación ($\alpha=0,4$). En los criterios Coste y Grado de aceptación, la A311 obtiene mejores valores que la A322 al superar el valor de referencia de α (véase cuadro referente a '>' en Figura 7.10). Lo mismo ocurre para la A322 en el criterio Mantenimiento de la actividad agropecuaria y en el Generación de rentas pero en sentido inverso (véase cuadro referente a '<' en Figura 7.10). Este resultado técnico va a ser igualmente analizado por el análisis de sensibilidad, tal y como se explicará en el siguiente apartado.

²²⁵ Recordemos que el axioma fundamental de los métodos multicriterio de superación (*outranking methods*), como es NAIADE, es la *comparabilidad parcial*, mientras que la incomparabilidad es un caso particular originado por la intersección de los preórdenes, lo que constituye un concepto puramente matemático (véase Apdo. 4.3.4.2). Véanse Munda (1995) y Joint Research Centre (1996) para profundizar en el análisis desarrollado por NAIADE.

²²⁶ Un ejemplo ilustrativo, en este sentido, es la valoración entre dos ENPs catalogados en la misma figura de protección (p.ej., Parque Natural) pero que, debido a características biogeográficas y/o socioeconómicas diferentes, son de distinta naturaleza.

Figura 7.10. Comparación de A311 y A322 por criterios



La alternativa A422, en segunda posición tras las alternativas vinculadas al escenario E3, presenta los valores más altos en los criterios Calidad de paisaje, Biodiversidad, Generación de rentas y Beneficio social, y bajos en Mantenimiento de la actividad agropecuaria, Coste y Grado de aceptación (Tabla 7.19). En el tercer lugar del ranking, la diferencia entre A211 y A222 radica en la mejor posición de la primera en Coste y Grado de aceptación frente a la valoración más alta de la segunda en Mantenimiento de actividad agropecuaria y Generación de rentas. También, en esta tercera posición, la A411 obtiene mejores valoraciones que las dos alternativas vinculadas al E2 (escenario de potenciación ecológica moderada) en los mismos criterios que los citados para A422, mientras que se muestra peor en Valor recreativo y cultural, Grado de aceptación y Mantenimiento de actividad agropecuaria.

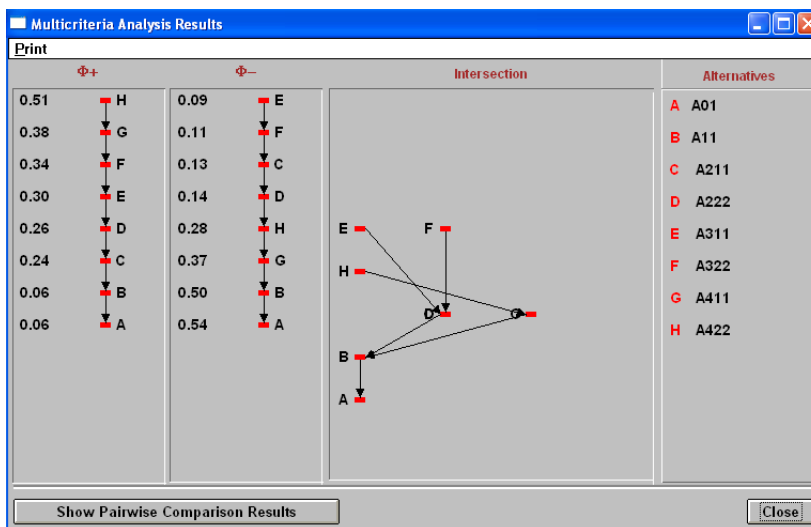
Al igual que en el Ejercicio 1, las alternativas asociadas al estado actual (A01) y el incremento de viñedos (A11) se sitúan en los últimos lugares del ranking de alternativas. La A01 se distancia de A11 al estar mejor valorada ésta última en Generación de rentas y Beneficio social.

7.5.5.2. Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad ha servido para validar dos aspectos fundamentales de los resultados. En primer lugar, dada la influencia que tienen los supuestos realizados para la actualización de rentas en las alternativas vinculadas a la compra pública, se ha efectuado un análisis específico de este elemento. En segundo lugar, de manera análoga a lo hecho en el Ejercicio 1, se han introducido variaciones en los parámetros ' γ ' y ' α ' de NAIADE.

Con respecto al primero, tal como se ha señalado en el Apdo. 7.5.2, la tasa de descuento es una variable que influye en la actualización de rentas. Siguiendo el trabajo de Pascual (2007), se ha incrementado la tasa de descuento del 2% al 5%, lo que aumenta el valor actualizado del presente (año 0) hasta 3.652 €/Ha (véase Anexo III, Tabla 9). Esta variación repercute directamente en las valoraciones de los criterios Coste y Generación de rentas. Sin embargo, tras la pertinente modificación de valores en la Matriz de Impacto Multicriterio, el ranking de alternativas obtenido no se modifica y los valores de ϕ^+ y de ϕ^- apenas sufren variaciones (Figura 7.11). Por tanto, podemos concluir que los resultados obtenidos son robustos.

Figura 7.11. Ranking del análisis de sensibilidad



Ranking de alternativas
Primera: A311 y A322
Segunda: A422
Tercera: A221, A222 y A411
Cuarta: A11
Quinta: A01

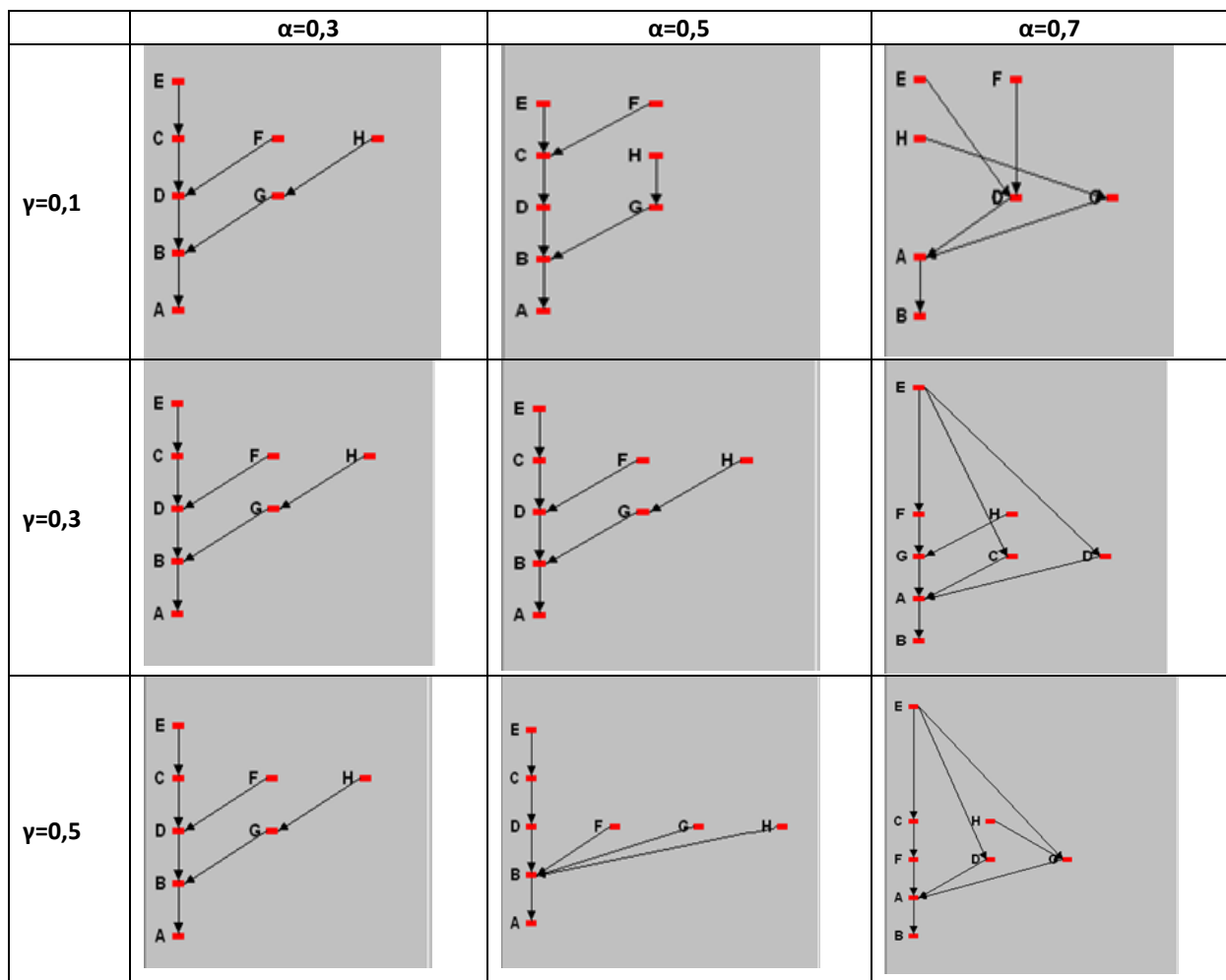
Con respecto al segundo, el análisis de sensibilidad efectuado en NAIADE, en base a la variación de los parámetros ' γ ' y ' α ', sirve para disipar las dudas sobre la incertidumbre técnica de los resultados (Munda, 1995; Joint Research Centre, 1996), y justifica y corrobora la incomparabilidad entre A311 y A322. En los casos combinatorios entre ' γ ' y ' α ' analizados (Tabla 7.20), la ordenación de alternativas en las columnas de ϕ varía con respecto a la obtenida en el resultado del ranking de alternativas (véase Figura 7.9). Aunque la A311 mantiene en todas las combinaciones la primera posición en ϕ , la A322 tiene una posición variable con respecto a la del resultado final, donde se

situaba en segunda posición (véase columna de ' ϕ' ' en Figura 7.9). Así, en la mayoría de los rankings de alternativas generados a partir de las variaciones de ' γ' ' y ' α' ', la A311 se muestra como la alternativa más preferible frente al resto (se denota con E en la Figura 7.12). Asimismo, este análisis de sensibilidad vuelve a poner de relieve que las alternativas menos preferibles entre todas las evaluadas son la A01 y A11.

Tabla 7.20. Análisis de sensibilidad

	$\alpha=0,3$		$\alpha=0,5$		$\alpha=0,7$							
	ϕ^+	ϕ^-	ϕ^+	ϕ^-	ϕ^+	ϕ^-						
$\gamma=0,1$	0,54	A422	0,12	A311	0,27	A422	0,04	A311	0,07	A422	0,01	A311
	0,44	A411	0,17	A211	0,20	A411	0,06	A322	0,05	A311	0,01	A322
	0,36	A322	0,19	A322	0,16	A322	0,06	A211	0,05	A322	0,01	A211
	0,36	A311	0,22	A222	0,16	A311	0,07	A222	0,05	A411	0,01	A222
	0,31	A211	0,36	A422	0,13	A211	0,15	A422	0,04	A211	0,04	A422
	0,30	A222	0,39	A411	0,13	A222	0,18	A411	0,04	A222	0,06	A411
	0,11	A11	0,51	A11	0,04	A11	0,26	A11	0,01	A01	0,09	A11
	0,10	A01	0,54	A01	0,03	A01	0,29	A01	0,01	A11	0,09	A01
$\gamma=0,3$	ϕ^+	ϕ^-	ϕ^+	ϕ^-	ϕ^+	ϕ^-	ϕ^+	ϕ^-				
	0,67	A422	0,16	A311	0,36	A422	0,06	A311	0,10	A422	0,02	A311
	0,55	A411	0,22	A211	0,28	A411	0,09	A211	0,09	A311	0,02	A211
	0,45	A322	0,25	A322	0,22	A322	0,10	A322	0,08	A322	0,02	A222
	0,43	A311	0,30	A222	0,21	A311	0,11	A222	0,08	A411	0,02	A322
	0,38	A211	0,46	A422	0,19	A211	0,23	A422	0,07	A211	0,08	A422
	0,37	A222	0,48	A411	0,18	A222	0,25	A411	0,07	A222	0,09	A411
	0,17	A11	0,61	A11	0,06	A11	0,35	A11	0,02	A01	0,14	A01
0,15	A01	0,65	A01	0,05	A01	0,37	A01	0,02	A11	0,15	A11	
$\gamma=0,5$	ϕ^+	ϕ^-	ϕ^+	ϕ^-	ϕ^+	ϕ^-	ϕ^+	ϕ^-				
	0,82	A422	0,22	A311	0,49	A422	0,09	A311	0,16	A422	0,03	A311
	0,68	A411	0,29	A211	0,40	A411	0,13	A211	0,15	A311	0,04	A211
	0,56	A322	0,35	A322	0,30	A322	0,16	A222	0,14	A411	0,04	A222
	0,53	A311	0,41	A222	0,29	A311	0,17	A322	0,13	A211	0,04	A322
	0,48	A211	0,59	A422	0,27	A211	0,34	A411	0,13	A322	0,15	A422
	0,46	A222	0,60	A411	0,25	A222	0,34	A422	0,11	A222	0,16	A411
	0,25	A11	0,73	A11	0,10	A11	0,46	A11	0,03	A11	0,22	A01
0,22	A01	0,78	A01	0,09	A01	0,49	A01	0,03	A01	0,24	A11	

Figura 7.12. Análisis de sensibilidad



En conclusión, el análisis de sensibilidad efectuado pone de manifiesto la incomparabilidad técnica de las alternativas A311 y A322, aunque esta afirmación podría llegar a matizarse ya que este análisis demuestra que, aún siendo incomparables, en caso de vernos forzados a escoger una, habría que decantarse por la A311, alternativa preferible a la A322 en algunos casos, mientras que A322 nunca es preferible a A311, tal como muestra la Figura 7.12.

7.5.5.3. Análisis de conflicto

El primer paso en el análisis de conflicto ha sido completar la Matriz de Equidad (Tabla 7.18), cuya información se ha nutrido del proceso participativo desarrollado durante el Ejercicio 2. Este tipo de análisis es de suma utilidad en la búsqueda de soluciones de compromiso debido a que los modos de gestión evaluados (*privada vs. pública*) implican diferente grado de involucración por parte de los actores sociales y tampoco afectan a éstos de igual manera.

A partir de la Matriz de Equidad, mediante NAIADE, se ha obtenido el Dendrograma de coaliciones (Figura 7.13), como paso previo para lograr las coaliciones potenciales de actores en

función del índice de similitud (columna de cifras en la izquierda). En nuestro caso, la Figura 7.14 muestra las preferencias de actores por coaliciones empleando un índice de similitud cercano a 0,7 (0,6422), lo que en el marco de este análisis es considerado un nivel de coalición relativamente alto (Gamboa y Munda, 2007; Garmendia, Gamboa *et al.*, 2010).

Figura 7.13. Dendrograma de coaliciones

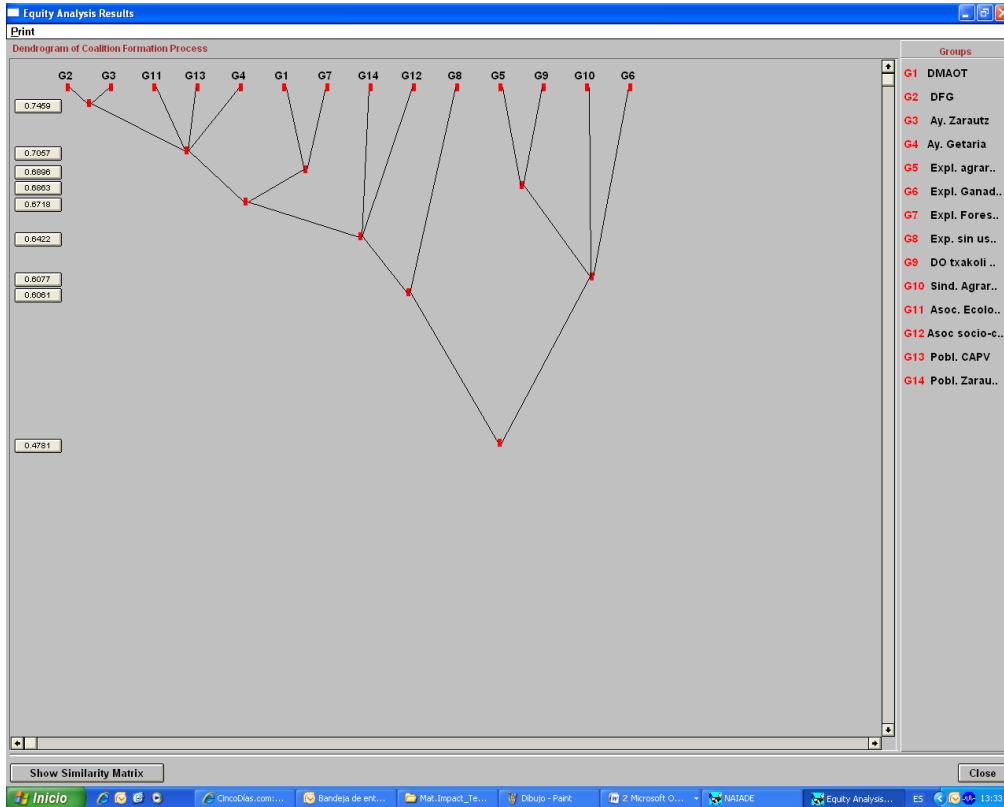


Figura 7.14. Preferencias de actores por coaliciones

Veto diagram for level 0.6422					Alternatives	Groups
{ G14,G13,G11,G3,G2,G4,G7,G1,G12 }	{ G6 }	{ G10 }	{ G9,G5 }	{ G8 }		
E 0.22	D 0.03	D 0.07	B 0.00	E 0.00	A A01	G1 DMAOT
G 0.51	F 0.03	B 0.07	A 0.54	C 0.00	B A11	G2 DFG
C 0.59	A 0.25	F 0.07	C 0.71	G 0.00	C A211	G3 Ay. Zarautz
H 0.92	H 0.45	A 0.31	D 0.71	B 0.30	D A222	G4 Ay. Getaria
F 0.98	E 0.65	H 0.50	E 0.71	A 0.30	E A311	G5 Expl. agrar..
D 1.21	C 0.65	E 0.61	F 0.71	F 0.50	F A322	G6 Expl. Ganad..
A 2.21	B 0.65	C 0.61	H 1.22	D 0.50	G A411	G7 Expl. Fores..
B 2.66	G 0.95	G 0.80	G 1.41	H 0.50	H A422	G8 Exp. sin us..
						G9 DO txakoli ..
						G10 Sind. Agrar..
						G11 Asoc. Ecolo..
						G12 Asoc socio-c..
						G13 Pobl. CAPV
						G14 Pobl. Zarau..

Los resultados muestran que la mayor parte de actores se decanta a favor de la alternativa A311, seguida de la A411 y de la A211 (Figura 7.14, primera columna de la izquierda). Es decir, de acuerdo con su nivel de preferencia los primeros puestos son ocupados por alternativas vinculadas a la compra pública, dejando en lugares intermedios las vinculadas a las compensaciones adicionales (A422, A322 y A222) y, en último lugar, la A01 y A11. La coalición que muestra esta preferencia, está formada por actores de los diferentes niveles de la administración (DMAyOT, DFG, Ayuntamiento de Zarautz y Ayuntamiento de Getaria), por los propietarios de explotaciones forestales, por las asociaciones ecologistas y asociaciones lúdico-recreativas, y por la población local y de la CAPV. Además, los propietarios de explotaciones sin uso productivo también muestran preferencia por las alternativas A311, A211 y 411, en primer lugar, aunque a partir de ahí su clasificación difiera de la de la coalición de actores señalada.

Los propietarios de explotaciones ganaderas y los sindicatos agrarios muestran preferencia por la alternativa A222, seguida por la A322 y la A11, respectivamente (Figura 7.14, segunda y tercera columnas desde la izquierda), de lo que se desprende una mayor preferencia por las alternativas vinculadas a compensaciones adicionales que a las de compra pública. Los propietarios de explotaciones de viñedos y el CRDO Getariako Txakolina forman otra coalición cuya preferencia es la A11 seguida de la A01 (Figura 7.14, cuarta columna desde la izquierda), ambas alternativas vetadas por la principal coalición (Figura 7.14, alternativas en color azul en la primera columna de la izquierda). No obstante, estos cuatro actores coinciden en situar en el último lugar de su clasificación de preferencia la A411, mientras que la A311 mantiene una posición intermedia.

En conclusión, el análisis de conflicto efectuado pone de manifiesto que la mayor parte de actores discrimina sus preferencias en función del modo de gestión, siendo la mayoría de ellos favorables a la compra pública mientras que los vinculados a la actividad agroganadera prefieren la compensación adicional. Los actores vinculados a la producción de txakoli, sin embargo, abogan por un incremento de los viñedos y descartan el escenario donde la superficie de viñedos disminuye (escenario 4).

7.5.6. Conclusiones

De acuerdo con los resultados alcanzados en este Ejercicio 2, las mejores alternativas de entre las evaluadas son las asociadas al escenario 3 independientemente del modo de gestión al que nos enfrentemos. La distinta naturaleza entre ambos modos de gestión (*gestión pública vs. gestión privada*) se refleja en la incomparabilidad técnica entre las alternativas A311 y A322.

El análisis de sensibilidad efectuado en base a la variación de los parámetros ' γ ' y ' α ' arroja luz sobre la incertidumbre técnica y nos revela que, en caso de tener que elegir entre A311 y A322, la primera de ellas resultaría preferible a la segunda. No obstante, tal como se ha explicado, el modelo generado es sensible a las variables monetarias, en especial las alternativas vinculadas a la compra pública ya que son fuertemente dependientes tanto de la tasa de descuento como del precio. El análisis de sensibilidad efectuado con respecto a la tasa de descuento demuestra que los resultados obtenidos son robustos. Pero al margen de su validez técnica, durante el proceso participativo, diferentes actores indicaron que la decisión de vender sus terrenos depende, estrechamente, del precio de compraventa. Algunos propietarios, que se mostraban favorables a vender sus parcelas a 7 €/m² (el precio inicialmente propuesto por la administración), no lo harían a precios más bajos²²⁷. Esto supone que los resultados obtenidos probablemente no se repetirían a un precio menor ya que los propietarios rechazarían la opción de vender sus terrenos a la administración.

Por su parte, el análisis de conflicto ha puesto de manifiesto que, al precio de compraventa propuesto por la administración, la mayor parte de los actores prefieren la opción vinculada a la compra pública (A311). Por tanto, también por esta razón, en caso de tener que decantarse por alguna de las dos alternativas que lideran el ranking de alternativas, la más preferida resultaría la A311. Sin embargo, la A222 es la más deseada por los propietarios de explotaciones agropecuarias y sindicatos agrarios ya que, del análisis de conflicto, también se desprende que los actores vinculados

²²⁷ A modo indicativo, durante el proceso participativo del Ejercicio 2 se obtuvo que la mayoría de actores consultados no vendería sus parcelas a la mitad del precio estipulado (3,5 €/m²).

a explotaciones agropecuarias prefieren las alternativas asociadas a compensaciones adicionales. Este hecho confirma lo detectado durante el proceso participativo y es que, debido a su apego a la tierra, numerosos actores ligados a explotaciones agropecuarias y/o forestales prefieren las compensaciones monetarias a la venta de sus tierras. Este es un factor cultural que trasciende los motivos de índole económica, condicionando asimismo la elección que determinados propietarios puedan hacer a favor de un modo de gestión u otro.

De hecho, desde la administración local se ha hecho hincapié en que la compra pública de tierras se ha de efectuar de forma voluntaria y no mediante expropiaciones. Además, los procesos participativos tanto del Ejercicio 1 como del Ejercicio 2 han constatado que la mayoría de actores se opone frontalmente a las expropiaciones. La voluntariedad es un aspecto esencial a la hora de formalizar posibles acuerdos ya que contribuirá a una buena gobernanza y, por tanto, redundará en una favorable conservación de la biodiversidad independientemente de que el modo de gestión sea *privado o público* (véase capítulo 3).

7.6. Discusión de resultados

De acuerdo con los resultados tanto del Ejercicio 1 como del Ejercicio 2, el escenario mejor valorado es el E3. Este escenario supone un incremento de los usos del suelo destinados a bosques autóctonos, incluido el alcornoque, a costa de reducciones en plantaciones forestales y terrenos sin uso productivo. Esta potenciación ecológica también considera el mantenimiento de usos agropecuarios tradicionales compatibles con la conservación del medio ambiente, además de una mejora en las áreas recreativas y culturales. Asimismo, los resultados de ambos ejercicios muestran la necesidad de evolucionar en el modo de gestión actual, basado en las compensaciones monetarias ya establecidas, independientemente de que se camine hacia la gestión *pública* (reflejado en la alternativa A311) o la gestión *privada* (A322).

Los resultados también muestran la posibilidad de descartar escenarios que o bien primen la producción de txakoli mediante la expansión de viñedos en el LIC (E1) o bien potencien sus valores ecológicos mediante una distribución de usos del suelo que vaya en detrimento de actividades agropecuarias respetuosas con el medio (E4). Habría que tender a un escenario que compatibilice la conservación de los recursos naturales más valiosos del lugar con otros usos y/o actividades productivas respetuosas con el medio ambiente, lo que, en definitiva, está en concordancia con la vocación del LIC. Además, a tenor de lo mostrado en ambos ejercicios, el E3 encuentra un respaldo mayoritario de parte importante de los actores involucrados en el proceso participativo.

La EMCS ha puesto de manifiesto, por tanto, que se puede alcanzar un escenario donde se mejore ostensiblemente la situación actual tanto en términos socioeconómicos como de conservación de la biodiversidad. Para ello, sería conveniente tomar medidas encaminadas hacia:

- La limitación de la extensión de viñedos en el LIC a la superficie actual.
- La expansión del bosque autóctono, y en especial del alcornocal, a costa de terrenos ocupados por plantaciones forestales de escasa rentabilidad o considerados 'sin uso productivo'.
- La creación de corredores de alcornoques primando la unión de zonas donde esta especie tiene mayor potencial de crecimiento de acuerdo con razones biogeográficas y sin perjudicar otros usos del suelo.
- La mejora de la calidad de las áreas de interés recreativo y cultural (camino rurales, paneles informativos, etc.) sin ampliar su superficie ni ocasionar daños en el entorno.
- La promoción del mantenimiento de actividades agropecuarias que contribuyan a la mejora de la zona en términos de sostenibilidad y gestión del territorio.
- La mejora de los accesos al lugar tanto para el uso de vecinos como de los profesionales del sector agropecuario.

Por tanto, con un incremento razonable del coste que supone para la administración superar las compensaciones actuales (la alternativa A31 sitúa este coste en 9.389 €/año), se puede alcanzar un escenario que mejora ostensiblemente el estado actual, bien sea mediante la compra pública (A311) o a través de las compensaciones adicionales (A322). La situación mejoraría además en términos socioeconómicos ya que los propietarios pueden verse beneficiados por sus esfuerzos para una mayor potenciación ecológica.

Esta urgencia por una transición hacia escenarios que contemplen las características citadas es corroborada por el plan de gestión que acompaña a la declaración de ZEC de G-SB²²⁸. Si bien este documento todavía se encuentra en situación de Aprobación Inicial, apuesta por una serie de medidas que van en la dirección de lo propuesto aquí en los Ejercicios 1 y 2 de EMCS llevados a cabo:

²²⁸ Véase el plan de gestión (en situación de Aprobación Inicial): *Documento de objetivos y medidas para la designación de la Zona de Especial Conservación (ZEC) de Garate-Santa Bárbara (ES2120007)*. Documento para aprobación definitiva – marzo 2012. Disponible en: http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-orokorra/es/contenidos/informacion/natura_2000/es_10989/estudio_alegaciones.html [acceso el 11/09/2012].

- a. Limitar las nuevas plantaciones de viñedos de txakoli a determinadas zonas (por ejemplo, en las zonas de aprovechamiento ganadero extensivo no se podrán realizar nuevas plantaciones).
- b. Incrementar en al menos 20 Ha la superficie de alcornocales, una cantidad algo superior a la propuesta en el E3 (en caso de unir a los alcornocales la superficie de 'otros bosques autóctonos' sería prácticamente la misma). El plan también apuesta por la promoción de acuerdos para la plantación de rodales de alcornoques que mejoren la conectividad, tal como se ha hecho en la ordenación de usos del suelo de nuestro caso de estudio en los E3 y E4 (véase Anexo III, Figuras 4 y 5).
- c. Definir un sistema de PSA, de modo similar a las compensaciones adicionales diseñadas en ambos ejercicios de esta investigación. Sin embargo, el documento del plan de gestión no concreta las medidas específicas a aplicar ni su financiación. El plan vincula los PSA a las explotaciones agrarias con mayores perspectivas de futuro aunque lo único que especifica, en este sentido, es la suscripción de contratos ambientales para el mantenimiento de prados de siega, en al menos el 60% de su superficie, para lo que destina 10.800 euros en los 6 años de duración del plan.
- d. Apostar por la compra pública de terrenos, destinando a este concepto el 60% del presupuesto. Sin embargo, las cifras previstas no hacen sino alimentar las dudas sobre la viabilidad de la propuesta. El plan prevé que la administración desembolse 402.000 € en 6 años²²⁹, frente a los 280.000 € por las 4 Ha contempladas en el Ejercicio 2 de nuestra investigación. Es decir, el plan de gestión prevé un precio de compraventa muy inferior al propuesto por el Ayuntamiento de Zarautz y que ha servido de referencia en nuestro Ejercicio 2 (1,67 €/m² frente a 7 €/m²), lo que, tal como se ha indicado, seguramente haga inviable la venta de los terrenos por parte de los propietarios.

Las líneas maestras del plan de gestión indican que, en términos generales, converge hacia el escenario considerado como E3 en nuestra investigación. En cuanto a los modos de gestión evaluados (*privado vs. público*), el plan implícitamente considera ambos sin anteponer ninguno de ellos sino que los entiende como complementarios. No obstante, la compra pública tiene un peso

²²⁹ El plan de gestión prevé un desembolso de 67.000 €/año en un horizonte temporal de 6 años. Suponiendo que cada año se adquieren 4 Ha (en total 24 Ha, alcanzado así el objetivo de "al menos 20 Ha"), el precio de compraventa sería de 16.750 €/Ha (1,67 €/m²).

específico mayor dentro del presupuesto previsto que los PSA, debido a los cambios de uso del suelo que provoca y el coste que supone.

A este respecto, el Ejercicio 2 aporta también información relevante sobre los modos de gestión. En nuestro estudio de caso, la gestión privada resulta más cara para la administración que la gestión pública. El coste para la administración en el caso de compensación adicional (A322) se ha estimado en 36.328 €/año, mientras que el de la compra pública (A311) se ha situado en 16.185 €/año²³⁰. El coste que supondrían las compensaciones adicionales, de acuerdo con los supuestos considerados en nuestro estudio de caso²³¹, resulta ostensiblemente mayor que la compra pública en el largo plazo. No obstante, este menor coste de A311 debe ser matizado ya que en el Ejercicio 2 sólo se han considerado 4 Ha de compra pública, mientras que en A322 son objeto de compensaciones adicionales todas las Ha donde hay cambio de uso, considerando incluso el subsidio a las Ha de alcornocal ya existentes. Así, los costes generados a largo plazo podrían ser bien diferentes bajo otros supuestos que, por ejemplo, abarquen las siguientes líneas de actuación: (a) por un lado, en caso de que las compensaciones adicionales fueran más restrictivas y, por tanto, una superficie menor se adhiriera a las mismas, el coste de las compensaciones adicionales disminuiría; (b) por otro lado, en caso de que un mayor número de Ha fuera objeto de compra pública, por ejemplo tal y como prevé el plan de gestión, el coste de la compra pública aumentaría ostensiblemente.

Por lo tanto, ambos modos de gestión son muy sensibles, entre otras variables, al presupuesto disponible y a su ámbito territorial de aplicación. Tal y como se ha argumentado, los valores monetarios a considerar en cada uno de ellos pueden hacer que una alternativa aventaje a la otra. Tanto la cuantía de las compensaciones monetarias como el precio de compraventa, así como la superficie adherida a cada modo de gestión, influyen directamente en las valoraciones de diferentes criterios de evaluación de nuestra Matriz de Impacto Multicriterio: Coste, Generación de rentas, Mantenimiento de la actividad agropecuaria y Grado de aceptación.

²³⁰ De acuerdo con los supuestos establecidos, hay que tener en cuenta que en el caso de compra pública (A311) el valor citado es el coste atribuido al año 0, momento en el que la administración efectúa el desembolso, y que su cuantía disminuirá progresivamente hasta el año 49 (véase Anexo III, Tabla 8).

²³¹ Cabe recordar que las compensaciones adicionales cubren, ante cambios de usos del suelo hacia una potenciación ecológica del LIC, los siguientes aspectos: (a) lucro cesante de la actividad agropecuaria; (b) pago por mantenimiento de 'prados, huertas y cultivos'; (c) lucro cesante de la explotación de viñedos; (d) lucro cesante de la explotación forestal por introducción de especies de crecimiento lento; y (e) pago por mantenimiento de 'alcornocal'.

7.7. Alternativas para la gestión y financiación de G-SB

El Ejercicio 2 evidencia la distinta naturaleza de la gestión *privada* frente a la *pública*. Más allá de sus resultados, entendemos que análisis complementarios a los ya efectuados pueden arrojar luz sobre el debate generado con respecto a la conveniencia de aplicar un modo de gestión frente al otro. Al margen de los aspectos monetarios y presupuestarios arriba señalados, hay otra serie de factores que influyen en la aplicación de cada caso concreto. Así lo demuestra el análisis de Debilidades, Amenazas, Fortalezas y Oportunidades (DAFO) desarrollado para el LIC G-SB (Tabla 7.21 y Tabla 7.22), como elemento final del estudio de caso.

Tabla 7.21. Análisis DAFO de las compensaciones monetarias adicionales como alternativa de gestión y financiación de G-SB

Debilidades	Amenazas
<ul style="list-style-type: none"> Mayor coste presupuestario que las compensaciones actuales y que la compra pública Numerosos factores condicionan la eficacia de los PSA (véase Apdo. 3.4.2.3) 	<ul style="list-style-type: none"> Coyuntura económica recesiva Excesivos costes de transacción derivados del necesario cambio de legislación Escaso conocimiento de la iniciativa entre los potenciales receptores Aparición del ‘peso muerto’: subsidiar actividades que se desarrollarían de igual manera sin subsidio.
Fortalezas	Oportunidades
<ul style="list-style-type: none"> Continuidad de la actividad agropecuaria generadora de externalidades positivas Apoyo de la mayoría de actores vinculados al sector agropecuario 	<ul style="list-style-type: none"> Ampliación de las razones por las que considerar tanto el lucro cesante como los PSA Inclusión de los PSA: innovación en programas de desarrollo rural Ampliar experiencia a otros lugares, con potencialidad en el marco de la CdT

Fuente: elaboración propia.

Tabla 7.22. Análisis DAFO de la compra pública de tierras como alternativa de gestión y financiación de G-SB

Debilidades	Amenazas
<ul style="list-style-type: none"> Alto desembolso en el momento de ejecutar la compraventa Necesaria voluntariedad de los propietarios 	<ul style="list-style-type: none"> Coyuntura económica recesiva Incremento de costes de gestión asumidos por la administración (trabajo técnico, guardas forestales, etc.)
Fortalezas	Oportunidades
<ul style="list-style-type: none"> Menor coste presupuestario que las compensaciones adicionales en el largo plazo Respaldo de la mayor parte de actores Gestión de acuerdo con objetivos de conservación asegurada 	<ul style="list-style-type: none"> Exportar experiencias de gestión a otras necesidades de conservación Implementación de contratos de mayor envergadura territorial en G-SB o fuera de él Explorar experiencias similares de contratos territoriales en el marco de la CdT

Fuente: elaboración propia.

El análisis DAFO de las compensaciones adicionales (Tabla 7.21) pone de relieve que la gestión *privada* contribuye a la continuidad de actividades agropecuarias generadoras de

externalidades positivas. La puesta en marcha de este tipo de ayudas, en caso de cumplir determinadas condiciones para su desarrollo y eficacia (véase Pagiola, 2005), puede tener un gran potencial. Además, parece que el pago por lucro cesante no es suficiente para el mantenimiento de explotaciones ya que no elimina el riesgo de abandono de la actividad agraria (García Fernández-Velilla, 2009). No obstante, para que esta iniciativa cristalice debería desarrollarse un programa de PSA en base a requisitos rigurosos, de acuerdo con objetivos exigibles a los propietarios así como con incentivos suficientes por parte de la administración. En este sentido, este modo de gestión apoya la actividad agropecuaria en mayor medida que la gestión *pública*. Medidas para paliar su elevado coste a largo plazo consistirían en establecer una serie de áreas objetivo y actividades prioritarias de actuación, así como el cumplimiento de condiciones rigurosas por parte de los beneficiarios.

El análisis DAFO de la compra pública (Tabla 7.22), por su parte, destaca la principal virtud de este modo de gestión, que no es otro que asegurar el cumplimiento de los objetivos de conservación (García Fernández-Velilla y Barreiro, 2004; Europarc-España, 2010b). Sin embargo, el alto desembolso que debe afrontar la administración en el momento de su ejecución así como la necesaria voluntariedad de los propietarios que deben acceder a la venta, son motivos desalentadores para su puesta en práctica. Aún así, en G-SB se cuenta con un amplio respaldo por parte de los actores sociales, incluidos agentes de la administración local.

Al margen de particularidades, la actual coyuntura económica influye negativamente tanto en la gestión *privada* como *pública*. Ambos modos de gestión se fundamentan en recursos presupuestarios, lo que las convierte en fuertemente dependientes de la financiación de la administración pública. Esta es una característica que difícilmente puede superarse en un caso como el de G-SB, dado que alcanzar una menor dependencia implica cambios estructurales que trascienden los del ámbito de actuación del LIC. Además, al margen del volumen de recursos públicos necesario, en un momento como el actual, este tipo de operaciones (tanto las compensaciones adicionales como la compra pública) no encuentran el respaldo necesario por parte de la administración al no considerarlas prioritarias. En tales circunstancias, la administración pública asume estas actuaciones como accesorias y, como máximo, en su caso, complementarias a la estructura de intervención ya existente (compensaciones económicas en el sector forestal), pasando la conservación de la naturaleza a un segundo plano en la agenda política. Así lo certifica la falta de intervenciones programadas y de calado, en este sentido, en la CAPV, más allá de actuaciones puntuales en determinados lugares.

Por último, no es estrictamente necesario entender ambos modos de gestión como excluyentes, sino que igualmente pueden ser concebidos como complementarios. En efecto, ambos

modos de gestión pueden ser compatibles en un espacio como G-SB, donde se combinen programas de PSA con actuaciones dirigidas a la compra pública de terrenos privados, cuestión que ha sido puesta de relieve por su plan de gestión. Sin embargo, esta combinación debería afrontar aún mayores costes, lo que probablemente lo hace inviable al menos en el contexto de recortes público actual, junto a la incertidumbre generada derivada de las amenazas existentes.

Sin embargo, la combinación de ambos modos de gestión en G-SB como experiencia piloto podría llegar a tener un carácter de oportunidad. Su puesta en marcha en G-SB podría suponer la experiencia necesaria para que cualquiera de los dos modelos sea exportado a otros ENPs de la CAPV. El establecimiento de las compensaciones adicionales, aunque no se desarrolle exactamente de acuerdo con los supuestos de nuestro estudio de caso, podría servir para ensayar un modo de gestión *privada* con apenas recorrido en la CAPV. Las ventajas y deficiencias derivadas de su aplicación servirían de enseñanza para el desarrollo de programas más amplios. En este sentido, este estudio de caso podría constituir una primera aproximación para la inclusión efectiva de los PSA en los programas de desarrollo rural de la CAPV (véase capítulo 2). La compra pública de terrenos privados en G-SB, por su parte, puede constituir una experiencia enriquecedora en el desarrollo de la gestión *pública* por parte de la administración. En la CAPV existen otras experiencias similares aunque, en este caso, la gestión debería estar dirigida a la conservación de activos naturales singulares de indudable valor como son los alcornoques de G-SB. Esta característica propia del LIC puede suponer un valor añadido en la mejora de la capacidad de gestión para la conservación de la naturaleza por parte la administración (véase capítulo 3).

Estas experiencias también pueden generar un campo de oportunidad en el marco de la CdT, un instrumento de conservación apenas explorado en la CAPV. Su desarrollo pasaría por la colaboración y *cogestión* entre el ámbito privado y el público. En referencia a la gestión *privada*, se podría establecer un marco regulatorio que desarrolle programas de PSA donde intervinieran las entidades de custodia (sin descartar su compatibilidad o inclusión en el marco de la política de desarrollo rural). En base a ello, se buscarían acuerdos individuales con los propietarios y baserritarras, siendo las entidades de custodia las encargadas de velar por el cumplimiento de los contratos firmados y ofreciendo, al mismo tiempo, asesoramiento técnico a los beneficiarios. Esta experiencia podría ampliarse al conjunto de la Red Natura 2000 del territorio y la propia entidad de custodia podría ser incluso financiadora de estos programas en la medida en que fuera capaz de detraer recursos financieros, tanto públicos como privados.

Con respecto a la gestión *pública*, al margen de la compra de terrenos privados, se podrían establecer convenios de colaboración para la gestión de parcelas privadas pero sin que sean vendidas

a la administración. Tras la cesión de sus terrenos por parte de propietarios particulares, la administración podría delegar la gestión de estos lugares a entidades de custodia, cuya conformación y financiación podría ser de carácter público-privada. Al igual que en la gestión privada, estas entidades podrían actuar en otros espacios de la Red Natura 2000 del territorio, encargándose de gestionar los lugares de mayor valor ecológico de acuerdo con los objetivos de conservación establecidos.

Huelga señalar que, independientemente de que la gestión sea *privada, pública*, o se conforme en base a la CdT, la gestión debe ser *activa y adaptativa*. La gestión de un espacio como G-SB, por reducida que sea en superficie, no ha de ser preventiva sino activa, tal y como recoge el contenido de su plan de gestión. Debe seguir una gestión planificada destinando para ello una serie de recursos específicos (humanos, materiales, financieros, etc.) de acuerdo con los objetivos establecidos. Además, este marco de actuación debe ser capaz de adaptarse a las circunstancias cambiantes y a la incertidumbre que en un sistema socioecológico complejo, como es el caso de G-SB, se genera por la interacción e interdependencia de los múltiples factores que influyen en el mismo (Rescia *et al.*, 2010; Clark y Clarke, 2011; Martín-López *et al.*, 2011). Para ello, todos los actores involucrados deben mostrar una capacidad de aprendizaje continuo en base a los errores y aciertos que tengan en la planificación y gestión.

7.8. Conclusiones

La EMCS se ha mostrado como un marco metodológico pertinente y robusto para la evaluación del LIC G-SB. Por un lado, la visión integrada del nuevo paradigma de ENPs ha sido incorporada en este estudio de caso mediante la adopción de los criterios de evaluación y de su valoración, reflejando con ello la multidimensionalidad inherente al propio espacio. Por otro lado, la EMCS se ha adaptado a las condiciones y circunstancias en el ámbito de la toma de decisiones del LIC, más si cabe, en el momento en el que se ha planificado su gestión. El proceso participativo, en este sentido, ha permitido integrar las perspectivas de los actores sociales con intereses en el lugar de la manera más amplia e inclusiva posible. Asimismo, esta participación ha posibilitado abordar el conflicto socioecológico con garantías, a lo que también ha contribuido el análisis de conflicto, poniendo de manifiesto los posicionamientos de los actores sociales con respecto a las alternativas evaluadas y, posibilitando con ello, la búsqueda de soluciones.

Además, el proceso de evaluación desarrollado ha generado información útil para la discusión de alternativas de gestión y financiación del LIC G-SB. Las alternativas evaluadas han sido recogidas por el propio plan de gestión, corroborando su adecuación a los parámetros por los que ha

de discurrir la gestión del espacio. Asimismo, las alternativas discutidas deberían servir de acicate para la búsqueda de soluciones imaginativas a la gestión de los ENPs y, el proceso de evaluación en su conjunto, podría constituir una experiencia de referencia para la planificación de otros espacios.

CONCLUSIONES

Las conclusiones de la investigación llevada a cabo se dividen en 2 apartados principales. En primer lugar, las conclusiones generales en torno al marco conceptual, que incluye tanto la política y la gestión y gobernanza de los ENPs (capítulos 1 a 3) como el marco de evaluación de ENPs (capítulos 4 y 5). En segundo lugar, las conclusiones del estudio de caso (capítulos 6 y 7). Se ha hecho esta diferenciación para una comprensión de las conclusiones acorde con el índice de la Tesis, aunque su interpretación debe hacerse desde una perspectiva global y de conjunto, dadas las interrelaciones existentes entre los diferentes capítulos. Complementariamente, se contrastan las hipótesis planteadas al inicio de la investigación. Por último, también se abordan las líneas futuras de investigación.

Conclusiones generales

MARCO CONCEPTUAL DE LOS ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS

- **La visión integrada adoptada en esta Tesis y que se sostiene sobre la triple base de la sostenibilidad, ordenación territorial y desarrollo rural es consistente con el nuevo paradigma de los ENPs, pero además incorpora elementos ligados a la perspectiva ecosistémica emergente y su relación con la conservación para el bienestar humano.**

Los ENPs se han convertido en un instrumento crecientemente utilizado por los gobiernos para combatir la pérdida de biodiversidad a escala global. Asimismo, la evolución conceptual de estos espacios ha desembocado en un nuevo paradigma, en virtud del cual se les atribuye una serie de funciones y objetivos, que van más allá de la mera conservación, y abarcan un conjunto amplio de aspectos científicos, territoriales, educativos, culturales, recreativos y de desarrollo socioeconómico. De este nuevo paradigma se infiere la visión integrada adoptada en esta Tesis, construida en base a 3 pilares: sostenibilidad, ordenación territorial y desarrollo rural.

Bajo esta perspectiva integrada, en primer lugar, la aportación de los ENPs a la sostenibilidad se produce en términos de 'sostenibilidad fuerte'. La pérdida de especies y hábitats a la que estamos asistiendo puede llegar a colapsar los ecosistemas y los sistemas socioeconómicos vinculados a éstos. Esta concepción de la sostenibilidad es acorde con la Economía Ecológica y, asimismo, se encuentra estrechamente relacionada con la nueva etapa que se está abriendo en la evolución del concepto de ENP, centrada en la ligazón entre la conservación y el bienestar humano. En segundo lugar, los ENPs también constituyen elementos territoriales destinados a la ordenación de sus recursos naturales,

para lo que deben integrarse plenamente en la planificación del territorio. Y, en tercer lugar, los ENPs poseen potencial para el fomento del desarrollo socioeconómico de sus comunidades locales, por lo que se encuentran estrechamente relacionados con las políticas de desarrollo rural.

La traslación de esta visión integrada a la práctica se enfrenta, en la actualidad, a numerosas limitaciones. Estas limitaciones impiden una plena integración de los 3 ámbitos señalados, integración que es imprescindible para que los ENPs cumplan todos sus objetivos. De hecho, y en un futuro no muy lejano, los ENPs podrían llegar a detentar aún un mayor protagonismo como proveedores de bienestar para la humanidad, tal y como apuntan los últimos desarrollos teóricos en este campo.

- **El desarrollo de la política de los ENPs, en general, pone en evidencia la existencia de dificultades para trasladar a la práctica el nuevo paradigma de ENPs, aunque con particularidades y especificidades en los 3 ámbitos analizados: Unión Europea (UE), España y la CAPV.**

Aunque el discurso de la política de ENPs ha evolucionado, en general, a la par de la propia concepción de estos lugares hacia el nuevo paradigma y, más recientemente, en sintonía con la emergente visión ecosistémica de los mismos, su desarrollo y consecución de objetivos no siempre han tenido los resultados deseados.

En la UE, no se logró la meta establecida para 2010 de detención de la pérdida de biodiversidad, lo que ha propiciado una redefinición de los objetivos generales de conservación para 2020. En este contexto se sitúa el desarrollo de la Red Natura 2000, la principal apuesta de la política de ENPs en el ámbito comunitario. Pese a su notable grado de implementación en los últimos años, esta Red no está consiguiendo conservar adecuadamente los hábitats y especies sobre los que incide.

En España, los altos niveles de biodiversidad existentes hacen que sea necesario destinar recursos adicionales al mantenimiento de la Red Natura 2000, ya que, de lo contrario, no se conseguirán los objetivos de conservación establecidos. La ‘regionalización’ de la política de conservación es otro de los problemas a los que debe hacerse frente en España, al carecer de un enfoque global que le dé coherencia en el conjunto del territorio. El incumplimiento de la normativa así como carencias en la gestión son aspectos que también se sitúan en el deber de la política de ENPs en España.

Con respecto a la política de ENPs de **la CAPV**, objeto de análisis más detallado en esta Tesis, se han detectado carencias en la materialización de la visión integrada en torno a los ENPs desde la perspectiva de las políticas sectoriales (ambiental, de ordenación territorial y de desarrollo rural), pese al discurso integrador que éstas abanderan. Por otro lado, hay que subrayar que la Ley 16/1994, de Conservación de la Naturaleza, ha sido determinante y de una importancia vital para el desarrollo de la Red de ENPs de la CAPV, pero necesita de una actualización acorde con la visión y necesidades actuales de estos espacios. Ésta no es la única carencia legislativa, dado que la CAPV no cuenta con un marco normativo básico que regule la planificación y gestión de la Red Natura 2000. No obstante, han comenzado a elaborarse los planes de gestión de estos espacios, lo que denota una importante falta de coherencia que puede poner en riesgo la eficacia de esta Red.

- **No es lo mismo *declarar* que *conservar* ENPs: la *praxis* de la política de los ENPs va más allá del *command and control*, y en ella intervienen elementos de gestión, de financiación y de gobernanza.**

El análisis de las políticas de ENPs de la UE, de España y de la CAPV demuestra la existencia de un problema común al poner en evidencia que la mera declaración de ENPs no es suficiente para conservar la naturaleza. El logro de este objetivo, en la práctica, está estrechamente relacionado con la gestión, la financiación y la gobernanza, en definitiva, de estos espacios.

El incremento generalizado del número de ENPs y de la superficie protegida al que hemos asistido en las últimas décadas, ha llevado aparejado un importante aumento de la legislación y de la normativa al respecto. Este incremento regulatorio, acorde con el enfoque *command and control*, sin embargo, no está siendo suficiente para responder a los retos de la práctica de la política de conservación. Baste como elemento explicativo que la UE, al objeto de superar estas carencias, en su nueva Estrategia de Biodiversidad establece ejes de actuación relacionados con la gestión, la financiación, la implicación de los actores sociales involucrados y la vigilancia e información, para el pleno desarrollo de la Red Natura 2000. Es decir, por encima de la propia promulgación normativa, aún quedan aspectos de enorme relevancia sin resolver para la plena aplicación de las Directivas de Hábitats y Aves. A la misma conclusión se llega cuando se analizan las políticas de ENPs de España y de la CAPV.

- **La visión integrada y su materialización en la *praxis* debe estar asociada a una gestión y gobernanza que sean adaptativas, donde se incorporen mecanismos de participación ciudadana y se introduzcan instrumentos de financiación más eficaces a favor de la conservación de la naturaleza.**

Dada la complejidad que asiste al desarrollo operativo de la política de ENPs, para un análisis claro y ordenado, en esta Tesis, se han diferenciado sus 3 ámbitos principales: gestión, financiación y gobernanza.

La *praxis* de la política de ENPs debe estar guiada por la utilización de instrumentos coparticipativos y adaptativos que, mediante una implementación progresiva y más extensa que la actual, consoliden **la gestión** adaptativa. La gestión activa debe ser superada como marco de actuación referente y se debe evolucionar hacia una gestión que se adapte a circunstancias cambiantes y complejas, en concordancia con la realidad de los ENPs. Esto contribuirá, entre otros beneficios, a que se encaren con más garantías los potenciales conflictos socioecológicos.

Por otro lado, **la financiación** de los ENPs no debe estar guiada por los instrumentos de mercado, ya que su utilización puede llegar a generar impactos irreversibles sobre la biodiversidad y el medio ambiente, en definitiva, en contra de los propios objetivos de conservación. Complementariamente, las líneas de trabajo futuras en el ámbito de la financiación y gestión deberían incluir al menos algunas de las siguientes opciones: (a) fortalecimiento y redimensionamiento de la financiación pública, a través de los pagos por servicios ambientales (PSA) y la compra pública de terrenos dada su pertinencia y potencial de aplicación; (b) mayor colaboración público-privada mediante la promoción, en el ámbito de la cogestión, de mecanismos voluntarios; e (c) introducción de mecanismos de colaboración en el ámbito privado, donde destaca la Custodia del Territorio (CdT), un instrumento operativo de gran potencial que está llamado a convertirse en referente en la gestión y financiación de los ENPs.

Por último, **la gobernanza** de los ENPs y de sus recursos naturales ha evolucionado hacia una concepción en la que las instituciones, el capital social y la consideración de los ENPs como sistemas socioecológicos complejos se constituyen en sus elementos definitorios bajo un enfoque de análisis transdisciplinar. En este contexto, la gobernanza debe responder a una visión integrada y adaptativa que considere la participación de todos los actores involucrados. De hecho, las ventajas de la participación superan las limitaciones, tanto desde un punto de vista teórico como empírico, lo que puede contribuir a evitar conflictos socioecológicos.

MARCO DE EVALUACIÓN DE ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS

- **En la evaluación de ENPs, el criterio económico debe ser útil *per se*. Sin embargo, no existen razones por las que este criterio deba prevalecer sobre criterios de otra índole o sobre otros factores que inciden en el proceso de toma de decisión.**

Bajo la visión integrada del nuevo paradigma de los ENPs, en la evaluación de un determinado espacio, el criterio económico debe ser integrado de igual manera y bajo las mismas condiciones que criterios de otra naturaleza (ecológicos, territoriales, sociales, institucionales, etc.), lo que permitirá captar de la manera más genuina y transparente posible la multidimensionalidad inherente a los ENPs. De lo contrario, se caerá en un reduccionismo que no permite captar las múltiples interrelaciones ecológicas y socioeconómicas de los ENPs. Asimismo, la utilización exclusiva de instrumentos económicos para la evaluación de ENPs excluye aspectos de importancia en el proceso de toma de decisión, tales como la participación de las comunidades locales o el análisis institucional, y tampoco capta la complejidad de los conflictos socioecológicos, tan comunes en los ENPs.

Además, en concordancia con la visión integrada defendida en esta Tesis, la evaluación de ENPs debe considerar la sostenibilidad fuerte, dado que la declaración de un espacio es 'para siempre', por lo que no hay posibilidades de sustitución entre el capital natural y el capital reproducible. En este sentido, han de descartarse los métodos compensatorios como, por ejemplo, el Análisis-Coste Beneficio (ACB), que aboga por la sostenibilidad débil.

- **La valoración monetaria, y el ACB en particular, deben circunscribirse a contextos y circunstancias muy concretas.**

Múltiples razones de orden metodológico, ecológico y político desaconsejan el uso general del ACB para la evaluación de la sostenibilidad y de los ENPs en particular. Sin ánimos de ser exhaustivos, entre estas razones cabe destacar: las limitaciones inherentes a los métodos de valoración monetaria, la debilidad desde el punto de vista de la equidad distributiva, la lógica cardinal en vez de ordinal y los inconvenientes derivados del descuento futuro.

No obstante, la valoración monetaria de los bienes y servicios ambientales, al margen de la estimación del beneficio que supone su conservación para la sociedad, puede ser útil para el cálculo de las cuantías monetarias a desembolsar mediante algunos instrumentos de financiación como, por ejemplo, las compensaciones por daños ambientales o los PSA.

- **El Análisis Multicriterio (AMC) constituye, en general, un marco pertinente para la evaluación de ENPs.**

El AMC constituye una alternativa a los métodos clásicos de evaluación económica en torno a los ENPs y es un instrumento de ayuda a la decisión que encaja adecuadamente en los procesos de toma de decisión acerca de estos espacios. Los enfoques multicriterio que incorporen mecanismos participativos poseen una serie de atributos que los enfoques monocriterio, como por ejemplo el ACB, no disponen: tienen en cuenta las perspectivas de los actores sociales a fin de estructurar el proceso de decisión; para captar estos puntos de vista, incluyen información de diferente naturaleza; construyen una familia de criterios adaptados genuinamente al ENP estudiado, lo que permite considerar su multidimensionalidad; y facilitan el debate sobre el rol que los criterios deben jugar en el proceso de decisión.

A la hora de afrontar un problema multicriterio, al margen de la ‘formulación del problema’, entre los múltiples métodos multicriterio existentes es deseable escoger aquel o aquellos métodos que cumplan una serie de requisitos técnicos para la evaluación de la sostenibilidad y los ENPs en particular, tales que los métodos: sean parcial o completamente no-compensatorios, utilicen los pesos como coeficientes de importancia, consideren la intensidad de preferencias, empleen información de diverso tipo, sean lo más simples posible y contengan un enfoque jerárquico.

Asimismo, junto a la elección del método AMC es necesaria la incorporación de la participación en el proceso de toma de decisiones. Adicionalmente, la utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG) en el AMC es una herramienta valiosa en la evaluación de los ENPs.

- **En base a la revisión de estudios teóricos y empíricos, la Evaluación Multicriterio Social (EMCS) constituye un marco metodológico de evaluación pertinente y robusto que se adapta al concepto de ENPs desde una visión integrada.**

La consideración de la EMCS como propuesta metodológica para la evaluación de ENPs, y en particular de su planificación y gestión, se fundamenta en las siguientes razones: (a) a través de los diferentes criterios de evaluación permite incluir las múltiples dimensiones de los ENPs (ecológica, social, institucional, económica, etc.); (b) ante potenciales conflictos socioecológicos, apoya la toma de decisiones y sirve de herramienta para la búsqueda de soluciones de compromiso; (c) considera las asunciones existentes tras los criterios y no traslada todos los impactos a una sola unidad de medida, permitiendo considerar la incertidumbre vinculada a la gestión adaptativa de los ENPs; (d) es una herramienta de evaluación no-compensatoria y, por tanto, aboga por la sostenibilidad fuerte; y

(e) permite incorporar la participación como elemento esencial en la toma de decisiones, facilitando el aprendizaje social y contribuyendo a una mejor gobernanza de los ENPs.

Desde el análisis teórico, se ha podido **contrastar la hipótesis principal de investigación y por extensión las 2 subhipótesis** de investigación:

1. En concordancia con la visión integrada de los ENPs, la EMCS es capaz de captar las múltiples dimensiones y de valorar los múltiples impactos de los ENPs sobre el territorio y sus habitantes. La EMCS es un marco metodológico de evaluación multidimensional, transdisciplinar y que introduce el análisis multiescala tanto desde el punto de vista territorial como analítico.
2. La EMCS, al introducir la participación en la toma de decisiones, permite generar las condiciones para una planificación y gestión inclusiva además de contribuir a visibilizar posibles conflictos socioecológicos. La EMCS permite incluir las múltiples perspectivas de los actores sociales, impulsar el aprendizaje social e incluir el análisis institucional en el proceso de evaluación.

Conclusiones del estudio de caso

- **El análisis empírico a través del estudio de caso corrobora que la EMCS es un marco metodológico de evaluación pertinente y robusto que se adapta al contexto de la toma de decisiones en la política de ENPs de la CAPV.**

En un momento como el actual, en el que se está desarrollando la Red Natura 2000 en la CAPV, el estudio de caso, centrado en el Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) Gárate-Santa Barbara (G-SB), ha puesto de manifiesto la pertinencia y adaptabilidad de la EMCS para la toma de decisiones en torno a la planificación y gestión de estos espacios. Así, el estudio de caso ha **contrastado la hipótesis principal de esta investigación también desde un punto de vista aplicado.**

El estudio de caso en su conjunto así como el desarrollo del Ejercicio 1 y del Ejercicio 2 demuestran lo señalado, además de **contrastar las 2 subhipótesis empíricamente:**

1. Los criterios del Ejercicio 1 del Ejercicio 2 consideran diferentes dimensiones en la evaluación, y sus valoraciones permiten conocer los múltiples impactos que el LIC G-SB tiene sobre el territorio y sus habitantes.

2. El proceso participativo ha permitido visibilizar el conflicto socioecológico existente en el LIC G-SB y establecer los cauces para una solución de compromiso, además de fomentar una planificación y gestión inclusiva en la que las alternativas de gestión evaluadas fueron propuestas a raíz de la participación y del debate generado.

- **La consistencia de la visión integrada de ENPs adoptada en esta Tesis ha sido demostrada a nivel empírico mediante el desarrollo del estudio de caso.**

La triple base de la visión integrada adoptada en esta Tesis (sostenibilidad, ordenación territorial, desarrollo rural) se encuentra estrechamente relacionada con los aspectos característicos del LIC G-SB y los criterios de evaluación empleados que, en definitiva, giran en torno a los 3 ejes citados.

En primer lugar, la consideración y la valoración de algunos criterios muestran esta relación de forma clara. Por un lado, los criterios Calidad de paisaje y Biodiversidad reflejan el aporte que hace el LIC en términos de sostenibilidad. Por otro lado, los criterios Mantenimiento de la actividad agropecuaria y Generación de rentas se vinculan directamente con el desarrollo rural de la zona, mientras que Valor recreativo y cultural se relaciona con este objetivo de manera más indirecta.

En segundo lugar, la ordenación de usos del suelo propuesta para cada escenario mediante SIG es un elemento específico de ordenación territorial, además de estar fuertemente relacionado con la sostenibilidad en la medida en que algunos escenarios buscan la potenciación ecológica. El escenario de incremento de viñedos se encuentra más vinculado al desarrollo rural.

- **Con respecto al LIC G-SB, la EMCS ha permitido identificar alternativas de conservación dirigidas hacia, por un lado, un escenario de usos del suelo acorde con una potenciación ecológica alta (en relación con el escenario actual) y, por otro, la superación del marco vigente de compensaciones monetarias.**

El estudio de caso ha permitido concluir que el escenario de usos del suelo mejor valorado (escenario 3) es una propuesta donde se potencian los valores ecológicos del LIC G-SB con respecto a la situación actual: un incremento de bosques autóctonos, incluido el alcornoque, a costa de una reducción en terrenos sin uso productivo y en plantaciones forestales. Este escenario también considera el mantenimiento de actividades agropecuarias tradicionales compatibles con la conservación del medio ambiente y una mejora en las áreas recreativas y culturales. Asimismo, el estudio de caso en su conjunto ha puesto de manifiesto la necesidad de superar el modo de gestión actual, basado en las compensaciones monetarias ya existentes.

En el Ejercicio 1, la alternativa A32 es la solución de compromiso, dado que obtiene la mejor valoración en el ranking de alternativas y, además, es la que mayor aceptación muestra por parte de los actores sociales, reduciendo con ello las posibilidades de conflicto. Las alternativas de gestión vinculadas a compensaciones adicionales (en base a PSA), como la A32, superan en general a las vinculadas a compensaciones actuales. Esta evolución hacia la alternativa A32 se produciría, además, en base a un coste presupuestario totalmente asumible para la administración con respecto a las ventajas que reportaría tanto desde el punto de vista ecológico como socioeconómico.

En el Ejercicio 2, se constata que el LIC G-SB debería evolucionar hacia el escenario 3, independientemente de que el modo de gestión sea *público* o *privado*. La distinta naturaleza de estos modos de gestión hace que las alternativas vinculadas (A311 y A322, respectivamente) sean incomparables desde un punto de vista técnico, cuestión que ha sido justificada y corroborada por el análisis de sensibilidad. Sin embargo, en caso de tener que elegir alguna de ellas, es preferible la alternativa vinculada a la compra pública (A311) frente a la vinculada a los PSA (A322), alternativa que también ha sido refrendada por el análisis de conflicto.

Estos resultados son corroborados por el plan de gestión que acompañará la declaración de Zona de Especial Conservación (ZEC) de G-SB. Este plan contempla tanto la compra pública de terrenos como los PSA y sus principales líneas de actuación convergen hacia una propuesta de escenario de usos del suelo similar a la de nuestro estudio de caso (escenario 3).

- Los resultados del estudio de caso muestran la necesidad de explorar modos innovadores de gestión y financiación en torno a los ENPs de la CAPV.

La gestión y financiación de G-SB pasan por la consideración de la gestión *privada* y de la *pública* como alternativas al planteamiento actual. Más allá de aspectos monetarios y presupuestarios, en ambos modos de gestión influyen otra serie de factores que, sin embargo, no descartan la posibilidad de que ambos puedan ser combinados. Bien sea individualmente o conjuntamente, la puesta en marcha como experiencia piloto de estos modos de gestión en G-SB puede suponer una interesante referencia que podría ser trasladada a otros ENPs de la CAPV. De hecho, pese a existir algunas iniciativas puntuales, ambos modos de gestión tienen un escaso desarrollo en la CAPV.

En el marco de la gestión *privada*, el establecimiento de PSA en G-SB podría servir de ensayo para que esta experiencia fuera trasladada bien a otros espacios o bien, bajo una perspectiva más amplia, a programas sectoriales como, por ejemplo, los de desarrollo rural. En el marco de la gestión *pública*, la compra pública de terrenos privados en G-SB así como las especificidades de su posterior gestión, que debería dirigirse a la conservación de los alcornocales, podría constituir una experiencia

enriquecedora para la administración pública ampliable también a otros espacios. Por último, la CdT también genera otro campo de oportunidad en G-SB, cuyo desarrollo se produciría en el ámbito de la colaboración público-privada, independientemente del modo de gestión utilizado. La experiencia en base a la CdT, instrumento de conservación de escaso recorrido y de gran potencial, igualmente podría ampliarse a otros espacios de la CAPV.

- **Este estudio de caso supone un paso adelante en la aplicación de la EMCS, ya que el Ejercicio 2 se desarrolla en base a la situación generada tras el proceso de evaluación del Ejercicio 1.**

Este estudio de caso ha supuesto una novedad metodológica con respecto a otros estudios empíricos de EMCS. De acuerdo con la filosofía y marco analítico de la EMCS, el proceso de evaluación desarrollado en el Ejercicio 1 nos ha conducido a plantear una nueva situación susceptible de ser evaluada en la que un conflicto latente se ha puesto de manifiesto. Esta nueva situación, centrada en los modos de gestión, y no tanto en la ordenación de usos del suelo, ha sido evaluada en el Ejercicio 2. Hasta el momento, no se tiene constancia de ningún otro caso empírico documentado en el que se desarrolle una nueva evaluación a partir de la solución de compromiso y conclusiones obtenidas tras un primer proceso de evaluación.

- **El objetivo instrumental de esta Tesis, que su propuesta metodológica de evaluación sirva realmente a la toma de decisiones, de momento, se ha cumplido sólo en parte.**

Por el momento, el marco metodológico de evaluación propuesto no ha sido considerado en toda su extensión y amplitud para la planificación y gestión de los espacios de la Red Natura 2000, proceso que está teniendo lugar actualmente. No obstante, una aportación relevante de esta investigación ha sido la utilización de información derivada del proceso participativo desarrollado en este estudio de caso como base para la elaboración del plan de gestión de la ZEC G-SB.

En este sentido, cabe reseñar que, si bien la selección y delimitación de los espacios de la Red Natura 2000 es una fase ya superada, la inclusión de una participación real en el proceso que aún ha de culminar en la conformación de la Red, la dotaría de mayor eficacia en la consecución de sus objetivos y contribuiría, en definitiva, a una mejor gobernanza de la misma. Entendemos que, en este preciso momento en el que los planes de gestión están siendo planificados en muchos espacios para su conversión a ZEC, la implementación de procesos que incluyan una participación efectiva de los actores sociales involucrados es una opción que sin duda reportaría numerosas ventajas.

Líneas futuras de investigación

A raíz de la investigación realizada, se abren nuevos interrogantes sobre los que desarrollar líneas de investigación futuras. Se han identificado al menos 3 ámbitos principales donde se abren posibilidades de nuevas investigaciones: el marco conceptual de los ENPs, la política de ENPs de la CAPV y la aplicación de la EMCS a los ENPs.

Con respecto al marco conceptual de los ENPs, la visión emergente de los servicios ecosistémicos y su vinculación con los ENPs necesita de mayor consistencia teórica para su integración en las estrategias de conservación, tal y como apuntan algunos autores (Anton *et al.*, 2010). Si bien existe un consenso amplio sobre los efectos positivos que la conservación tiene sobre el bienestar humano, aún quedan elementos que necesitan ser clarificados. Desde un punto de vista ecológico, el gran reto es conocer, con la mayor exactitud posible, los efectos que los ecosistemas tienen en términos de bienestar humano, ámbito abonado al trabajo conjunto entre ecólogos y economistas. La provisión de nuevo conocimiento e información es un elemento fundamental para una mejor gestión y gobernanza. Asimismo, en términos de operatividad, la integración de estos efectos positivos en los ENPs también constituye un reto de investigación. En este sentido, el vínculo entre sistemas socioecológicos complejos y los ENPs es un ámbito de estudio que aún necesita de mayor recorrido desde el punto de vista de su gestión y gobernanza.

En relación con la política de ENPs de la CAPV, se han identificado 2 líneas de investigación futuras que, con un carácter instrumental y de cara a su aplicación, el doctorando podría desarrollar. Por un lado, el análisis de la visión integrada de ENPs desde el punto de vista sectorial ha puesto de relieve una serie de carencias operativas que requieren mayor atención investigadora: las propuestas a realizar pasan por un replanteamiento del modelo territorial en el que se integran los ENPs. Por otro lado, los modos de gestión discutidos en el estudio de caso reflejan la necesidad de llevar a cabo propuestas audaces en al menos 2 sentidos: (a) la traslación de los elementos de la gestión *pública* y de la *privada* a diferentes ENPs de la CAPV; y (b) el estudio y análisis de la adecuación de la CdT al contexto y circunstancia de los ENPs de la CAPV.

Por último, con respecto a la metodología utilizada, una carencia detectada en el estudio de caso realizado tiene que ver con la consideración en la EMCS, desde un punto de vista técnico, de las preferencias de los actores sociales en la ordenación de los criterios (pesos). Se están dando, en este sentido, pasos incipientes de indudable relevancia (véase Garmendia y Gamboa, 2012), aunque aún no se hayan desarrollado modelos de actuación generales y extrapolables a diferentes casuísticas y circunstancias.

Complementariamente, cuando la EMCS nos conduce a iniciar un nuevo proceso de evaluación (tal y como ocurre en el Ejercicio 2 del estudio de caso), es necesario abordar una serie de cuestiones, básicamente relacionadas con el proceso participativo, que, hoy por hoy, necesitan de mayor análisis y desarrollo experimental: (a) duplicidades entre ambos procesos participativos, en la medida en que el primero condiciona el segundo; (b) incentivos a los actores sociales para participar en un nuevo proceso participativo, evitando con ello su hartazgo y cansancio; (c) soluciones imaginativas en la combinación de instrumentos participativos (talleres, cuestionarios, entrevistas en profundidad, etc.) que conduzcan a evitar los problemas citados en (a) y en (b), al tiempo que se cumple eficazmente con los propósitos del análisis institucional y del proceso participativo.

BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M., Alzua, A., Gibaja, J.J., y Gundin, A.M. (2003). "Peñas de Aia: estimación de la demanda recreativa y valoración económica". *Lurralde*, 26, 1-16.
- Agee, J.K. (1996). "Ecosystem management: An appropriate concept for parks?". In Wright, R.G. (ed.), *National parks and protected areas: Their role in environmental protection*. pp. 31-44. Cambridge, MA: Blackwell Science.
- Agencia Europea de Medio Ambiente (1995). *El medio ambiente en Europa. Informe Dobris*. EEA Report nº 3/1995. Londres: Earthscan.
- Agencia Europea de Medio Ambiente (1999). *El medio ambiente en la Unión Europea*. Informe para la revisión de V Programa de Acción de Medio Ambiente. Luxemburgo: Oficina de Publicaciones de la Unión Europea.
- Agencia Europea de Medio Ambiente (2007). *Conclusions of the fourth assessment 'Europe's environment'*. Ministerial Conference 'Environment for Europe' in Belgrado. Copenhague: Agencia Europea de Medio Ambiente.
- Agencia Europea de Medio Ambiente (2010a). *10 messages for 2010: Protected areas*. Luxemburgo: Oficina de Publicaciones de la Unión Europea.
- Agencia Europea de Medio Ambiente (2010b). *The European environment. State and outlook 2010: Biodiversity - SOER 2010 thematic assessment*. Luxemburgo: Oficina de Publicaciones de la Unión Europea.
- Agencia Europea de Medio Ambiente (2010c). *European Union 2010 biodiversity baseline*. EEA Report nº 12/2010. Copenhague: Agencia Europea de Medio Ambiente.
- Agencia Europea de Medio Ambiente (2012a). *Protected areas in Europe - An overview*. EEA Report nº 5/2012. Copenhague: Agencia Europea de Medio Ambiente.
- Agencia Europea de Medio Ambiente (2012b). *Protected areas: A key element of Europe's sustainable future*. Copenhague: Agencia Europea de Medio Ambiente.
- Aguilera Klink, F. (2008). *La nueva economía del agua*. Madrid: Los Libros de la Catarata.
- Aguilera Klink, F., y Alcántara, V. (1994). *De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica*. Barcelona: FUHEM-ICARIA.
- Alba, J. (1998). *Potencialidad de los espacios naturales protegidos como impulsores del desarrollo socioeconómico de su área de influencia: el caso del Parque Natural de Somiedo (Asturias) 1988-98*. Tesis Doctoral. Madrid: Universidad Autónoma de Madrid. Dpto. de Estructura Económica y Economía del Desarrollo.
- Alberdi, J.C. (2001). "De leche a carne: hacia el abandono de la actividad ganadera". *Revista de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 193, 57-86.
- Aldred, J., y Jacobs, M. (1998). "Ely citizens' jury: Report of the jury". In O'Connor, M. (ed.), *The VALSE project: VALuation of sustainable environments*. Paris: Comunidades Europeas.
- Allen, D. W. (1991). "What are transaction costs?". *Research in Law and Economics*, 14, 1-18.
- Allende, J. (2000). *Medio ambiente, ordenación del territorio y sostenibilidad*. Bilbao: Servicio de publicaciones, UPV/EHU.
- Allende, J. (2002). *Ordenación del territorio y políticas sectoriales. Referencias al caso vasco*. Bilbao: Servicio editorial de la UPV/EHU.

- Allende, J. (2006). *La ordenación del territorio en la CAPV. Directrices de Ordenación Territorial: análisis crítico y nuevas propuestas*. Informes-diagnósticos DOT. Dpto de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco.
- Almeida Cunha, A. (2010). "Negative effects of tourism in a Brazilian Atlantic Forest National Park". *Journal for Nature Conservation*, 18, 291-295.
- Alonso, R., e Iruretagoyena, M.T. (1994). *Valoración agraria: conceptos, métodos y aplicaciones*. Madrid: Mundi-prensa.
- Álvarez, S., y Hernández, S. (2011). "La Custodia del Territorio como instrumento complementario para la protección de espacios naturales". *Revista Catalana de Dret Ambiental*, 2, 1-22.
- Anton, S., Blay, J., y Salvat, J. (2008). "Turismo, actividades recreativas y uso público en los Parques Naturales: propuesta para la conservación de los valores ambientales y el desarrollo productivo local". *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 48, 5-38.
- Anton, C., Young, J., Harrison, P., Musche, M., Bela, G., Feld, C., et al., (2010). "Research needs for incorporating the ecosystem service approach into EU biodiversity conservation policy". *Biodiversity and Conservation*, 19, 2979-2994.
- Antunes, P., Santos, R., y Videira, N. (2006). "Participatory decision making for sustainable development — The use of mediated modelling techniques". *Land Use Policy*, 23, 44-52.
- Aranguren, M.J., Larrea, M., y Wilson, J.R. (2010). "Trayectorias de cambio en la gobernanza: experiencias en asociaciones 'cluster' y redes comarcales en el País Vasco". *Ekonomiaz*, 74, 160-177.
- Arriaza, M., y Nekhay, A. (2010). *Metodología multicriterio para la integración de las preferencias de la sociedad en la gestión del territorio agrícola: aplicación al olivar de baja producción*. Málaga: Analistas Económicos de Andalucía.
- Arrow, K., y Raynaud, H. (1986). *Social choice and multicriterion decision-making*. Cambridge, MA: MIT Press.
- Arto, I. (2010). "La política ambiental vasca: pasado, presente y futuro". *Ekonomiaz*, 25A, 442-470.
- Atance, I., y Tio, C. (2000). "La multifuncionalidad de la agricultura: aspectos económicos e implicaciones sobre la política agraria". *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 189, 29-48.
- Aznar, J., y Estruch, V. (2007). "Valoración de activos ambientales mediante métodos multicriterio: aplicación a la valoración del Parque Natural del Alto Tajo". *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 7, 107-126.
- Azqueta, D. (2002). *Introducción a la Economía Ambiental*. Madrid: McGraw-Hill.
- Azqueta, D., y Pérez, Y.P. (1996). *Gestión de espacios naturales. La demanda de servicios recreativos*. Madrid: McGraw-Hill.
- Baldock, D., Dwyer, J., Lowe, P., Petersen, J. E., y Ward, N. (2001). *The nature of rural development. Towards a sustainable integrated rural policy in Europe: A ten-nation scoping study*. Londres: IEEP.
- Ballart, X. (1992). *¿Cómo evaluar programas y servicios públicos? Aproximación sistemática y estudios de caso*. Madrid: Ministerio para las Administraciones Públicas.
- Bana e Costa, C.A. (1992). *Structuration, construction et exploitation d'un modèle multicritère d'aide à la décision*. Lisboa: Universidad Técnica de Lisboa.
- Bana e Costa, C.A., y Vansnick, J.C. (eds.) (1993). *Sur la quantification des jugements de valeur: L'approche MACBETH*. Paris: Université Paris-Dauphine.

- Banville, C., Landry, M., Martel, J. M., y Boulaire, C. (1998). "A stakeholder approach to MCDA". *Systems Research and Behavioral Science*, 14, 15-32.
- Barba-Romero, S., y Pomerol, J. (1997). *Decisiones multicriterio: fundamentos teóricos y utilización práctica*. Alcalá de Henares: Servicio de publicaciones de la Universidad de Alcalá de Henares.
- Barbier, E.E., Burgess, J. C., y Folke, C. (1994). *Paradise lost? The Ecological Economics of biodiversity*. Londres: Earthscan.
- Barreiro, J., Soler, F., y Pérez, Y.P. (2004). "How much does it cost to include a marginal rural area as a Natura 2000 site? Social costs and expenditures for compensation schemes". *Spanish Journal of Agricultural Research*, 2, 287-300.
- Basartea (2007). *Estudio sobre las compensaciones por denegaciones de permisos de corta de arbolado en el Territorio Histórico de Gipuzkoa*. Donostia-San Sebastián: Diputación Foral de Gipuzkoa.
- Basora, X., y Sabaté, X. (2006). *Custodia del Territorio en la práctica: manual de introducción a una nueva estrategia participativa de conservación de la naturaleza y el paisaje*. Barcelona: Fundació Territori i Paisatge – Obra Social Caixa Catalunya.
- Beinat, E., y Nijkamp, P. (1998). *Multicriteria analysis for land-use management*. Dordrecht: Kluwer.
- Bell, J. (2002). *Cómo hacer tu primer trabajo de investigación. Guía para investigadores en educación y ciencias sociales*. Barcelona: Gedisa.
- Belton, V., y Stewart, T. J. (2003). *Multiple criteria decision analysis: An integrated approach*. 2ª ed. Londres: Kluwer Academic Publishers.
- Bergseng, E., y Vatn, A. (2009). "Why protection of biodiversity creates conflict – Some evidence from the Nordic countries". *Journal of Forest Economics*, 15, 147-165.
- Berkes, F. (1989). *Common property resources: Ecology and community-based sustainable development*. Londres: Belhaven Press.
- Berkes, F. (2006). "From community-based resource management to complex systems: The scale issue and marine commons". *Ecology and Society*, 11, 45.
- Berkes, F., Colding, J., y Folke, C. (2003). *Navigating social-ecological systems. Building resilience for complexity and change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Berkes, F., y Folke, C. (1998). *Linking social and ecological systems: Management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Bermejo, R. (2005). *La gran transición hacia la sostenibilidad. Principios y estrategias de economía sostenible*. Madrid: Los Libros de la Catarata.
- Bermejo, R. (2007). "El paradigma dominante como obstáculo para la sostenibilidad. La transformación epistemológica y paradigmática de la economía sostenible". *Ekonomiaz*, 64, 36-71.
- Bermejo, R. (2008). *Concepciones de sostenibilidad y sistemas de indicadores*. Cuadernos de Bakeaz nº 51. Bilbao: Bakeaz.
- Bermejo, R. (2011). *Manual para una economía sostenible*. Madrid: Los Libros de la Catarata.
- Bermejo, R., Arto, I., Hoyos, D., y Garmendia, E. (2010). *Menos es más: del desarrollo sostenible al decrecimiento sostenible*. Cuadernos de Trabajo de Hegoa nº 52. Bilbao: Hegoa.
- Biller, D., y Sermann, K. (2002). *Financing biodiversity*. Paper for discussion in Conference on Financing Environmental Dimension of Sustainable Development. First draft. París: OCDE.

- Bishop, K., Dudley, D., Phillips, A., y Stolton, S. (2004). *Speaking a common language. The uses and performance of the IUCN system of management categories for protected areas*. Gland (Suiza) y Cambridge: UICN.
- Bishop, K., Phillips, A., y Warren, L. (1995). "Protected for ever? Factors shaping the future of protected areas policy". *Land Use Policy*, 12, 291-305.
- Bloomfield, D., Collins, K., Fry, C., y Munton, R. (2001). "Deliberation and inclusion: Vehicles for increasing trust in UK public governance?". *Environment and Planning C: Government and Policy*, 19, 501-513.
- Booth, A., y Halseth, G. (2011). "Why the public thinks natural resources public participation processes fail: A case study of British Columbia communities". *Land Use Policy*, 28, 898-906.
- Boteva, D., Griffiths, G., y Dimopoulos, P. (2004). "Evaluation and mapping of the conservation significance of habitats using GIS: An example from Crete, Greece". *Journal for Nature Conservation*, 12, 237-250.
- Bouyssou, D. (1990). "Building criteria: A prerequisite for MCDA". In Bana e Costa, C.A. (ed.), *Readings in multiple criteria decision aid*. pp. 58-80. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Brail, R.E., y Klosterman, R.K. (2001). *Planning support systems*. Redlands, CA: ESRI Press.
- Brans, J.P., Marescal, B., y Vincke, P. (1984). "PROMETHEE: A new family of outranking methods in multicriteria analysis". In Brans, J.P. (ed.), *Operational research'84*. pp. 408-421. Amsterdam: North-Holland.
- Brans, J.P., y Vincke, P. (1985). "A preference ranking organization method, the PROMETHEE method". *Management Science*, 31, 647-656.
- Brans, J.P., Vincke, P., y Mareschal, B. (1986). "How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method". *European Journal of Operational Research*, 24, 228-238.
- Bräuer, I., Müssner, R., Marsden, K., Oosterhuis, F., Rayment, M., Miller, C., et al. (2006). *The use of market incentives to preserve biodiversity*. No. ENV.G.1./FRA/2004/0081. Berlin, Bruselas: EcoLogic.
- Bromley, P. (1997). *Nature conservation in Europe. Policy and practice*. Londres: Chapman y Hall.
- Brondizio, E.D., Ostrom, E., y Young, O.R. (2009). "Connectivity and the governance of multilevel social-ecological systems: The role of social capital". *Annual Review of Environment and Resources*, 34, 253-278.
- Brown, K., Adger, W.N., Tompkins, E., Bacon, P., Shim, D., y Young, K. (2001). "Trade-off analysis for marine protected area management". *Ecological Economics*, 37, 417-434.
- Brown, J., Mitchell, N., y Beresford, M. (2005). *The protected landscape approach. Linking nature, culture and community*. Gland (Suiza) y Cambridge: UICN.
- Bruner, A., Hanks, J., y Hannah, L. (2003). "How much will effective protected area system cost?". World Park Congress. Arlington, VA: Conservation International.
- Buller, H. (2000). *The French Parcs Naturels Regionaux: Socio-economic impact and rural development actions*. Working Paper nº 50. Newcastle upon Tyne: University of Newcastle upon Tyne.
- Caballero, G. (2011). "Economía de las instituciones: de Coase y North a Williamson y Ostrom". *Ekonomiaz*, 77, 14-51.
- Caballero, G., y Garza, M.D. (2010). "La nueva economía institucional y la economía de los recursos naturales: comunes, instituciones, gobernanza y cambio institucional". *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 10, 61-91.

- Cadiñanos, J.A., Lozano, P.J., y Quintanilla, V. (2011). "Propuesta de marco metodológico integrado para la valoración biogeográfica de espacios Red Natura 2000 de la Comunidad Autónoma del País Vasco: el ejemplo de Gárate-Santa Bárbara (Guipúzcoa)". *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 57, 33-56.
- Cadiñanos, J.A., y Meaza, G. (1998a). *Bases para una biogeografía aplicada. Criterios y sistemas de valoración de la vegetación*. Logroño: Geoforma.
- Cadiñanos, J.A., y Meaza, G. (1998b). "Nueva propuesta metodológica de valoración del interés y de la prioridad de conservación de la vegetación". *Actas del Colloque International de Botanique Pyreneo-Cantabrique*. Mauléon-Licharre.
- Cagmani, R. (2003). "Razones, principios y cuestiones para la política de desarrollo espacial en la era de la globalización". *Redes, territorios y gobierno*. pp. 405-415. Barcelona: Diputació de Barcelona.
- Carabias, J., de la Maza, J., y Cadena, R. (2003). *Capacidades necesarias para el manejo de áreas protegidas en América Latina y el Caribe*. Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- Carlsson, L. (2003). "The strategy of the commons: History and property rights in Central Sweden". In Berkes, F., Colding, J., Folke, C. (eds.), *Navigating social-ecological systems. Building resilience for complexity and change*. pp. 116-131. Cambridge: Cambridge University Press.
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., Defries, R.S., Díaz, S., et al. (2009). "Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106, 1305-1312.
- Chelmsky, E., y Shadish, W.R. (1997). *Evaluation for the 21st century: A handbook*. Thousand Oaks, California: SAGE publications.
- Child, B. (ed.) (2004). *Parks in transition: Biodiversity, rural development and the bottom line*. Londres: Earthscan.
- Ciani, A., Boggia, A., y Marinozzi G. (1993). "Metodologie di valutazione di alternative di parchi: Il caso del Parco del Nera". *Genio Rurale*, 11, 46-54.
- Clark, J.R.A., y Clarke, R. (2011). "Local sustainability initiatives in English National Parks: What role for adaptive governance?". *Land Use Policy*, 28, 314-324.
- Comisión Europea (1988). *El futuro del mundo rural*. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, COM(88) 501 final. Suplemento 4/88. Bruselas: Boletín de las Comunidades Europeas.
- Comisión Europea (1998). *Comunicación sobre una estrategia de la Comunidad Europea en materia de biodiversidad*. Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo, COM(1998) 42 final. Bruselas: Boletín de las Comunidades Europeas.
- Comisión Europea (2000). *Gestión de espacios Natura 2000: disposiciones del artículo 6 de la Directiva 92/43/CEE sobre Hábitats*. Luxemburgo: Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas.
- Comisión Europea (2001a). *Desarrollo sostenible en Europa para un mundo mejor: estrategia de la Unión Europea para un desarrollo sostenible*. Comunicación de la Comisión, COM(2001) 264 final. Bruselas: Comisión Europea.
- Comisión Europea (2001b). *Plan de Acción sobre biodiversidad*. Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento, COM(2001) 162 final. Bruselas: Comisión Europea.
- Comisión Europea (2001c). *La gobernanza europea. Un libro blanco*. COM(2001) 428 final. Bruselas: Comisión Europea.

- Comisión Europea. (2001d). *Programa de Acción de la Comunidad Europea en materia de medio ambiente*. Bruselas: Dirección General de Medio Ambiente.
- Comisión Europea (2003). *Natura 2000 and forests 'challenges and opportunities'. Interpretation guide*. Luxemburgo: Oficina de Publicaciones de la Unión Europea.
- Comisión Europea (2004). *Financiación de Natura 2000*. Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo, COM(2004)431 final. Bruselas: Comisión Europea.
- Comisión Europea (2005a). *Agri-environment measures. Overview in general principles, types of measures, and application*. Bruselas: Dirección General de Agricultura y Desarrollo Rural.
- Comisión Europea (2005b). *Financiación de la Red Natura 2000. Manual de orientación*. ENV.B.2/SER/2005/0020. Bruselas: Diario Oficial: S 73 -07009.
- Comisión Europea (2006). *Detener la pérdida de biodiversidad para 2010 - y más adelante - respaldar los servicios de los ecosistemas para el bienestar humano*. Comunicación de la Comisión, COM(2006) 216 final. Bruselas: Comisión Europea.
- Comisión Europea (2007). *Libro verde sobre la utilización de instrumentos de mercado en la política de medio ambiente y otras políticas relacionadas*. COM(2007) 140 final. Bruselas: Comisión Europea.
- Comisión Europea (2008). *Convenio sobre la Diversidad Biológica: aplicación en la Unión Europea – actualización 2008*. Luxemburgo: Oficina de Publicaciones de las Comunidades Europeas.
- Comisión Europea (2011a). *Estrategia de la UE sobre biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural*. Comunicación de la Comisión, COM(2011) 244 final. Bruselas: Comisión Europea.
- Comisión Europea (2011b). *Financing Natura 2000. Investing in Natura 2000: Delivering benefits for nature and people*. SEC(2011) 1573 final. Bruselas: Comisión Europea.
- Comisión Mundial del Medio Ambiente y del Desarrollo (1988). *Nuestro futuro común*. Madrid: Alianza.
- Common, M., y Stagl, S. (2008). *Introducción a la Economía Ecológica*. Barcelona: Reverté.
- Corbera, M. (2006). "Políticas públicas, territorio rural y sostenibilidad: una visión desde el norte de España". *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 41, 221-242.
- Cordón, M., y Sánchez, A. (2010). *Informe del 2º inventario de iniciativas de custodia del territorio en el estado español*. Plataforma de Custodia del Territorio de la Fundación Biodiversidad. Madrid: Fundación Biodiversidad.
- Corraliza, J.A., García Navarro, J., y Valero, E. (2002). *Los Parques Naturales en España: conservación y disfrute*. Madrid: Fundación Alfonso Martín Escudero.
- Costanza, R. (ed.) (1991). *Ecological Economics: The science and management of sustainability*. Nueva York: Columbia University Press.
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R.S., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., et al. (1997). "The value of the World's ecosystem services and natural capital". *Nature*, 387, 253-260.
- Costanza, R., y Folke, C. (1997). "Valuing ecosystem services with efficiency, fairness, and sustainability as goals". In Daily, G. (ed.), *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington DC: Island Press.
- Costanza, R., Waigner, L., Folke, C., y Mäler, K.G. (1993). "Modeling complex ecological economic systems: Towards an evolutionary dynamic understanding of people and nature". *BioScience*, 43, 545-555.

- Cousins, J.B., y Earl, L.M. (1992). "The case for participatory evaluation". *Educational Evaluation and Policy Analysis*, 14, 397-418.
- Cousins, J.B., y Whitmore, E. (1998). "Framing participatory evaluation". *New Directions for Evaluation*, 80, 5-23.
- Cox, K.W. (1995). "Stewardship: Landowners as partners in conservation". In Mc Neely, J. (ed.), *Expanding partnerships in conservation*. pp. 243-251. Washington DC: Island Press.
- Crespo, E. (2002). *Espacios naturales protegidos y desarrollo duradero: teoría y gestión*. Serie técnica. Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.
- Daly, H.E. (1992). *Steady-state economics, second edition with new essays*. 2ª ed. Londres: Earthscan.
- De Andrés, R., y Urzainqui, E. (1996). "La valoración de espacios naturales: principales métodos". *Boletín de la Real Sociedad Geográfica*, tomo CXXXII, 73-86.
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., y 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 la Cruz, A., y Benedicto, J. (2009). *Assessing socio-economic benefits of Natura 2000: A case study on the ecosystem services provided by SPA Pico da Vara / Ribeira do Guilherme*. Output of the project Financing Natura 2000: Cost estimate and benefits of Natura 2000 (Contract No.: 070307/2007/484403/MAR/B2).
- De la Peña, A., Bárcena, I., y Fernández, J. (2012). *Política medioambiental en la Comunidad Autónoma del País Vasco 1980-2010. Motivos globales, razones europeas*. Vitoria-Gasteiz: Servicio Central de Publicaciones, Gobierno Vasco.
- De Marchi, B., Funtowicz, S.O., Lo Cascio, S., y Munda, G. (2000). "Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation. An empirical study for water issues in Troina, Sicily". *Ecological Economics*, 34, 267-282.
- De Rojas, F. (2006). *Los espacios naturales protegidos*. Colección Monografías Aranzadi. Cizur Menor: Aranzadi.
- Delgado, C. (2008). "'Urbanización sin fronteras' el acoso urbanístico a los espacios naturales protegidos". *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 47, 271-310.
- Delibes, M. (1985). "Los espacios protegidos no garantizan la conservación de la naturaleza". *Quercus*, 21, 6-9.
- Díez, M. A. (2002). *La evaluación de la política regional: propuestas para evaluar las nuevas políticas regionales*. Serie Tesis doctorales. Leioa: Servicio de publicaciones de la UPV/EHU.
- Díez, M. A., Etxano, I., y Garmendia, E. (2010). "Gobernanza, procesos participativos y conflictos en los espacios naturales protegidos de la Comunidad Autónoma del País Vasco". *Ekonomiaz*, 74, 178-199.
- Diputación Foral de Araba, Diputación Foral de Bizkaia, Diputación Foral de Gipuzkoa y Gobierno Vasco (2011). *Estrategia de calidad para la Red de Espacios Naturales de la CAPV*. Arkaute: IKT.
- Dixon, J.A., y Sherman, P.B. (1990). *Economics of protected areas. A new look at benefits and costs*. Whashington DC: Island Press.
- Donada, L., y Ormazábal, M. (2005). *Custodia del territorio. Un modelo de gestión dentro de Red Natura 2000*. Proyecto Fin de Master en Espacios Naturales Protegidos. Madrid: Fundación Fernando González Bernáldez y EUROPARC-España, Universidad Autónoma de Madrid, Universidad Complutense de Madrid y Universidad de Alcalá.

- Dougill, A.J., Fraser, E.D.G., Holden, J., Hubacek, K., Prell, C., Reed, M.S., et al. (2006). "Learning from doing participatory rural research: Lessons from the Peak District National Park". *Journal of Agricultural Economics*, 57, 259-275.
- Dower, M. (1992). "Working with people living in protected areas". World Congress of Natural Parks and Protected Areas, UICN, Caracas, Venezuela.
- Dower, M. (1995). "Working with people who live in protected areas". In Mc Neely, J. (ed.), *Expanding partnerships in conservation*. pp. 215-222. Washington DC: Island Press.
- du Toit, J.T., Walker, B.H., y Campbell, B.M. (2004). "Conserving tropical nature: Current challenges for ecologists". *Trends in Ecology y Evolution*, 19, 12-17.
- Duarte, C.M. (2006). *Cambio global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema tierra*. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Dudley, N. (2008). *Guidelines for applying protected area management categories*. Gland, Suiza: UICN.
- Dudley, N., Belokurov, A., Borodin, O., Higgins-Zogib, L., Hockings, M., Lacerda, L., et al. (2004). *Are the protected areas working?. An analysis of forest protected areas by WWF*. WWF.
- Dudley, N., Gujja, B., Jackson, B., Jeanrenaud, J., Oviedo, G., Phillips, A., et al. (1999). "Challenges for protected areas in the 21st century". In Stolton, S., y Dudley, N. (ed.), *Partnerships for protection, new strategies for planning and management for protected areas*. pp. 3-12. Londres: Earthscan Publications.
- Duffy-Deno, K.T. (1997). "The effect of State Parks on the county economies of the West". *Journal of Leisure Research*, 29, 201-224.
- Dyson, R.G. (2004). "Strategic development and SWOT Analysis at the University of Warwick". *European Journal of Operational Research*, 152, 631-640.
- Eco, U. (1977). *Cómo se hace una tesis. Técnicas y procedimiento de estudio, investigación y escritura*. Barcelona: Gedisa.
- Ecologistas en Acción (2008). *Valoración del estado de la conservación de la naturaleza en España*. Madrid: Área de conservación de la naturaleza, Ecologistas en Acción.
- Egoh, B., Rouget, M., Reyers, B., Knight, A.T., Cowling, R.M., van Jaarsveld, A.S., et al. (2007). "Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review". *Ecological Economics*, 63, 714-721.
- Eguzki (1992). *Ante el Plan Estratégico Rural Vasco*. Mimeo.
- Ehrgott, M., Figueira, J.R., y Greco, S. (eds.) (2010). *Trends in multiple criteria decision analysis*. New York: Springer.
- Engel, S., Pagiola, S., y Wunder, S. (2008). "Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues". *Ecological Economics*, 65, 663-674.
- Esteban, M., Rodríguez, A., Moreno, J., Altuzarra, A., y Larrañaga, J. (2009). "La evaluación de la política regional europea. Análisis empírico de las metodologías aplicadas". *Investigaciones regionales*, 14, 157-184.
- Etxano, I. (2004). "Medioambientalización de la política de desarrollo rural: el caso de la Comunidad Autónoma Vasca (CAV)". V Congreso de Economía Agraria. Santiago de Compostela.
- Etxano, I. (2009a). "Desarrollo rural en espacios naturales protegidos: el caso del Parque Natural de Gorbeia (1994-2008)". *Lurralde*, 32, 197-226.

- Etxano, I. (2009b). "Landa-garapen politika eta ingurumenarekiko harremana Euskal Autonomi Erkidegoan (1992-2008)". *Uztaro*, 70, 27-47.
- Etxano, I. (2010a). "Natura-eremu babestuen balorazio ekonomikoa Euskal Herrian: berrikusketa bibliografiko bat". *Uztaro*, 74, 5-19.
- Etxano, I. (2010b). "Natura-eremu babestuen balorazioaren inguruko zenbait gogoeta". In Arbaiza, J.K. y Lozano, P.J. (eds.), *Lurralde-antolamendua Euskal Herrian: gaur egungo egoera, gatazkak eta erronkak*. pp. 141-160. Bilbao: Udako Euskal Unibertsitatea.
- Etxano, I. (2010c). "Socioeconomic impacts of National Parks: A case study from the North East of England". *Lurralde*, 33, 159-176.
- Europarc, y UICN (2000). *Guidelines for protected area management categories. Interpretation and application of the protected area management categories in Europe*. Grafenau, Alemania: Europarc y WCPA.
- Europarc-España (1998). *ESPARC '98: Implicaciones socioeconómicas derivadas de la declaración de espacios naturales protegidos*. Actas del IV Congreso de Europarc-España. Villaviciosa, Asturias.
- Europarc-España (2002). *Plan de Acción para los espacios naturales protegidos del estado español*. Madrid: Fundación Fernando González Bernáldez.
- Europarc-España (2005a). *ESPARC 2004: Alcanzar la eficacia en la gestión de los espacios naturales*. Actas del X Congreso de Europarc-España. Cuenca.
- Europarc-España (2005b). *Integración de los espacios naturales protegidos en la ordenación del territorio*. Series Monografías nº 1. Madrid: Fundación Fernando González Bernáldez.
- Europarc-España (2007). *enREDando herramientas para la comunicación y la participación social en la gestión de la Red Natura 2000*. Madrid: Fundación Fernando González Bernáldez.
- Europarc-España (2008a). *Anuario Europarc-España del estado de los espacios naturales protegidos 2007*. Madrid: Fundación Fernando González Bernáldez.
- Europarc-España (2008b). *Planificar para gestionar los espacios naturales protegidos*. Madrid: Fundación Interuniversitaria Fernando González.
- Europarc-España (2009). *Programa de trabajo para las áreas protegidas 2009-2013*. Madrid: Fungobe.
- Europarc-España (2010a). *Herramientas para la evaluación de áreas protegidas: modelo de memorias de gestión*. Serie Manuales nº 8. Madrid: Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez para los Espacios Naturales.
- Europarc-España (2010b). *Mecanismos innovadores de financiación para la conservación de la biodiversidad*. Serie Monografías nº 3. Madrid: Europarc-España.
- Europarc-España (2011). *Guía de aplicación del estándar de calidad en la gestión para la conservación de espacios protegidos*. Serie Manuales nº 9. Madrid: Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez para los Espacios Naturales.
- Europarc-España (2012). *Anuario 2011 del estado de las áreas protegidas en España*. Madrid: Fundación Fernando González Bernáldez.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2003). *Ecosistemas y bienestar humano: el marco de la evaluación*. Resumen. World Resources Institute: <http://www.maweb.org/es/Framework.aspx>.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005a). *Estamos gastando más de lo que poseemos: capital natural y bienestar humano*. Declaración del Consejo. Millenium Ecosystem Assessment: <http://www.maweb.org/es/Index.aspx>.

- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005b). *Informe de síntesis de la evaluación de los Ecosistemas del Milenio*. Informes de Síntesis. Millenium Ecosystem Assessment: <http://www.maweb.org/es/Index.aspx>.
- Ezzine de Blas, D., Rico, L., Ruiz Pérez, M., y Maris, V. (2011). "La biodiversidad en el universo de los pagos por los servicios ambientales: desentrañando lo inextricable". *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228, 139-162.
- Faith, D.P., y Walker, P.A. (1996). "Integrating conservation and development: effective trade-offs between biodiversity and cost in the selection of protected areas". *Biodiversity and Conservation*, 5, 431-446.
- Falconí, F., y Burbano, R. (2004). "Instrumentos económicos para la gestión ambiental: decisiones monocriteriales versus decisiones multicriteriales". *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 1, 11-20.
- Feick, R.D., y Hall, G. (2002). "Balancing consensus and conflict with a GIS-based multi-participant, multi-criteria decision support tool". *GeoJournal*, 53, 391-406.
- Fernández, M., Moreno, V., Picazo, I., Torres, A., y Martínez, B. (2008). *Valoración de los costes indirectos de la Red Natura 2000 en España*. Madrid: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio del Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Figueira, J.R., Greco, S., y Ehr Gott, M. (2005). *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*. New York: Springer.
- Fiorino, D.J. (1990). "Citizen participation and environmental risk: A survey of institutional mechanisms". *Science, Technology & Human Values*, 15, 226-243.
- Florida, G., y Lozano, P.J. (2003). "La protección de espacios y especies dentro de la ordenación territorial. Las diferentes escalas legislativas: Europa, España y País Vasco". *Lurralde*, 26, 1-19.
- Florida, G., y Lozano, P.J. (2005). "Las figuras de protección de los espacios naturales en las Comunidades Autónomas españolas: una puesta al día". *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 40, 57-81.
- Flowerdew, R., y Martin, D. (eds.) (2005). *Methods in Human Geography: A guide for students doing a research project*. 2ª ed. Harlow, Reino Unido: Pearson.
- Fock, H.O. (2011). "Natura 2000 and the European Common Fisheries Policy". *Marine Policy*, 35, 181-188.
- Folch, R. (2003). "La aproximación sostenibilista. Evolución de la mirada y del proyecto sobre el territorio". *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. pp. 91-99. Barcelona: Diputació de Barcelona, Xarxa de Municipis.
- Folke, C., Hahn, T., Olsson, P., y Norberg, J. (2005). "Adaptive governance of social-ecological systems". *Annual Review of Environment and Resources*, 30, 411-473.
- Foresman, T.W. (1998). *The history of Geographic Information Systems: Perspectives from the pioneers*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Francis, R.A., y Goodman, M.K. (2010). "Post-normal science and the art of nature conservation". *Journal for Nature Conservation*, 18, 89-105.
- Frank, G., y Müller, F. (2003). "Voluntary approaches in protection of forests in Austria". *Environmental Science & Policy*, 6, 261-269.
- Funtowicz, S.O., Martínez Alier, J., Munda, G., y Ravetz, J.R. (1999). *Information tools for environmental policy under conditions of complexity*. Copenhague: Agencia Europea de Medio Ambiente.

- Funtowicz, S.O., y Ravetz, J.R. (1990). *Uncertainty and quality in science for policy*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Funtowicz, S.O., y Ravetz, J.R. (1991). "A new scientific methodology for global environmental issues". In Costanza, R. (ed.), *Ecological economics: The science and management of sustainability*. pp. 137-152. New York: Columbia University Press.
- Funtowicz, S.O., y Ravetz, J.R. (1994). "The worth of a songbird: Ecological economics as a post-normal science". *Ecological Economics*, 10, 197-207.
- Gaindegia (2007). *Euskal Herriko lurralde antolamendua. Gogoetak eta argibideak - Apuntes sobre la ordenación del territorio en y de Euskal Herria - Réflexions sur l'aménagement du territoire en et d'Euskal Herria*. Bego Saila nº 2. Andoain (Gipuzkoa): Gaindegia.
- Gamboa, G. (2006). "Social multi-criteria evaluation of different development scenarios of the Aysén region, Chile". *Ecological Economics*, 59, 157-170.
- Gamboa, G., y Munda, G. (2007). "The problem of windfarm location: A social multi-criteria evaluation framework". *Energy Policy*, 35, 1564-1583.
- Gantioler, S., Rayment, M., Bassi, S., Kettunen, M., Mc Conville, A., Landgrebe, R., et al. (2010). *Costs and socio-economic benefits associated with the Natura 2000 network*. Informe para la Comisión Europea, DG Medio Ambiente, ENV.B.2/SER/2008/0038. Bruselas: IEEP/GHK/Ecologic.
- Garayo, J.M. (1992). "Los montes del País Vasco". *Agricultura y Sociedad*, 65, 121-174.
- Garayo, J.M. (1996a). "Concepción integrada de la conservación de la naturaleza y categorías de espacios naturales protegidos". *Lurralde*, 19, 215-234.
- Garayo, J.M. (1996b). "Los espacios naturales protegidos en la CAPV (1922-1994)". *Agricultura y Sociedad*, 78, 61-112.
- Garayo, J.M. (1997). "La declaración de Parque Natural como intento de revitalización de la sociedad rural de montaña: el caso del valle de Valderejo". *Zainak*, 14, 339-366.
- Garayo, J.M. (1999). "Poder político y conservación de la naturaleza: los espacios naturales protegidos en la Comunidad Autónoma del País Vasco (1989-1998)". In Valle, B. (ed.), *Geografía y espacios protegidos*. pp. 143-158. Murcia: Asociación de Geógrafos Españoles, Federación de ENP de Andalucía.
- Garayo, J.M. (2001). "Los espacios naturales protegidos: entre la conservación y el desarrollo". *Lurralde*, 24, 271-293.
- García Alonso, O. (1999). "La economía de los espacios naturales protegidos y su aplicación para el desarrollo local de las poblaciones afectadas". Manuscrito. Mimeo.
- García Alonso, O. (2007). "De los parques naturales a Natura 2000: consecuencias para el desarrollo socioeconómico del territorio rural alavés". I Jornadas sobre Población y Territorio en Álava. Escuela de Empresariales de Vitoria-Gasteiz de la UPV/EHU. Vitoria-Gasteiz.
- García Alonso, O. (2009). *La contribución de los espacios protegidos al desarrollo socioeconómico de las comunidades rurales. Aplicación al Parque Natural de Izki (Álava)*. Tesis Doctoral. Dpto. de Economía Aplicada I. Vitoria-Gasteiz: UPV/EHU.
- García Fernández-Velilla, S. (2003). *Guía metodológica para la elaboración de planes de gestión de los lugares Natura 2000 en Navarra*. Pamplona: Gestión Ambiental, Viveros y Repoblaciones de Navarra.
- García Fernández-Velilla, S. (2009). *Instrumentos de mercado para la conservación de la biodiversidad y propuesta de actividades de difusión del mismo*. Madrid: Oficina técnica de Europarc-España.

- García Fernández-Velilla, S., y Barreiro, J. (2004). *Instrumentos económicos para la financiación de políticas de conservación de la biodiversidad*. Mimeo.
- García Fernández-Velilla, S., Jiménez, A., y Alfonso, C. (2011). *Decidir juntos para gestionar mejor. Manual de planificación participativa en áreas protegidas*. Vitoria-Gasteiz: Departamento de Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, Gobierno Vasco.
- García Fernández-Velilla, S., Jiménez, A., y Alfonso, C. (2012). *Cómo funciona Natura 2000*. Vitoria-Gasteiz: Departamento de Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, Gobierno Vasco.
- García, J.L., y García, M.J. (2005). *Política Agraria Común: balance y perspectivas*. Barcelona: La Caixa.
- Garmendia, E., y Gamboa, G. (2012). "Weighting social preferences in participatory multi-criteria evaluations: A case study on sustainable natural resource management". *Ecological Economics*, 84, 110-120.
- Garmendia, E., Gamboa, G., Franco, J., Garmendia, J.M., Liria, P., y Olazabal, M. (2010). "Social multi-criteria evaluation as a decision support tool for integrated coastal zone management". *Ocean & Coastal Management*, 53, 385-403.
- Garmendia, E., Prellezo, R., Murillas, A., Escapa, M., y Gallastegui, M. (2010). "Weak and strong sustainability assessment in fisheries". *Ecological Economics*, 70, 96-106.
- Garmendia, E., y Stagl, S. (2010). "Public participation for sustainability and social learning: Concepts and lessons from three case studies in Europe". *Ecological Economics*, 69, 1712-1722.
- Garrod, G., y Willis, K. (1999). *Economic valuation of the environment. Methods and case studies*. Great Britain: Edward Elgar.
- Geneletti, D. (2004). "A GIS-based decision support system to identify nature conservation priorities in an Alpine valley". *Land Use Policy*, 21, 149-160.
- Getzner, M., y Jungmeier M. (2002). "Conservation policy and the regional economy: The regional economic impact of Natura 2000 conservation sites in Austria". *Journal for Nature Conservation*, 10, 25-34.
- Getzner, M., Spash, C. L., y Stagl, S. (2005). *Alternatives for environmental valuation*. Londres: Routledge.
- Giampietro, M. (1994). "Using hierarchy theory to explore the concept of sustainable development". *Futures*, 26, 616-625.
- Gibbs, D., While, A., y Jonas, A.E.G. (2007). "Governing nature conservation: The European Union Habitats Directive and conflict around estuary management". *Environment and Planning A*, 39, 339-358.
- Gilbert, N. (ed.). (2001). *Researching social life*. 2ª ed. Londres: Sage.
- Gobierno Vasco (1992). *Plan Estratégico Rural Vasco. Líneas generales de actuación 1992-1996*. Vitoria-Gasteiz: Servicio Publicaciones del Gobierno Vasco.
- Gobierno Vasco (1996). *Plan de Actuación para el Desarrollo del Medio Rural Vasco 1997-2000. Marco general para una política en favor del espacio rural vasco*. Vitoria-Gasteiz: Servicio de Publicaciones del Gobierno Vasco.
- Gobierno Vasco (1997). *Directrices de Ordenación del Territorio de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Vitoria-Gasteiz: Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.
- Gobierno Vasco (2000). *Plan de Desarrollo Rural Sostenible de la Comunidad Autónoma del País Vasco (2000-2006)*. Tomo I y II. Vitoria-Gasteiz: Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.

- Gobierno Vasco (2002). *Programa Marco Ambiental de la CAPV (2002-2006). Estrategia Ambiental Vasca de Desarrollo Sostenible (2002-2020)*. Bilbao: Ihobe.
- Gobierno Vasco (2007). *II Programa Marco Ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco 2007-2010*. Bilbao: Ihobe.
- Gobierno Vasco (2009a). *Estado del medio ambiente en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Bilbao: Ihobe.
- Gobierno Vasco (2009b). *Estrategia de Biodiversidad de la CAPV 2009-2014*. Vitoria-Gasteiz: Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca.
- Gobierno Vasco (2010). *Plan Territorial Sectorial Agroforestal de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Vitoria-Gasteiz: Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca.
- Gobierno Vasco (2011a). *III Programa Marco Ambiental 2011-2014*. Vitoria-Gasteiz: Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca.
- Gobierno Vasco (2011b). *Programa de Desarrollo Rural del País Vasco 2007-2013*. Versión modificada V. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco.
- Gobierno Vasco (2012). *Modificación de las DOT, como consecuencia de su reestudio*. Vitoria-Gasteiz: Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca.
- Gómez Mendoza, J. (1995). "Desarrollo rural y espacios naturales protegidos". In Ramos, E., y Cruz, J. (eds.), *Hacia un nuevo sistema rural*. pp. 381-410. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Gómez Orea, D. (2002). *Ordenación territorial*. Madrid: Mundi-Prensa y Ediciones Agrícolas Españolas.
- Gómez, M., y Barredo, J.I. (2005). *Sistemas de Información Geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio*. 2ª ed. Madrid: Ra-Ma.
- Gómez, J., y Barreiro, J. (2007). "Valoración de bienes ambientales complejos: una alternativa multicriterio". *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 7, 83-107.
- Gómez-Baggethun, E. (2011). "Análisis crítico de los pagos por servicios ambientales: de la gestación teórica a la implementación". *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228, 33-53.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., y Montes, C. (2010). "The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes". *Ecological Economics*, 69, 1209-1218.
- González Bernáldez, F. (1988). "Relación entre espacios naturales protegidos y protegibles: los términos de una polémica". Supervivencia De Los Espacios Naturales (Survie Des Espaces Naturels) - Coloquio Hispano-Francés Sobre Espacios Natuales (Colloque Franco-Espagnol Sur Les Espaces Naturels). pp. 45-59. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- González, J.C., y Serrano, E. (2008). "La valoración del patrimonio geomorfológico en espacios naturales protegidos. Su aplicación en el Parque Natural de Picos de Europa". *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 47, 175-194.
- Goodland, R., Daly, H., El Serafy, S., y Droste, B. (1997). *Medio ambiente y desarrollo sostenible: más allá del Informe Brundtland*. Madrid: Trotta.
- Goodwin, P., y Wright, G. (1997). *Decision analysis for management judgement*. 2ª ed. Chichester, UK: John Wiley y Sons.
- Gorría, A. J. (1992). *Los efectos de la declaración del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido en la población y el sistema socioeconómico de su entorno*. Documento de síntesis. Red de Parques Nacionales - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

- Graves, N., y Varma, V. (ed.). (1997). *Working for a doctorate. A guide for the humanities and social sciences*. Londres y Nueva York: Routledge.
- Green, J., y Caracelli, V. (1997). "Defining and describing the paradigm issue in mixed-method evaluation". *New Directions for Evaluation*, 74, 5-17.
- Greenpeace (2010). *Destrucción a toda costa 2010*. Informe de Greenpeace sobre la situación del litoral español nº 10. Madrid: Greenpeace.
- Guba, E.G., y Lincoln, I.S. (1989). *Fourth generation evaluation*. Thousand Oaks, California: SAGE publications.
- Gurrutxaga, M. (2005). *Red de corredores ecológicos de la Comunidad Autónoma de Euskadi*. Documento de síntesis. Biodiversidad y Paisaje. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco.
- Gutrich, J., Donovan, D., Finucane, M., Focht, W., Hitzhusen, F., Manopimoke, S., et al. (2005). "Science in the public process of ecosystem management: Lessons from Hawaii, Southeast Asia, Africa and the US mainland". *Journal of Environmental Management*, 76, 197-209.
- Habermas, J. (1996). *Between facts and norms: Contributions to a discourse theory of law and democracy*. Cambridge, MA: The MIT Press.
- Hajkowicz, S. (2007). "Allocating scarce financial resources across regions for environmental management in Queensland, Australia". *Ecological Economics*, 61, 208-216.
- Hajkowicz, S. (2008). "Supporting multi-stakeholder environmental decisions". *Journal of Environmental Management*, 88, 607-614.
- Hanley, N., y Barbier, E.B. (2009). *Pricing nature: Cost-benefit analysis and environmental policy*. Cheltenham; Northampton, MA: Edward Elgar.
- Hanley, N., Shogren, J. F., y White, B. (2007). *Environmental economics in theory and practice*. 2ª ed. Londres: Palgrave Macmillan.
- Hanley, N., y Spash, C. L. (1993). *Cost-benefit analysis and the environment*. Aldershot: Edward Elgar.
- Hanley, N., Spash, C., y Walker, L. (1995). "Problems in valuing the benefits of biodiversity protection". *Environmental and Resource Economics*, 5, 249-272.
- Hardin, G. (1968). "The tragedy of commons". *Science*, 162, 1243-1248.
- Harrington, C., Lane, R., y Mercer, D. (2006). "Learning conservation: The role of conservation covenants in landscape redesign at Project Hindmarsh, Victoria". *Australian Geographer*, 37, 187-209.
- Hernandez, S., y Sainteny, G. (2008). *Evaluation économique et institutionnelle du programme natura 2000: étude de cas sur la plaine de la Crau*. Hors Série nº 8. Lettre de la direction des études économiques et de l'évaluation environnementale.
- Hervieu, B. (1996). *Los campos del futuro*. Serie Estudios nº 118. Madrid: Ministeria de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Hinloopen, E., y Nijkamp, P. (1990). "Qualitative multiple criteria choice analysis, the dominant regime method". *Quality and Quantity*, 24, 37-56.
- Hinloopen, E., Nijkamp, P., y Rietveld, P. (1983). "The REGIME method: A new multicriteria technique". In Hansen, P. (ed.), *Essays and surveys on multiple criteria decision making*. pp. 146-155. Berlin: Springer.
- Hjortsø, C.N., Stræde, S., y Helles, F. (2006). "Applying multi-criteria decision-making to protected areas and buffer zone management: A case study in the Royal Chitwan National Park, Nepal". *Journal of Forest Economics*, 12, 91-108.

- Hockings, M., Stolton, S., y Dudley, N. (2000). *Evaluating effectiveness: A framework for assessing the management of protected areas*. Best Practice Protected Area Guidelines Series nº 6. Gland (Suiza) y Cambridge: UICN.
- Holling, C.S. (1978). *Adaptive environmental assessment and management*. Londres: Wiley.
- House, E. (1994). *Evaluación, ética y poder*. Madrid: Ediciones Morata.
- Hoyos, D., Mariel, P., Pascual, U., y Etxano, I. (2012). "Valuing a Natura 2000 network site to inform land use options using a discrete choice experiment: An illustration from the Basque Country". *Journal of Forest Economics*, 18, 329-344.
- Hoyos, D., Riera, P., Fernández-Macho, J., Gallastegui, M.C., y García, D. (2008). *Valuing environmental impacts of coastal developments projects: A choice modelling application in Spain*. BILTOKI DT nº 2008.02. Bilbao: Dpto. de Economía Aplicada III, UPV/EHU.
- Hwang, C.L., y Yoon, K. (1981). *Multiple attribute decision making: Methods and applications*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag.
- Ihobe (2009). *Propuesta de marco metodológico integrado para la valoración de espacios Red Natura de la CAPV. Caso piloto: LIC Gárate-Santa Barbara*. Proyectos Innovadores 2008. Mimeo.
- Jacobs (2004). *An economic assessment of the costs and benefits of Natura 2000 sites in Scotland*. Environment Group Research Report nº 2004/05. Edimburgo: Scottish Government.
- Jacquet-Lagrèze, E., y Siskos, Y. (1982). "Assessing a set of additive utility functions for multicriteria decision making: The UTA method". *European Journal of Operational Research*, 10, 151-164.
- James, R.F., y Blamey, R.K. (2005). "Deliberation and economic valuation: National Park management". In Getzner, M., Spash, C.L., y Stagl, S. (eds.), *Alternatives for environmental valuation*. pp. 225-243. Londres: Routledge.
- Janssen, R., y Munda, G. (1999). "Multi-criteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluations problems". In van den Bergh, J.C.J.M. (ed.), *Handbook of environmental and resource economics*. pp. 837-852. Cheltenham; Northampton, MA: Edward Elgar.
- Jiménez Herrero, L.M. (2000). *Desarrollo sostenible. Transición hacia la coevolución global*. Madrid: Pirámide.
- Joint Research Centre (1996). *NAIADE. Manual and tutorial. Version 1.0 ENG*. Ispra, Italia: Joint Research Centre, Comisión Europea.
- Kächele, H., y Dabbert, S. (2002). "An economic approach for a better understanding of conflicts between farmers and nature conservationists — An application of the decision support system MODAM to the Lower Odra Valley National Park". *Agricultural Systems*, 74, 241-255.
- Kasemir, B., Jäger, J., Jaeger, C. C., y Gardner, M.T. (eds.) (2003). *Public participation in sustainability science: A handbook*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Kay, J.J., Regier, H.A., Boyle, M., y Francis, G. (1999). "An ecosystem approach for sustainability: Addressing the challenge of complexity". *Futures*, 31, 721-742.
- Keeney, R.L., y Raiffa, H. (1976). *Decisions with multiple objectives*. Chichester: Wiley.
- Keeney, R.L., y Raiffa, H. (1993). *Decision with multiple objectives: Preference and value tradeoffs*. New York: Cambridge University Press.
- Kelleher, G. (2002). *Guidelines for marine protected areas*. Best Practice Protected Areas Guidelines Series nº 3. Gland (Suiza) y Cambridge: UICN.
- Kettunen, M., Bassi, S., Gantiloler, S., y ten Brink, P. (2009). *Assessing socio-economic benefits of Natura 2000 - A toolkit for practitioners*. Bruselas: IEEP.

- Kleiman, D.G., Reading, R.P., Miller, B.J., Clark, T.W., Scott, J.M., Robinson, J., *et al.* (2000). "Improving the evaluation of conservation programs". *Conservation Biology*, 14, 356-365.
- Krott, M., Julien, B., Lammertz, M., Barbier, J.M., Jen, S., Ballesteros, M., *et al.* (2000). "VOicing interests and ConcErns: NATURA 2000 – An ecological network in conflict with people". *Forest Policy and Economics*, 1, 357-366.
- Kuik, O., Brander, L., y Schaafsma, M. (2006). *Globale batenraming van Natura 2000 gebieden*. Amsterdam: Instituut voor Milieuvraagstukken.
- Kushwah, R.B.S., y Kumar, V. (2001). *Economics of protected area and its effect on biodiversity*. Nueva Delhi: A.P.H. Publishing Corporation.
- Lafferty, W.M. (2004). *Governance for sustainable development: The challenge of adapting form to function*. Cheltenham; Northampton, MA: Edward Elgar.
- Lazcano, I. (2007). "Los espacios naturales protegidos". In Lasagabaster, I., Lazcano, I., García Ureta, A., y Pérez García, C. (eds.), *Derecho ambiental. Parte especial I. Espacios naturales, flora y fauna, montes, paisaje*. pp. 35-233. Bilbao: LETE.
- Leclercq, J.P. (1984). "Propositions d'extension de la notion de dominance en présence des relations d'ordre sur les pseudo-critères: La méthode MELCHIOR". *Revue Belge de Statistique, d'Informatique et de Recherche Opérationnelle*, 24, 32-46.
- Levin, S.A. (1999). *Fragile dominion: Complexity and the commons*. Reading, MA: Perseus Books.
- Li, C., Kuuluvainen, J., Pouta, E., Rekola, M., y Tahvonon, O. (2004). "Using choice experiments to value Natura 2000 nature conservation programs in Finland". *Environmental and Resource Economics*, 29, 361-374.
- Libecap, G. (2002). "Contracting for property rights". In Anderson, F., y Mc Chesney, F.S. (eds.), *Property rights: Cooperation, conflict and law*. pp. 142-168. Princeton: Princeton University Press.
- Libecap, G. (2005). "State regulation of open access, common pool-resources". In Ménard, C., y Shirley, M. (eds.), *Handbook of new institutional economics*. pp. 545-573. Berlin: Springer.
- Limburg, K.E., O'Neill, R.V., Costanza, R., y Farber, S. (2002). "Complex systems and valuation". *Ecological Economics*, 41, 409-420.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., *et al.* (2007). "Complexity of coupled human and natural systems". *Science*, 317, 1513-1516.
- Llorens Marti, V., Rodríguez Aizpeolea, J.A., y Tortosa, F. (1988). "Marco legal y protección de espacios naturales en España". Supervivencia De Los Espacios Naturales (Survie Des Espaces Naturels) - Coloquio Hispano-Francés Sobre Espacios Natuales (Colloque Franco-Espagnol Sur Les Espaces Naturels). pp. 441-456. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Loidi, J.J. (1981). *Estudio de la flora y vegetación de los ríos Deva y Urola en la provincia de Guipúzcoa*. Tesis Doctoral. Madrid: Universidad Complutense de Madrid.
- Loidi, J.J., y Fernández, J.A. (1986). "Datos sobre la biogeografía y vegetación del sector castellano-cantábrico". *Docum. Phytosociologiques*, 10, 323-362.
- Loomis, J. (2006). "Use of contingent values of wildlife and habitat preservation in policy and benefit-cost analyses". In Alberini, A. y Kahn, J.R. (eds.), *Handbook on contingent valuation*. pp. 292-306. Cheltenham: Edward Elgar.
- Louviere, J.J., Hensher, D.A., y Swait, J.D. (2000). *Stated choice methods: Analysis and applications*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

- Lozano, P. J. (2001). *Bases para una zoogeografía aplicada. Diseño de una metodología geográfica de atlas de fauna. Aplicación a los vertebrados del sector nororiental de Guipúzcoa (País Vasco)*. Tesis Doctoral. Dpto. de Geografía, Prehistoria y Arqueología. Vitoria-Gasteiz: UPV/EHU.
- Lozano, P.J. (2008). *Bases para una zoogeografía aplicada. Diseño de una metodología geográfica de atlas de fauna. Aplicación a los vertebrados del sector nororiental de Guipúzcoa (País Vasco)*. Vitoria-Gasteiz: Hería.
- Lozano, P.J. (2010). "La política de ordenación del territorio dentro de la Comunidad Autónoma del País Vasco". *Ekonomiaz*, 25A, 346-373.
- Lozano, P.J., y Meaza, G. (2003). "Metodología de valoración zoogeográfica por unidades ambientales para la ordenación y gestión del territorio. Ensayo de aplicación en el sector nororiental de Guipúzcoa (País Vasco)". *Ería*, 60, 117-129.
- Lucio, A. J. (2002). "Red Natura 2000, espacios naturales protegidos y desarrollo rural en Cantabria". Jornadas de Presentación del Libro Blanco de la Agricultura y el Desarrollo Rural 2003. Disponible: <http://www.libroblancoagricultura.com>
- Lusigi, W.J. (1995). "How to build local support for protected areas". In Mc Neely, J. (ed.), *Expanding partnerships in conservation*. pp. 19-24. Washington DC: Island Press.
- Macmillan, D.C., Harley, D., y Morrison, R. (1999). "Cost-effectiveness analysis of forest biodiversity enhancement: An application of expert judgement". In O'Connor, M. y Spash, C.L. (eds.), *Valuation and the environment: Theory, method and practice*. pp. 109-121. Cheltenham: Edward Elgar.
- Malagón, E. (2009). *Multifuncionalidad e instrumentos de política agraria: el caso de la política agroambiental en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Tesis Doctoral. Hegoa - Instituto de Estudios sobre Desarrollo y Cooperación Internacional. Bilbao: UPV/EHU.
- Malczewski, J. (2006). "GIS-based multicriteria decision analysis: A survey of the literature". *International Journal of Geographical Information Science*, 20, 703-726.
- Malczewski, J. (2010). "Multiple criteria decision analysis and Geographic Information Systems". In Ehr Gott, M. Figueira, J.R. y Greco, S. (eds.), *Trends in multiple criteria decision analysis*. pp. 369-395. New York: Springer.
- Malczewski, J., Moreno-Sanchez, R., Bojórquez-Tapia, L.A., y Ongay-Delhumeau, E. (1997). "Multicriteria group decision-making for environmental conflict analysis in the Cape Region, Mexico". *Journal of Environmental Planning and Management*, 40, 349-374.
- Margalef, R. (1977). *Ecología*. Barcelona: Ediciones Omega.
- Martínez Alier, J., Munda, G., y O'Neill, J. (1998). "Weak comparability of values as a foundation for Ecological Economics". *Ecological Economics*, 26, 277-286.
- Martínez Alier, J., Munda, G., y O'Neill, J. (1999). "Commensurability and compensability in Ecological Economics". In O'Connor, M. y Spash, C.L. (eds.), *Valuation and the environment*. pp. 37-57. Cheltenham: Edward Elgar.
- Martínez Alier, J., y Roca, J. (2000). *Economía Ecológica y política ambiental*. México, DF: PNUMA, Fondo de Cultura Económica.
- Martínez Salcedo, F. (1988). Las políticas de ordenación global e integrada en los espacios naturales. Supervivencia De Los Espacios Naturales (Survie Des Espaces Naturels) - Coloquio Hispano-Francés Sobre Espacios Natuales (Colloque Franco-Espagnol Sur Les Espaces Naturels). pp. 745-753. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

- Martínez-Harms, M.J., y Gajardo, R. (2008). "Ecosystem value in the Western Patagonia protected areas". *Journal for Nature Conservation*, 16, 72-87.
- Martín-López, B., García-Llorente, M., Palomo, I., y Montes, C. (2011). "The conservation against development paradigm in protected areas: Valuation of ecosystem services in the Doñana social-ecological system (Southwestern Spain)". *Ecological Economics*, 70, 1481-1491.
- Matarazzo, B. (1986). "Multicriterion analysis of preferences by means of pairwise actions and criterion comparisons". *Applied Mathematics and Computations*, 18, 119-141.
- Matarazzo, B. (1988). "Preference ranking global frequencies in multicriterion analysis, PRAGMA". *European Journal of Operational Research*, 36, 36-49.
- Maurín, M. (1999). "Espacios naturales, ordenación territorial y desarrollo sostenible en la Asturias de hoy". *Ería*, 50, 291-303.
- Mc Cauley, D. (2008). "Sustainable development and the 'governance challenge': The French experience with Natura 2000". *European Environment*, 18, 152-167.
- Mc Clanahan, T.R., Castilla, J.C., White, A.T., y Defeo, O. (2009). "Healing small-scale fisheries by facilitating complex socio-ecological systems". *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 19, 33-47.
- Mc Neely, J. (ed.) (1995). *Expanding partnership in conservation*. Washington DC: Island Press.
- Memtsas, D.P. (2003). "Multiobjective programming methods in the reserve selection problem". *European Journal of Operational Research*, 150, 640-652.
- Messner, F., Zwirner, O., y Karkuschke, M. (2006). "Participation in multi-criteria decision support for the resolution of a water allocation problem in the Spree River basin". *Land Use Policy*, 23, 63-75.
- Mills, J. (2002). "More than biodiversity: The socio-economic impact of implementing biodiversity action plans in the UK". *Journal of Environmental Planning and Management*, 45, 533-547.
- Monnier, E. (1995). *Evaluación de la acción de los poderes públicos*. Madrid: Instituto de Estudios Fiscales.
- Monterroso, I., Binimelis, R., y Rodríguez-Labajos, B. (2011). "New methods for the analysis of invasion processes: Multi-criteria evaluation of the invasion of *hydrilla verticillata* in Guatemala". *Journal of Environmental Management*, 92, 494-507.
- Montes, C., Santos, F., Aguado, M., Martín-López, B., González, J. A., Benayas, J., et al. (2011). *La evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España*. Síntesis de resultados. Madrid: Fundación Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente y Merdio Rural y Marino.
- Morata, F. (ed). (2001). *Políticas públicas en la Unión Europea*. Barcelona: Ariel.
- Moreno, V., Cuellar, R., Picazo, I., Martínez, B., Torres, A., y Iglesias, R. (2008). *Valoración del cese potencial de ingresos de la Red Natura 2000 en España*. Madrid: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Moreno, V., Picazo, I., Cuellar, R., García, M.C., y Cabrerizo, M. (2007). *Valoración de los costes directos de gestión de la Red Natura 2000 en España*. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio del Medio ambiente.
- Mulder, I. (2007). *Biodiversity, the next challenge for finalcial institutions?*. Gland (Suiza): UICN.
- Mulero, A. (1999). *Introducción al medio ambiente en España. Procesos de degradación y actuaciones protectoras básicas*. Barcelona: Ariel.
- Mulero, A. (2001). "Los espacios naturales protegidos en andalucía: evolución, caracterización geográfica y singularidades". *Ería*, 54-55, 141-157.

- Mulero, A. (2002). *La protección de espacios naturales en España. Antecedentes, contrastes territoriales y perspectivas*. Madrid: Mundiprensa.
- Mulero, A. (2004). "Iniciativas internacionales para la protección de espacios naturales. Un análisis crítico de su aplicación en España". *Doc. Anál. Geogr.*, 44, 167-187.
- Mulero, A., y Garzón, R. (2005). "Espacios naturales protegidos y desarrollo rural en España: los planes de desarrollo sostenible". *Ería*, 68, 315-330.
- Munda, G. (1995). *Multicriteria evaluation in a fuzzy environment. Theory and applications in Ecological Economics*. Heidelberg: Physica-Verlag.
- Munda, G. (1996). "Cost-benefit analysis in integrated environmental assessment: Some methodological issues". *Ecological Economics*, 19, 157-168.
- Munda, G. (2004). "Social multi-criteria evaluation: Methodological foundations and operational consequences". *European Journal of Operational Research*, 158, 662-677.
- Munda, G. (2005a). "'Measuring sustainability': A multi-criterion framework". *Environment, Development and Sustainability*, 7, 117-134.
- Munda, G. (2005b). "Multiple criteria decision analysis and sustainable development". In Figueira, J. Greco, S. y Ehrgott, M. (eds.), *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*. pp. 953-986. New York: Springer.
- Munda, G. (2006). "Social multi-criteria evaluation for urban sustainability policies". *Land Use Policy*, 23, 86-94.
- Munda, G. (2008). *Social multi-criteria evaluation for a sustainable economy*. Verlag, Berlin, Heidelberg: Springer.
- Munda, G. (2009). "A conflict analysis approach for illuminating distributional issues in sustainability policy". *European Journal of Operational Research*, 194, 307-322.
- Munda, G., y Russi, D. (2005). *Energy policies for rural electrification: A social multi-criteria evaluation approach*. Working Papers nº 1. Barcelona: Unitat d'Història Econòmica, Universitat Autònoma de Barcelona.
- Muñoz, J.C. (2006). *Turismo y sostenibilidad en espacios naturales protegidos: La carta europea de turismo sostenible en la zona volcánica de la Garrotxa y el plan de desarrollo sostenible en Cabo de Gata (Níjar)*. Tesis Doctoral. Dpto. de Geografía, Historia e Historia del Arte. Girona: Universidad de Girona.
- Muñoz, J.C. (2008). "El turismo en los espacios naturales protegidos españoles, algo más que una moda reciente". *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 46, 291-304.
- Munro, D.A. (1995). "New partners in conservation: How to expand public support for protected areas". In Mc Neely, J. (ed.), *Expanding partnerships in conservation*. pp. 13-18. Washington DC: Island Press.
- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., y May, P.H. (2010). "Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services". *Ecological Economics*, 69, 1202-1208.
- Murua, J.R., Eguía, B., Malagón, E., y Albiac, J. (2006). *Coste de la no agricultura en el País Vasco*. Vitoria-Gasteiz: Departamento de Agricultura, Pesca y Alimentación del Gobierno Vasco.
- Murua, J.R., García Alonso, O., y Tomé, F.J. (1999). *El parque natural de urkiola: La relación entre el espacio protegido y las comunidades locales*. Diputación Foral de Bizkaia. Mimeo.

- Naciones Unidas (2010). *Estudio económico y social mundial. Nuevos instrumentos para el desarrollo mundial*. Sinopsis. Nueva York: Departamento de Asuntos Económicos y Sociales, Naciones Unidas.
- Nelson, J.G., Day, J.C., y Sportza, L. (ed.) (2003). *Protected areas and the regional planning imperative in North America: Integrating nature conservation and sustainable development*. Calgary y East Lansing: University of Calgary Press y Michigan State University Press.
- Neumayer, E. (2010). *Weak versus strong sustainability: Exploring the limits of two opposing paradigms*. Cheltenham; Northampton, MA: Edward Elgar.
- Neurath, O. (1973). *Empiricism and sociology*. Dordrecht: Reidel.
- Niemelä, J., Young, J., Alard, D., Askasibar, M., Henle, K., Johnson, R., et al. (2005). "Identifying, managing and monitoring conflicts between forest biodiversity conservation and other human interests in Europe". *Forest Policy and Economics*, 7, 877-890.
- Nijkamp, P., Rietveld, P., y Voogd, H. (1990). *Multicriteria evaluation in physical planning*. Amsterdam: Elsevier.
- Norese, M.F. (2006). "ELECTRE III as a support for participatory decision-making on the localisation of waste-treatment plants". *Land Use Policy*, 23, 76-85.
- Norgaard, R.B., Kallis, G., y Kiparsky, M. (2009). "Collectively engaging complex socio-ecological systems: Re-envisioning science, governance, and the California Delta". *Environmental Science & Policy*, 12, 644-652.
- North, D.C. (1990). *Institutions, institutional change and economic performance*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Norton, B., Costanza, R., y Bishop, R.C. (1998). "The evolution of preferences: Why 'sovereign' preferences may not lead to sustainable policies and what to do about it". *Ecological Economics*, 24, 193-211.
- Noss, R.F., Carroll, C., Vance-Borland, K., y Wuerthner, G. (2002). "A multicriteria assessment of the irreplaceability and vulnerability of sites in the greater Yellowstone ecosystem". *Conservation Biology*, 16, 895-908.
- Nunes, P.A.L.D., van den Bergh, J.C.J.M., y Nijkamp, P. (2003). *The Ecological Economics of biodiversity. Methods and policy applications*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Obua, J. (1997). "The potential, development and ecological impact of ecotourism in Kibale National Park, Uganda". *Journal of Environmental Management*, 50, 27-38.
- OCDE (1999). *Handbook of incentives measures for biodiversity. Design and implementation*. París: OCDE.
- OCDE (2001). *Multifunctionality: Towards an analytical framework. Ariculture and food*. París: OCDE.
- OCDE (2003). *Harnessing markets for biodiversity. Towards conservation and sustainable use*. París: OCDE.
- OCDE (2004). *Handbook of market creation for biodiversity. Issues in implementation*. París: OCDE.
- O'Connor, M. (ed.) (1998). *The VALSE project. VALuation of sustainable environments*. Informe final. EUR 18677 EN. París: Comunidades Europeas.
- O'Connor, M., Faucheaux, S., Froger, G., Funtowicz, S.O., y Munda, G. (1996). "Emergent complexity and procedural rationality: Post-normal science for sustainability". In Costanza, R., Segura, O. y Martínez Alier, J. (eds.), *Getting down the Earth: Practical applications of ecological economics* pp. 223-248. Washington DC: Island Press/ISEE.

- O'Connor, M., y Spash, C.L. (ed.) (1999). *Valuation and the environment: Theory, method and practice*. Cheltenham: Edward Elgar.
- O'Hara, S.U. (1996). "Discursive ethics in ecosystems valuation and environmental policy". *Ecological Economics*, 16, 95-107.
- Oikonomou, V., Dimitrakopoulos, P.G., y Troumbis, A.Y. (2011). "Incorporating ecosystem functions concept in environmental planning and decision making by means of multi-criteria evaluation: The case-study of Kalloni, Lesbos, Greece". *Environmental Management*, 47, 77-92.
- Ojeda, J.F. (1999). "Espacios naturales protegidos y desarrollo sostenible". In Valle, B. (ed.), *Geografía y espacios protegidos*. Murcia: Asociación de Geógrafos Españoles, Federación de ENP de Andalucía.
- O'Neill, J. (1993). *Ecology, policy and politics*. Londres: Routledge.
- Ortuño, F. (1981). "Espacios naturales y ordenación del territorio". *Estudios Territoriales*, 1, 197-207.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Ostrom, E. (2007). "A diagnostic approach for going beyond panaceas". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 15181-15187.
- Ostrom, E. (2008). "Institutions and the environment". *Economic Affairs*, 28, 24-31.
- Ostrom, E. (2009). "A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems". *Science*, 325, 419-422.
- Ostrom, E., Janssen, M.A., y Anderles, J.M. (2007). "Going beyond panaceas". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 15176-1178.
- Paavola, J. (2004). "Protected areas governance and justice: Theory and European Union's Habitats Directive". *Environmental Sciences*, 1, 59-77.
- Paavola, J. (2007). "Institutions and environmental governance: A reconceptualization". *Ecological Economics*, 63, 93-103.
- Paavola, J., y Adger, W.N. (2005). "Institutional ecological economics". *Ecological Economics*, 53, 353-368.
- Paavola, J., Gouldson, A., y Kluvánková-Oravská, T. (2009). "Interplay of actors, scales, frameworks and regimes in the governance of biodiversity". *Environmental Policy and Governance*, 19, 148-158.
- Pagiola, S. (2005). *Assessing the efficiency of payments for environmental services programs: A framework for analysis*. Washington, DC: Banco Mundial.
- Pagiola, S., von Ritter, K., y Bishop, J. (2004). *Assessing the economic value of ecosystem conservation*. Washington DC: The World Bank Environment Department, World Bank.
- Paneque, P., Corral, S., Guimarães, Â., del Moral, L., y Pedregal, B. (2009). "Participative multi-criteria analysis for the evaluation of water governance alternatives. A case in the Costa del Sol (Málaga)". *Ecological Economics*, 68, 990-1005.
- Parolo, G., Ferrarini, A., y Rossi, G. (2009). "Optimization of tourism impacts within protected areas by means of genetic algorithms". *Ecological Modelling*, 220, 1138-1147.
- Parra, F. (1990). "La política de espacios naturales: una historia ambigua". *Ciudad y Territorio*, 83, 67-76.
- Pascual, U. (2007). *El valor económico total del bosque en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Arkaute: IKT.

- Pascual, U., y Corbera, E. (2011). "Pagos por servicios ambientales: perspectivas y experiencias innovadoras para la conservación de la naturaleza y el desarrollo rural". *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228, 11-29.
- Patton, M.Q. (1978). *Qualitative research and evaluation methods*. Thousand Oaks, California.: SAGE publications.
- Patton, M.Q. (1997). *Utilization-focused evaluation*. Thousand Oaks, California: SAGE publications.
- Patton, M.Q. (2008). *Utilization-focused evaluation*. 4ª ed. Thousand Oaks, California: SAGE publications.
- Pearce, D., y Turner, K. (1995). *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*. Madrid: Colegio de Economistas de Madrid - Celeste ediciones.
- Perman, R., Ma, Y., Mc Gilvray, J., y Common, M. (2003). *Natural resource and environmental economics*. Harlow, Essex: Pearson Education.
- Perrings, C., Mäler, K.G., Folke, C., Holling, C.S., y Jansson, B. (eds.). (1995). *Biodiversity loss: Economic and ecological issues*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Phillips, A. (2002). *Management guidelines for IUCN category V protected area: Protected Landscapes/Seascapes*. Best Practice Protected Area Guidelines Series nº 9. Gland (Suiza) y Cambridge: UICN.
- Phillips, A. (2003). *Turning ideas on the head: The new paradigm for protected areas*. Conservation Study Institute paper. Woodstock, VT: CSI.
- PNUMA (2011). *Hacia una economía verde: guía para el desarrollo sostenible y la erradicación de la pobreza*. Síntesis para los encargados de la formulación de políticas. Ciudad de Panamá, Panamá: PNUMA.
- Portman, M.E. (2007). "Zoning design for cross-border marine protected areas: The Red Sea Marine Peace Park case study". *Ocean & Coastal Management*, 50, 499-522.
- Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O., y Li, C. (2000). "Contingent evaluation of Natura 2000 nature conservation programme in Finland". *Forestry*, 73, 119-128.
- Prada, A., Vázquez, M.X., y Soliño, M. (2005). *Beneficios y costes sociales de la Red Natura 2000*. Santiago de Compostela: CIEF, Fundación Caixa Galicia.
- Pröbstl, U. (2003). "Natura 2000 – The influence of the European directives on the development of nature-based sport and outdoor recreation in mountain areas". *Journal of Nature Conservation*, 11, 340-345.
- Proctor, W., y Drechsler, M. (2006). "Deliverative multi criteria evaluation". *Environmental and Planning C: Government and Policy*, 24, 169-190.
- Pyke, C. (2007). "The implications of global priorities for biodiversity and ecosystems services associated with protected areas". *Ecology and Society*, 12, 4.
- Ramos, E., y Cruz, J. (eds.) (1995). *Hacia un nuevo sistema rural*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Rauschmayer, F., Berghöfer, A., Omann, J., y Zikos, D. (2009). "Examining processes or/and outcomes? Evaluation concepts in European governance of natural resources". *Environmental Policy and Governance*, 19, 159-173.
- Rauschmayer, F., Paavola, J., y Wittmer, H. (2009). "European governance of natural resources and participation in a multi-level context: An editorial". *Environmental Policy and Governance*, 19, 141-147.

- Rauschmayer, F., y Wittmer, H. (2006). "Evaluating deliberative and analytical methods for the resolution of environmental conflicts". *Land Use Policy*, 23, 108-122.
- Ravera, F., Tarrasón, D., Pastor, P.A., y Grasa, R. (2009). "Procesos y métodos de evaluación integrada participativa de degradación en agroecosistemas semáridos. Un caso de estudio en un área protegida en el tropico seco nicaragüense". *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 13, 79-99.
- Regan, H. M., Colyvan, M., y Markovchick-Nicholls, L. (2006). "A formal model for consensus and negotiation in environmental management". *Journal of Environmental Management*, 80, 167-176.
- Rescia, A.J., Willaarts, B.A., Schmitz, M.F., y Aguilera, P.A. (2010). "Changes in land uses and management in two nature reserves in Spain: Evaluating the social-ecological resilience of cultural landscapes". *Landscape and Urban Planning*, 98, 26-35.
- Riera, P. (1994). *Manual de valoración contingente*. Madrid: Instituto de Estudios Fiscales.
- Riera, P., García, D., Kriström, B., y Brännlund, R. (2005). *Manual de economía ambiental y de los recursos naturales*. Madrid: Thomson.
- Ritson, C., y Harvey, D. R. (1997). *The Common Agricultural Policy*. 2ª ed. Wallingford: CAB International.
- Rivas Martínez, S., Bascones, J.C., Díaz González, T.E., Fernández González, F., y Loidi, J. (1991). "Vegetación del Pirineo occidental y navarra". *Itinera Geobotánica*, 5, 5-456.
- Robinson, R. (2009). *Mountain development based on cultural and environmental assets*. Bruselas: Euromontana.
- Roca, E., Gamboa, G., y Tábara, D. (2008). "Assessing the multidimensionality of coastal erosion risks: Public participation and multicriteria analysis in a Mediterranean coastal system". *Risk Analysis*, 28, 399-412.
- Rodela, R., y Udovč, A. (2008). "Participation in nature protection: Does it benefit the local community? A Triglav National Park case study". *International Journal of Biodiversity Science and Management*, 4, 209-218.
- Rodríguez Rodríguez, D. (2009). "Mitigación de los impactos del turismo en espacios naturales protegidos y mejora de su financiación a través de medidas económicas". *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 50, 217-238.
- Rojas-Briales, E. (2000). "Socio-economics of nature protection policies in the perspective of the implementation of Natura 2000 network: The Spanish case". *Forestry*, 73, 199-207.
- Romero, C. (1993). *Teoría de la decisión multicriterio: conceptos, técnicas y aplicaciones*. Madrid: Alianza.
- Romero, C., y Rehman, T. (2003). *Multiple criteria analysis for agricultural decisions*. 2ª ed. Amsterdam: Elsevier.
- Rossi, G., Parolo, G., y Ferrarini, A. (2009). "A rapid and cost-effective tool for managing habitats of the European Natura 2000 network: A case study in the Italian Alps". *Biodiversity Conservation*, 18, 1375-1388.
- Rossi, P.H., y Freeman, H.E. (1993). *Evaluation. A systematic approach*. Thousand Oaks, California: SAGE publications.
- Roubens, M. (1982). "Preference relations on actions and criteria in multicriteria decision making". *European Journal of Operational Research*, 10, 51-55.

- Roy, B. (1968). "Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode ELECTRE)". *RIRO*, 8, 57-75.
- Roy, B. (1978). "ELECTRE III: un algorithme de rangement fondé sur une représentation floue des préférences en présence de critères multiples". *Cahiers du Centre d'Études de Recherche Operationnelle*, 20, 3-24.
- Roy, B. (1985). *Méthodologie multicritère d'aide à la décision*. Paris: Economica.
- Roy, B. (2005). "Paradigms and challenges". In Figueira, J., Greco, S., y Ehrgott, M. (eds.), *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*. (pp. 3-24). Boston: Springer.
- Roy, B., y Bertier, P. (1973). "La méthode ELECTRE II: une application au media-planning". In Ross, M. (ed.), *Operations research '72*. pp. 291-302. Amsterdam: North-Holland.
- Roy, B., y Bouyssou, D. (1993). *Aide multicritère à la décision: méthodes et cases*. Paris: Economica.
- Roy, B., y Hugonnard, J.C. (1982). "Ranking of suburban line extension projects on the Paris metro system by a multicriteria method". *Transportation Research*, 16A, 301-312.
- Roy, B., y Skalka, J.M. (1985). *ELECTRE IS, aspects méthodologiques et guide d'utilisation*. Paris: Université de Paris-Dauphine.
- Rubio, P. (1999). "El postproductivismo en los espacios rurales". In Galdos, R., y Ruiz Urrestarazu, E. (eds.), *Postproductivismo y medio ambiente. Perspectivas geográficas sobre el espacio rural*. Vitoria-Gasteiz: Servicio de Publicaciones del Gobierno Vasco.
- Ruiz Salgado, A. (2006). "Reflexiones sobre la protección comunitaria de los espacios protegidos y la intervención de las corporaciones locales". *Practica Urbanística*, 45, 32-41.
- Ruiz Urrestarazu, E. (1999). "Adaptación y gestión de las medidas agroambientales y de forestación en el País Vasco". In Corbera, M. (ed.), *Cambios en los espacios rurales cantábricos tras la integración de España en la UE*. Santander: Universidad de Cantabria.
- Ruiz Urrestarazu, E., y Galdos, R. (2007). "Los espacios protegidos en el País Vasco". I Jornadas sobre Población y Territorio en Álava. Escuela de Estudios Empresariales de Vitoria-Gasteiz. Vitoria-Gasteiz.
- Russi, D. (2007). *Social multicriteria evaluation and renewable energy policies*. Tesis Doctoral. Barcelona: Universidad Autónoma de Barcelona.
- Saaty, T.L. (1980). *The analytic hierarchy process*. New York: McGraw-Hill.
- Saaty, T.L. (2001). *The analytic network process*. Pittsburgh, PA: RWS Publications.
- Saltelli, A., Chan, K., y Scott, E.M. (eds.). (2000). *Sensitivity analysis*. Chichester, UK: Wiley.
- Saltelli, A., Tarantola, S., Campolongo, F., y Ratto, M. (2004). *Sensitivity analysis in practice: A guide to assessing scientific models*. Chichester, UK: Wiley.
- Sánchez, M., y Pérez y Pérez, L. (2000). "Análisis conjunto y gestión pública de espacios protegidos: una aplicación al Parque Natural de Gorbea". *Hacienda Pública Española*, 173, 117-130.
- Schelhas, J., y Shaw, W.W. (1995). "Partnerships between rural people and protected areas: Understanding land use and natural resource decisions". In Mc Neely, J. (ed.), *Expanding partnerships in conservation*. pp. 206-214. Washington DC: Island Press.
- Schmidt, G. (1995). "Planificación del medio natural. La ordenación de los recursos naturales en el panorama planificador español". *Ciudad y Territorio: Estudios Territoriales*, 104, 329-336.
- Schultz, L., Duit, A., y Folke, C. (2011). "Participation, adaptive co-management, and management performance in the world network of Biosphere Reserves". *World Development*, 39, 662-671.

- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2010). *Perspectiva mundial sobre la diversidad biológica*. Montreal: Secretaría del CDB.
- Sharifi, M.A., van den Toorn, W., Rico, A., y Emmanuel, M. (2002). "Application of GIS and multicriteria evaluation in locating sustainable boundary between the Tunari National Park and Cochabamba city (Bolivia)". *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 11, 151-164.
- Siciliano, G. (2009). "Social multicriteria evaluation of farming practices in the presence of soil degradation. A case of study in Southern Tuscany, Italy". *Environment, Development and Sustainability*, 11, 1107-1133.
- Simon, H.E. (1976). "From substantive to procedural rationality". In Latsis, J.S. (ed.), *Methods and appraisal in economics*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Siskos, Y., y Yannacopoulos, D. (1985). "UTASTAR: An ordinal regression method for building additive value functions". *Investigação Operacional*, 5, 39-53.
- Smith, P., y Theberge, J. (1986). "A review of criteria for evaluating natural areas". *Environmental Management*, 10, 715-734.
- Smith, P., y Theberge, J. (1987). "Evaluating natural areas using multiple criteria: Theory and practice". *Environmental Management*, 11, 447-460.
- Soliño, M. (2003). "Nuevas políticas silvo-ambientales en espacios rurales de la Red Natura 2000: una aplicación a la región atlántica de la Península Ibérica". *Investigaciones Agrarias: Sistemas de Recursos forestales*, 12, 57-72.
- Solow, R.M. (1974). "Intergenerational equity and exhaustible resources". *The Review of Economic Studies*, 41, *Symposium on the Economics of Exhaustible Resources*, 29-45.
- Soma, K. (2006). "Natura economica in environmental evaluation". *Environmental Values*, 15, 31-50.
- Spash, C.L. (ed.) (2009). *Ecological Economics: Critical concepts in the environment*. Londres: Routledge.
- Spash, C.L., y Hanley, N. (1994). *Preferences, information and biodiversity preservation*. Working paper nº 94/1. Stirling: University of Stirling.
- SQW Limited (2004). *The economic value of protected landscapes in the North East of England*. Informe para ONE North East. Leeds: SQW Limited.
- Stagl, S. (2006). "Multicriteria evaluation and public participation: The case of UK energy policy". *Land Use Policy*, 23, 53-62.
- Stame, N. (2006). "Governance, democracy and evaluation". *Evaluation*, 12, 7-16.
- Stame, N. (2008). "The European project, federalism and evaluation". *Evaluation*, 14, 117-140.
- Stirling, A. (2006). "Analysis, participation and power: Justification and closure in participatory multicriteria analysis". *Land Use Policy*, 23, 95-107.
- Stoll-Kleemann, S. (2001). "Opposition to the designation of protected areas in Germany". *Journal of Environmental Planning and Management*, 44, 109-128.
- Stoll-Kleemann, S., y Martin, W. (2008). "Participatory and integrated management of Biosphere Reserves – Lessons from case studies to global survey". *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society*, 17, 161-168.
- Stolton, S., y Dudley, N. (eds.) (1999). *Partnership for protection. New strategies for planning and management for protected areas*. Londres: Earthscan.
- Strager, M.P., y Rosenberger, R.S. (2006). "Incorporating stakeholder preferences for land conservation: Weights and measures in spatial MCA". *Ecological Economics*, 57, 627-639.

- Striegnitz, M. (2006). "Conflicts over coastal protection in a National Park: Mediation and negotiated law making". *Land Use Policy*, 23, 26-33.
- Strijker D., Sijtsma F.J., y Wiersma D. (2000). "Evaluation of nature conservation, an application to the Dutch Ecological Network". *Environmental and Resource Economics*, 16, 363-378.
- Stufflebeam, D., y Shinkfield, A. (2002). *Evaluación sistémica*. Barcelona: Paidós Ibérica.
- Suárez, F. (1999). "La conservación de la naturaleza y la PARC en España. ¿Utopía o realidad?". In Suárez, F., y Oñate, J.J. (eds.), *Conservación de la naturaleza y mundo rural: experiencias y perspectivas para el s. XXI*. pp. 55-65. Madrid: Francisco Suárez editor.
- Sumpsi, J.M. (1994). "La política agraria y de desarrollo rural". *Revista de Estudios Agro-Sociales*, 169, 149-174.
- Sunyer, C. (ed.) (2000): *Guía para la financiación de la Red Natura 2000 en la región biogeográfica macaronésica (Azores, Madeira y Canarias)*. Madrid: TERRA.
- Sunyer, C., y Manteiga, L. (2008). *SPEN - interactions between policy concerning spatial planning and ecological networks in Europe. Country study for Spain*. Madrid: TERRA.
- Tarrasón, D., Ortiz, O., y Alcañiz, J.M. (2007). "A multi-criteria evaluation of organic amendments used to transform an unproductive shrubland into a Mediterranean dehesa". *Journal of Environmental Management*, 82, 446-456.
- ten Brink, P. (coord.). (2009). *TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity for national and international policy makers – Summary: Responding to the value of nature 2009*. Wesseling, Alemania: TEEB.
- Thomas, L., y Middleton, J. (2003). *Guidelines for management planning of protected areas*. Gland, (Suiza) y Cambridge: UICN.
- Tolón, A., y Lastra, X. (2008). "Los espacios naturales protegidos. Concepto, evolución y situación actual en España". *M+A. Revista Electrónica De Medioambiente*, 5, 1-25.
- Troitiño, M.A. (1988). "Espacios naturales y recursos socio económicos en áreas de montaña". Supervivencia De Los Espacios Naturales (Survie Des Espaces Naturels) - Coloquio Hispano-Francés Sobre Espacios Natuales (Colloque Franco-Espagnol Sur Les Espaces Naturels). pp. 279-291. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Troitiño, M.A. (1995). "Los espacios naturales protegidos en el desarrollo rural". In Pillet, F., y Plaza, J. (coords.), *Medio ambiente y desarrollo rural*. pp. 91-115. Valladolid: Universidad de Valladolid.
- Troitiño, M.A. (2001). "Espacios protegidos y desarrollo rural". In Pillet, F., y Plaza, J. (eds.), *Lecciones de desarrollo rural. Una aproximación formativa desde y para castilla-la mancha*. Ciudad Real: Universidad de Castilla La Mancha.
- Troitiño, M.A., De Marcos, F.J., García, M., Del Río, M.I., Carpio, J., De la Calle, M., et al. (2005). "Los espacios protegidos en España: significación e incidencia socioterritorial". *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 39, 227-265.
- Turner, R.K., Pearce, D., y Bateman, I. (1994). *Environmental economics. An elementary introduction*. Londres: Harvest Wheatsheaf.
- UICN (1994a). *Guidelines for protected area management categories*. CNPPA y WCMC. Gland (Suiza) y Cambridge: UICN.
- UICN (1994b). *Parks for life: Action for protected areas in Europe*. Gland (Suiza) y Cambridge, UK: UICN.
- UICN (1998). *National system planning for protected areas*. Best Practice Protected Area Guidelines Series nº 1. Gland (Suiza) y Cambridge: WCPA.

- UICN, PNUMA, y WWF (1991). *Cuidar la tierra, estrategia para el futuro de la vida*. Gland, Suiza: UICN.
- Urkidi, P. (2012). "Conceptualización de la ordenación del territorio y primeras experiencias de planificación territorial en la Comunidad Autónoma del País Vasco". *Scripta Nova*, XVI (nº 394), Revista electrónica de Geografía y Ciencias Sociales.
- van Delft, A., y Nijkamp, P. (1977). *Multi-criteria analysis and regional decision-making*. Leiden: H.E Stenfert Kroese B.V.
- van den Hove, S. (2006). "Between consensus and compromise: Acknowledging the negotiation dimension in participatory approaches". *Land Use Policy*, 23, 10-17.
- van Kooten, G.C., y Bulte, E.H. (2000). *The economics of nature: Managing biological assets*. Oxford: Blackwell.
- van Laerhoven, F., y Ostrom, E. (2007). "Traditions and trends in the study of commons". *International Journal of the Commons*, 1, 3-28.
- van Pelt, M.J.F., Kuyvenhoven, A., y Nijkamp, P. (1990). *Project appraisal and sustainability: The applicability of cost-benefit and multi-criteria analysis*. Wageningen Economic Papers. Wageningen: Wageningen Agricultural University.
- Vansnick, J.C. (1986). "On the problem of weights in multiple criteria decision making, the noncompensatory approach". *European Journal of Operational Research*, 24, 288-294.
- Vatn, A. (2005). *Institutions and the environment*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Viladomiu, L. (1994). "Diez años de reforma de la Política Agraria Comunitaria". *Agricultura y Sociedad*, 70, 9-31.
- Villarreal, O. (2007). *La estrategia de internacionalización de la empresa. Un estudio de casos de multinacionales vascas*. Tesis Doctoral. Instituto de Economía Aplicada a la Empresa. Bilbao: UPV/EHU.
- Visser, M., Moran, J., Regan, E., Gormally, M., y Skeffington, M.S. (2007). "The Irish agri-environment: How turlough users and non-users view converging EU agendas of Natura 2000 and CAP". *Land Use Policy*, 24, 362-373.
- Voogd, H. (1983). *Multicriteria evaluation for urban and regional planning*. Londres: Pion.
- Wallner, A., y Wiesmann, U. (2009). "Critical issues in managing protected areas by multi-stakeholder participation – analysis of a process in the Swiss Alps. Eco-Mont". *Journal on Protected Mountain Areas Research*, 1, 45-50.
- Wattage, P., y Mardle, S. (2005). "Stakeholder preferences towards conservation versus development for a wetland in Sri Lanka". *Journal of Environmental Management*, 77, 122-132.
- Weber, N., y Christophersen, T. (2002). "The influence of non-governmental organisations on the creation of Natura 2000 during the European policy process". *Forest Policy and Economics*, 4, 1-12.
- Webler, T., Kastenholz, H., y Renn, O. (1995). "Public participation in impact assessment: A social learning perspective". *Environmental Impact Assessment Review*, 15, 443-463.
- Weiss, C. H. (1998). *Evaluation*. 2ª ed. New Jersey: Prentice Hall.
- Wells, M., y Brandon, K. (2003). *People and parks. linking protected area management with local communities*. Washington DC: Banco Internacional de Reconstrucción y Desarrollo, Banco Mundial.

- Wells, M., Brandon, K., y Hannah, L. (1992). *People and parks: Linking protected area management with local communities*. Washington DC: Banco Mundial, WWF y la Agencia para el Desarrollo Internacional de EEUU.
- Whitehead, J., y Blomquist, G. (2006). "The use of contingent valuation in benefit-cost analysis". In Alberini, A., y Kahn, J.R. (eds.), *Handbook on contingent valuation*. pp. 92-115. Cheltenham: Edward Elgar.
- Wilshusen, P.R., Brechin, S.R., Fortwangler, C.L., y West, P.C. (2002). "Reinventing a square wheel: Critique of a resurgent 'protection paradigm' in international biodiversity conservation". *Society Natural Resources*, 15, 17-40.
- Wood, L., y Dragicevic, S. (2007). "GIS-based multicriteria evaluation and fuzzy sets to identify priority sites for marine protection". *Biodiversity and Conservation*, 16, 2539-2558.
- Wright, R.G., y Mattson, D.J. (1996). "The origin and purpose of National Parks and protected areas". In Wright, R.G. (ed.), *National parks and protected areas: Their role in environmental protection* pp. 3-14. Cambridge, MA: Blackwell Science.
- WWF (2004). *Financing natura 2000 in an enlarged Europe*. Final report. Bruselas: WWF.
- WWF, y IEEP (2009). *Innovative use of EU funds to finance management measures y activities in Natura 2000 sites. A collection of good practice examples*. Output of the project Financing Natura 2000: Cost estimate and benefits of Natura 2000. Bruselas: WWF.
- Yeang, D. (2009). *Forest and natural conservation policy in Europe*. Munich: GRIN Publishing GmbH.
- Yin, R. K. (1989). *Case study research. Design and methods*. Applied Social Research Methods Series. 5ª ed. Londres: Sage.
- Yoon, K.P., y Hwang, C.L. (1995). *Multiple attribute decision making. An introduction*. Thousands Oaks, California: Sage.
- Zopounidis, C., y Pardalos, P.M. (eds.) (2010). *Handbook of multicriteria analysis*. Heidelberg: Springer.

ANEXOS

Anexo I. Listado de espacios Natura 2000 de la CAPV

Designación	Código	Nombre	Sup. (Ha)	Región biogeográfica	Territorio Histórico
LIC	ES2110001	Valderejo	3.418,7	Mediterránea	Araba
LIC	ES2110002	Sobron	1.760,0	Mediterránea	Araba
LIC	ES2110003	Robledales isla de Urkabustaiz	265,4	Trans. Atlánt./Medit.	Araba
LIC	ES2110004	Arkamo-Gibijo-Arrastaria	11.538,5	Trans. Atlánt./Medit.	Araba, Bizkaia
LIC	ES2110005	Rio Omecillo-Tumecillo	128,1	Mediterránea	Araba
LIC	ES2110006	Rio Baia	423,6	Trans. Atlánt./Medit.	Araba
LIC	ES2110007	Lago de Arreo-Caicedo Yuso	136,2	Mediterránea	Araba
LIC	ES2110008	Rio Ebro	542,6	Mediterránea	Araba
LIC	ES2110009	Gorbeia	20.211,4	Atlántica	Araba, Bizkaia
LIC	ES2110010	Rio Zadorra	327,0	Trans. Medit./Atlánt.	Araba
LIC	ES2110011	Embalses del sistema del Zadorra	2.559,3	Trans. Medit./Atlánt.	Araba, Bizkaia
LIC	ES2110012	Rio Ayuda	66,3	Mediterránea	Araba
LIC	ES2110013	Robledales isla de la Llanada Alavesa	257,4	Trans. Medit./Atlánt.	Araba
LIC	ES2110014	Salburua	216,5	Atlántica	Araba
LIC	ES2110015	Montes Altos de Vitoria	1.852,2	Atlántica	Araba
LIC	ES2110016	Montes de Aldaia	1.120,7	Atlántica	Araba
LIC	ES2110017	Rio Barrundia	95,8	Atlántica	Gipuzkoa, Araba
LIC	ES2110018	Sierra Cantabria	11.284,8	Mediterránea	Araba
LIC	ES2110019	Izki	9.005,1	Mediterránea	Araba
LIC	ES2110020	Río Ega-Berron	226,1	Atlántica	Araba
LIC	ES2110021	Lagunas de Laguardia	45,3	Mediterránea	Araba
LIC	ES2110022	Entzia	9.931,0	Atlántica	Araba
LIC	ES2110023	Rio Arakil	30,1	Atlántica	Araba
LIC	ES2120001	Arno	1.011,6	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120002	Aizkorri-Aratz	14.947,3	Atlántica	Gipuzkoa, Araba
LIC	ES2120003	Izarraitz	1.536,9	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120004	Ría del Urola	102,7	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120005	Alto Oria	151,4	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120006	Pagoeta	1.335,5	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120007	Garate-Santa Barbara	141,9	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120008	Ernio-Gatzume	2.158,0	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120009	Inurritza	81,3	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120010	Ría del Oria	184,2	Atlántica	Gipuzkoa

Designación	Código	Nombre	Sup. (Ha)	Región biogeográfica	Territorio Histórico
LIC	ES2120011	Aralar	10.962,3	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120012	Rio Araxes	64,1	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120013	Rio Leizaran	74,4	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120014	Ulia	43,6	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120015	Rio Urumea	74,0	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120016	Aiako Harria	6.778,8	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120017	Jaizkibel	2.434,4	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2120018	Txingudi-Bidasoa	121,9	Atlántica	Gipuzkoa
LIC	ES2130001	Armañón	2.966,5	Atlántica	Bizkaia
LIC	ES2130002	Ordunte	3.869,2	Atlántica	Bizkaia
LIC	ES2130003	Ria del Barbadun	49,3	Atlántica	Bizkaia
LIC	ES2130004	Dunas de Astondo	5,2	Atlántica	Bizkaia
LIC	ES2130005	San Juan de Gaztelugatxe	157,8	Atlántica	Bizkaia
LIC	ES2130006	Red fluvial de Urdaibai	1.327,8	Atlántica	Bizkaia
LIC	ES2130007	Zonas litorales y Marismas de Urdaibai	1.009,6	Atlántica	Bizkaia
LIC	ES2130008	Encinares Cantabricos de Urdaibai	1.582,8	Atlántica	Bizkaia
LIC	ES2130009	Urkiola	5.958,3	Atlántica	Araba, Bizkaia
LIC	ES2130010	Río Lea	108,7	Atlántica	Bizkaia
LIC	ES2130011	Rio Artibai	136,1	Atlántica	Bizkaia
Total LIC			134.817,5		
ZEPA	ES0000144	Ría de Urdaibai	3.242,3	Atlántica	Bizkaia
ZEPA	ES0000243	Txingudi	135,7	Atlántica	Gipuzkoa
ZEPA	ES0000244	Sierra Salvada	3.836,9	Atlántica	Araba, Bizkaia
ZEPA	ES0000245	Valderejo-Sierra de Arcena	6.674,0	Mediterránea	Araba
ZEPA	ES0000246	Sierras Meridionales de Alava	16.402,1	Trans. Medit./Atlánt.	Araba
ZEPA	ES2110019	Izki	9.005,1	Atlántica	Araba
Total ZEPA			39.296,1		

Fuente: Dpto. Medio Ambiente, Planificación territorial, Agricultura y Pesca. Véase: www.ingurumena.ejgv.euskadi.net [acceso el 23/04/2012].

Nota: LIC (Lugar de Importancia Comunitaria); ZEPA (Lugar de Especial Protección para Aves); Trans. Atlant./Medit.: Transición Atlántica/Mediterránea; Trans. Medit./Atlánt.: Transición Mediterránea/Atlántica.

Anexo II. Proceso participativo del estudio de caso

Tabla II.1. Relación de personas entrevistadas en el Ejercicio 1

Nº	Fecha(s)	Persona(s) entrevistada(s)	Cargo / Organización
1	18.04.2008 09.06.2008 17.10.2008	Begoña Rodríguez	Técnico de Medio Ambiente del Ayto. de Zarautz
2	18.04.2008 09.06.2008	Alejandro Vázquez	Concejal de Medio Ambiente del Ayto. de Zarautz
3	18.04.2008 28.10.2008	Jon Zulaika	Técnico del Dpto. de Desarrollo Rural - Dirección General de Montes y Medio Natural. Diputación Foral de Gipuzkoa.
4	06.06.2008	Eugenio Bergaretxe	Gerente de la Oficina Comarcal Agraria de Zarautz. Diputación Foral de Gipuzkoa.
5	09.06.2008	Enrique Aizpurua	Arquitecto municipal del Ayto. de Getaria
6	09.06.2008	Ruth Mozo	Secretaria-Gerente del Consejo Regulador de la Denominación de Origen "Getariako Txakolina"
7	09.06.2008	Imanol Ibarbia	Guarda forestal de Zarautz. Dirección de Montes y Medio Natural. Diputación Foral de Gipuzkoa.
8	09.06.2008	Guillermo Urbietta	Guarda forestal de Getaria. Dirección de Montes y Medio Natural. Diputación Foral de Gipuzkoa.
9	13.06.2008	Aitziber Sarobe	Arkamurka Natur Elkartea
10	16.06.2008	Pedro Ortega	Técnico del Dpto. de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio – Dirección de Biodiversidad. Gobierno Vasco.
11	17.06.2008	Begoña Arriola / Idoia Larrañaga / Ivan Illarramendi	Pagoeta Mendizale Elkartea
12	22.06.2008	José Ramón Ostolaza	Propietario – explotación ganadera
13	22.06.2008	Alfonso Gandiaga	Propietario – sin actividad productiva
14	03.07.2008	Iñaki Zaldua	Euskal Herriko Nekazarien Elkartasuna (EHNE).
15	09.07.2008	Aitzol Berasategi	Propietario – sin actividad productiva
16	15.07.2008 28.10.2008	Ismael Mondragón	Jefe del Servicio de Montes y Gestión de Hábitats. Diputación Foral de Gipuzkoa.
17	15.07.2008	José María Losa	Jefe del Servicio de Desarrollo Rural y Estructuras Agrarias. Diputación Foral de Gipuzkoa.
18	24.07.2008	Xabier Iraola	Euskal Nekazarien Batasuna (ENBA)
19	24.07.2008	-	Ekologistak Martxan
20	28.08.2008	Mikel de Francisco	IKT
21	19.09.2008	Francisco Martínez	Asociación de Amigos del Camino de Santiago en Gipuzkoa
22	24.09.2008	Iñigo Urtzelai	Propietario – explotación forestal
23	20.10.2008	Kiko Álvarez / Iñaki Aizpuru / María García	IHOBE – Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno Vasco.

Tabla II. 2. Participantes en el Taller de criterios

Grupo 1	Grupo 2
<ul style="list-style-type: none"> • Alejandro Vázquez (Concejal del Ayto. de Zarautz) • José Luis Zimmerman (propietario de viñedos) • José Manuel Lazkano (bodega Basalore) • Iñaki Aizpuru (técnico del Gobierno Vasco) • Juan Pedro Eizaguirre (propietario de tierras sin uso productivo) • Aitziber Sarobe (Arkamurka Natur Elkartea) • Aitor (EHNE) 	<ul style="list-style-type: none"> • Guillermo Urbieta (DFG – Guarda forestal de Getaria) • Eneritz (EHNE) • José Joaquín Eizaguirre (propietario de tierras sin uso productivo) • Roke Eizagirre (bodega Eizagirre) • Jon Zulaika (DFG – Servicio de Montes y Gestión de Hábitats) • Propietario de plantaciones forestales • Antonio Arruti (Concejal del Ayto. de Getaria)

Figura II.1. Grupos de trabajo en el Taller de criterios



Tabla II.3. Participantes en el Taller de escenarios

Grupo 1	Grupo 2
<ul style="list-style-type: none"> • José Luis Zimmerman (propietario de viñedos) • Roke Eizagirre (bodega Eizagirre) • Joaquín Aguinaga (explotación agraria) • Jon Zulaika (DFG – Servicio de Montes y Gestión de Hábitats) • José Joaquín Eizaguirre (propietario de tierras sin uso productivo) • Francisco Martínez (Asoc. Amigos del Camino de Santiago) • Antonio Arruti (Concejal de Ayto. de Getaria) • Iñigo Urtelai (propietario de plantaciones forestales) 	<ul style="list-style-type: none"> • Iñaki Aizpuru (técnico del Gobierno Vasco) • Propietario de plantaciones forestales • Begoña Rodríguez (técnico de medio ambiente del Ayto. de Zarautz) • Juan Pedro Eizaguirre (propietario de tierras sin uso productivo) • Representante del caserío Alleme (explotación agraria) • Xabier Iraola (ENBA) • José Manuel Lazkano (bodega Basalore)

Figura II.2. Grupos de trabajo en el Taller de escenarios



Taller II.4. Participantes en el Taller de resultados

- Antonio Arruti (Concejal de Ayto. de Getaria)
- Begoña Rodríguez (técnico de medio ambiente del Ayto. de Zarautz)
- Jon Zulaika (DFG – Servicio de Montes y Gestión de Hábitats)
- Guillermo Urbieto (DFG – Guarda forestal de Getaria)
- Xabier Iraola (ENBA)
- Francisco Martínez (Asoc. Amigos del Camino de Santiago)
- José Luis Zimmerman (propietario de viñedos)
- Roke Eizagirre (bodega Eizagirre)
- José Joaquín Eizagirre (propietario de tierras sin uso productivo)
- Juan Pedro Eizagirre (propietario de tierras sin uso productivo)
- Jexux Larrañaga (baserritarra y propietario de tierras sin uso productivo)
- Iñigo Urtelai (propietario de plantaciones forestales)
- Propietario de plantaciones forestales

Tabla II.5. Relación de personas entrevistadas durante el Ejercicio 2

Nº	Fecha(s)	Persona(s) entrevistada(s)	Cargo / Organización
1	29.01.2010	Eugenio Bergaretxe	Gerente de la Oficina Comarcal Agraria de Zarautz. Diputación Foral de Gipuzkoa.
2	29.01.2010	Begoña Rodríguez	Técnico de Medio Ambiente del Ayto. de Zarautz
3	29.01.2010	Aitziber Sarobe	Arkamurka Natur Elkartea
4	29.01.2010	Iñigo Urtzelai	Propietario – explotación forestal
5	02.02.2010	Xabier Iraola	Euskal Nekazarien Batasuna (ENBA)
6	02.02.2010	Jexux Larrañaga	Propietario – explotación ganadera y forestal
7	13.02.2010	José Luis Zimmerman	Propietario – explotación agraria, principalmente viñedos
8	13.02.2010	Roke Eizagirre	Propietario – explotación agraria, principalmente viñedos
9	18.02.2010	Jon Zulaika Ibai Portu	Técnicos del Dpto. de Desarrollo Rural - Dirección General de Montes y Medio Natural. Diputación Foral de Gipuzkoa.
10	25.02.2010	Juan Pedro Eizagirre	Propietario – explotación forestal y sin uso productivo
11	15.02.2010	Antonio Arruti	Concejal de Urbanismo y Medio Ambiente del Ayto. de Getaria
12	03.03.2010	Iñaki Aizpuru	IHOBE – Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno Vasco.

Anexo III. Información técnica para la evaluación multicriterio

Tabla III.1. Síntesis de criterios de cada grupo en el Taller de criterios

Grupo 1	Grupo 2
1. Mantenimiento de la actividad agraria. 2. Respeto al crecimiento propio del alcornoque. 3. Mantenimiento del paisaje. 4. Ayudas especiales a las explotaciones. 5. Compensación “justa” a los propietarios. 6. Puesta en valor de los ENPs.	a. Mantenimiento de las explotaciones agrarias. b. Aumento de los alcornocales (función pública del bosque). c. Cuidado del mosaico de paisajes. d. Garantizar el bienestar social de los propietarios. e. Búsqueda de equilibrio entre diferentes intereses.

Tabla III.2. Intereses y motivos que explican cada criterio

CRITERIO	INTERESES / MOTIVOS
Mantenimiento actividad agraria	<ul style="list-style-type: none"> Necesario para el doble objetivo que cumplen: desarrollo socioeconómico y función medioambiental. Importancia del papel del baserritarra: es quien vive, trabaja y gestiona el territorio. Ayudas especiales a los baserritarras profesionales. Acondicionamiento de caminos rurales para actividad agraria. Las explotaciones agrícolas no necesariamente han de ser de viñedo. Elevada cotización de los suelos dedicados a los viñedos.
Aumento alcornoque	<ul style="list-style-type: none"> Respeto al crecimiento y expansión natural del alcornoque. Herramienta adecuada: ordenación de usos del LIC.
Preservar paisaje	<ul style="list-style-type: none"> Impacto paisajístico negativo derivado del auge de las explotaciones de viñedo. Ha habido abandono de monte y pradera, y alcornocales. Paisaje tradicional: combinación de bosque y pastizales con caseríos diseminados. Introducción de viñas en los últimos años.
Compensaciones a propietarios	<ul style="list-style-type: none"> Diferenciación entre afectados: baserritarras vs. propietarios sin actividad agraria. Demanda de compensaciones/indemnizaciones por limitaciones impuestas. Compensación “justa” a los afectados (en particular, propietarios no baserritarras). Desaparición de las obligaciones derivadas de posibles sanciones. Tipos de compensaciones: Monetarias; vía derechos de construcción (fuera del LIC o no); vía permuta de tierras.
Múltiples actividades	<ul style="list-style-type: none"> Puesta en valor de las áreas protegidas. Desarrollo de actividades como, por ejemplo, el turismo. Mantenimiento de un entorno vivo y dinámico. Compatibilidad de usos/actividades. Combinación de conservación y actividades propias del lugar (tradicionales).
Equilibrio intereses	<ul style="list-style-type: none"> Téngase en cuenta a todos los grupos de interés.

Figura III.1. Mapa del LIC G-SB: Escenario 0

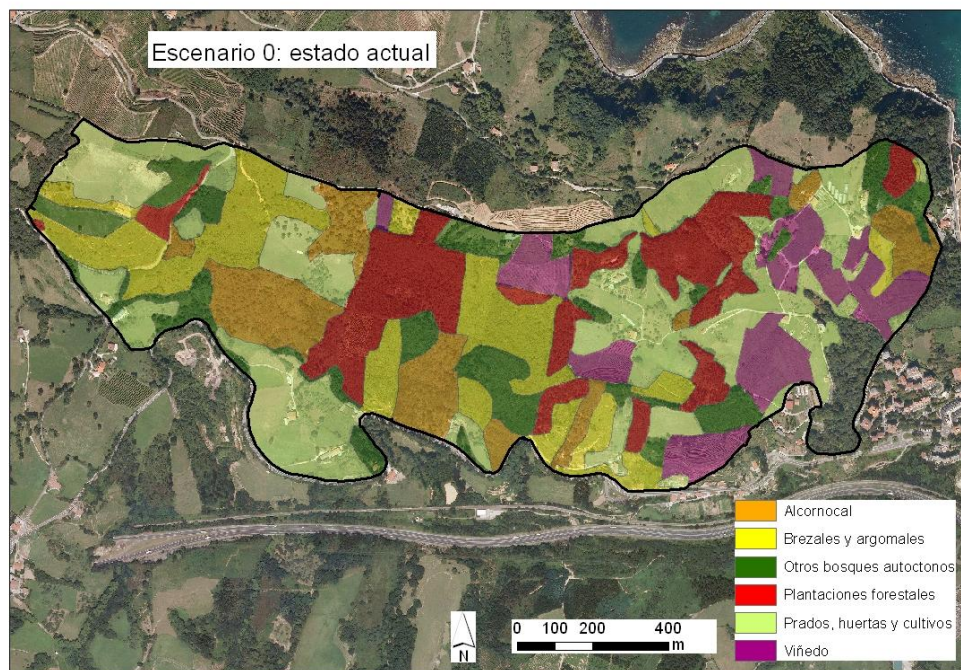


Figura III.2. Mapa del LIC G-SB: Escenario 1

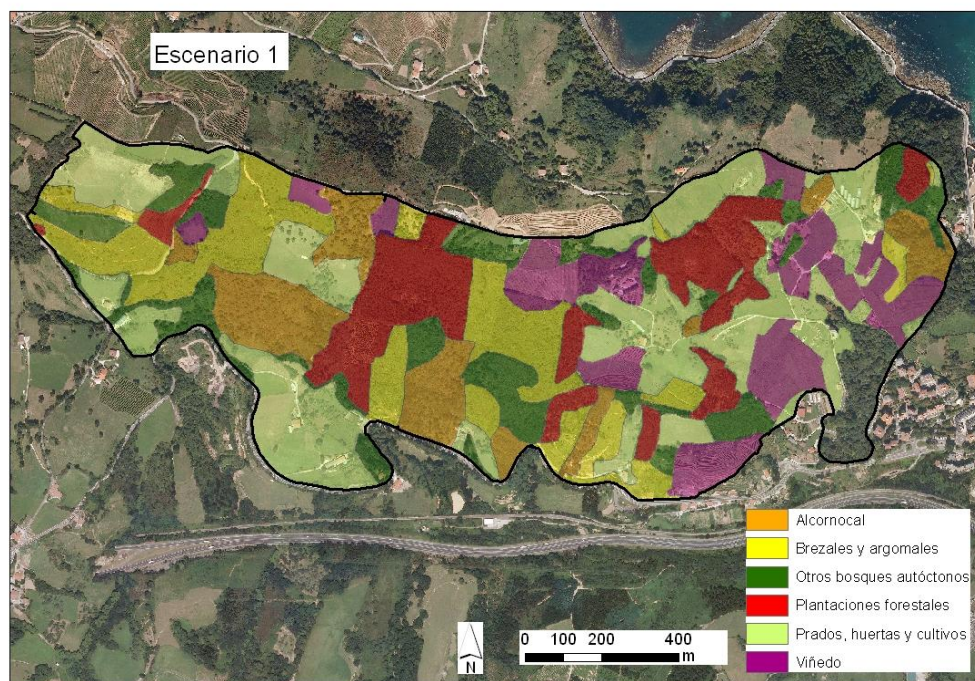


Figura III.3. Mapa del LIC G-SB: Escenario 2

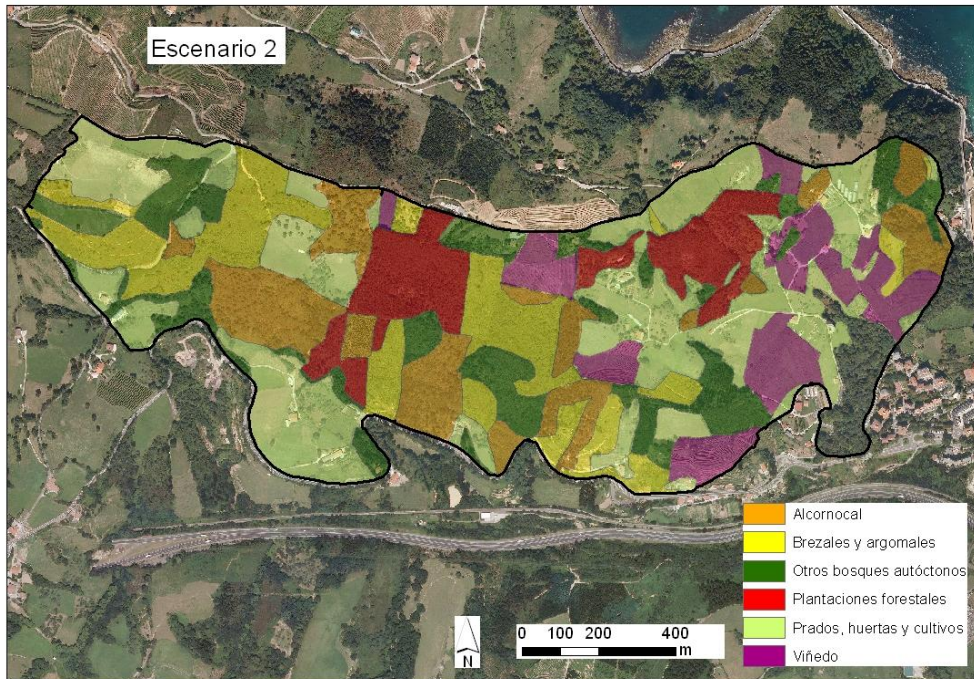


Figura III.4. Mapa del LIC G-SB: Escenario 3

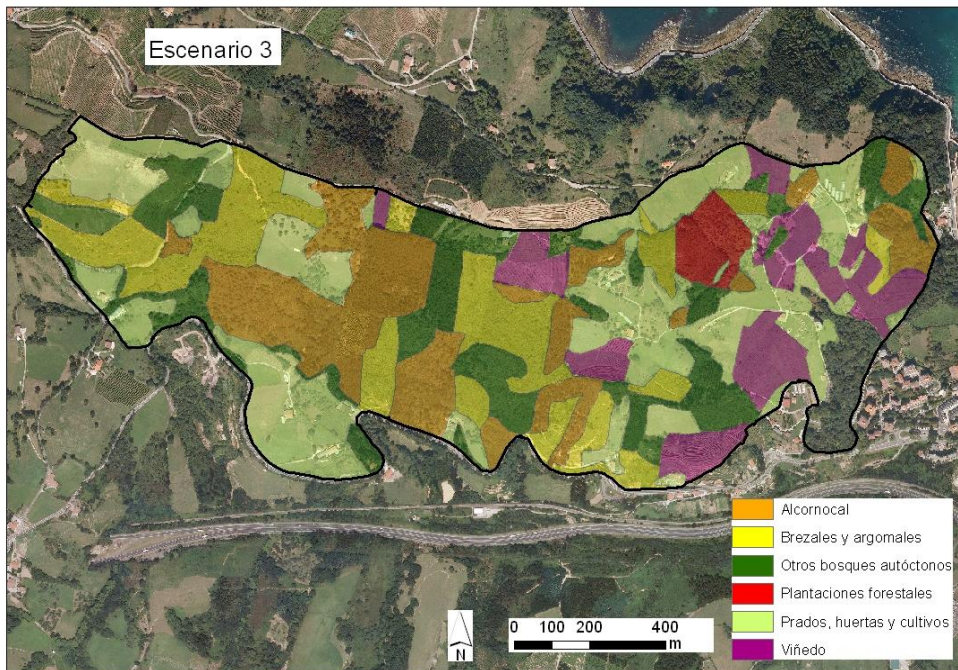


Figura III.5. Mapa del LIC G-SB: Escenario 4

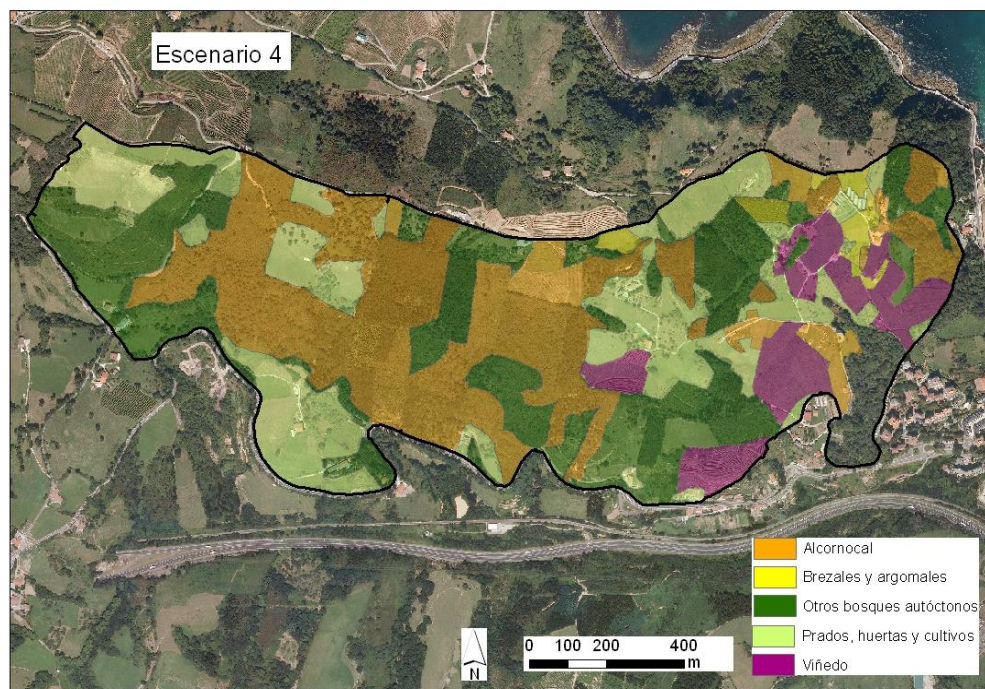


Tabla III.3. Valores por unidades ambientales del índice PRICON

Unidad ambiental	PRICON
Alcornocal	2623,9
Parque suburbano	2390
Tremolinar	2384,5
Robledal	2383,5
Prado-juncal	2306
Abedular	2303,5
Juncal-rezumadero	2167
Avellaneda	1960
Prados de siega con manzanos	1840
Huerta	1691
Zarzal	1674,5
Hayedo	1656
Prado de siega	1619,2
Replacación espontánea de falsa acacia	1584
Plantación de pino radiata	1559,8
Argomal	1555,5
Plantación de roble rojo norteamericano	1462,8
Rebollar	1370
Plantación de castaño	1323
Prado de diente	1274
Plantación de ciprés de Lawson	1134
Viñedo	1050
Caseríos y núcleos habitados	0

Tabla III.4. Usos del suelo por unidades ambientales del LIC G-SB

USOS DEL SUELO	UNIDADES AMBIENTALES
Prados, huertas y cultivos	Prado juncal, Juncales y rezumaderos, Prados de siega con manzanos, Huertas, Prados de siega, Prados de diente.
Viñedos	Viñedo.
Plantaciones forestales	Plantaciones de falsa acacia, Plantaciones de pino insignne, Plantaciones de roble americano, Plantaciones de castaño, Plantaciones de ciprés de Lawson.
Otros bosques autóctonos	Tremolinar, Robledal, Abedular, Avellaneda, Hayedo, Rebollar.
Alcornocal	Alcornocal.
Brezales y argomales	Zarzal, Argomal, Brezal.
Accesos	-
Áreas de interés recreativo-cultural (itinerarios, senderos, etc.)	-

Tabla III.5. Valoración de los subíndices de 'Biodiversidad' por unidades ambientales

Unidades ambientales	INFIT-flo		INTER-flo		INFIT-fau		INTER-fau		Índice BIO
	Valor	Índice	Valor	Índice	Valor	Índice	Valor	Índice	
Prado-juncal	34,5	0,69	8	0,16	25	0,22	0	0,00	26,8
Juncales y rezumaderos	38	0,76	2	0,04	25	0,22	0	0,00	25,5
Prados de siega con manzanos	21	0,42	4	0,08	54	0,48	10	0,25	30,7
Huertas	23	0,46	2	0,04	50	0,44	4	0,10	26,1
Prados de siega	22,6	0,452	0	0	53	0,47	18	0,45	34,3
Prados de diente	23	0,46	0	0	53	0,47	18	0,45	34,5
Viñedo	12	0,24	4	0,08	22	0,19	5	0,13	16,0
Plantaciones de falsa acacia	22	0,44	0	0	36	0,32	1	0,03	19,6
Plantaciones de Pino insignne	16,4	0,328	1,7	0,034	56	0,50	7	0,18	25,8
Plantaciones de roble rojo norteamericano	14,5	0,29	1	0,02	46	0,41	8	0,20	22,9
Plantaciones de castaño	17	0,34	0	0	27	0,24	1	0,03	15,1
Plantaciones de ciprés de Lawson	7	0,14	0	0	23	0,20	-1	-0,03	8,0
Tremolinar	38	0,76	6	0,12	61	0,54	17	0,43	46,1
Robledal	38,5	0,77	2,6	0,052	61	0,54	17	0,43	44,7
Abedular	42	0,84	5	0,1	61	0,54	17	0,43	47,6
Avellaneda	36	0,72	0	0	53	0,47	10	0,25	36,0
Hayedo	37	0,74	2	0,04	38	0,34	6	0,15	31,7
Rebollar	25	0,5	0	0	61	0,54	17	0,43	36,6
Alcornocal	46	0,92	13,5	0,27	80	0,71	35	0,88	69,3
Zarzal	28	0,56	2	0,04	52	0,46	0	0,00	26,5
Argomal	23	0,46	1	0,02	52	0,46	0	0,00	23,5

Tabla III.6. Rentas generadas por los cultivos y la ganadería en el Escenario 0 (€/año)

Descripción	ESCENARIO 0										
	Has ó cabezas	MBS	UTA/Ha ó cabeza	MBT	Nº UDEs	grupo Nº UDE	Coef.Red.UTA	Coef.Gastos Fijos	Has ó cab.x (UTA/Has o cab.)	UTA	MN
CULTIVOS											18.709
1 Flor cortada en invernadero 1700 m2 (0,17 Ha)	0,17	112.089 €	6,70	19.055 €	15,88	7	0,60	0,43	1,14	0,68	10.861
2 Huerta flor cortada: 0,15 Ha con rentabilidad de Tomate.	0,15	52.067 €	6,70	7.810 €	6,51	8	0,50	0,26	1,01	0,50	5.779
3 Huerta: 1500m2 (0,15 Ha) con rentabilidad de Huerta sin especificar	0,15	11.630 €	2,00	1.744 €	1,45	2	1,00	0,65	0,30	0,30	611
4 Invernadero: 800 m2 (0,08 Ha) con rentabilidad de Tomate	0,08	52.067 €	6,70	4.165 €	3,47	3	1,00	0,65	0,54	0,54	1.458
GANADO											8.379
5 12 Ha forrajeras. 25 cab. De Vacas paridas aptitud carne (15 vacas+10 novillos). Carga: 2,5 cab/Ha.; máx.30 cab.	25,00	263 €	0,067	6.566 €	5,47	4	0,80	0,53	1,68	1,34	3.086
6 20 ovejas. Rentabilidad de Ovejas madres.	20,00	63 €	0,0125	1.264 €	1,05	2	1,00	0,65	0,25	0,25	442
7 6 Ha praderas(+1Ha pasto arbustivo). 11 Vacas paridas aptitud carne	11,00	263 €	0,067	2.889 €	2,41	3	1,00	0,65	0,74	0,74	1.011
8 3 Vacas paridas aptitud carne	3,00	263 €	0,067	788 €	0,66	1	1,00	0,65	0,20	0,20	276
9 5 Ha declaradas. 2 Ha en propiedad (1 en el LIC). 120 ovejas.	120,00	63 €	0,0125	7.582 €	6,32	5	0,80	0,53	1,50	1,20	3.564
TOTAL											27.088

Nota (1):

MBS Flor cortada (invernadero)	112.089 €
MBS Huerta sin especificar	11.630 €
MBS Tomate (invernadero)	52.067 €
MBS Vacas paridas aptitud carne	263 €
MBS Ovejas madres	63 €

Nota (2):

Has: Hectáreas; MBT: Margen Bruto Total (€/año); MBS: Margen Bruto Estándar (€/año); UDE: Unidad de Dimensión Económica; UTA: Unidad Trabajo Año; MN: Margen Neto (€/año).

Tabla III.7. Rentas generadas por la explotación de viñedos y plantaciones forestales por escenarios (€/año)

Usos del suelo	E0					E1				
	Has	MBT	Nº UDEs	UTA	MN	Has	MBT	Nº UDEs	UTA	MN
Viñedo	16,05	114.907 €	95,76	1,93	85.031 €	19,91	142.526 €	118,77	1,59	105.469 €
Plantación Forestal	22,90	7.912 €	6,59	0,73	3.719 €	21,35	7.377 €	6,15	0,68	3.467 €
	E2					E3				
	Has	MBT	Nº UDEs	UTA	MN	Has	MBT	Nº UDEs	UTA	MN
Viñedo	16,05	114.907 €	95,76	1,28	85.031 €	16,05	114.907 €	95,76	1,93	85.031 €
Plantación Forestal	15,51	5.359 €	4,47	0,50	2.519 €	3,54	1.223 €	1,02	0,14	428 €
	E4									
	Has	MBT	Nº UDEs	UTA	MN					
Viñedo	12,57	90.003 €	75,00	1,51	66.602 €					
Plantación Forestal	0,00	0 €	0,00	0,00	0 €					

Nota (1):

	MBS	UTA/Ha
Viñedo	7.158 €	0,4
Coníferas	346 €	0,04

Nota (2):

Has: Hectáreas; MBT: Margen Bruto Total (€/año); MBS: Margen Bruto Estándar (€/año); UDE: Unidad de Dimensión Económica; UTA: Unidad Trabajo Año; MN: Margen Neto (€/año).

Tabla III.8. Cuota anualizada a tasa de descuento del 2% y dimensión temporal de 50 años

Año	(1+r)	$1/(1+r)^t$	Cuota anualizada
0	1	1,00000	2.184 €
1	1,02	0,98039	2.141 €
2	1,02	0,96117	2.099 €
3	1,02	0,94232	2.058 €
...	1,02
47	1,02	0,39427	861 €
48	1,02	0,38654	844 €
49	1,02	0,37896	828 €
T=50		32,05208	VC=70.000 €

Tabla III.9. Cuota anualizada a tasa de descuento del 5% y dimensión temporal de 50 años

Año	(1+r)	$1/(1+r)^t$	Cuota anualizada
0	1	1,00000	3.652 €
1	1,05	0,95238	3.478 €
2	1,05	0,90703	3.312 €
3	1,05	0,86384	3.155 €
...	1,05
47	1,05	0,10095	369 €
48	1,05	0,09614	351 €
49	1,05	0,09156	334 €
T=50		19,16872	VC=70.000 €

Anexo IV. Cuestionario semi-estructurado para las entrevistas del Ejercicio 2.

CUESTIONARIO A ACTORES DEL L.I.C. GARATE-SANTA BARBARA

1. Datos generales:

Encuesta nº:

Fecha:

Lugar:

Otros:

ACTOR	
1	DMAyOT
2	DFG
3	Ayto. Zarautz
4	Ayto. Getaria
	Propietarios/as:
5	Expl. agrarias-viñedos
6	Expl. Ganaderas
7	Expl. Forestales
8	Sin uso productivo
9	CRDO Getariako Txakolina
10	Sindicatos agrarios
11	Asoc. ecologistas
12	Asoc. cult. y lúd-recre.

¿Has sido entrevistado anteriormente? Sí No

¿Has participado en los talleres celebrados? Sí No

2. Aspecto relevantes:

Derivado del trabajo del proceso participativo (y en particular de los talleres llevados a cabo) se seleccionaron 8 aspectos relevantes para valorar Garate-Santa Bárbara:

ASPECTOS RELEVANTES
Calidad de paisaje
Biodiversidad
Mantenimiento actividad agraria
Generación rentas
Coste
Valor recreativo y cultural
Grado de aceptación
Beneficio social

2.a. A la hora de valorar Garate-Santa Bárbara ¿todos los aspectos relevantes han de tener la misma importancia? Sí No

2.d. Si crees que todos los aspectos relevantes NO han de tener la misma importancia, clasifica del 1 al 8 los siguientes criterios según su grado de importancia (1 = menos importante; 8 = más importante):

ASPECTOS RELEVANTES	Del 1 al 8 (1 = menos importante; 8 = más importante) <ul style="list-style-type: none"> ▪ Si crees que dos o más aspectos relevantes tienen la misma importancia dales el mismo número ▪ Si crees que entre los aspectos relevantes hay mucha diferencia en cuanto a su importancia deja espacio en blanco
Calidad de paisaje	
Biodiversidad	
Mantenimiento actividad agraria	
Generación rentas	
Coste	
Valor recreativo y cultural	
Grado de aceptación	
Beneficio social	

3. Alternativas:

Los Escenarios definidos en función de los usos del suelo fueron los siguientes:

USOS SUELO	ESCENARIOS				
	Estado actual	Incremento viñedos	Potenciación de valores ecológicos <u>Moderada</u>	Potenciación de valores ecológicos <u>Alta</u>	Potenciación de valores ecológicos <u>Máxima</u>
	E0	E1	E2	E3	E4
Prados, huertas y cultivos	=	↓	=	=	↓
Viñedos	=	↑	=	=	↓
Plantaciones forestales	=	↓	↓	↓↓	↓↓↓
Otros bosques autóctonos	=	=	↑	↑	↑↑
Alcornocal	=	=	↑	↑↑	↑↑↑
Brezales y argomales	=	=	=	↑	↓
Accesos	=	=	↑	↑	=
Áreas de interés recreativo-cultural (itinerarios, senderos, etc.)	=	=	↑	↑	=

NOTA:

=: igual o similar presencia

↑ / ↓: leve aumento/descenso con respecto a estado actual

↑↑ / ↓↓: moderado aumento/descenso con respecto a estado actual

↑↑↑ / ↓↓↓: fuerte aumento/descenso con respecto a estado actual

Modos de compensación para E2, E3 y E4:

a. Compensaciones adicionales a las existentes:

a.1. Forestal: 582 €/Ha (20% más que máx. actual).

a.2. Mantenimiento alcornoque: 582 €/Ha.

a.3. Viñedo: lucro cesante por disminución superficie.

a.4. Actividad agropecuaria: (1) lucro cesante por disminución superficie + (2) conservación prados y mejora paisaje: 347 €/Ha.

b. Compra pública de terrenos (forestal, sin uso productivo): 70.000 €/Ha.

3.a. En general, ¿qué modo de compensación prefieres?

1. Compensación adicional	2. Compra pública	3. Indiferentes	4. Ninguna de ellas
---------------------------	-------------------	-----------------	---------------------

¿Por qué?

3.b. ¿Cuánto más prefieres Compensación adicional/Compra pública a Compra pública/Compensación adicional?

1. Prácticamente iguales	2. Sólo un poco más	3. Más	4. Notablemente más	5. Mucho más
--------------------------	---------------------	--------	---------------------	--------------

3.c. ¿Qué otros modos de compensación crees que podrían aplicarse? (permutas de tierras, Custodia del Territorio, etc.)

4. Proceso participativo

4.a. Califica las siguientes cuestiones sobre el proceso participativo del 1 al 7 (1 = totalmente en desacuerdo; 7 = totalmente de acuerdo).

Cuestiones sobre participación	Marcar con X (1 = totalmente en desacuerdo; 7 = totalmente de acuerdo)						
	1	2	3	4	5	6	7
1. La información ha sido presentada de manera clara y comprensible							
2. La información presentada puede ser fácilmente interpretada y debatida							
3. La información está basada en fuentes creíbles y sólidas							
4. Todas las personas implicadas con intereses en el área han podido participar							
5. Todos los participantes han tenido el mismo acceso a la información							
6. Se ha promovido el respeto mutuo entre los participantes							
7. Todos los participantes han podido expresar sus ideas y opiniones de igual manera							
8. Todos los participantes han contribuido al debate abierto de las diferentes opciones							
9. El proceso participativo ha servido para aprender sobre los problemas existentes y sobre las opiniones del resto de participantes							
10. Se ha fomentado una mejor capacidad para justificar sus preferencias							
11. Se ha fomentado una mayor comprensión de las posturas e intereses de los otros							
12. Los participantes han tratado de buscar soluciones que sean buenas para tod@s							
13. Se ha favorecido un mayor contacto y un mejor conocimiento entre los ciudadanos y la administración (y viceversa)							

4.b. En general, ¿qué opinión te merece el proceso participativo llevado a cabo? ¿Por qué?