

DEPARTAMENTO DE TECNOLOGÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL

**ESCUELA SUPERIOR DE CIENCIAS EXPERIMENTALES Y
TECNOLOGÍA**



TESIS DOCTORAL

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA
AMBIENTAL**

**PROPUESTA DE UNA POLÍTICA DE PAGOS POR SERVICIOS
ECOSISTÉMICOS PARA ESPAÑA**

AUTOR: PABLO ABIMAEEL FLORES VELASQUEZ

DIRECTOR: PABLO MARTINEZ DE ANGUIA

10 DE ENERO DE 2013

INFORME DEL DIRECTOR

Pablo Martínez de Anguita, profesor titular de Departamento de Tecnología química y ambiental, en calidad de director

CERTIFICA:

Que según lo dispuesto en la Ley Orgánica de Universidades de 21 de Diciembre de 2001, el Real Decreto 56/2005, de 21 de enero, los Estatutos de la Universidad y normativa reguladora de los estudios de Tercer Ciclo para la obtención del Grado de Doctor por la Universidad Rey Juan Carlos el presente trabajo de investigación titulado "PROPUESTA DE UNA POLÍTICA DE PAGOS POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PARA ESPAÑA" constituye un trabajo original de Investigación así como la Memoria que presenta D. Pablo Abimael Flores Velásquez para aspirar al grado de Doctor por la Universidad Rey Juan Carlos, gozando de la aprobación y el aplauso de su director.

Y para que conste, firmamos el presente certificado en Móstoles a 28 de diciembre de 2012.

Fdo: Pablo Martínez de Anguita

Resumen

En los últimos 50 años los ecosistemas se han degradado a causa de actividades antropogénicas. Entre las principales amenazas están la destrucción de los hábitats, la invasión de especies o la sobrepesca. Esto ha ocasionado la pérdida de servicios ecosistémicos tan importantes a nivel mundial como la biodiversidad (incluida en los objetivos del milenio) y la captura de carbono u otros de importancia a nivel local como la protección de cuencas o la belleza escénica (MEA, 2005; Daily *et al.*, 1997; Naciones Unidas, 2008).

Esto ha propiciado el planteamiento de numerosos proyectos, investigaciones y experiencias novedosas con un enfoque diferente a los mecanismos de mando y control aplicados en los espacios naturales protegidos. Aquí es donde nacen los sistemas de Pagos por Servicios Ecosistémicos (PSE), un mecanismo participativo y voluntario aplicado principalmente en Latinoamérica que pretende contribuir a la conservación de los servicios ecosistémicos de un territorio a la vez que los demandantes de estos servicios compensan a los propietarios de tierras que oferten dichos servicios.

La presente investigación surge de la necesidad de desarrollar experiencias de sistemas de PSE en el territorio español, convirtiéndose en una oportunidad para el planteamiento de las bases de una política pública de PSE a partir del desarrollo de propuestas de sistema de PSE a distintas escalas teniendo en cuenta la participación de los actores locales involucrados. El proceso aplicado en España es inverso al americano ya que la planificación técnica y el marco legal parten de lo nacional a lo local.

Para esto se ha planteado un esquema metodológico por capítulos y fases de implementación, se inicia con un marco teórico en el que abordan los conceptos básicos de servicios ecosistémicos, capital natural, establecimiento de sistemas de PSE y el análisis de su marco legal entre otros. Luego se plantean propuestas de sistemas de PSE que van de lo general a lo local, se analizan los factores de una política de PSE para finalmente, plantear las bases de una política de PSE a nivel nacional, autonómico, comarcal y municipal.

Las propuestas de sistemas de PSE a nivel de la ZEPA 56 y del Pantano de San Juan demuestran que la aplicación de estos sistemas es factible y se adapta a la realidad de cada zona, generando soluciones a problemas ambientales como la corrupción urbanística o la no ordenación del uso turístico entre otros. Parte de su éxito radica en la aplicación de un proceso participativo paralelo al planteamiento del sistema. Estas experiencias fueron fundamentales insumos para el análisis de los factores a tener en cuenta en el planteamiento de políticas de PSE.

Como conclusión general se considera que el planteamiento de una política de PSE para España es un proceso que requiere del diseño de un sistema de PSE nacional descentralizado en los niveles autonómico, comarcal y local, enfocando los sistemas en un modelo público-privado que capture la demanda de servicios ecosistémicos a todos estos niveles bajo el principio de subsidiariedad con la participación e involucramiento de las instituciones locales, nacionales e internacionales.

Para su puesta en marcha se deben cuantificar los servicios ecosistémicos, activar el Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, crear un Consejo Nacional regulador de los PSE, establecer un programa nacional de PSE, crear un mecanismo de control, seguimiento y verificación, y de ser posible establecer un sistema de emisión de certificados ambientales.

Agradecimientos

En primer lugar doy gracias a Dios por darme la oportunidad, la fortaleza y el entendimiento para culminar esta tesis doctoral. A toda mi familia por su amor, comprensión, consejos y por estar siempre a mi lado en todo momento durante este proceso que hoy culmino.

Dedico de manera muy especial este trabajo a mis padres Paulino Flores y Bertha Velásquez, a mis hermanas Yadira y Greisy Flores Velásquez y mi hermano José Cano. A mi abuelo Agapito Velásquez (Q.E.P.D.), a mi abuela madrileña Mercedes Gil y a mi prima Sara Ramos. Todos han sido una inspiración y un ejemplo a seguir, estoy aquí gracias a Ustedes.

De igual manera agradezco a la Universidad Rey Juan Carlos y al Grupo de Tecnología Química y Ambiental por haberme proporcionado la oportunidad y los medios económicos y logísticos para cursar este programa de doctorado.

A mi Director de tesis, profesor, compañero, pero sobre todo amigo, Pablo Martínez de Anguita, por haber creído en mí desde el primer momento independientemente de las circunstancias. Sin tu orientación, consejos y enseñanzas esta investigación no hubiese sido posible. En todo este tiempo, además de investigar, aprendí que la grandeza de una persona no se mide por los logros profesionales sino por la calidad humana y las acciones que ayudan a tu prójimo a tener un mundo mejor.

A todos los miembros del Grupo de Planificación Ambiental para el Desarrollo, Raúl Romero Calcerrada, María Ángeles Ruiz, Carlos Novillo, María Dolores Velarde. Además a mis compañeros de doctorado, Fany Espinal (mi gran amiga), Inmaculada Gómez, José Beneitez, Mitzilene Navarro, Javier Montero y Orlando Lagos, gracias por compartir su tiempo y apoyo en la recopilación de la información de campo.

Esta tesis no hubiese sido posible sin la colaboración y participación de instituciones ambientales a nivel Nacional, de la Comunidad Autónoma de Madrid, Ayuntamientos de la ZEPA 56, Empresarios Turísticos, visitantes de las áreas recreativas y el apoyo financiero del Consorcio Sierra Oeste de Madrid.

A los integrantes de la Red Iberoamericana de Pagos por Servicios Ambientales (REDIPASA) y del Departamento de Cuencas Hidrográficas de Utah State University especialmente a Ronnie de Camino, Todd Crowl, Rita Teutonico y Marv Bennett.

Igualmente quiero dar las gracias a mis consejeros personales y amigos, Samuel Rivera, Manuel Hernández, Herbert Yanes, Rómulo Gutiérrez, Sara Braun, Ramón Hernández, María Etelva Amaya, Donis Suazo, Rigoberto Teuza, Fernando Cruz, Eric Manriquez, Magaly Bustamante.

A todos mis amigos que por razones de espacio no puedo nombrar aquí uno a uno pero que al igual que yo estarán contentos por este logro, infinitas gracias por hacer que mi día a día fuera de casa tuviera sentido.

Tabla de contenido

CAPÍTULO I	1
1.1. INTRODUCCIÓN	1
1.2. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN	4
1.2.1. OBJETIVO GENERAL	4
1.2.2. OBJETIVO ESPECÍFICO	4
1.2.3. HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN	4
1.3. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN	4
1.3.1. ENFOQUE METODOLÓGICO	4
1.3.2. METODOLOGÍA ESPECÍFICA	5
CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO	7
2.1. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	7
2.1.1. LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DESDE UNA PERSPECTIVA ECONÓMICA	10
2.1.2. LA DEMANDA ECONÓMICA DE LOS ECOSISTEMAS Y SUS SERVICIOS	11
2.1.3. LIMITACIONES DE LA VALORACIÓN DE LA DEMANDA ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	13
2.2. EL CAPITAL NATURAL	14
2.2.1. VALORACIÓN DE LA OFERTA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: EL CAPITAL NATURAL	14
2.2.2. ANÁLISIS MARGINAL DE LA DEMANDA Y OFERTA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	18
2.2.3. LIMITACIONES DEL ANÁLISIS MARGINAL DE LOS MERCADOS DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	19
2.3. ESTABLECIMIENTO DE SISTEMAS DE PSE	21
2.3.1. INTRODUCCIÓN	21
2.3.2. SISTEMAS DE MERCADO DE PAGO POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	22
2.3.3. METODOLOGÍA GENERAL DE LOS SISTEMAS DE MERCADO DE PAGO POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	24
2.3.4. ANÁLISIS COSTE BENEFICIO DE UN SISTEMA DE PSE	26
2.4. SISTEMAS PÚBLICOS DE PSE	28
2.4.1. DEFINICIÓN DE UN SISTEMA PÚBLICO DE PSE	28
2.4.2. METODOLOGÍA GENERAL DE LOS SISTEMAS DE PAGO POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PÚBLICOS	33
2.4.3. MODELOS MIXTOS PÚBLICOS PRIVADOS DE PSE: LA DESCENTRALIZACIÓN SUBSIDIARIA	33
2.5. PRINCIPIO DE SUBSIDIARIEDAD	34
CAPÍTULO III. REVISIÓN DE SISTEMAS DE PSE	37
3.1. INTRODUCCIÓN	37
3.2. EXPERIENCIAS DE SISTEMAS DE PSE EN LATINOAMERICA	38
3.2.1. CATÁLOGO DE EXPERIENCIAS LOCALES EN LATINOAMÉRICA	39
3.3. SISTEMAS DE PSE EN EUROPA	45
3.4. LOS PAGOS POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA POLÍTICA AGRARIA EUROPEA	49
3.4.1. INTRODUCCIÓN	49
3.4.2. ANTECEDENTES	49
3.4.3. CONSIDERACIONES SOBRE LA DEFINICIÓN Y ESTABLECIMIENTO DE LAS AIEs	50
3.4.4. FACTORES ESENCIALES PARA DEFINIR LAS AIEs	51
3.4.5. MERCADOS DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PROCEDENTES DE LAS AIEs	53
3.4.6. CONSIDERACIONES FINALES	54
3.5. LOS PAGOS POR SEVICIOS ECOSISTÉMICOS EN ESPAÑA	55
3.5.1. CONTEXTO NORMATIVO	55
3.5.2. CONTEXTO PROGRAMÁTICO O DE PLANIFICACIÓN	63
3.6. LOS PAGOS POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS A NIVEL AUTONÓMICO	67
3.7. POSIBILIDADES DE ARTICULACIÓN MUNICIPAL DE LOS SISTEMAS DE PSE	72

3.8. LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA BIODIVERSIDAD Y LOS SERVICIOS DE LOS MONTES	73
3.8.1. ¿CUÁNTO VALEN LOS BOSQUES ESPAÑOLES?	73
3.9. ¿QUÉ SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES SE PUEDEN COMPENSAR?	75

CAPÍTULO IV. ESTUDIOS DE CASO PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE SISTEMAS DE PSE.....77

4.1. ESTUDIOS DE CASO DE DISEÑO DE MODELO DE PSE.....	77
4.2. LOS SISTEMAS DE PSE ENTRE LA ADICIONALIDAD Y LA SUBSIDIARIEDAD: APLICACIÓN A LA BELLEZA ESCÉNICA EN EL PANTANO DE SAN JUAN	80
4.2.1. INTRODUCCIÓN	80
4.2.2. EXPERIENCIAS DESARROLLADAS DE SISTEMAS DE PSE EN BELLEZA ESCÉNICA	81
4.2.3. OBJETIVOS	82
4.2.4. LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	83
4.2.5. METODOLOGÍA	84
4.2.6. RESULTADOS	95
4.2.7. DISCUSIÓN	117
4.2.8. CONCLUSIONES.....	119
4.3. PROPUESTA DE UN SISTEMA DE PSE PARA FINANCIAR LA CONSERVACIÓN A PARTIR DEL URBANISMO EN LA ZEPA 56	120
4.3.1. INTRODUCCIÓN	120
4.3.2. LA ZONA DE ESTUDIO.....	123
4.3.3. LA CORRUPCIÓN URBANÍSTICA EN ESPAÑA.....	125
4.3.4. LA CORRUPCIÓN URBANÍSTICA EN LA ZONA DE ESTUDIO	127
4.3.5. EL DETONANTE DEL PROBLEMA.....	128
4.3.6. ACTORES PARTICIPANTES EN EL CONFLICTO	131
4.3.7. UNA POSIBLE SOLUCIÓN: MECANISMOS AMBIENTALES DE MERCADO APLICADOS A LA CONSERVACIÓN TERRITORIAL	132
4.3.8. CUANTIFICACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN FUNCIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE UN TERRITORIO	135
4.3.8.1. EXPERIENCIAS DE SISTEMAS DE PSE EN BIODIVERSIDAD Y BELLEZA ESCÉNICA.....	135
4.3.8.2. PROPUESTA METODOLÓGICA PARA CUANTIFICAR LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD Y BELLEZA ESCÉNICA	138
4.3.8.3. RESULTADOS	154
4.3.8.4. LECCIONES APRENDIDAS.....	163
4.3.9. CONCLUSIONES	164
4.4. PROPUESTA DE UN SISTEMA DE PSE A ESCALA AUTÓNOMICA APLICADO A LA COMUNIDAD DE MADRID.....	166
4.4.1. ¿ES NECESARIO UN MODELO DE PSE PARA LA COMUNIDAD DE MADRID?.....	166
4.4.2. EL VALOR DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS NO FORESTALES EN LA CAM	169
4.4.3. ¿CÓMO COMPENSAR LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS OLIVARES?	173
4.4.4. PROPUESTA DE MODELO DE PSE PARA OLIVARES MADRILEÑOS	175
4.5. PROPUESTA DE UN NUEVO MODELO NACIONAL DE GESTIÓN FORESTAL MUNICIPAL.....	182
4.5.1. PROPUESTA DE INTEGRACIÓN DE LOS MUNICIPIOS FORESTALES ESPAÑOLES EN LA GESTIÓN DE SUS MONTES DE UTILIDAD PÚBLICA	182

CAPÍTULO V. ANÁLISIS DE LOS FACTORES PARA EL DISEÑO DE POLÍTICAS DE PSE195

5.1. ANÁLISIS DE LOS FACTORES DE UNA POLÍTICA PÚBLICA DE PSE	195
5.1.1. ALCANCE	195
5.1.2. ESCALA Y BENEFICIARIOS	198
5.1.3. MECANISMO POLÍTICO	202
5.1.4. MECANISMO FINANCIERO	210
5.1.5. NIVELES DE REFERENCIA.....	215

5.1.6. SISTEMA DE VERIFICACIÓN.....	216
5.1.7. GRADO DE PARTICIPACIÓN	216
5.1.8. DISTRIBUCIÓN DE BENEFICIOS	217
CAPÍTULO VI. RESULTADOS	219
6.1. PROPUESTA DEL MODELO DE POLÍTICA DE PSE PARA ESPAÑA.....	219
6.2. PROPUESTA DE PSE A NIVEL COMARCAL.....	225
6.3. LOS MONTES MUNICIPALES COMO RECEPTORES DE COMPENSACIONES POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	228
6.4. ADAPTACIÓN DE LOS CONTRATOS TERRITORIALES A LOS SISTEMAS DE PSE.....	230
CAPÍTULO VII. CONCLUSIONES.....	235
BIBLIOGRAFÍA	237
ANEXOS	247

Listado de tablas

Tabla 1. Servicios ecosistémicos.....	8
Tabla 2. Valor económico total de un bosque.....	12
Tabla 3. Indicadores basados en los criterios de eficacia, eficiencia y equidad aplicables a un sistema público de PSE..	32
Tabla 4. Experiencias de sistemas de PSE locales en Iberoamérica	40
Tabla 5. Ayudas posibles para montes previstas en el Reglamento (CE) nº 1698/2005 (FEADER)	48
Tabla 6. Criterios de elegibilidad para las zonas AIEs	52
Tabla 7. Ventajas y desventajas de los distintos modelos de compensación de servicios ecosistémicos.	76
Tabla 8. Datos de afluencia de visitantes recopilados en los meses de verano de 1992 – 1993	88
Tabla 9. Distribución del tamaño muestral para poblaciones finitas e infinitas	89
Tabla 10. Planificación del trabajo de campo en las áreas recreativas (fines de semana).....	90
Tabla 11. Tipos de índices según variables de fauna y vegetación.....	91
Tabla 12. Principales usos del suelo en terrenos de utilidad pública y privada	96
Tabla 13. Montes de utilidad pública incluidos en la investigación	97
Tabla 14. Características principales de los embalses	97
Tabla 15. Resumen del marco legislativo aplicable a la investigación	99
Tabla 16. Síntesis de la problemática y de las alternativas/soluciones identificada por los participantes en los talleres	100
Tabla 17. Acciones de gestión y ordenación planificadas	106
Tabla 18. Actividades planificadas para el programa de protección contra incendios forestales	107
Tabla 19. Actividades planificadas para el programa de sanidad forestal	108
Tabla 20. Actividades planificadas para el programa de conservación de la fauna silvestre y su hábitat	108
Tabla 21. Actividades planificadas para el programa de uso público en espacios recreativos	109
Tabla 22. Costes de implementación de cada programa de gestión para el segundo año	110
Tabla 23. Resumen de los costes fijos para los años 2 y 10 de las actividades para la implementación del sistema de PSE (adicionalidad)	110
Tabla 24. Disponibilidad a pagar por los visitantes (formato dicotómico).....	111
Tabla 25. Estimación de los ingresos por visitar las áreas recreativas	114
Tabla 26. Escenario 1: implementación del sistema de PSE con todas las actividades planificadas.....	115
Tabla 27. Escenario 2: implementación del sistema de PSE sin considerar la actividad de contratar una brigada contra incendios forestales	115
Tabla 28. Escenario 3: sin la implementación del sistema de PSE.....	115

Tabla 29. Resumen de la viabilidad económica de los escenarios planteados	116
Tabla 30. Resumen de estudios de valoración contingente en espacios recreativos	118
Tabla 31. Percepción del problema por cada grupo.....	132
Tabla 32. Experiencias implementadas de sistemas de PSE de biodiversidad y belleza escénica	136
Tabla 33. Índice propuesto	140
Tabla 34. Valoración de la estructura de la vegetación.....	142
Tabla 35. Valoración de los tipos de ocupación del suelo en función de criterios estéticos y ecológicos	144
Tabla 36. Valoración de los tipos de ocupación del suelo en función de criterios estéticos y ecológicos	148
Tabla 37. Esquema de agrupamiento de la tabulación cruzada de los mapas de calidad de ocupación del suelo y fragmentación	149
Tabla 38. Esquema de agrupamiento de la tabulación cruzada de los mapas de calidad intrínseca y dominios fisiográficos.....	149
Tabla 39. Esquema de agrupamiento de la tabulación cruzada de los mapas de calidad intrínseca y los elementos que suman o restan calidad al paisaje.....	150
Tabla 40. Esquema de agrupamiento de la tabulación cruzada de los mapas de los servicios ecosistémicos de conservación de la biodiversidad y belleza escénica	150
Tabla 41. Valor de amenaza para la fauna	153
Tabla 42. Porcentaje de la superficie según valor ambiental.....	161
Tabla 43. Valor Económico Total de los Ecosistemas Forestales de la Comunidad de Madrid.....	167
Tabla 44. Valor económico de los ecosistemas forestales españoles	168
Tabla 45. Identificación de usos del suelo con valor de servicios ambientales definidos por su uso del suelo	171
Tabla 46. Resumen de las medidas potenciales en función de las estructuras puntual, lineal o espacial aplicables al olivar	176
Tabla 47. Medidas propuestas para la compensación de servicios ecosistémicos en el olivar.....	177
Tabla 48. Empleos forestales por año y por millón de euros	189
Tabla 49. Ventajas y desventajas de los servicios a compensar	195
Tabla 50. Ventajas y desventajas del pago de flujos o stocks	197
Tabla 51. Ventajas y desventajas de los ecosistemas susceptibles de entrar en un sistema de PSE.....	198
Tabla 52. Ventajas y desventajas de la escala de aplicación del sistema de PSE	199
Tabla 53. Ventajas y desventajas para el tipo de propietarios en el sistema de PSE	201
Tabla 54. Ventajas y desventajas de la tenencia de la tierra en el sistema de PSE	202
Tabla 55. Ventajas y desventajas del grado de descentralización del sistema de PSE.....	203

Tabla 56. Ventajas y desventajas de mecanismo público o público-privado	206
Tabla 57. Distribución de la superficie de la tierra por tipo de cultivo.....	207
Tabla 58. Ventajas y desventajas del modelo administrativo del sistema de PSE	209
Tabla 59. Ventajas y desventajas entre organismo pagador y organismo verificador en un sistema de PSE	210
Tabla 60. Ventajas y desventajas en el ámbito de captación de fondos de un sistema de PSE	211
Tabla 61. Ventajas y desventajas de ayudas vs pagos en el sistema de PSE	212
Tabla 62. Ventajas y desventajas del reparto vs subasta del sistema de PSE	213
Tabla 63. Ventajas y desventajas de los modelos de pago en el sistema de PSE.....	214
Tabla 64. Ventajas y desventajas de los modelos de pago del sistema de PSE.....	215
Tabla 65. Ventajas y desventajas en el sistema de verificación de un sistema de PSE	216
Tabla 66. Ventajas y desventajas del sistema de verificación de un sistema de PSE	217

Listado de figuras

Fig. 1. Esquema metodológico	6
Fig. 2. Relaciones entre servicios primarios, intermedios y beneficios, y entre ciencia ecológica, cuantificación biofísica y valoración económica	9
Fig. 3. Relaciones biofísicas y económicas en los servicios ecosistémicos.	11
Fig. 4. Flujo circular de la economía regional dentro de la biorregeneratividad de los ecosistemas.....	16
Fig. 5. Papel del sistema económico desde una perspectiva integral economía ecología	17
Fig. 6. Marco económico del coste marginal de provisión de servicio ecosistémico (oferta) y demanda de mercado y no mercado (incluidas externalidades) de dichos servicios.	19
Fig. 7. Marco económico del coste marginal de provisión de servicio ecosistémico (oferta) y demanda de mercado y no mercado (incluidas externalidades) de dichos servicios en situaciones de extrema pobreza.....	20
Fig. 8. Lógica económica de los sistemas de PSE.....	21
Fig. 9. Diagrama de costes e ingresos en el tiempo genérico en un sistema de PSE.....	27
Fig. 10. Calificación de zonas rurales de acuerdo al PDRS 2010-2014.....	65
Fig. 11. Inversión del sector forestal en euros por hectárea pública forestal	75
Fig. 12. Inversión del sector forestal en euros por hectárea forestal/habitante.....	75
Fig. 13. Adaptación territorial de los estudios de caso de sistemas de PSE	79
Fig. 14. Mapa de ubicación del pantano de San Juan, Madrid	83
Fig. 15. Esquema metodológico del sistema de PSE aplicado al pantano de San Juan	84
Fig. 16. Esquema metodológico para la implementación de los talleres participativos	86
Fig. 17. Esquema planteado para la aplicación de entrevistas.....	87
Fig. 18. Viabilidad económica a través del análisis de escenarios.....	94
Fig. 19. Principales problemas identificados en las áreas recreativas.....	102
Fig. 20. Áreas prioritarias en las que se oferta el servicio ecosistémico de la belleza escénica.....	103
Fig. 21. Distribución porcentual de entrevistas por área recreativa	104
Fig. 22. Distribución de entrevistas por urbanización	104
Fig. 23. Disponibilidad a pagar por visitar las áreas recreativas.....	112
Fig. 24. Disposición al pago de los entrevistados	112
Fig. 25. Disposición al pago por nacionalidad diferenciado por áreas recreativas.....	112
Fig. 26. Monasterio cisterciense de Santa María la Real de Valdeiglesias y plano del Avance del PGOU de Pelayos de la Presa.	122
Fig. 27. ZEPA 56 de los Encinares de los ríos Alberche y Cofio.....	125
Fig. 28. Esquema de estado actual de financiación municipal y conservación de la naturaleza.....	134

Fig. 29. Esquema de financiación municipal propuesto para la conservación.	135
Fig. 30. Esquema metodológico general	139
Fig. 31. Esquema metodológico para cuantificar en servicio ecosistémico de conservación de la biodiversidad	140
Fig. 32. Esquema de trabajo para la valoración de la calidad visual del paisaje.....	147
Fig. 33. Esquema metodológico para la valoración de la conservación de la biodiversidad según uso...	151
Fig. 34. Mapa sobre cuantificación del valor del servicio ecosistémico de conservación de la vegetación	154
Fig. 35. Mapa del valor del servicio ecosistémico de conservación de la fauna	155
Fig. 36. Mapa del valor del servicio ecosistémico de conservación de la biodiversidad	156
Fig. 37. Mapa de la calidad de la ocupación en función de criterios estéticos y ecológicos	157
Fig. 38. Mapa de fragmentación del paisaje.....	158
Fig. 39. Mapa de ocupación del suelo y fragmentación	159
Fig. 40. Mapa de la calidad visual intrínseca del paisaje	160
Fig. 41. Comparación de la calidad del paisaje según elementos que suman o restan calidad	160
Fig. 42. Mapa de calidad final del paisaje	161
Fig. 43. Mapa de valor ambiental territorial.....	162
Fig. 44. Usos compatibles con la conservación del valor ambiental	163
Fig. 45. Pirámide de la evolución de la participación en un proceso de desarrollo	184
Fig. 46. Pirámide de la evolución de la participación en un proceso de desarrollo	185
Fig. 47. Esquematación de las posibles alternativas de clarificación y desarrollo de la normativa forestal.	187
Fig. 48. Eficiencia de la subasta frente al reparto.....	213
Fig. 49. Posible modelo mixto público - privado de PSE para España.	223
Fig. 50. Modelo regional de cuantificación y presentación de cartografía regional de servicios ecosistémicos a las comarcas o ayuntamientos.....	227
Fig. 51. Modelo de PSE aplicable a los montes de los ayuntamientos	229

CAPÍTULO I

1.1. INTRODUCCIÓN

El concepto de ecosistema con el paso del tiempo se convierte en un término que poco a poco va ganando aceptación entre los usuarios de la tierra y de los recursos naturales aunque su definición resulta todavía confusa, existiendo dos puntos de vista, uno, biocéntrico y otro antropocéntrico (Stanley, 1994). Algo similar sucede al tratar de definir el término de “manejo de los ecosistemas”. Algunos autores como Christensen *et al.* (1996) lo definen como “el manejo dirigido por metas, ejecutado por políticas, protocolos y prácticas, haciéndolo adaptable a el monitoreo e investigación basado en el mejor de nuestro conocimiento de las interacciones ecológicas y procesos necesarios que sostienen la estructura y funcionamiento de los ecosistemas”.

Entre de los conceptos que han surgido en la gestión de ecosistemas, han tenido un especial crecimiento los denominados “servicios ecosistémicos”, los cuales se definen como 1) aquellas funciones de los ecosistemas que generan beneficios y bienestar para las personas y comunidades (Huetting *et al.*, 1998), y que 2) además no se gastan ni se transforman en el proceso de utilización del consumidor. En relación a 1), trabajamos desde una perspectiva antropocéntrica. Ésta es la característica fundamental que los distingue de los bienes ecosistémicos. Estos últimos se agotan en su consumo, los primeros no (Martínez de Anguita, 2006). Por En relación a 2), y a diferencia del concepto de funciones de los ecosistemas (existen per se) que es biocéntrica, los servicios siempre están en relación con el demandante. No existen si no hay quien se beneficie de ellos. A pesar de esta conceptualización básica, autores como Tomich *et al.* (2004) consideran que es necesario contar con una definición más explícita donde se definan sus funciones y cada uno de sus componentes, causas y efectos.

Por otra parte, a pesar de su concepción antropocéntrica, y según Daily *et al.* (1997) estos “servicios ecosistémicos” no tienen un valor importante de cara a la sociedad debido a tres razones: (1) Los servicios provenientes de los ecosistemas están ampliamente subestimados por la sociedad y no se comercializan en un mercado formal, carentes de un precio; (2) muchas de las alteraciones humanas en los ecosistemas (extinción e introducción de especies) son difíciles de revertir en una escala temporal; (3) la poca conciencia y las tendencias antrópicas continuaban afectando los ecosistemas naturales. Nosotros creemos que esta realidad está cambiando a partir de los resultados obtenidos en estudios que consideran que los servicios ecosistémicos son fundamentales para la vida y que sin su presencia la sociedad humana dejaría de existir.

Los bosques, por ejemplo, además de otras funciones, brindan servicios hidrológicos como la filtración del agua y la regulación de flujos hídricos (Pagiola y Platais, 2002). Estos servicios hidrológicos son raramente valorados, hasta que los efectos de la deforestación se hacen palpables en forma de inundaciones y pérdida de la calidad del agua. Estos efectos llevan aparejados un incremento en la vulnerabilidad de las poblaciones asentadas en la parte baja de las cuencas, ya sea en forma de riesgos para sus medios de vida o su salud. La pérdida de esos servicios ecosistémicos, a pesar de su valor, es fácil de explicar. Al no recibir, normalmente, los usuarios de las tierras altas ninguna compensación por los servicios ecosistémicos que sus tierras generan para otros agentes, carecen de motivación económica para tomar en cuenta esos servicios cuando deciden como usar sus tierras. Por lo tanto, no tienen razón económica para tener estos servicios en cuenta al tomar una decisión acerca del uso de sus tierras¹ (Pagiola y Platais, 2002).

¹ Las soluciones tradicionales a este problema han sido hasta la aparición de los sistemas de PSE de dos tipos: regular legalmente el tipo de uso al que se pueden destinar las tierras, o llevar a cabo medidas correctoras (tales

El reconocimiento de este problema y del fracaso de enfoques precedentes llevó al desarrollo de sistemas en donde los usuarios de tierras pudieran ser compensados por los servicios ecosistémicos que éstas generasen, compatibilizando así sus incentivos con los de la sociedad en conjunto. Los sistemas de Pagos por Servicios Ecosistémicos (PSE), (también llamados pagos por servicios ambientales) surgían así, como un ejemplo de este nuevo enfoque.

Los bosques y en general todos los ecosistemas naturales son productores de bienes y servicios ecosistémicos. Estos servicios son fundamentales para el sostenimiento de la vida humana en todo el planeta. Si los ecosistemas perdieran su capacidad para producir alimentos o agua dulce, si la polinización se detuviese o si se perdiese el paisaje, nuestra vida – si pudiera seguir dándose-, sería como mínimo muy diferente. Por otra parte nuestras acciones tienden o pueden tender a reducir la capacidad de los ecosistemas para generar estos servicios.

En este marco, el problema más difícil que afrontamos a la hora de conservar nuestro capital natural, es la dificultad que tiene una parte de éste, aquel cuyas rentas nos benefician en forma de servicios, a entrar a formar parte de nuestro sistema económico. Esta razón explica porque disminuye el capital natural a pesar de que los beneficios de los ecosistemas tales como la biodiversidad, la estabilidad climática o la retención de suelos nos favorezcan a todos. La naturaleza se degrada allá donde su destrucción genera para su dueño más beneficio económico que su conservación, a pesar de que la sociedad en su conjunto salga perdiendo.

Una sencilla fórmula para lograr que todos ganen en esta situación la constituyen los denominados sistemas de PSE. Numerosas experiencias muestran como en determinadas condiciones es posible lograr que las poblaciones beneficiarias de estos servicios de los ecosistemas paguen los costes que implica su protección. En países como Honduras hay ciudades que pagan a los campesinos de las cuencas productoras de agua para que éstos cuiden de los bosques que mantienen limpios y constantes a los cauces de agua; en otros como Guatemala, la empresa Coca-Cola entre otras entidades financia la conservación de la Reserva de la Biosfera “Sierra de Las Minas” de la que nace el agua que luego emplean; o en Ecuador, los habitantes de Quito a través del Fondo Nacional del Agua (FONAG) garantizan el aprovisionamiento hídrico de la ciudad a través de la financiación de los espacios naturales que la rodean. Otros países han ido más lejos y han llevado estos sistemas de pago por servicios ecosistémicos o de los servicios ambientales a una dimensión nacional. Costa Rica emplea una mínima parte de su impuesto sobre hidrocarburos para reforestar y gestionar sosteniblemente sus bosques habiendo revertido su histórica tendencia a la deforestación. A mayor escala, y desde la COP 15 de Copenhague de la cumbre de Cambio Climático, el previsiblemente futuro mecanismo REDD+ se propone como el mayor sistema de pago por servicios ecosistémicos a escala global. En este caso los países desarrollados estarán compensando la no emisión de gases del efecto invernadero por parte de territorios cuya deforestación fuese a tener lugar. Hay que recordar de nuevo aquí que es esta deforestación, equivalente a la desaparición de una superficie forestal equivalente a toda España cada cuatro años, la responsable del 15 al 20% de las emisiones de gases invernadero, y que el informe Stern especifica que la reducción de la deforestación es la forma más barata de disminuir el incremento de emisiones (Stern, 2006).

Esta tesis pretende poner las bases de una política nacional española de PSE, y posteriormente algunas ideas para el debate internacional enfocadas todas ellas a compatibilizar esta necesaria conservación con la creación de riqueza económica y laboral.

como reparar los daños causados por las inundaciones, o construir obras públicas para proteger a la población de las tierras bajas frente a inundaciones). Las medidas correctoras pueden ser imperfectas y más costosas que las medidas preventivas. En cuanto a las regulaciones legales en función del país en el que se trabaje puede ser más o menos difícil conseguir que se cumplan dada la alta dispersión de los usuarios de las tierras rurales y su cumplimiento puede ocasionar altos costes a los usuarios pobres al prohibir actividades rentables.

La Ley española 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes reconoce los servicios ambientales de los montes, especialmente en su artículo 65 de Incentivos por las Externalidades². Las Leyes 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, y en menor medida el proyecto de Ley de Economía Sostenible³, reafirman de un modo directo o indirecto la posibilidad de compensar las externalidades generadas por los servicios ecosistémicos.

Además de este marco, la Ley 45/2007, de 13 de diciembre, para el desarrollo sostenible del medio rural abre la posibilidad de que esta compensación de servicios ecosistémicos en España pueda ser establecida a través de un cauce muy concreto: los contratos territoriales.

Esta tesis pretende profundizar en los aspectos metodológicos, teóricos y prácticos de modo que pueda generar un debate sobre cómo crear a partir de este marco legal español una política nacional de Pago por Servicios Ecosistémicos.

Aclaración terminológica

En esta investigación empleamos el término 'ecosistémico' en lugar del 'ambiental' entendiendo ambos como sinónimos para caracterizar a los servicios que proceden de los ecosistemas (MEA, 2005). La razón radica en el hecho de que el término 'servicio ambiental' puede designar la gestión de capital humano o de infraestructuras y capital manufacturado, que se ocupan de la conservación, gestión, limpieza y manejo de desechos ocasionados por las actividades humanas sobre el ambiente (FFLA y RIDES, 2002). Por ejemplo, la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) define a 'la industria de bienes y servicios ambientales como aquella industria que produce bienes y servicios para medir, prevenir, limitar, minimizar o corregir el daño ambiental al agua, aire y suelo, así como los problemas relacionados a residuos, ruidos y ecosistemas. Esto incluye tecnologías más limpias, productos y servicios que reducen el riesgo ambiental y minimizan la contaminación y el uso de los recursos' (OCDE, 2002). A diferencia del concepto 'servicios ambientales' que puede incluir los que provee el hombre a través de sus infraestructuras, el término 'servicio ecosistémico' incluye exclusivamente los servicios provistos por los ecosistemas, ya sean naturales como la selva o intervenidos como las reforestaciones o incluso determinados cultivos agrícolas (Hajek y Martínez de Anguita, 2012).

² En concreto esta ley afirma que "las Administraciones públicas regularán los mecanismos y las condiciones para incentivar las externalidades positivas de los montes ordenados". Y reconoce entre los servicios ambientales de los montes que pueden convertirse en externalidades las siguientes:

1. *La conservación, restauración y mejora de la **biodiversidad** y del **paisaje** en función de las medidas específicamente adoptadas para tal fin.*
2. *La **fijación de dióxido de carbono** en los montes como medida de contribución a la mitigación del cambio climático, en función de la cantidad de carbono fijada en la biomasa forestal del monte, así como de la valorización energética de los residuos forestales.*
3. *La **conservación de los suelos** y del **régimen hidrológico** en los montes como medida de lucha contra la desertificación, en función del grado en que la cubierta vegetal y las prácticas selvícolas contribuyan a reducir la pérdida o degradación del suelo y de los recursos hídricos superficiales y subterráneos.*

³ El artículo 91 de dicha Ley de *Compensación de Emisiones* afirma que "las empresas y personas físicas que así lo deseen podrán compensar sus emisiones de CO₂ a través de inversiones en incremento y mantenimiento de masas forestales, programas agrarios de reducción del CO₂ y otros programas que se establezcan por la Administración General del Estado, en colaboración con las Comunidades Autónomas.

1.2. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

1.2.1. Objetivo general

Diseñar una política pública de pago por servicios ecosistémicos que sea eficiente, integradora y aplicable a España.

1.2.2. Objetivo específico

Definir y analizar diversas propuestas de sistemas de pagos por servicios ecosistémicos a distintas escalas en España estudiando su aplicabilidad e interrelación.

1.2.3. Hipótesis de investigación

La subsidiariedad puede ser la clave de aplicación de las políticas de PSE a España. Para ello a partir del capítulo II se propone el concepto de subsidiariedad como vertebrador de los sistemas de PSE, y se estudia a través de una serie de estudios de caso de PSE a distintas escalas, yendo de lo específico a lo general para España de modo que se pueda estudiar la interrelación que tiene este principio con la aplicabilidad de los sistemas de PSE.

1.3. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

1.3.1. Enfoque metodológico

El enfoque metodológico se ha diseñado con el propósito de diseñar una política pública de PSE eficiente, integradora y aplicable a España, país con la mayor biodiversidad de Europa pero con muy pocas experiencias de sistemas de PSE a nivel de propuesta y ejecución. Su elevada biodiversidad se refleja en un 25% del territorio bajo la figura de Red Natura (Alvarez-Urria y Zamorano, 2007). Por ello, se plantea que una política nacional de PSE debe tener por finalidad asegurar a largo plazo la supervivencia de las especies y los hábitats más amenazados de Europa y detener la pérdida de la biodiversidad ocasionada por las actividades antrópicas⁴ de modo que contribuya como un elemento más dentro de las diversas políticas de conservación de la naturaleza vigentes en España. Así mismo esperamos que las reflexiones, resultados y conclusiones que se obtengan puedan tener valor e interés para otros lugares del mundo en los que entendemos que las políticas públicas, o público-privadas de PSE pueden suponer una gran contribución a la conservación de la naturaleza, en apoyo, que no sufriendo a las ya vigentes⁵.

⁴ <http://www.raar.es/natura2000>

⁵ Estos esfuerzos por la conservación han tenido sus frutos a medida que se han puesto en marcha pero no han sido capaces de detener en su totalidad el deterioro sufrido por los bienes y servicios ecosistémicos proporcionados por los ecosistemas. Uno de los ecosistemas más afectados en la actualidad a causa de los cambios en el uso del suelo son los bosques. Según la FAO (2010) en los últimos diez años cerca de 13 millones de ha de bosques tropicales fueron convertidos en otros usos o se perdieron por causas naturales. Esta cifra comparada con la obtenida en la década de los 90's (16 millones de ha) donde países como Brasil e Indonesia tenían las tasas más altas de deforestación se ha reducido en tres millones de ha. Sin embargo, a pesar de su reducción, la cifra continúa siendo alarmante. Esta deforestación podría ocasionar una "liberación" del carbono almacenado en la biomasa, tasada en 289 gigatoneladas (Ggtc), afectando el ya conocido cambio climático.

El planteamiento de políticas de conservación ambiental en Europa no era una prioridad en la década de los años 50's e inicios de los 70's ya que los Tratados constitutivos no contemplaban la inclusión del medio ambiente. Hasta ese momento no existía preocupación por el planeamiento de una política medioambiental, sin embargo, poco a poco, la población comienza a tomar conciencia de la existencia de problemas ambientales. En 1972 con la declaración de la conferencia de Naciones Unidas sobre el medio humano y la Cumbre de París, la Comunidad Económica Europea (CEE) asume la protección del medio ambiente como Política Comunitaria, y desde ese momento hasta la actualidad se han impulsado políticas y leyes europeas en materia medioambiental. En 1973 se planteó el primer plan de acción ambiental como punto de partida de la política ambiental europea, aunque por más de un cuarto de siglo su integración había sido descuidada (Lenschow, 2002).

1.3.2. Metodología específica

La metodología se resume en la figura 1 y se compone de tres fases, resultados y conclusiones:

La primera fase fue llevada a cabo en *gabinete/oficina*, y parte del planteamiento de un marco teórico que aborda los aspectos relacionados con los sistemas de PSE. Para ello, desde los inicios de la investigación se realizó una revisión bibliográfica detallada de los artículos, documentos, estudios, leyes, consultorías e investigaciones de este ámbito. Este proceso fue continuo y se llevó a cabo durante el período vigente de la investigación, manteniendo de esa forma la información actualizada.

La segunda fase se enfoca en la recopilación de datos de campo principalmente para el planteamiento de los sistemas de PSE aplicados a escala local y comarcal. Los datos se obtuvieron por medio de encuestas en el territorio, talleres participativos con las organizaciones sociales involucradas de forma directa e indirecta, toma de puntos con GPS, fotografías y reuniones de trabajo con ayuntamientos, instituciones y dependencias de la Comunidad de Madrid.

La tercera fase se basó en analizar e interpretar los datos obtenidos para cada uno de los capítulos planteados. Esto permitió por una parte realizar un análisis seccionado de los resultados además de un análisis general (nivel de país) y específico (nivel local) de los factores a considerar en una política pública o privada de PSE teniendo presente la aplicabilidad e interrelación.

La primera fase se articula en los capítulos II y III de esta tesis. En el capítulo II se abordaron conceptos básicos como los servicios ecosistémicos, capital natural, y una introducción de los sistemas de PSE. En el capítulo III se llevó a cabo una revisión bibliográfica de los sistemas de PSE en el mundo, específicamente en Latinoamérica donde empezaron, en Europa, su relación con la Política Agraria Europea, los sistemas de PSE a nivel de país y autonómico, y finalmente una valoración económica de la biodiversidad y los montes teniendo en cuenta cuánto valen y que servicios ecosistémicos se pueden compensar.

La segunda fase se desarrolla en el capítulo IV. En éste capítulo se plantearon sistemas de PSE compatibles y aplicables a distintas escalas del territorio en España, estas son: local, comarcal, autonómica y nacional. Este planteamiento pretendía profundizar en todos los aspectos del sistema de PSE a escala local, consiguiendo así el máximo nivel de detalle y participación para fijar las bases para el desarrollo de las demás propuestas de sistemas de PSE (comarcal, autonómica y nacional)

La tercera fase se muestra en el capítulo V, en el que se desarrolló un análisis de los factores a tener en cuenta en el diseño de políticas de PSE teniendo como principal insumo toda la información del capítulo anterior.

A partir de estas fases se elaboraron unos resultados consistentes en una propuesta de política para España a fin de cumplir con el objetivo general de esta tesis (capítulo VI). Por último, en las conclusiones (capítulo VII) además de proponer unos postulados o principios generales para lanzar una política de PSE pública y a nivel nacional para España, y en general para cualquier lugar, se concluye como propone la hipótesis de investigación considerando la importancia que a lo largo del trabajo ha tenido el principio de subsidiariedad como marco general en el cual desarrollar políticas de PSE.

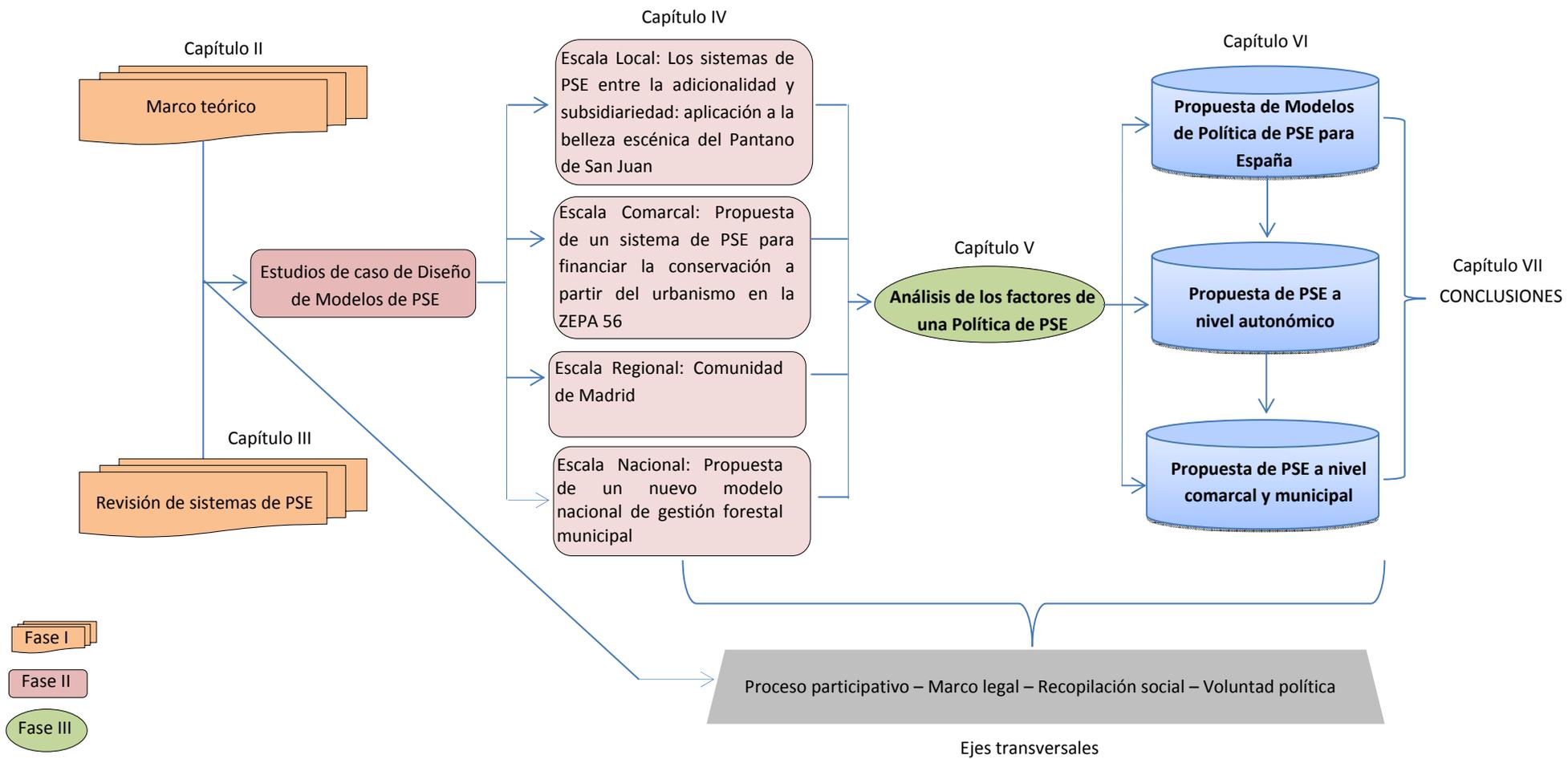


Fig. 1. Esquema metodológico

CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO

2.1. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Los servicios ecosistémicos desde una perspectiva ecológica

Desde una perspectiva ecológica, la Evaluación de Ecosistemas de Milenio (MEA, 2005) define los servicios ecosistémicos, también llamados servicios ambientales⁶, como “los beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas”, y propone una clasificación preliminar de los servicios en función de su utilidad como abastecedor de bienes, de regulador de funciones biológicas o de provisión de servicios culturales para el hombre (tabla 1).

La tabla 1 ilustra, mediante algunos ejemplos, las funciones ecosistémicas y los servicios ecosistémicos que de ellas se derivan.

- Servicios de Provisión: incluye los productos o bienes tangibles que los humanos obtienen de los ecosistemas y que, en su mayoría presentan un mercado establecido.
- Servicios de Regulación: relacionados con el abastecimiento, incorpora los servicios relacionados con los procesos ecosistémicos y con su aporte a la regulación del sistema natural.
- Servicios Culturales: incluye los beneficios no materiales que las personas obtienen de los ecosistemas; están muy ligados a los valores humanos, su identidad y su comportamiento (reflexión, recreación, espiritualidad).
- Servicios de Base (o apoyo): sustentan casi todos los demás servicios, necesarios para el funcionamiento de los ecosistemas y la adecuada producción de servicios (hábitat para las especies y mantenimiento de la diversidad genética).

El flujo y tipo de servicios ecosistémicos que proveen los ecosistemas depende de múltiples factores tales como la unidad proveedora (bosque, agrosistema, mar); su estado de conservación; calidad y cantidad; además el uso de un solo tipo de servicio ecosistémico puede influir en la disponibilidad de otro (la producción de alimentos mediante cultivos limpios está asociado, frecuentemente, a que se deforestan otras áreas en la rivalidad de servicios (Kremen, 2005).

De acuerdo a este concepto fácil de entender por su carácter intuitivo y descriptivo, Boyd y Banzhaf (2007) sugieren que deben entenderse exclusivamente por servicios ecosistémicos a los productos finales, es decir los beneficios – directos o indirectos - que la gente obtiene. Una revisión más reciente del concepto de servicios ecosistémicos realizada por Fisher *et al.* (2008) matiza como servicios ecosistémicos a todos los aspectos de los ecosistemas utilizados activa o pasivamente para producir bienestar humano, y considera modificando la idea de Boyd y Banzhaf (2007), que los servicios pueden incluir tanto su aspecto de organización (estructura) como de operación (producción). Así, los servicios definidos por la MEA (2005) quedarían caracterizados como servicios intermedios (la producción y existencia de suelo) o finales (regulación de ciclo hidrológico) y estos últimos serán los que estarían generando un beneficio consumible directamente por la sociedad (fijación de carbono) o una comunidad (la protección de cuencas) como muestra la figura 2.

⁶ Tradicionalmente se ha hablado de servicios ambientales, si bien la inclusión de las depuradoras, o los tratamientos de agua y otras cuestiones de fabricación humana, están llevando a un consenso cada vez mayor en la denominación como “servicios ecosistémicos” a los que son producidos exclusivamente por el funcionamiento natural de los ecosistemas.

Tabla 1. Servicios ecosistémicos

Servicios Ecosistémicos	Categorías	Ejemplos		
		Bosques	Océanos	Tierras cultivadas
Funciones ecosistémicas	Bienes ecosistémicos de provisión o abastecimiento	Comida, agua fresca, combustible, fibra, caudal para generación de energía	Comida	Comida, combustible, fibra
Producción de alimentos				
Provisión de agua, energía hidroeléctrica				
Producción de materias primas				
Producción de combustibles				
Recursos genéticos				
Recursos medicinales				
Recursos ornamentales	Servicios ecosistémicos de regulación	Purificación de agua, regulación de clima, inundaciones, enfermedades	Regulación de clima y enfermedades	Regulación de clima y purificación de agua
Regulación de gases atmosféricos				
Regulación de disturbios ambientales				
Regulación de ciclos hidrológicos				
Formación de suelos				
Control de erosión y retención de sedimentos				
Regulación de nutrientes				
Tratamiento de desechos				
Polinización				
Control biológico				
Hábitat				
Recreación	Servicios ecosistémicos culturales	Estético, espiritual, didáctico, recreativo	Estético, espiritual, didáctico y recreativo	Estético y didáctico
Calidad escénica				
Inspiración cultural y artística				
Inspiración espiritual e histórica				
Ciencia y educación				
Hábitat de vida silvestre	Servicios de base o apoyo	Hábitat de especies residentes y endémicas, área por tipo de ecosistema	Área de hábitat críticos, área por tipo de ecosistema	Hábitat donde pueden vivir plantas y animales, hábitat propicios para migraciones y reserva genética
Caudales ambientales		Mantenimiento del régimen de caudal fluvial	Descarga por cada estación al mar	Mantenimiento de ciclo hidrológico en cuencas

Fuente: Adaptado de MEA 2005.

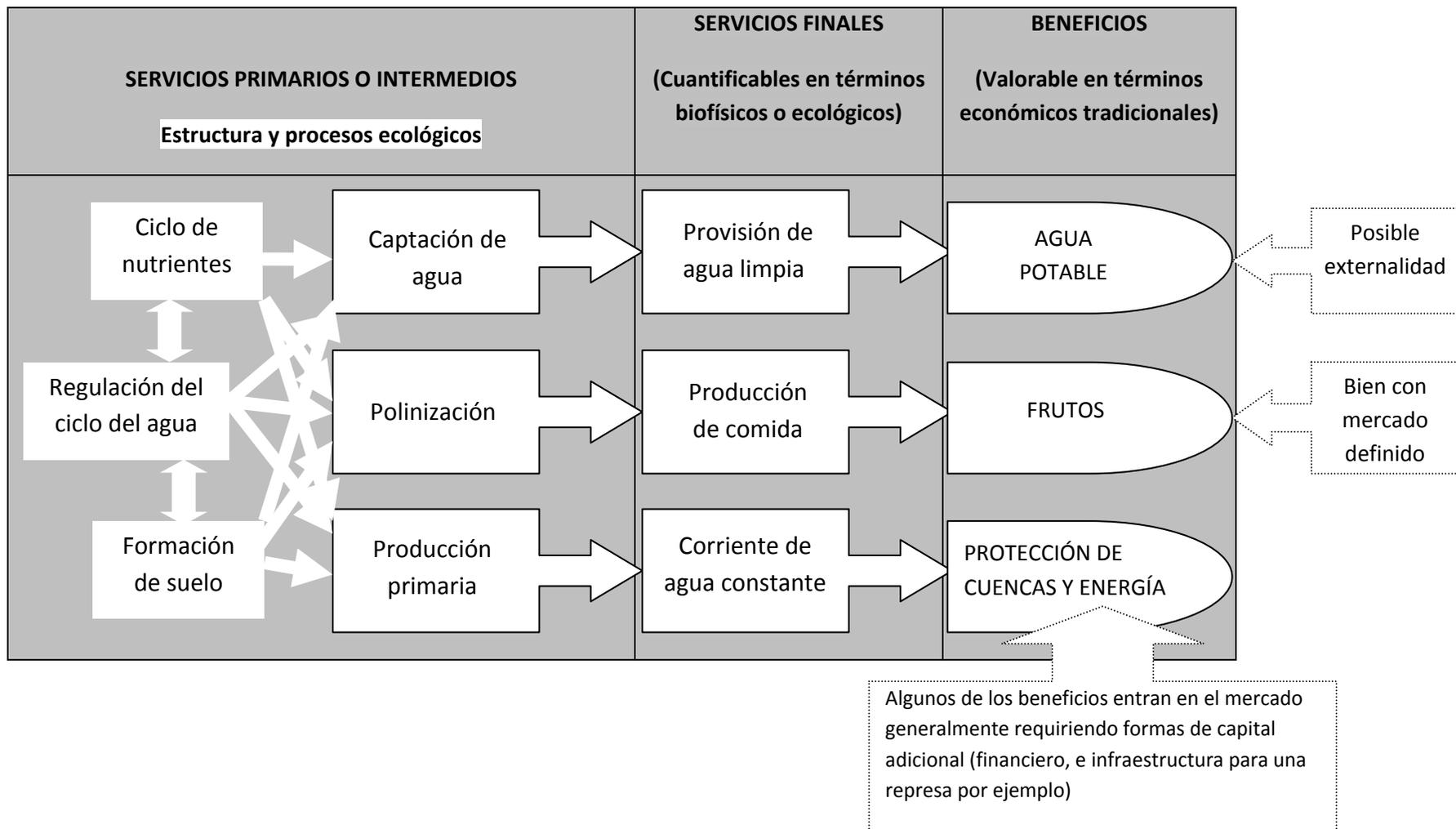


Fig. 2. Relaciones entre servicios primarios, intermedios y beneficios, y entre ciencia ecológica, cuantificación biofísica y valoración económica. Adaptado de Fisher *et al.* (2008 y 2009) y Pagiola y Platais (2002).

De acuerdo con la figura 2, Fisher *et al.* (2009) perfilan su definición previa de servicios ecosistémicos (aspectos de los ecosistemas utilizados activa o pasivamente para producir bienestar humano) como aquellos que cumplen tres características básicas: 1) consistir en un fenómeno ecológico, 2) no ser directamente utilizados, lo cual incluye dentro de la definición a la estructura, procesos o funciones ecológicas, y 3) que provean un servicio a las personas. Esta última condición implica que sin beneficiarios humanos, los servicios como tales no existirían. Esta caracterización da a los servicios ecosistémicos un sentido exclusivamente antropocéntrico a diferencia de los conceptos usados en ecología.

2.1.1. Los servicios ecosistémicos desde una perspectiva económica

Desde una perspectiva económica se definen como bienes a aquellos recursos naturales o ambientales que se agotan en su consumo. Por el contrario, son servicios ecosistémicos todas las funciones ecosistémicas utilizadas por las personas y comunidades en su beneficio y que no se agotan, gastan o se transforman en el proceso de utilización por el consumidor. La madera sería un bien procedente del bosque, un producto ambiental si se quiere. También lo es el agua por que se consume. Pero la capacidad que un bosque tiene para mantener el ciclo hidrológico o la biodiversidad que mantiene la estructura forestal son sin embargo servicios. Desde esta perspectiva, la característica fundamental que distingue los bienes de los servicios ecosistémicos es que mientras los primeros se agotan en su consumo, los segundos no (Martínez de Anguita, 2006).

También en el ámbito de la ciencia económica se denominan recursos a todos aquellos medios que contribuyen a la producción y distribución de los bienes y servicios de los cuales los seres humanos hacen uso. En concreto se denominan recursos naturales a aquellos bienes y servicios que proporciona la naturaleza sin alteración por parte del ser humano; y que son valiosos para las sociedades humanas por contribuir a su bienestar y desarrollo de manera directa (materias primas, minerales, alimentos) o indirecta (servicios ecológicos indispensables para la continuidad de la vida en el planeta). Así, desde esta perspectiva económica, tanto bienes como servicios son recursos naturales.

Por último, en economía se define una externalidad como el efecto provocado en el bienestar de los demás agentes causado por las actividades de un agente. Una externalidad es por lo tanto "una interdependencia no compensada" o que escapa de la transacción propia del mercado en sí. Estas externalidades pueden ser negativas o positivas. Una negativa se produce cuando las acciones de un agente reducen el bienestar de otros agentes de la economía sin que exista entre ellos una transacción económica que compense a quien la sufre. Por ejemplo, cuando un agente contamina aguas arriba de un río generando enfermedades río abajo produce una externalidad negativa si no compensa el daño sufrido por los habitantes de las riberas de la cuenca baja. Una externalidad positiva se produce cuando las acciones de un agente aumentan el bienestar de otros agentes de la economía, sin que exista entre ellos una transacción económica que compense a quien la generó. Por ejemplo, un bosque correctamente gestionado o conservado en la parte alta de una cuenca alta permite retener sedimentos y regular un cauce de agua pura que es utilizada por los ciudadanos ubicados en la cuenca media o baja del río. En este caso un recurso natural, ya sea un bien o un servicio no es compensado por la sociedad, y puede considerarse como una externalidad ambiental positiva. En cualquiera de los dos casos, el carácter de externalidad procede exclusivamente de la falta de su compensación económica, no de su carácter biofísico. Así pueden haber externalidades que sean bienes, si bien, atendiendo a la definición de Fisher *et al.* (2008, 2009) en última instancia las externalidades económicas se producen gracias a la existencia de los servicios intermedios y finales que generan los beneficios, sean estos en forma de bienes – agotables en su consumo como los frutos -, o en forma de servicios entendidos desde la perspectiva

económica tradicional— como los que no se agotan en su consumo, por ejemplo, la protección de cuencas-.

Por último, la ciencia económica define capital natural como una extensión de la noción económica de capital (medios de producción o patrimonio capaz de producir una renta) a los bienes y servicios que proceden de los ecosistemas. El capital natural se puede definir como el stock de ecosistemas que permiten la provisión de dichos bienes y servicios, es por lo tanto la perspectiva económica de la estructura y producción de los ecosistemas (servicios intermedios) que garantizan un nivel mínimo de servicios finales.

2.1.2. La demanda económica de los ecosistemas y sus servicios

La economía valora monetariamente en términos de utilidad y escasez los bienes y servicios que previamente pueden ser cuantificados biofísicamente. La figura 3 explica la relación entre relaciones biofísicas y económicas de los servicios ecosistémicos de los bosques. La cuantificación económica de las externalidades permite recoger el valor económico que una sociedad reconoce en unos determinados servicios ecosistémicos -demanda- pero que no llega a pagar. Esta medición se puede desarrollar por diversos métodos, el más conocido es la estimación de la “disposición al pago”⁷ de una sociedad, si bien existen otros⁸.

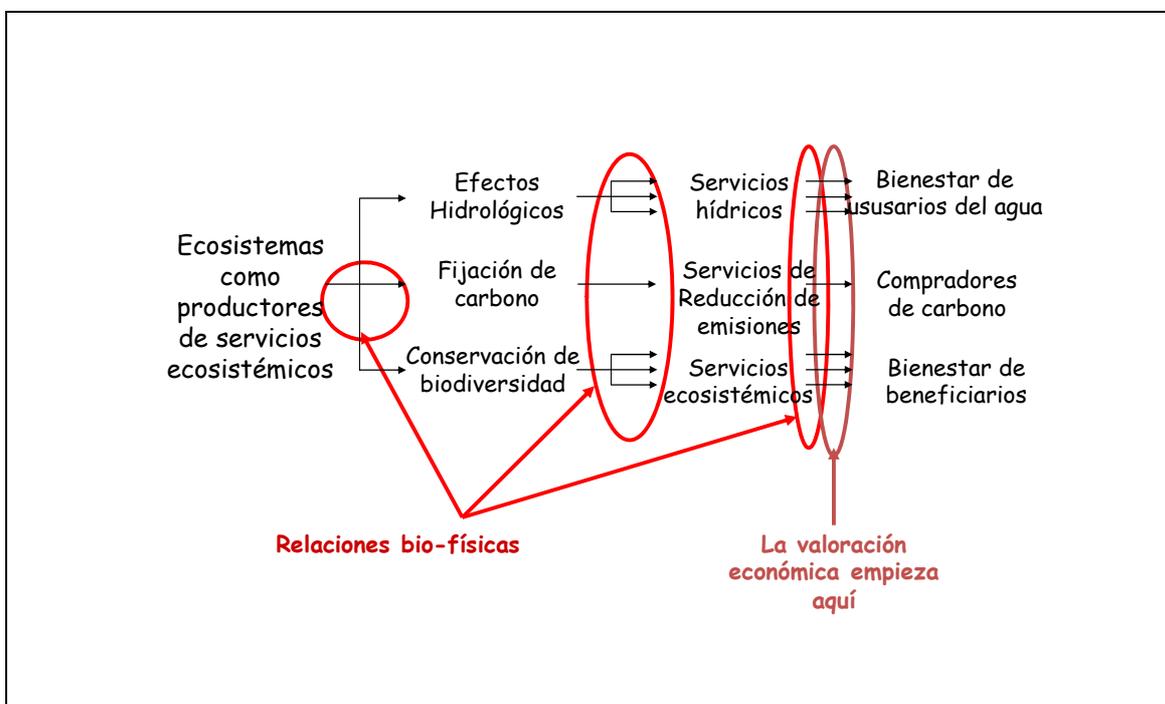


Fig. 3. Relaciones biofísicas y económicas en los servicios ecosistémicos. Adaptado de Pagiola y Platais (2002).

La valoración económico-ambiental de los bienes y servicios ecosistémicos reposa en la “Teoría del Valor Económico Total (VET) de Pearce y Turner (1990) y Pearce (1993). Ésta genera un

⁷ Cantidad máxima de dinero que una persona estaría dispuesta a pagar, sacrificar o intercambiar por un bien o servicio.

⁸ En la valoración económica a un ecosistema o servicio ecosistémico, no es el servicio ecosistémico “per se” lo que se valora, sino se estima el valor monetario que el usuario tiene por el servicio ecosistémico. Este valor es la cantidad que el usuario está dispuesto a pagar, de forma que el valor ambiental se circunscribe a la disponibilidad a pagar (DAP) por parte de usuario. Para valorar económicamente a los servicios ecosistémicos existen varios métodos. Estos se pueden clasificar en: 1) Objetivos. Se consideran indicadores técnicos. 2) Subjetivos. Se considera la percepción de los usuarios. Los principales métodos son: a) Precios de mercado. b) Métodos de productividad. c) Métodos de los precios hedónicos. d) Métodos de costo de viaje. e) Métodos de costo evitado y de reemplazo. f) Método de los beneficios transferidos. g) Valorización contingente. h) Evaluación contingente.

marco lo suficientemente amplio como para que puedan valorarse en él bienes y servicios tanto de mercado como externalidades. Este marco considera que el valor económico de un bien o servicio, o en general de todo un ecosistema puede dividirse en:

- Valores de uso o ACTIVO, derivados del actual uso de un bien o servicio:
 - Pueden ser valores directos en los que generalmente se valoran bienes con un mercado muy definido (para el bosque, la caza o la madera...) o indirectos (por ejemplo, para la pesca son fundamentales las algas que alimentan a dicha pesca) en los que tienden a entrar los servicios ecosistémicos.
- Valores PASIVOS, generalmente asociados tanto a uno o varios servicios finales como a la estructura del ecosistema (servicio intermedio) estos pueden ser:
 - Valores de opción: valor que se da por la posibilidad de usarlo en el futuro: (preservar la opción de visitar un espacio natural).
 - Valor de existencia: valor que se otorga al saber que será disfrutado por generaciones futuras, que seguirá cumpliendo su función ecosistémica o simplemente seguirá existiendo.

El VET es un valor económico de referencia máximo. Incluye todo aquello que puede tener valor, lo cual no implica que todos sus componentes sean valorados por las mismas personas o que respondan al mismo tipo de valoración. Al establecer un sistema de PSE es importante saber qué tipo de valor económico se está compensando. Probablemente el VET sea mayor que el valor hallado, lo que significa que los demandantes de un servicio sólo pagarán por el servicio que demanden. Esto implica la posibilidad de seguir buscando demandantes para el resto de valores (Martínez de Anguita, 2006). La tabla 2 muestra una aplicación de la teoría del VET a un bosque. Dentro de los propios recursos que se valoran de uso directo hay bienes y servicios ecosistémicos.

Tabla 2. Valor económico total de un bosque. Adaptado de Campos (1999)

Valor Económico Total de un bosque				
Valores de Uso o activos		Valores de No Uso o Pasivos		
Uso Directo	Uso Indirecto	Opción	Existencia	
- Madera y productos forestales. - Pasto, caza. - Material genético.	-Mantenimiento del ciclo hidrológico. - Captura de carbono.		Definida por el mero hecho de que el individuo que valora tiene conocimiento y desea la continuidad del recurso.	Bienes y Servicios ecosistémicos con mercado.
- Hábitat humano. - Recreación.	- Belleza escénica. - Biodiversidad. - Regulación del clima.	-Usos futuros (Directos e Indirectos).	- Biodiversidad. - Cultura. - Patrimonio, herencia. -Valor agregado.	Bienes y Servicios ecosistémicos sin mercado actual pero potencial.

La teoría del VET muestra también un camino a seguir en los PSE. Si bien los usos directos de los ecosistemas son valorados por personas locales, los valores de existencia o de opción suelen encontrar un eco mayor en poblaciones lejanas y más acomodadas. Poner en valor estos aspectos es complejo, pero también es cierto que a través de políticas de turismo o de

compensación, de mecanismos de solidaridad y concienciación ambiental nacionales e internacional de carbono fijado están comenzando a producirse.

2.1.3. Limitaciones de la valoración de la demanda económica de los servicios ecosistémicos

Nuestra relación con los ecosistemas suele estar definida habitualmente en un marco económico, en el cual la estructura y producción de los ecosistemas no son valoradas necesariamente por su valor ecológico –importancia para el mantenimiento de los ciclos vitales-, sino por su valor económico –coste de oportunidad de la utilidad percibida más o menos de forma inmediata de un producto o servicio del ecosistema-. Esta utilidad económica además se basa en dos consideraciones muy distantes de la importancia ecológica de un ecosistema: la primera es que el coste de oportunidad depende de la capacidad adquisitiva de quien lo valora, y la segunda es que dicho valor está en función de la escasez relativa del bien o el servicio. El primer parámetro explica porque los ecosistemas adyacentes a las poblaciones más pobres, incluso aunque éstas tengan en gran consideración a sus ecosistemas, siempre tienen menos valor económico que aquellos situados y valorados por grandes poblaciones de alto valor adquisitivo: vale menos una hectárea de bosque en el Amazonas a pesar de su riqueza y biodiversidad que en los montes españoles próximos a Madrid (montes de Valsaín). El segundo parámetro explica que no cuidamos nuestros ecosistemas hasta que se hacen escasos. Véase por ejemplo los bosques nublados de Piura, en el norte del Perú o los esfuerzos por conservar los últimos ejemplares del Cóndor Andino. Así, la ciencia económica asigna más valor a lo que es más escaso relativamente para quienes tienen mayor capacidad de adquirirlo, como pone de manifiesto la paradoja del valor económico mayor de los diamantes frente al agua.

Una tercera limitación del mercado como método de valoración de los ecosistemas es la incapacidad que en muchos casos existe para que existan mercados que reconozcan el valor económico de muchos servicios ecosistémicos que la sociedad sí reconoce. Una persona puede desear incrementar la biodiversidad de un territorio, y que no exista un mecanismo que permita traducir su deseo o disposición a pagar en más conservación. En concreto, los sistemas de pago por servicios ecosistémicos se establecieron precisamente para intentar superar la última limitación.

Conceptos básicos de economía ambiental

Costes de oportunidad: el concepto de coste más importante en economía es el de coste de oportunidad. El coste de oportunidad de producir un bien o un servicio es el valor máximo de todo lo que habríamos podido obtener si no hubiéramos empleado los recursos para producir dicho bien o servicio, y se hubiera dado a todos estos recursos un uso alternativo más interesante desde el punto de vista económico, al que la sociedad ha elegido aplicar (Field y Field, 2006) En general, los costes de oportunidad se miden por el valor del mercado de los factores utilizados en la producción. En nuestro caso se podría medir por ejemplo por la renta agrícola que un bosque transformado a cultivo obtendría.

Incentivos: un incentivo (positivo) es una herramienta económica que permite estimular a cierto sector a desarrollar ciertas acciones o comportamientos para lograr con este cambio mejoras: los sistemas usados son las subvenciones, premios, compensaciones, ventajas fiscales, etc. Un incentivo negativo es toda aquella herramienta económica diseñada con la finalidad de desincentivar ciertas actividades o patrones de comportamientos, usando los mecanismos de multas, impuestos, etc. Tanto los incentivos ambientales positivos como los negativos o desincentivos, y la combinación de ambos tienen como objetivo lograr modificar comportamientos, reducir las acciones impactantes sobre el territorio y obtener mejoras medioambientales (Martínez de Anguita, 2006).

Estas limitaciones son importantes de reconocer a fin de evitar pensar que la economía o su herramienta más habitual - el mercado - pueden por si mismos resolver el problema ambiental. Sin embargo, no impiden que la valoración económica de los servicios ecosistémicos, y su posterior pago, constituya un mecanismo capaz de contribuir en determinadas condiciones a garantizar los servicios que la sociedad necesita. La cuestión fundamental a tener en cuenta es que el valor ecológico de un ecosistema, entendiendo como tal a la importancia que tiene el mantenimiento de sus ciclos vitales, puede ser menor, mayor o igual que el valor económico que la sociedad asigna a los servicios que usa a partir de dichos ecosistemas. Cuando el valor económico de los ecosistemas entendido como la cantidad de dinero que la sociedad asigne a la conservación de dichos ecosistemas generadores de servicios sea mayor que la necesaria para su mantenimiento, la valoración y captura de dicho valor podrá implicar su sostenibilidad. Cuando sea menor, quizá pueda contribuir a evitar un incremento de su degradación.

En cualquier caso, la valoración económica de los ecosistemas tiene sentido en la medida que nos aporta cuanto menos una distancia entre lo que requiere su conservación y lo que estamos dispuestos a gastarnos en ella. En España, por ejemplo y según su Plan Forestal (MMA, 2000), el gasto público promedio de los bosques incluyendo servicios y bienes fue de 53,76 €/ha (2720 millones de €/50,596 ha forestales), mientras que su valor en términos de la demanda estimada por Merlo y Croitoru (2004) tenía un VET mínimo⁹ en torno a los 90 €/ha, teniendo los ecosistemas más valor económico por sus servicios (72%) que por los bienes que posteriormente son vendidos en el mercado (28% del valor económico). Esta distancia entre valor y gasto muestra como los sistemas de PSE son una herramienta útil en la medida que capta un valor adicional al del mercado, el de las externalidades positivas de las que nos beneficiamos, permitiendo ponerlo a disposición de la conservación.

2.2. EL CAPITAL NATURAL

2.2.1. Valoración de la oferta de servicios ecosistémicos: el capital natural

La existencia y mantenimiento de los servicios de los ecosistemas es fundamental para mantener la dinámica económica y social humana. Desde una perspectiva ecológica, se puede considerar que la economía se sustenta en el capital natural que permite su desarrollo.

Si la macroeconomía y el Producto Interno Bruto (PIB)¹⁰ se han definido tradicionalmente por la medición de las relaciones entre los grandes sectores de una economía (primera parte de la figura 4), hoy la economía ambiental pone de manifiesto como este flujo no es ajeno al ecosistema, sino que más bien se sustenta en él. De este modo, tanto las empresas que producen y venden como los hogares que consumen lo hacen partiendo de unos productos que se originan parcialmente en los ecosistemas y de unos vertidos que vuelven al mismo.

A diferencia de la teoría del VET de los ecosistemas que parte de la demanda, la consideración del concepto de capital natural puede considerarse como parte de la oferta, en concreto como la mínima oferta que impide con cierta seguridad el colapso de los ecosistemas que garantizan el funcionamiento del resto de la economía.

Así, desde una perspectiva ecológica, el flujo circular de la economía puede quedar mejor reflejado por la segunda parte de la figura 4. Sin el consumo de recursos naturales ni el vertido

⁹ Estimada solo para los bosques mediterráneos.

¹⁰ El PIB se puede medir tanto por la producción como por los ingresos $PIB = H + G + In + (Exp - Imp)$ como por sus salarios $PIB = L + K$ (con H = hogares, G gasto público, In = Inversiones, Exp = exportaciones, Imp = Importaciones, L = mano de obra y K = capital).

de residuos al mismo medio natural, ni las empresas ni los hogares podrán continuar su ciclo económico.

Dichos recursos entran en el horizonte humano como bienes o servicios según cumplan una definición u otra. En su vertiente proveedora, los ecosistemas pueden garantizar su flujo de bienes y servicios en la medida en la que no disminuye lo que se conoce como “capital natural”, es decir su capacidad de proveer dichos bienes y servicios. Ésta viene definida por un límite: “la sostenibilidad”, o lo que en términos forestales siempre se ha entendió como la “posibilidad¹¹” de un monte, es decir, la cantidad de bienes o servicios que un bosque brinda sin disminuir su potencial en el futuro para seguir proveyéndolos. En el lado de los residuos, también los ecosistemas aportan una “asimilabilidad” de residuos, que a su vez viene marcada por un límite, la denominada “capacidad de asimilación”. De este modo cuando la posibilidad o límite sostenible de uso de los recursos, o su capacidad de asimilación de un ecosistema como receptor de residuos es superada se produce su degradación, la merma de su capital natural que no llega a ser repuesta.

Por último, a la propiedad por la cual los residuos – por ejemplo el agua sucia- puedan volver a transformarse en recurso - agua limpia- a través de los sistemas naturales tales como los bosques, montañas, mares, ríos y lagos, se le denomina “biorregeneratividad”.

¹¹ La posibilidad anual equivale el crecimiento anual de la masa forestal. De acuerdo con el *Principio de Persistencia de las Masas forestales*, base de la selvicultura, cualquier actuación en una masa forestal ha de tener como objetivo fundamental la supervivencia y mejora de la misma. Para conseguir este propósito se debe respetar lo que en selvicultura se conoce como “posibilidad”. Ésta se define como el incremento anual de las existencias (maderas, leñas, hongos, etc.) que genera un bosque. Por ejemplo, si las existencias del monte son 100.000 m³ de madera y la posibilidad en madera de ese mismo monte es de 1.000 m³ anuales, al cortar únicamente 500 m³ se estará incrementando para el siguiente el capital a 100.500 m³. Respetar la posibilidad o crecimiento anual el bosque permite mantener el capital, e incluso ampliarlo sacando un rendimiento sostenible del bosque.

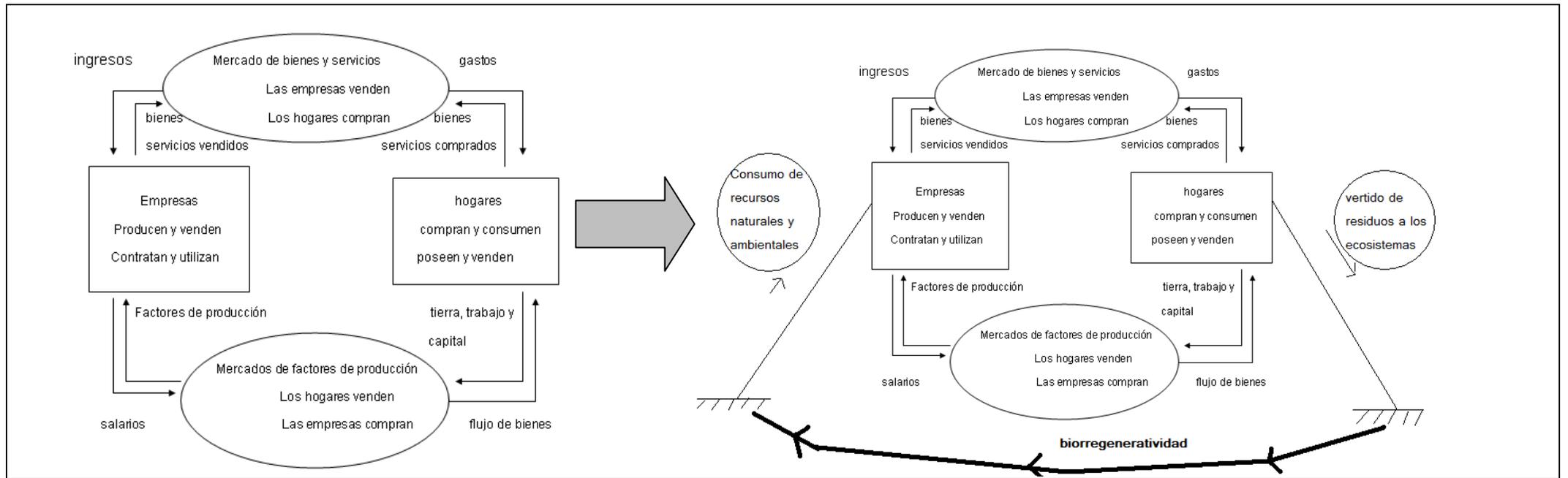


Fig. 4. Flujo circular de la economía regional dentro de la biorregeneratividad de los ecosistemas

Esta biorregeneratividad de la naturaleza tiene un límite. Los ecosistemas, de los cuales los bosques son los más importantes en términos de superficie y probablemente de provisión de bienes y servicios ecosistémicos, actúan dando unas rentas en bienes y servicios entre los cuales podríamos incluir su capacidad de asimilar residuos – por ejemplo el CO₂ - proporcionales a su capital natural. Exceder dichos límites implica una merma en el sistema natural que actúa como garante último de la estabilidad del sistema económico (fig. 5). Un aserradero podrá seguir funcionando mientras tenga un flujo de madera asegurado o una ciudad podrá seguir bebiendo agua mientras los bosques que la circundan sigan proveyéndola. Si desaparecen o se degradan estos ecosistemas se pone en peligro el aserradero o la misma ciudad.

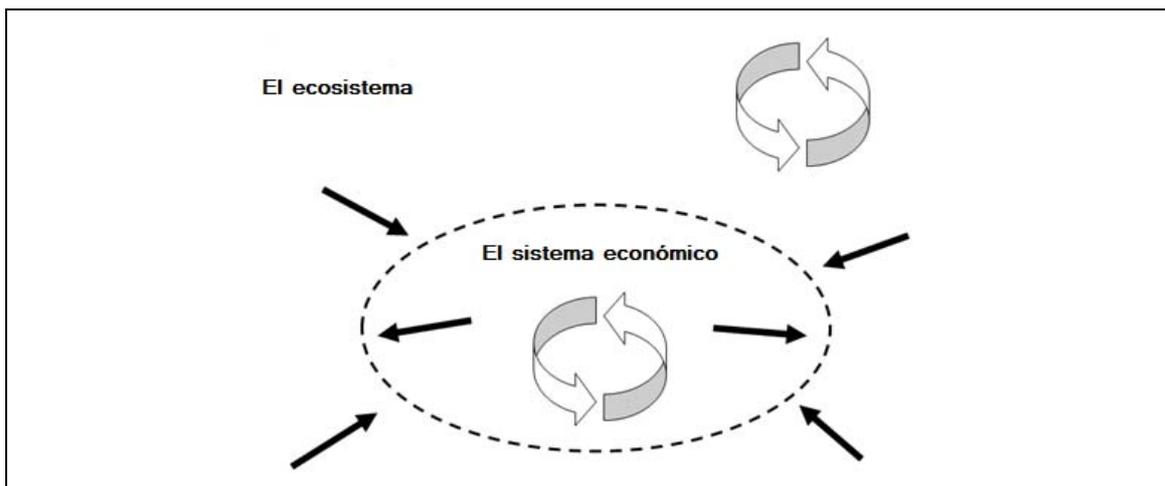


Fig. 5. Papel del sistema económico desde una perspectiva integral economía ecológica

.2.2.2. Huella ecológica y capital natural

En los lugares en los que se ha desarrollado una buena gestión de los bosques y demás ecosistemas en general no se han superado los límites que impone la sostenibilidad, todavía hoy podemos disfrutar de las externalidades que estos producen. Sin embargo, hoy en día, la presión ambiental ha crecido y los flujos de consumo de recursos naturales y de vertidos también lo han hecho a la par que las exigencias de las economías crecientes. A esta presión sobre los recursos se le denomina “huella ecológica”, o presión que la economía ejerce sobre el sistema natural que la alberga. En concreto dicha huella es un indicador agregado definido de como “el área de un territorio ecológicamente productivo (cultivos, pastos, bosques o ecosistemas acuáticos) necesaria para producir los recursos utilizados y para asimilar los residuos producidos por una población dada con un modo de vida específico de forma indefinida” (Wackernagel y Rees, 1996). El objetivo fundamental de la huella ecológica consiste en evaluar el impacto sobre un territorio o incluso el planeta de un determinado modo o forma de vida y, compararlo con la biorregeneratividad del planeta. Es por ello un indicador clave para la sostenibilidad. De acuerdo con WWF (2010), la huella ecológica global ha aumentado más de un 50% desde 1966, especialmente debido a la huella del carbono, que ha aumentado 11 veces desde 1961, y si se continúa con la actual gestión tradicional, la humanidad necesitaría dos planetas en 2030 y casi tres en 2050 para satisfacer sus demandas. Emiratos Árabes Unidos, Qatar, Dinamarca, Bélgica y Estados Unidos son los países con mayor huella ecológica del mundo próxima a las 10 ha globales por persona.

Si se acepta que el capital natural es la base última de nuestro bienestar, los bienes y servicios ecosistémicos y por lo tanto de las funciones que nos permiten desarrollar nuestras relaciones sociales y económicas, parecen entonces justificar una política nacional como mínimo de

estimación, evaluación y valoración y compensación de los servicios ecosistémicos de los ecosistemas. Si estos servicios se comportan además como externalidades, parece también razonable establecer una política que permita que sigan cumpliendo su función, lo cual implica necesariamente retribuir a quien garantice que sigan haciéndolo. Esta compensación del deterioro del capital natural puede realizarse a través de sistemas de compensación de servicios ecosistémicos. Desde la perspectiva de capital natural, es necesario que la sociedad destine una parte de sus ingresos a asegurar que las dos líneas (consumo y asimilación) que fijan el flujo circular de la economía a los ecosistemas no se deterioren para que la economía pueda seguir creciendo a largo plazo. Esta compensación de servicios ecosistémicos, con sus distintas variantes y sus limitaciones como hemos visto, como son los pagos por servicios ecosistémicos o las políticas de subvenciones, constituyen hoy junto con la reducción de su consumo una de las alternativas más factibles para garantizar dichos flujos.

2.2.2. Análisis marginal de la demanda y oferta de servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos se han definido como un concepto antropocéntrico. Es decir, se definen por su capacidad de producir bienestar a las personas. La pregunta de cuánto bienestar deben proveer se puede intentar contestar desde un marco económico (fig. 6). El eje "X" representa el nivel de provisión del servicio ecosistémico agregado para un área. El eje "Y" mide su coste económico.

La curva decreciente de Demanda de Servicios Ecosistémicos según el mercado (DSE_m) hace referencia al precio o disponibilidad al pago por el consumo de una unidad adicional de bienes o servicios como la madera. Así, cuando el ecosistema o el servicio se va agotando (desplazamiento a la izquierda en el eje "X" el precio de dicho recurso sube. La curva de Demanda de Servicios Ecosistémicos de mercado y no mercado o externalidades (DSE_{m+nm}) hace referencia a la disponibilidad pago por el consumo de una unidad adicional de todos los bienes o servicios del ecosistema, por ejemplo la madera más la protección frente a inundaciones. La estimación de la DSE_m requiere seguir las reglas del mercado, mientras que la de la demanda incluidas las externalidades (DSE_{m+nm}) requiere además acudir a la teoría del VET de Pearce (1993). Ésta hace que DSE_{m+nm} sea considerablemente mayor que DSE_m . La oferta la constituye el Coste Marginal (CM) de provisión de servicio ecosistémico que representa el coste adicional de comprar, conservar o gestionar una unidad más de ecosistema (por ejemplo una ha de pasto convertida a bosque), el cual viene definido por su coste de oportunidad (dinero que daría dicha ha mantenida como pasto en comparación al bosque). Su pendiente positiva implica que cada unidad adicional protegida será cada vez más costosa. El capital natural es la cantidad de recurso natural necesario para garantizar la oferta. Se ha dividido en dos zonas, a la derecha está la sostenibilidad, enmarcada por los Mínimos de Seguridad (MS) o Mínima cantidad de seguridad de estructura y procesos del ecosistema necesarios para garantizar la provisión de servicios ecosistémicos. Abarca desde un nivel de incertidumbre sobre lo que ocurrirá en el futuro a un nivel donde sea previsible el colapso del ecosistema. SE_{min} es el nivel de provisión de servicios con mercado en un territorio (por ejemplo el bosque ofreciendo madera) desde la perspectiva de mercado. $SE_{óptimo}$ es el nivel de provisión cuando se tienen en cuenta las externalidades, por ejemplo cuando se incluyen además la conservación o manejo de la biodiversidad y del agua (Fisher *et al.*, 2008). Se observa que si las externalidades son consideradas, el nivel de provisión de Servicios Ecosistémicos aumenta (de SE_{min} a $SE_{óptimo}$) alejándose del MS al igual que lo hace el coste de mantener dichos servicios.

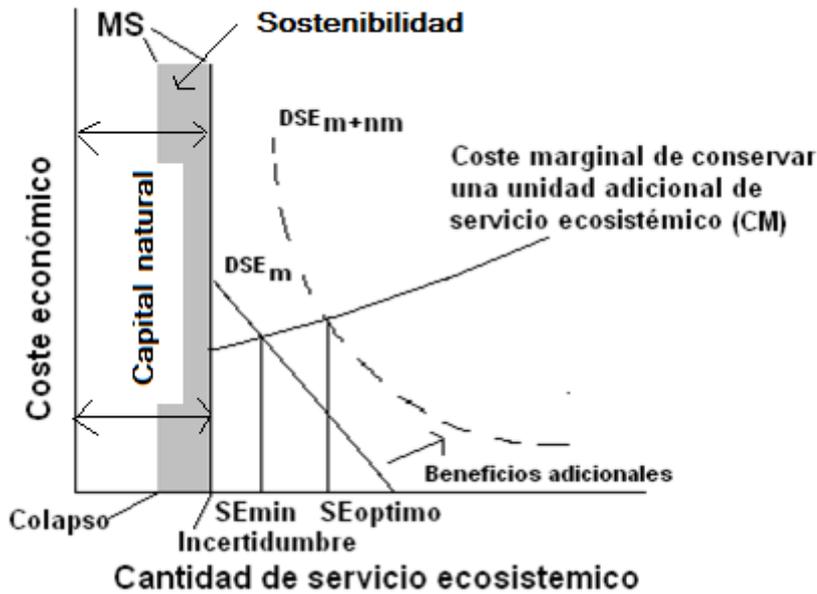


Fig. 6. Marco económico del coste marginal de provisión de servicio ecosistémico (oferta) y demanda de mercado y no mercado (incluidas externalidades) de dichos servicios. Fuente: adaptado de Fisher *et al.* (2008).

2.2.3. Limitaciones del análisis marginal de los mercados de servicios ecosistémicos

La economía valora monetariamente en términos de utilidad y escasez los servicios que previamente pueden ser cuantificados biofísicamente. Sin embargo tanto la utilidad como la escasez son conceptos insuficientes para la conservación de la naturaleza. La utilidad deja al margen el significado total, lo cual implica por ejemplo dejar habitualmente al margen a las generaciones futuras. Como hemos visto, la escasez en economía es siempre relativa. Es decir, algo es escaso según quien lo valora y siempre en comparación con las alternativas que en dichas circunstancias rodean al sujeto. Estas limitaciones de la ciencia económica hacen por ejemplo que el punto óptimo de conservación de los servicios ecosistémicos pueda estar por debajo del límite de su sostenibilidad. De hecho, la fig. 7 está trazada asumiendo la hipótesis de que la demanda y el coste marginal hallan su punto de equilibrio a la derecha del margen de seguridad, es decir una vez garantizada la conservación que hace viable la provisión de servicios ecosistémicos. Sin embargo en muchas zonas del planeta la demanda de bienes y servicios ecosistémicos de mercado (DSE_m) es muy baja. Por ejemplo, en una zona remota y pobre de la Amazonía, la demanda de madera tropical procedente de explotaciones sostenibles será muy baja comparada con la posibilidad, o coste de oportunidad, de transformar dicha selva en un cultivo agrícola. Por ello, aunque los costes de oportunidad de dicha conservación sean también más bajos (una selva tropical de suelos lateríticos apenas puede tener interés en ser deforestada por su futura baja productividad) el punto de equilibrio de mercado se hallará a la izquierda del nivel de colapso de los ecosistemas. De hecho, es precisamente en esta situación donde se produce la degradación o eliminación de los bosques tropicales. En estos casos, cuando la DSE_m sea muy pequeña (por ejemplo cuando la renta per cápita de los habitantes que comprarían madera es muy baja, o cuando estos tienen necesidad de transformarla para sobrevivir), sólo los beneficios adicionales procedentes de la DSE_{m+nm} , es decir del valor de los servicios para las personas locales que generaban DSE_m y sobre todo de personas que no participaban en la DSE_m tales como organizaciones internacionales o gobiernos que valoran la existencia de la selva con un coste de oportunidad muy diferente al que la subsistencia impone a los locales, podrán garantizar un nivel de provisión sostenible a la derecha de MS (fig. 7).

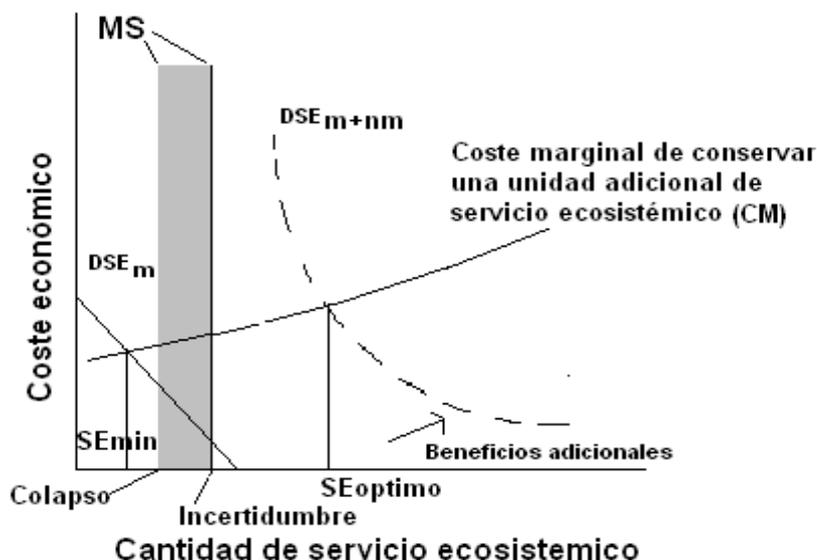


Fig. 7. Marco económico del coste marginal de provisión de servicio ecosistémico (oferta) y demanda de mercado y no mercado (incluidas externalidades) de dichos servicios en situaciones de extrema pobreza. Fuente: Adaptado de Fisher *et al.* (2008).

Por otra parte, la teoría del valor económico total, si bien es capaz de capturar el potencial valor económico total de los distintos aspectos de los ecosistemas, no garantiza que dicho valor pueda ser efectivamente capturado y puesto a disposición de la conservación de los ecosistemas. Por ejemplo, Flores-Velásquez *et al.* (2008) mostraron las limitaciones de captar el valor de no mercado de la belleza escénica o el uso recreativo debido a restricciones legales.

Así, y como se señaló en este capítulo, si se deja exclusivamente una elección al criterio del mercado, sin que este venga enmarcado por los principios de solidaridad, subsidiaridad y sostenibilidad, el resultado puede ser un fracaso. Desde una perspectiva de sostenibilidad, como hemos visto el mercado podría no garantizar que $SE_{\text{óptimo}}$ esté por encima del nivel de colapso de los ecosistemas – como se observa en muchos de ellos-. Por último, aunque existiera la posibilidad de manejar sosteniblemente el recurso por encima de MS gracias a una DSE_{m+nm} procedente de una solidaridad internacional, sin la responsabilidad de la gestión de dicho recurso por parte de quienes viven cerca de él, así como el reconocimiento por parte de los demás de su bien hacer, -principio de subsidiaridad-, difícilmente se obtendría una situación política estable que permitiera la conservación de los servicios ecosistémicos.

La economía ambiental tiene la ventaja de ser una ciencia que tiene la capacidad de justificar adecuadamente algunos de los patrones de conservación o degradación de los ecosistemas. Un sencillo balance del coste de oportunidad que representa conservar un bosque y sus servicios frente al beneficio de una plantación extensiva de soja es un buen indicador de las grandes transformaciones agrarias que vemos por toda Latinoamérica. Sin embargo, la ciencia económica no tiene capacidad moral, es decir, no tiene la habilidad de decir que debería suceder. Este “deber suceder” tiene que venir definido por la realidad de todos los factores, no sólo por su valoración relativa en un momento y circunstancias dadas como bien valora la economía. Así, la sociedad tendrá que mostrar su solidaridad con quienes no pueden subsistir sin degradar el bosque –aunque ahora no lo haga -, y debería asegurarse de que su demanda medida en términos económicos de servicios ecosistémicos refleja realmente el “valor per se de los servicios ecosistémicos”; es decir, su importancia para mantener las funciones vitales de la tierra, sin los cuales cualquier método o discurso se vuelve inútil. La ciencia económica es una disciplina no sólo antropocéntrica, sino de visión limitada a la hora de planificar la

conservación. Parece pues necesario comenzar a emplear conceptos que puedan sugerir una capacidad de reflejar ese “valor per se de los ecosistemas” más allá de la ciencia económica tradicional. Desde una perspectiva más moral y biocéntrica, los conceptos de capital natural, sostenibilidad y capacidad de asimilación pueden ayudar a generar el marco del deber ser.

2.3. ESTABLECIMIENTO DE SISTEMAS DE PSE

2.3.1. Introducción

A comienzo del siglo XXI Pagiola y Platais (2002) comenzaban a difundir las bondades del mecanismo entonces incipiente de PSE. En él se referían exclusivamente a la compensación de externalidades positivas y justificaban mediante el esquema de la figura 8 como en un proceso de degradación de una cuenca hidrográfica, los beneficiarios del agua potable río abajo podrían ayudar a que la conservación fuera la opción más atractiva para los usuarios de tierras río arriba. Esto sucedería si el pago que recibiesen los usuarios de la parte alta de la cuenca por protegerla unido a los beneficios que ellos mismos obtuvieran por la conservación superara al beneficio de los usos de la tierra que implican su degradación – por ejemplo su deforestación-. Para ello debían existir además beneficiarios río abajo de las externalidades de la conservación a quienes les compensara pagar dicha cantidad. Si estas dos condiciones se cumplían entonces la conservación se convertiría en el uso más eficiente de la tierra.

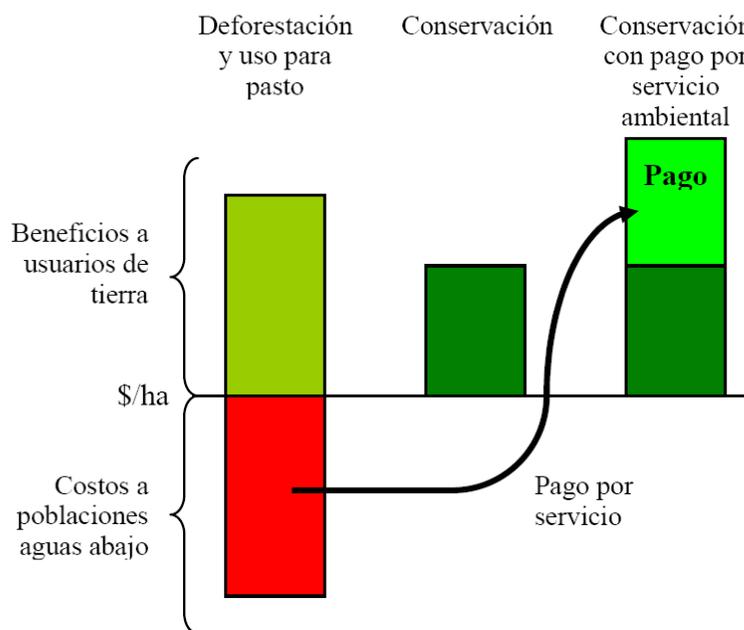


Fig. 8. Lógica económica de los sistemas de PSE

La primera columna muestra en verde el beneficio de deforestar un territorio y dedicarlo por ejemplo a ganadería para sus propietarios. La columna roja muestra el coste originado a la población río abajo. La segunda columna muestra el escaso beneficio para el propietario de la conservación. La tercera columna transfiere parte del valor del coste de las poblaciones que sufren la externalidad negativa en forma de PSE a los beneficiarios transformándola en la opción más interesante para ellos.

La lógica del argumento que fundamenta los sistemas de PSE es la siguiente: cuando los servicios ecosistémicos “gratuitos” comienzan a escasear debido a la explotación, éstos adquieren un valor económico. Los usuarios externos del servicio pueden interesarse en compensar a los gestores y propietarios locales de recursos para garantizar que los servicios

necesarios sean suministrados en el futuro. Consiguientemente, si se efectúa dicha compensación, los proveedores locales del servicio recibirán un ingreso por concepto de sus esfuerzos adicionales de protección (Robertson y Wunder, 2005).

En líneas generales se puede definir un sistema de PSE como un mecanismo flexible y adaptable a diferentes condiciones, que apunta a un pago o compensación directa por el mantenimiento o suministro de un servicio ecosistémico por parte de los usuarios del servicio que se destina a los proveedores. El objetivo de un sistema de PSE consiste en facilitar el cobro de una externalidad a quienes deseen adquirirla, permitiendo emplear dichos fondos en la conservación, ordenación y gestión de los recursos naturales productores de la externalidad, así como en el desarrollo rural sostenible de los territorios en los que se hallan (Martínez de Anguita, 2006).

A fecha de hoy se podría afirmar que los sistemas de PSE han evolucionado tanto en el nombre, como en su adaptación a diversos contextos. En relación al nombre hoy se tiende a aceptar el adjetivo “ecosistémico” en lugar de “ambiental” para especificar que los servicios considerados son aquellos que proceden exclusivamente de los ecosistemas. Quedan fuera las depuradoras y otros trabajos que podrían considerarse como servicios relacionados con el ambiente.

En relación al contexto De Heck *et al.* (2004) señaló una clara división que surgía entre dos tipos de sistemas de PSE. El primer tipo de sistemas de PSE está dirigido a la compensación de proveedores a través de un mercado local, donde los usuarios están, en general, mejor definidos y circunscritos a una escala geográfica concreta y cercana al lugar donde los proveedores ejercen sus actividades productivas. La cercanía geográfica entre usuarios y proveedores debería facilitar el funcionamiento del PSE, al reducir los costes de transacción y hacer más sencillo el flujo de información entre los agentes económicos. Los sistemas de PSE por el servicio hídrico en cuencas, por ejemplo, pertenecerían a esta última categoría. El segundo tipo está relacionado con servicios de ámbito global o a una escala geográfica amplia, tiene como finalidad compensar servicios cuyos usuarios no están restringidos al nivel local, como por ejemplo el mantenimiento de la biodiversidad, la belleza escénica, la fijación de carbono y otros. Éstos han evolucionado casi siempre hacia la creación de sistemas nacionales de PSE donde todos los servicios son en mayor o menor medida contemplados o incluso internacionales como podría ser lo que se ha dado en llamar el mecanismo REDD+ (Reduced Emissions from Deforestation and forest Degradation).

2.3.2. Sistemas de mercado de pago por servicios ecosistémicos

En los últimos años este concepto de “pago por servicios de los ecosistemas” ha alcanzado un notable desarrollo sobre todo en países de Latinoamérica donde a diferencia de Europa, las administraciones públicas no han tenido siempre la capacidad de garantizar la conservación de los ecosistemas. Muchas son las experiencias que se han desarrollado en el mundo sobre sistemas de PSE. Un inventario desarrollado por Landell-Mills y Porras (2002) cuantificó la existencia de 287 experiencias en las que se valoraron bienes y servicios ecosistémicos definidos en un sistema de PSE.

Con toda la experiencia generada a lo largo de estos años no existe un concepto de PSE plenamente establecido. FAO – REDLACH (2004) los considera como un mecanismo de compensación flexible, directo y promisorio donde se busca un bienestar colectivo que contribuya a mitigar los impactos ambientales y a mejorar sus condiciones de vida. Otros autores como Pagiola *et al.* (2005) y Campos *et al.* (2005) los definen como un instrumento de mercado donde el principio central se basa en que los oferentes sean compensados por proveer y conservar los servicios ecosistémicos por parte de los beneficiarios. A éstas definiciones se suman los criterios que Robertson y Wunder (2005) proporcionan delimitando

de forma más precisa un sistema de PSE. Estos son: (1) Que exista una transacción voluntaria. (2) Un servicio ecosistémico bien definido. (3) Un comprador. (4) Un proveedor. (5) Si y sólo si el proveedor del servicio suministra continuamente dicho servicio (aspecto condicional).

En la actualidad se han definido al menos cuatro servicios ecosistémicos básicos bajo los cuales se han desarrollado los sistemas de PSE: la captura de carbono, la protección de cuencas hidrográficas, la biodiversidad y la belleza escénica.

Uno de los ecosistemas que proporciona muchos de estos bienes y servicios ecosistémicos son los bosques, entre estos se mencionan: agua subterránea y superficial limpia, hábitat para diversas especies, espacios recreacionales para los turistas y visitantes, aire puro, protección contra inundaciones y madera entre otros (Farber *et al.*, 2002). Winkler (2006) apunta que la valoración de estos bienes y servicios ecosistémicos es uno de los principales temas de la economía ecológica; y que la calidad y cantidad de los mismos está influenciada por las características del ecosistema (Köchli y Brang, 2005).

Un aspecto de los sistemas de PSE que no es del todo claro es la existencia de una relación directa entre los usos del suelo y la provisión de servicios ecosistémicos. Esta interacción y complementariedad ha sido objeto de estudio, analizándose la relación entre los usos del suelo y la provisión de servicios ecosistémicos. Por ejemplo, un estudio desarrollado en Ecuador en el que se analizaron sistemas de PSE para la conservación de las cuencas hidrográficas, reconoce que un uso inapropiado de los usos del suelo en las partes altas de las cuencas hidrográficas tiene efectos sobre los flujos hidrológicos (Cordero-Camacho, 2008). Sin embargo, otros autores como Madrigal-Ballester y Alpizar-Rodríguez (2008) expresan que el poco nivel de información existente no permite establecer con certeza que un determinado uso del suelo contribuye a la generación de servicios ecosistémicos.

Para que los sistemas de PSE no se transformen en un agente de destrucción de la conservación de la naturaleza, Pagiola y Platais (2002) definen una serie de principios y objeciones que a su vez evitan un éxito relativamente efímero para luego perderse en el olvido:

- Los pagos tienen que ser continuos. Los beneficios buscados suelen ser de naturaleza continua. Para que esos beneficios se mantengan año tras año, los usuarios de tierras deberán recibir los pagos a su vez año tras año para que el incentivo a mantener un determinado uso de la tierra se mantenga.
- Los pagos tienen que ser dirigidos. Un sistema de pagos no diferenciados, que pague a todos los usuarios de tierras por igual, suele ser menos eficiente (al requerir mayores pagos para conseguir el mismo nivel de beneficios) que un sistema de pagos dirigidos. Por otra parte, un sistema de pagos dirigidos puede ser más costoso de implementar que un sistema de pagos no dirigidos. Así pues, es necesario alcanzar un equilibrio entre las ganancias en eficiencia y el costo de implementación.
- Hay que evitar crear incentivos perversos. Por ejemplo, pagos por reforestación pueden animar a los usuarios de tierra a cortar árboles en un primer momento, a fin de poder recibir el pago cuando la reforestación tenga lugar.

Además de estas consideraciones es importante evitar lo que se denomina como “fugas”. La compensación de la conservación de un territorio puede implicar la destrucción del vecino. Una persona podría estar percibiendo un PSE que provee en una parte de su finca sujeta a un contrato de PSE a la vez que traslada a otra parte no abarcada por dicho contrato la deforestación de la misma.

2.3.3. Metodología general de los sistemas de mercado de pago por servicios ecosistémicos

La metodología básica para establecer un sistema de mercado de PSE de este tipo puede comprender las siguientes partes (Martínez de Anguita *et al.*, 2011):

a) Identificación de los oferentes y estudio socioeconómico del área provisor del servicio. Se realiza un levantamiento de información base socioeconómica sobre los oferentes del servicio. Se estudian sus necesidades, la utilización actual de todos o alguno de sus recursos naturales su número y, en general, sus condiciones de vida. La información se debe recoger en campo y a partir de datos de instituciones, Gobiernos u ONGs. Si por ejemplo el recurso fuera el agua, se recopilan datos de censos de población, sistemas de abastecimiento, pruebas de calidad, mapas de uso del suelo, hojas cartográficas a distintas escalas, estudios existentes en los municipios, encuestas a los oferentes que pueden participar en la elaboración de dicho estudio. Un diagnóstico participativo suele ser más profundo, ayuda a los oferentes a comprender el significado de lo que se pretende hacer, es educativo y ayuda a valorar más sus recursos naturales. Por último también ayuda a detectar mejor los incentivos que puede tener el PSE para ellos.

b) Mapificación del medio físico, estudio previo de planificación física y elaboración de un plan de desarrollo rural. Se elabora un estudio de medio físico sobre el cual se establece una ordenación territorial y un plan de desarrollo rural para la zona. Toda esta información se procesa, se resume a nivel cartográfico en un SIG y se relaciona con el municipio del que proceda la información. Si dicha información procediera de vuelos aéreos, cartografía previa o fuentes secundarias se debería validar en el terreno a través de recorridos de campo con puntos de control.

c) Estudio y balance del servicio ecosistémico. Si por ejemplo éste fuera el agua, se debería realizar un estudio hídrico de pérdidas y ganancias de las microcuencas afectadas por el PSE, de su caudal y calidad en distintos momentos el año, de las amenazas que el recurso puede sufrir. Se podrían hacer aforos de las fuentes de agua, pruebas de infiltración o recolección de datos climatológicos. Todo ello puede ser modelado en el mismo SIG usado en los pasos previos.

d) Identificación de los demandantes del recurso y valoración que mida el deseo de pagar por los bienes y servicios obtenidos si una mejora fuera puesta a disposición de los usuarios del servicio o sencillamente si se garantiza la provisión de los servicios. Continuando con el ejemplo hídrico se cuantificaría el valor económico del servicio ecosistémico para los beneficiarios mediante la Disposición a Pagar o DAP (valoración contingente) que tendría el suministro continuo de agua de calidad.

e) Identificación de las medidas necesarias para la conservación del servicio y modelo de gestión del servicio ecosistémico. La identificación de medidas puede hacerse de acuerdo a planes de ordenación territorial o de gestión de recursos naturales específicos para la provisión del servicio. Estas medidas estarían encaminadas además de garantizar su provisión del servicio, a lograr un uso racional basado en ciertas restricciones en unos casos y cambios a usos no productivos del suelo en otros. Si por ejemplo el servicio estuviera relacionado con el agua se investigarían las medidas en el espacio que garantizarían el suministro adecuado. También en un plan de ordenación hídrica se identificarían los puntos críticos de contaminación o destrucción del recurso.

f) Valoración del coste de conservación. Para hacer asumible por parte de los productores dichas restricciones o cambio de uso se debe calcular el Coste Anual de Oportunidad (CAO) de los oferentes del servicio, y los Costes Anuales de Ejecución (CAE) de medidas orientadas a proteger la calidad y cantidad de servicio producido. Volviendo de nuevo al recurso hídrico, el

CAO mediría el coste de oportunidad de cada hectárea de uso modificado a fin de garantizar el suministro de la misma. Al coste de implementación se le debe añadir los costes estimados de conservación y mejora ambiental (CC) y el de instalación (CI) a fin de contrastarlos con el valor obtenido de la disposición al pago previa.

- Un análisis más detallado de los costes del sistema de PSE puede desagregarse en (Martínez de Anguita *et al.*, 2011):

- 1) Costes anuales:
 - Coste Anual de Oportunidad (CAO). Equivalente a la diferencia de renta percibida por los proveedores del bien o servicio por el hecho de modificar el uso que hacían de dicho recurso a otro acorde a la implantación del sistema de PSE. Este coste generalmente depende de la productividad de las tierras. Puede incrementarse en un pequeño porcentaje para hacer más atractivo el cambio de usos.
 - Coste Anual de Ejecución (CAE). Se refiere a los gastos administrativos y operativos necesarios para la ejecución y funcionamiento del sistema. Las partidas identificadas en este coste son tanto de pago de personal como de oficina y medios.
- 2) Costes fijos iniciales:
 - Costes de Instalación (CI). Comprende las actividades necesarias, más los gastos de organización y ejecución del sistema, preparación del proyecto, educación de oferentes y demandantes sobre el valor del servicio, concienciación y motivación para la participación, etc.
 - Coste de Conservación y mejora ambiental (CC). Se le llama también costes de los programas orientados a la protección, conservación y mejora ambiental a financiar en el primer o primeros años para asegurar la calidad del recurso que se quiere proveer.
- 3) Otros costes
 - Costes de Desarrollo Rural (CDR). Son aquellos que permiten la mejora constante de la calidad de vida de los oferentes del recurso y de su entorno natural y que, por lo tanto, contribuyen a incrementar la sostenibilidad del sistema en el tiempo. Dado que una vez cubiertos los costes fijos iniciales se seguirán recaudando fondos, es previsible que las medidas de desarrollo sostenible local - educación, concienciación, etc. - puedan ser las beneficiarias de los fondos que inicialmente fueron destinados a cubrir los costes fijos iniciales (CC y CI).

La ecuación de viabilidad de un sistema de PSE debe ser tal que el precio que los usuarios están dispuestos a pagar, o Disposición al Pago (DAP), multiplicado por el número de beneficiarios, arroje una cantidad de dinero disponible suficiente como para establecer el sistema de PSE. Por otra parte hay que considerar dentro de dicha ecuación la posibilidad de que existan Otros Ingresos (OI) a través de fuentes de financiación externas al sistema. La condición básica anual, sin perjuicio de que un análisis financiero permita suavizar esta condición en algunos años mediante la transferencia de fondos, es la siguiente para todo año m de la vida del proyecto:

$$- \quad (DAP_{\text{anual}} * n^{\circ} \text{ demandantes})_m + (OI)_m \geq CAO_m + CAE_m + CI_m + CC_m + CDL_m \quad \forall m,$$

con m igual a los años de vida, en principio indefinidos, del proyecto.

g) Estudio de cauces jurídicos a articular. Se deben estudiar los posibles mecanismos institucionales disponibles para crear una entidad participada capaz de gestionar los fondos de forma participativa, generar los mecanismos de adaptación interna del sistema necesarios a lo largo del tiempo para su autogestión, establecer el sistema de control y seguimiento y minimizar los costes de transacción.

h) Diseño del monitoreo y evaluación externo e interno del proyecto. El monitoreo será una pieza crucial del proyecto definitivo. En un estudio de viabilidad conviene delimitar las dificultades que presentará su implantación y los agentes que se verán envueltos tanto en el monitoreo de la prestación del servicio, como en el de la propia supervisión del sistema en sí.

2.3.4. Análisis coste beneficio de un sistema de PSE

Cualquier análisis coste beneficio comienza definiendo el Valor Actual Neto de una inversión (VAN). Éste define el valor actualizado en el presente de un proyecto a partir de los flujos de caja a lo largo de los años de su vida, considerada la preferencia que existe del dinero a lo largo del tiempo.

Según Martínez de Anguita *et al.* (2011) un proyecto, por ejemplo el establecimiento de un sistema de PSE puede ser considerado como un inversión, en la que los parámetros que la definen son el **pago de la inversión** (K), o pago que se debe realizar para que el proyecto empiece a funcionar, la **vida del proyecto** o acción planificada, (n), o número de años durante los cuales la inversión estará funcionando y generando beneficios y los **flujos de caja** (R_j) generado por el proyecto a lo largo de su vida. Es la diferencia en cada año j entre los **cobros** C_j y los **pagos** P_j ($R_j = C_j - P_j$).

El VAN define el valor económico de un proyecto. Es positivo si genera beneficios una vez retrotraídos los flujos de caja y negativos si ocurre lo opuesto, por ejemplo, en el caso de que la inversión sea superior a los flujos de caja en el presente. Este criterio se define como:

$$0 \leq VAN = \sum_{j=0}^n \frac{F_j}{(1+i)^j} - \sum_{j=0}^n \frac{K_j}{(1+i)^j} \quad (1)$$

En un sistema de PSE “a” es el número de años que requiere preparar y ejecutar el proyecto. La letra “b” es la cantidad de años que se requieren para establecer programas orientados a garantizar la provisión del servicio ecosistémico, y “n” es la vida del proyecto de PSE. Entre “0” y “a” son necesarios unos costes de instalación (CI). Si este tipo de trabajo ya había sido financiado por una fuente externa al proyecto, entonces “a” puede ser equiparado a “0” de implantación del proyecto. De “a” a “b” se desarrollan los trabajos orientados a garantizar la provisión del servicio al nivel que se haya considerado adecuado. A partir de “b” los CC tenderán a desaparecer ya que el ecosistema habrá alcanzado ya el estado deseado (para $j > b$, $[CC_j] \rightarrow 0$). Por lo tanto en los años siguientes el dinero que se invertía en CC podría estar disponible para otros fines, por ejemplo desarrollo rural local ($CDL_{b+t} > CDL_b \quad \forall t > 0$).

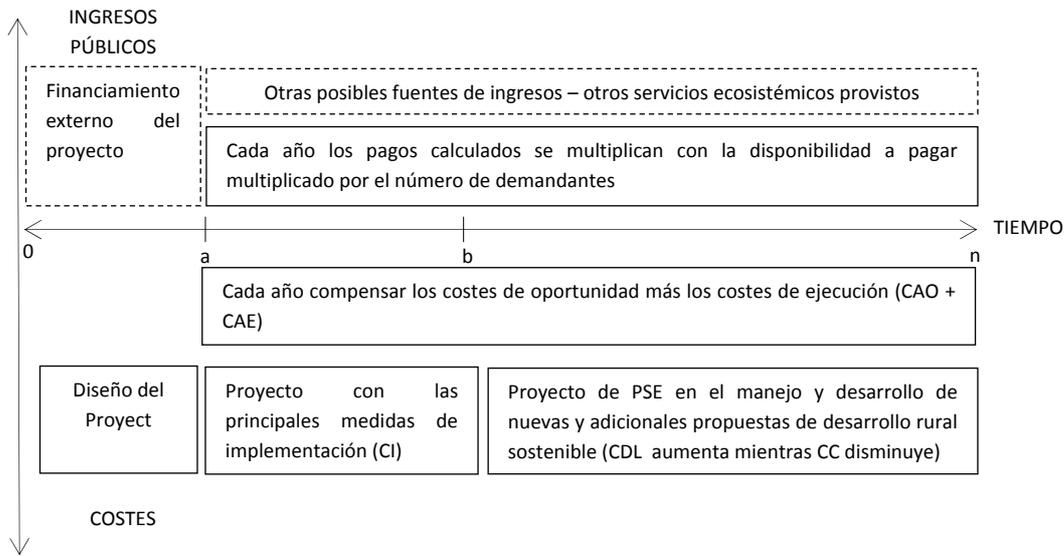


Fig. 9. Diagrama de costes e ingresos en el tiempo genérico en un sistema de PSE. Fuente: Martínez de Anguita *et al.* (2011).

Adaptando la ecuación del VAN a un sistema de PSE se obtiene que:

La inversión total “K” o $\sum_{j=0}^n \frac{K_j}{(1+i)^j}$ puede ser equiparada a CI + CC como (2):

$$K = \sum_{j=0}^n \frac{K_j}{(1+i)^j} = \sum_{j=0}^a \frac{CI_j}{(1+i)^j} + \sum_{j=a}^n \frac{CC_j}{(1+i)^j} = CI + CC \quad (2)$$

Y el flujo de caja neto (3)

$$\sum_{j=0}^n \frac{F_j}{(1+i)^j} = \sum_{j=0}^n \frac{R_j}{(1+i)^j} - \sum_{j=a}^n \frac{C_j}{(1+i)^j} \quad (3)$$

donde R_j son los ingresos en el periodo j y C_j los costes en el mismo

Así la ecuación 3 puede ser interpretada en un sistema de PSE como (4):

$$\sum_{j=1}^n \frac{R_j}{(1+i)^j} = \sum_{j=a}^n \frac{DAP_j \times demandantes_j}{(1+i)^j} + \sum_{j=0}^n \frac{OI_j}{(1+i)^j} \quad (4)$$

y los costes como (5)

$$\sum_{j=a}^n \frac{C_j}{(1+i)^j} = \sum_{j=a}^n \frac{CAO_j}{(1+i)^j} + \sum_{j=a}^n \frac{CAE_j}{(1+i)^j} + \sum_{j=a}^n \frac{CDL_j}{(1+i)^j} \quad (5)$$

Por lo tanto, la condición económica básica del modelo de PSE verificará que

$$\sum_{j=a}^n \frac{DAP_j \times demandantes_j}{(1+i)^j} + \sum_{j=0}^n \frac{OI_j}{(1+i)^j} \geq \sum_{j=a}^n \frac{CAO_j}{(1+i)^j} + \sum_{j=a}^n \frac{CAE_j}{(1+i)^j} + \sum_{j=a}^n \frac{CDL_j}{(1+i)^j} + \sum_{j=0}^a \frac{CI_j}{(1+i)^j} + \sum_{j=a}^n \frac{CC_j}{(1+i)^j} \quad (6)$$

Esta ecuación puede simplificarse si CI son iguales a cero al estar financiados por una estructura ajena al propio proyecto. ($CI = 0$) y se asume que cada año debe ser autosuficiente en términos económicos a partir de “a”. Esto puede suceder cuando no sea necesario hacer grandes inversiones para poner en valor el servicio ecosistémico. Entonces para cualquier año j tras el periodo “a” (una vez diseñado el PSE) la ecuación del PSE se formula como:

$$D_j = (\text{DAP}_{\text{anual}} \times n^{\circ} \text{ demandantes})_j + O_j \geq \text{CAO}_j + \text{CAE}_j + \text{CC}_j + \text{CDL}_j = O_j \quad \forall j \geq a \quad (7)$$

Donde D_j es la demanda anual para la provisión del servicio ecosistémico y O_j es el coste de proveerla.

2.4. SISTEMAS PÚBLICOS DE PSE

2.4.1. Definición de un sistema público de PSE

De acuerdo al concepto de PSE basado en una “transacción voluntaria de Robertson y Wunder (2005), sucede que para los servicios ofertados a gran escala, en muchos casos la voluntariedad sólo puede hacer referencia al lado de la oferta del servicio ecosistémico, ya que del lado de la demanda cuando se realiza a nivel nacional o incluso internacional, el que compensa o paga los servicios ecosistémicos es toda la sociedad. Si bien parte de ella podría no estar de acuerdo en que sus impuestos sean destinados a tal fin, debe sobreentender que se acepta como voluntaria la decisión mayoritaria de una entidad nacional expresada por su Gobierno.

Basados en Peskett y Brockhaus (2009) y Angelsen (2008a) se pueden señalar las principales cuestiones que debe abordar una política pública de PSE a nivel nacional:

- Alcance: debe definir si el ámbito de la política PSE por ejemplo abordará la deforestación evitada, la conservación de áreas naturales y biodiversidad, la reforestación, el papel de la protección de cuencas o la gestión forestal sostenible. En función de la decisión asumida tendrá que establecer probablemente diferentes programas.
- Escala y beneficiarios: tendrá que definir quién puede aplicar, propietarios grandes, comunidades locales o indígenas, ONGs que no posean la tierra, grupos de custodia o comunidades que asuman un compromiso con un territorio sea o no legalmente suyo¹². Así mismo deberá definir las prioridades en términos espaciales: áreas protegidas o buffers, riberas, conectividad entre espacios, zonas marginales, zonas con menor coste de oportunidad, ecosistemas principales o más o menos frágiles, extensión indiferenciada versus eficiencia en la conservación o restauración de lugares específicos conforme a planes de ordenación, igualdad de pagos versus especialización. Tendrá que decidir además el formato según el cual los beneficiarios puedan acceder a los pagos, los criterios de entrada al sistema y de cobro. Especial relevancia tendrá la decisión de adoptar un modelo eficiente en términos de conservación frente a otro más enfocado a lograr una redistribución social de beneficios. Debe también establecer las cuantías basadas en el coste de oportunidad que perciba en los distintos oferentes, debe decidir si compensar todos los servicios o discriminarlos en función de su ubicación e importancia, calcular sus distintos tipos de costes (CAO; CAE, CI...) y especialmente adaptar su sistema de un modo flexible a las distintas regiones del país, especialmente si este es grande como es el caso de España.
- Gobernanza o mecanismo político: deben definirse las responsabilidades y atribuciones de las distintas partes implicadas. Puede haber uno o varios organismos por zonas o por funciones. Respecto a la primera división, debe diseñarse el grado de descentralización que tendrá. Respecto a las funciones puede haber un órgano consultivo sobre el mecanismo, otro pagador, otro responsable directo de la ejecución y otro que encargado de verificar los contratos (por ejemplo puede darse el caso de que el organismo pagador sea nacional mientras que el

¹² El ejemplo típico de este modelo sería pagar a comunidades que se comprometan a defender de incendios determinadas montes sean o no de su titularidad en la época seca. Estos pagos pueden hacerse por hectárea no quemada independientemente de la titularidad de las mismas.

organismo verificador sea local). Deben definirse las relaciones entre ellos y las formas en las que se ejercerá el control entre ellos.

- Mecanismo financiero: debe definirse la fuente de financiación del sistema de PSE. Los fondos que lo nutran podrán proceder de los presupuestos generales del Estado, de la Unión Europea, pero también de aportes de empresas privadas, corporaciones locales... Otras alternativas pueden ser impuestos sobre hidrocarburos, sobre el turismo, tanto vía empresas que operan en territorio nacional y se lucran del mismo como vía impuestos que graven a turistas extranjeros o locales. Un caso interesante de financiación es la que se realiza a través de leyes de responsabilidad ambiental¹³. En este marco legal, las empresas que deterioren el medio están obligadas a comprar algún tipo de bono o equivalente que restaure en igual cantidad en otro lado al daño o deterioro infligido. Por otra parte deberá decidirse la naturaleza del organismo que capte, gestione y transfiera los fondos del sistema de PSE. Podrá ser una Fundación pública con mayor o menor participación privada o de distintos organismos interministeriales, una secretaría de Estado o ministerio a través de la creación o utilización de una oficina. Así mismo debe fijarse la relación con el ministerio recaudador o de hacienda correspondiente y el grado de autonomía, independencia y de participación pública que la entidad que gestione el sistema de PSE tendrá. En este diseño político debe pensarse también el grado en el que la sociedad civil y las autonomías participarán tanto en el diseño como en la gestión y control del mismo. Es siempre recomendable que se haga del modo más participado posible con la sociedad civil y a través de mecanismos transparentes.
- Niveles de referencia de los Programas de PSE: debe trazarse una línea base a partir de la cual se paguen los servicios ecosistémicos y cuál será su metodología. En este trabajo se ha optado por una basada en criterios e indicadores en concreto. Debe por tanto decidirse si la compensación se realizará a partir de su mantenimiento o de su incremento, y en este caso si la compensación debe tener carácter adicional o íntegro, es decir si ésta debe plantearse como un apoyo a los esfuerzos propios o si debe por el contrario compensar la totalidad del coste de oportunidad de la conservación. En este sentido los modelos más eficientes para maximizar la conservación o gestión forestal sostenible pueden ser las subastas de conservación o biodiversidad por parte de propietarios o entidades o personas que puedan hacer una custodia de las mismas. La subasta permite identificar aquellas actividades de conservación en las que el apoyo mínimo del sector público generará un cambio en su modelo de uso, al tiempo que maximiza los resultados de la inversión al comenzar a financiar en primer lugar las inversiones en conservación más eficientes para continuar con las que marginalmente disminuyen la cantidad de servicio ecosistémico provisto en relación a la inversión pública.
- Sistema de verificación: a diferencia de un sistema de subvenciones, un programa de PSE nacional debe pagar frente a resultados, por lo que resulta fundamental disponer de un sistema de verificación creíble, actualizable y barato. Este debe basarse en tecnologías de información geográfica y teledetección a distintas escalas. Para determinados servicios se puede realizar una aproximación con imágenes MODIS (amplia resolución) para identificación de zonas críticas, desarrollar análisis detallados de dichas zonas con imágenes Landsat, Spot o

¹³ El origen de estas leyes puede encontrarse en la Directiva 2004/35/CE de 21 de abril de 2004 del Parlamento Europeo y del Consejo sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales. Esta ley pretende que las empresas respondan de los daños que causen a determinados recursos naturales (suelo, aguas, especies silvestres y hábitats protegidos, ribera del mar y ríos). Los daños a las personas o a sus propiedades no se contemplan en este texto. La ley se centra en el daño ecológico puro, consistente en el daño a recursos naturales medioambientales independientemente de su titularidad pública o privada. Las empresas están obligadas a devolver el recurso dañado a su situación inicial o, en caso de no ser posible, compensar el daño mediante otras acciones en otros lugares. La directiva se enmarca en dos principios fundamentales ambientales europeos: el principio de prevención y el principio de «quien contamina paga» y prevé un doble sistema de responsabilidad objetiva y por culpa. Más información en <http://eur-lex.europa.eu/>

SAR, y por último utilizar fotografía aérea para verificar datos. Algunos autores (Olander *et al.*, 2008) ha señalado también la utilidad de Google-Earth a este nivel. Estos datos en cualquier caso requieren una verificación sobre el terreno lo cual implica disponer de dichos verificadores. Skutsch *et al.* (2009) muestran como las propias comunidades pueden desarrollar esta tarea de monitoreo sobre los servicios que producen de una forma fiable y económicamente más eficiente que la propia administración del Estado. También a nivel nacional un sistema público de PSE debe vigilar las fugas. Éstas pueden darse si el uso agrícola se desplaza a otra selva, si la falta de empleo implica migraciones, si las variaciones en los precios generan cambios lejanos y si las limitaciones impuestas llevan la inversión a otras áreas.

- Participación y comunidades: cualquier sistema de incentivos públicos como puede ser un sistema público de PSE siempre corre el peligro de beneficiar a una élite capaz de captar dichos fondos. El diseño político del modelo de PSE debe hacerse del modo más participado posible con la sociedad civil y funcionar posteriormente con mecanismos transparentes que eviten la posible corrupción de una élite sobre el mecanismo. La creación de un Consejo Nacional de Servicios Ambientales (como en su día fue el Consejo Nacional de bosques a la hora de preparar el Plan Forestal Español) puede ser una estrategia adecuada de canalización de la participación.
- Co-beneficios: existe un viejo debate sobre si los sistemas de PSE deben ser una herramienta para combatir la pobreza (Pagiola *et al.*, 2005). En España, un sistema de PSE puede estar encaminado a sustituir o modificar políticas agrarias, tanto del primer pilar como del segundo. Los sistemas de PSE pueden sustituir o modificar determinadas políticas de apoyo al precio como las subvenciones pero también sumarse a las actuales políticas de desarrollo rural. Fuera de los países desarrollados como España, la balanza del dilema hoy se inclina a favor de la reducción de la pobreza. Sin dicha reducción parece no factible garantizar la conservación a largo plazo, además de aumentar el riesgo de conflictos y desincentivos a la inversión en conservación de servicios ecosistémicos (Brown *et al.*, 2008). Sin embargo, las poblaciones más pobres suelen tener los derechos legales o morales sobre las tierras en disputa, lo que dificulta que puedan ofertar sus servicios ecosistémicos (Cotula y Mayers, 2009). La propiedad en muchos lugares proveedores de servicios ecosistémicos sigue siendo estatal, lo que podría hacer que los gobiernos no transfiriesen los beneficios del sistema de PSE a las poblaciones locales que efectivamente garanticen su conservación. Por ejemplo la tenencia en África es en un 95% del Estado. El Estado debe decidir por lo tanto si acompañar su política de PSE con una reforma de la tierra, o cuanto menos un reconocimiento de titularidad de propiedades. Si se apuesta por las comunidades, entonces debe acompañarse el programa de PSE con una política de empoderamiento y capacitación de comunidades para que puedan custodiar sus territorios. Esto implica fortalecer los derechos tradicionales y locales, definir legalmente quien tiene derechos sobre los servicios ecosistémicos y desarrollar los mecanismos para que los beneficios lleguen al nivel local. Como veremos más adelante, es difícil lograr este último punto si no se aborda una descentralización de la gestión del mecanismo.

Además, los gobiernos que establezcan un sistema público nacional deben tener en cuenta que las interrelaciones entre su programa de PSE y la gobernanza en general de sus recursos naturales. Mención especial tiene la necesidad de definir, fortalecer y garantizar los derechos tradicionales y locales, garantizar legalmente quien tiene derechos sobre los servicios ecosistémicos producidos: por otra parte deben desarrollar los mecanismos adecuados para que los beneficios lleguen al nivel local y definir los sistemas de verificación factibles, lo cual probablemente implicará la creación de capacidades tanto a nivel institucional como local: Costa Rica es el paradigma actual de este modelo.

La tabla 3 muestra los denominados criterios EEE de Eficacia, Eficiencia y Equidad que pueden servir para valorar un sistema público de PSE.

A partir de Angelsen (2008b)¹⁴ se puede considerar que existen tres criterios “E” desde los cuales se pueden juzgar las distintas alternativas planteadas en las ocho cuestiones de diseño descritas: la *Eficacia* (capacidad para lograr la máxima provisión de servicios ecosistémicos), la *Eficiencia* (provisión del servicio lograda al mínimo coste) y la *Equidad* (capacidad de los sistema de PSE de producir beneficios sociales de una forma justa).

Las ventajas y desventajas que ofrecen las distintas alternativas que se pueden elegir dentro de cada una de las ocho *cuestiones de diseño* son analizadas y posteriormente valoradas desde los tres criterios “E”.

¹⁴ Estos criterios han sido propuestos fundamentalmente para las políticas internacionales REDD.

Tabla 3. Indicadores basados en los criterios de eficacia, eficiencia y equidad aplicables a un sistema público de PSE. Adaptado de Angelsen (2008a).

Eficacia (Máxima provisión de servicios ecosistémicos)	Eficiencia (Provisión de servicios lograda al mínimo coste)	Equidad y co-beneficios (Reducción de pobreza y protección de derechos)
Adicionalidad (Comparado con el escenario habitual en caso de no existir sistema público de PSE)	Costes Iniciales (Costes relacionados con la infraestructura del sistema de PSE, formación de capacidades y comienzo del mecanismo)	Distribución justa entre regiones y servicios (Capacidades técnicas de regiones pobres para desarrollar su PSE y trato preferencial a los más pobres. Discriminación entre servicios y/o zonas más importantes) Balance entre equidad y eficiencia de provisión del servicio
Dirección (Distintas medidas o programas de PSE)		
Flexibilidad (Adaptación a condiciones locales)	Costes de ejecución (Incluyen costes operativos de monitoreo, medidas políticas, contratación de personal, gastos administrativos)	Distribución justa entre administraciones, propietarios y comunidades (distintos niveles administrativos y de propietarios)
Verificabilidad (Función de la tecnología más la capacidad)		Efecto en comunidades locales y reconocimiento de derechos.
Fugas (entre comunidades autónomas, zonas y/o actividades)	Coste de oportunidad (mínima cantidad para que los propietarios acepten un cambio)	Relación con el desarrollo. Económico/pobreza a nivel nacional o local.
Permanencia/responsabilidad (Medidas a largo plazo /no pago)	Costes de transacción (Otros costes adicionales incluíbles)	Tipos de servicios (valoración de la importancia de lugares con biodiversidad relevante frente a otros de protección de cuencas o paisaje...)
Efectos en otras medidas políticas y agrarias		Derecho + gobernanza forestal (evitar corrupción, elitismo)

2.4.2. Metodología general de los sistemas de pago por servicios ecosistémicos públicos

Una metodología genérica para el establecimiento de un sistema público de PSE podría desarrollarse del siguiente modo:

1. Identificación, mapificación y cuantificación de los servicios ecosistémicos del país así como a nivel regional como base para políticas regionales y locales.
2. Activación de un Fondo para la compensación de los servicios ecosistémicos. Este fondo debe venir acompañado o enmarcado por una Ley aprobada al máximo nivel legislativo.
3. Creación de una entidad nacional reguladora de los PSE. Debe decidirse su formación y el grado de participación de la sociedad civil en él. Cuanta más participación exista probablemente sea más fácil que actúe como captador de fondos adicionales a los del propio Estado o de mecanismos internacionales tales como REDD+. La entidad puede o no coincidir con el Fondo. De acuerdo con Vatn y Angelsen (2009) las funciones principales no delegables que debe ejercer dicha entidad en la gestión de un sistema público de PSE son la responsabilidad general y coordinación entre partes, la captación y trasvase de fondos, sean nacionales públicos o privados, o internacionales, el monitoreo y la emisión de informes, y la verificación de los pagos y del propio mecanismo. El Fondo o la entidad reguladora deben definir los servicios ecosistémicos a compensar, los requisitos de los beneficiarios, las formas de verificación, los montos de los pagos así como los diferentes programas con diversas orientaciones.
4. Establecimiento de uno a varios mecanismos de apoyo, control, seguimiento y verificación y emisión de informes de los distintos programas.

2.4.3. Modelos mixtos públicos privados de PSE: la descentralización subsidiaria

La capacidad para captar el valor económico total de los ecosistemas como hemos visto no es sencillo. Es necesario acoplar los distintos tipos de oferta y los distintos tipos de demanda, desde la internacional a la local. Esto puede requerir tener un sistema de PSE a nivel nacional como por ejemplo en el caso del dióxido de carbono.- por ejemplo REDD+, mientras que en las cuencas hidrográficas otros servicios como el agua podrán captar su valor de externalidad a nivel local. En otros ámbitos tales como la belleza escénica, probablemente la comarca o región sea el ámbito adecuado para captar dicha externalidad ambiental. En el caso del paisaje, su venta casi puede ejecutarse exclusivamente a nivel local. Muchos autores (Cortes 2010; Angelsen *et al.*, 2008; Angelsen, 2009) han sugerido que un modelo anidado de política de PSE, en este caso aplicada a las políticas de servicios ecosistémicos, en concreto a la fijación de carbono en los programas nacionales REDD+ puede ser la más flexible y adecuada, al menos para las etapas iniciales. Las ventajas a las que aluden tanto a la capacidad de desarrollar experiencias positivas que a largo plazo puedan pasar de escala local a nacional así como de captar el interés de inversores extranjeros. Sin embargo, el anidamiento como estructura de Política de PSE no hace relación a la captación de diversas externalidades, sino más bien al favorecimiento de estrategias REDD+ que permitan la verificación de CO₂ fijado: si un país desea hacer su política de PSE independientemente del futuro de los REDD+, parece lógico que ésta se apoye en captar el máximo posible del VET de un territorio, lo cual implica capturar distintos tipos de valores sobre un mismo territorio, si bien con una venta a distintos agentes. Por ejemplo, una microcuenca hidrográfica que mantiene sus bosques nublados andinos provee agua potable a una ciudad, retiene sedimentos para toda la cuenca hidrográfica y especialmente para las ciudades que podrán verse afectadas por avalanchas de sólidos por el fenómeno del Niño (Fernández-Barrera *et al.*, 2008), genera recreo para una región que vive

del turismo, garantiza la biodiversidad del país y fija dióxido de carbono reduciendo las emisiones a escala planetaria.

Así, una estrategia nacional de PSE debería intentar captar la demanda de los servicios ecosistémicos a tres niveles como mínimo, nacional, regional y comarcal. En algunos casos se podría llegar al local si fuera el caso. Ésta podría basarse por tanto en los principios de subsidiariedad y de maximización de la captura de beneficios y compensación de oferentes por los servicios ecosistémicos ofertados encontrando los servicios que permiten el desarrollo de mercados a nivel nacional, autonómico, comarcal y cuando sea posible local a través de la creación de distintos mecanismos "anidados". Por ello, un sistema nacional de PSE en un país grande como España debería estar descentralizado a fin de ser eficiente y adaptado a las diferencias ecológicas entre regiones. Pero además de la división por regiones, puede estar dividido por comarcas. Los bosques y tierras agroforestales de las distintas comarcas proveen numerosos servicios ecosistémicos a nivel local - un clima agradable, la provisión de agua de riego y consumo humano, una biodiversidad abundante o un suelo fértil – que puede encontrar demandantes mediante sistemas privados a pequeña escala, mientras que a nivel nacional e incluso global contribuyen a fijar dióxido de carbono en sus crecientes bosques. Existen pues distintos niveles de planificación en los que un servicio ecosistémico se convierte en externalidad compensable. Por ello es necesario disponer de mecanismos que faciliten la demanda que se genera no sólo a un nivel regional o local, sino nacional o incluso global. Puede darse incluso el caso de llegar a una descentralización del nivel municipal o menor allá donde exista la posibilidad de captar el valor de un servicio sólo a dicha escala. Esta consideración se irá desarrollando en sucesivos capítulos.

2.5. PRINCIPIO DE SUBSIDIARIEDAD

El principio de subsidiariedad, en su definición más amplia, dispone que un asunto debe ser resuelto por la autoridad (normativa, política o económica) más próxima al objeto del problema. El "principio de subsidiariedad" es uno de los principios sobre los que se sustenta la Unión Europea, según quedó establecido por el Tratado de Maastricht, firmado el 7 de febrero de 1992 y después conocido como Tratado de la Unión Europea¹⁵.

Este principio es empleado en el derecho para justificar la abstención de regulación. El principio de subsidiariedad se basa en el máximo respeto al derecho a la libre determinación de todos y cada uno de los miembros de una estructura social. La subsidiariedad supone, en primer término, reconocimiento de la autonomía de cada colectivo de la estructura para establecer sus objetivos y decidir los procesos con que intentar alcanzarlos, pero también implica diálogo y participación de todos los miembros (individuales y colectivos) del grupo social en la definición de los objetivos globales, en el diseño de las estrategias para conseguirlos, en su ejecución y en su evaluación así como el respeto de los instrumentos de autorregulación y correglamentación.

¹⁵ Su actual formulación quedó plasmada en el Artículo 5 (2 y 3), modificada por el Tratado de Lisboa desde el 1º de diciembre de 2009: (2) En virtud del principio de atribución, la Unión actúa dentro de los límites de las competencias que le atribuyen los Estados miembros en los Tratados para lograr los objetivos que éstos determinan. Toda competencia no atribuida a la Unión en los Tratados corresponde a los Estados miembros. (3): En virtud del principio de subsidiariedad, en los ámbitos que no sean de su competencia exclusiva, la Unión intervendrá sólo en caso de que, y en la medida en que, los objetivos de la acción pretendida no puedan ser alcanzados de manera suficiente por los Estados miembros, ni a nivel central ni a nivel regional y local, sino que puedan alcanzarse mejor, debido a la dimensión o a los efectos de la acción pretendida, a escala de la Unión.

La subsidiariedad, dicta que la autoridad debe resolver los asuntos en las instancias más cercanas a los interesados. Por tanto, la autoridad central asume su función subsidiaria cuando participa en aquellas cuestiones que, por diferentes razones, no puedan resolverse eficientemente en el ámbito local o más inmediato. En conclusión significa que todo lo que puede hacer un municipio no lo ha de hacer la Comunidad Autónoma, y todo lo que puede hacer las Comunidad Autónoma no lo ha de hacer el Estado.

El origen de la subsidiariedad puede cifrarse en la Antigüedad, donde el *subsidium* era un método de organización militar: una línea de tropa permanecía en alerta, por detrás del frente de batalla, dispuesta a dar auxilio en caso de debilidad. Con el tiempo, este método se convirtió en un principio que se extendió al orden filosófico, jurídico, social y político.

La subsidiariedad consiste en el principio por el cual “una estructura de orden superior no debe interferir en la vida interna de un grupo social de orden inferior, privándole de sus competencias, más bien debe sostenerla en caso de necesidad y ayudarla a coordinar su acción con la de los demás componentes sociales con miras al bien común”. Este principio exige que ni el Estado ni ninguna sociedad más amplia, suplante la iniciativa y la responsabilidad de las personas y las asociaciones generadas por éstas para lograr su desarrollo. La subsidiariedad, dicta que se deben resolver los asuntos en las instancias más cercanas a los interesados. Por tanto, la autoridad central asume su función subsidiaria cuando participa en aquellas cuestiones que, por diferentes razones, no puedan resolverse eficientemente en el ámbito local o más inmediato. En el ámbito político esto significa que todo lo que puede hacer una comunidad – por ejemplo una familia - no lo ha de hacer el municipio, y todo lo que puede hacer el municipio no lo ha de hacer el gobierno regional, y todo aquello que pueda mejor desarrollar un gobierno regional no lo ha de hacer el Estado.

Pero esta exigencia implica no sólo la participación activa de los actores sociales en las instituciones locales y regionales, sino la necesidad de que sean las propias instituciones las que, desde un verdadero interés por las personas para las que trabajan, favorezcan su propio crecimiento y desarrollo tanto personal como de comunidad que madura hasta asumir sus propias decisiones sobre los asuntos que afectan a la vida personal y de la comunidad en la que viven.

Este principio de subsidiaridad requiere para existir participación y educación, pues se basa en la capacidad de las personas de asumir responsabilidades. Sin participación no hay subsidiariedad. Si todo *crecimiento es un asunto personal y, por lo tanto, nadie puede sustituir a otro en su crecimiento personal o comunitario, sí es sin embargo posible y, a la vez, requerido, ayudar a crecer* (Polo, 1996), lo que lleva al quizá principio más importante previo: la educación, sin la cual apenas puede haber participación constructiva.

La subsidiaridad ambiental implica que el Estado, a través de sus actuaciones favorezca que la sociedad se responsabilice de la conservación de sus ecosistemas y, por lo tanto, de su gestión sostenible. El papel del Estado es por la tanto el de sostener, valorar y equilibrar las iniciativas de una sociedad “viva” que cuida localmente de sus recursos pero que requiere de una instancia superior para coordinar esfuerzos y asumir aquellos retos que no puede lograr a nivel local o personal.

La aplicación de la subsidiariedad a los sistemas de PSE constituyen la forma más natural de compensar el trabajo de una sociedad viva que conserva. Si las comunidades y personas más próximas al recurso son quienes conservan los ecosistemas y sus servicios desde su libertad, y el poder reconoce esta labor como contribución al bien común y, por lo tanto, las compensa a través del sistema de PSE, se estará verificando que “una estructura de orden superior no interfiere en la vida interna de un grupo social de orden inferior, privándole de sus

competencias, sino que más bien le sostiene (compensación o PSE) en caso de necesidad y le ayuda a coordinar su acción con la de los demás componentes sociales con miras al bien común” (en este caso la conservación).

CAPÍTULO III. REVISIÓN DE SISTEMAS DE PSE

3.1. INTRODUCCIÓN

En el mes de junio de 2003 la FAO y la Secretaria Técnica Internacional de la Red Latinoamericana de Cooperación Técnica en Manejo de Cuencas Hidrográficas (REDLACH) organizaron el III Congreso de Cuencas Hidrográficas Latinoamericanas en Arequipa (Perú), a partir de este evento los sistemas de PSE comienzan a recibir una atención institucional creciente en Iberoamérica¹⁶. En seguimiento al Foro de Arequipa, se organizó un Foro Electrónico en Mayo 2004 con los objetivos principales de validar las conclusiones y recomendaciones del Foro de Arequipa y recopilar experiencias en el diseño, implementación y evaluación de sistemas de PSE en cuencas hidrográficas de Latinoamérica y el Caribe (FAO-REDLACH, 2004). En dicho Foro se presentaron más de 60 trabajos relacionados con estudios y proyectos en diseño y ejecución. A partir de dicho momento se tomó conciencia de la importancia que podía tener el sistema de PSE en la gestión de cuencas hidrográficas entre otros servicios ecosistémicos existentes.

Con todo lo anterior se identifica una división preliminar de dos tipos de sistemas de PSE, uno con un mercado local y otro con un mercado global. Los sistemas no restringidos al nivel local han evolucionado casi siempre hacia la creación de sistemas nacionales de PSE donde todos los servicios son en mayor o menor medida contemplados. A estos se les empieza a añadir en el presente un mecanismo adicional internacional, los REDD relativos a la reducción de la deforestación evitada dentro del marco del Convenio de Cambio Climático que regula las emisiones de CO₂. Los sistemas locales han sido mayoritariamente hidrológicos. De aquí en adelante se mantendrá esta división ya que se entiende que para España es fundamental tener un sistema a nivel nacional que pueda permitir la aparición de sistemas locales. De este modo se podrán tomar como ejemplo los sistemas nacionales para diseñar un sistema general a emplear por la Administración Central española, e incluso algunas autonómicas, mientras que los sistemas locales podrán servir de base para el diseño de sistemas locales auspiciados por los autonómicos.

En 2002 un estudio conducido por el International Institute for Environment and Development (IIED) contabilizó 66 casos de sistemas de PSE en el mundo, de los cuales 42 se hallaban en países en desarrollo y de estos 22 se realizaban en Iberoamérica. El mismo Instituto IIED revisó su estudio en 2008 en un trabajo titulado "*All that glitters: a review for watershed services in developing countries*" (Porrás *et al.*, 2008) encontrando 123 posibles casos de PSE en países en desarrollo. Sin embargo, un análisis más detallado de dichos casos limitó a 81 casos los sistemas que realmente estaban funcionando o tenían visos reales de llegarse a implementar. De estos casos se trazó el perfil técnico de 67 de ellos en una página web especialmente dedicada a establecer una ficha de cada uno de estos casos reales de sistemas de PSE que operan en la actualidad¹⁷.

¹⁶ El Banco Mundial había desarrollado para entonces algunos proyectos piloto que validaban el interés de las hipótesis de Pagiola y Platais. En Costa Rica, el Proyecto Eco-Mercados, apoyaba el programa PSE de Costa Rica incluyendo un préstamo del Banco Mundial de 32,6 millones de dólares USA para ayudar al gobierno a alcanzar ciertos niveles de contratación de servicios ecosistémicos, así como una donación de 8 millones de dólares de USA por parte de la Global Environment Facility (GEF) para asistir en el componente de conservación de la biodiversidad. En la República Dominicana, Ecuador y El Salvador se establecieron Programas pilotos de PSE, y en México el Banco Mundial comenzó a apoyar una investigación acerca de las prácticas de gestión de tierras en ejidos, el tipo de propiedad comunal de la tierra bajo el que se encuentra la mayoría de lo que queda de bosque en México y que incluye a la mayoría de los pobres de las zonas rurales. Este proyecto constituiría la base del actual programa de PSE Nacional de México. Además, el Instituto del Banco Mundial (WBI) había desarrollado hasta la fecha cuatro cursos de capacitación en PSE dirigido al personal técnico de ministerios, agencias de conservación y organizaciones no gubernamentales involucradas en la implementación de programas de PSE.

¹⁷ Se pueden consultar en www.watershedmarkets.org.

Otra conclusión interesante que surge de la comparación de estos dos informes es el seguimiento de los casos que fueron analizados en 2002. De los 22 citados para Iberoamérica, 11 estaban en funcionamiento y otros 11 eran simplemente propuestas, se había pasado a mantener 11 en funcionamiento con dos abandonados y otras dos propuestas ejecutadas, y tres propuestas con visos de cumplirse. Estos datos hablan de una explosión de propuestas de PSE en la presente década en la que únicamente los proyectos que eran auténticamente viables y han recibido el suficiente apoyo por parte de instituciones nacionales e internacionales han conseguido sobrevivir.

3.2. EXPERIENCIAS DE SISTEMAS DE PSE EN LATINOAMERICA

Estos datos además permiten tener más claro un mapa de experiencias viables sobre las cuales basar el posible desarrollo de un sistema de PSE para España basado en experiencias con éxito. Para ello se citan a continuación todas las experiencias que persisten en la actualidad en Iberoamérica con éxito probado. Se han clasificado estas experiencias en dos niveles, nacionales y locales.

Las experiencias Iberoamericanas con éxito a nivel nacional son las siguientes:

Programas de Pago por Servicios Ecosistémicos desarrollados por el Gobierno Mexicano:

1. El Programa de Servicios Ecosistémicos Hidrológicos (PSEH) en el año 2003.
2. El Programa para Desarrollar el Mercado de Servicios Ecosistémicos por Captura de Carbono y los Derivados de la Biodiversidad y para Fomentar el Establecimiento y Mejoramiento de Sistemas Agroforestales (PSE-CABSA) en el año 2004.
3. El Proyecto de Servicios Ecosistémicos del Bosque (PSEB) destinado a promover los mercados o mecanismos semejantes para encauzar el pago de los usuarios hacia los proveedores de servicios ecosistémicos del bosque utilizando un préstamo del Banco Mundial y un donativo del Fondo Mundial para el Medio Ambiente Global (GEF, por sus siglas en inglés).
4. El Programa ProÁrbol recoge y mejora las experiencias de PSEH, CABSA y PSEB para incluirlas como cuatro de sus 45 conceptos de apoyo: Servicios Ecosistémicos Hidrológicos, Conservación de la Biodiversidad, Sistemas agroforestales con cultivos bajo sombra y Desarrollo de la idea del proyecto de secuestro de carbono.

Webs:

http://ecosystemmarketplace.com/pages/marketwatch.backgrounder.php?market_id=6&is_aggregate=0

http://www.conafor.gob.mx/index.php?option=com_content&task=view&id=360&Itemid=477

Programa Nacional de PSE de Costa Rica.

El Programa de PSE es un reconocimiento financiero por parte del Estado, a través del Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO) a los propietarios y poseedores de bosques y plantaciones forestales por los servicios ecosistémicos que éstos proveen y que inciden directamente en la protección y mejora del medio ambiente. De conformidad con la Ley Forestal Nº 7575 de Costa Rica, este país reconoce los servicios ecosistémicos siguientes: mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero, protección del agua para uso urbano, rural o hidroeléctrico, protección de la biodiversidad para su conservación y uso sostenible, científico y farmacéutico, de investigación y mejoramiento genético, la protección de ecosistemas y de formas de vida, también, la belleza escénica natural para fines turísticos y científicos.

Web: www.fonafifo.com

- Ecoservicios de El Salvador.

Se trata de un proyecto del Banco Mundial (BM) y el Global Environment Facility (GEF), por el que se pretende crear un Sistema Nacional de Pagos por Servicios Ecosistémicos como mecanismo de financiación sostenible para la conservación a fin de establecer un fondo de servicios ecosistémicos — FONASE (Fondo Nacional de Servicios Ecosistémicos) — y apoyar el establecimiento de Pagos locales por Servicios Ecosistémicos.

Web:

<http://web.worldbank.org/external/projects/main?pagePK=64283627&piPK=73230&theSitePK=40941&menuPK=228424&Projectid=P064910>

Plan Verde de Colombia

El Plan Verde o “Bosques para la paz” es un programa nacional forestal del gobierno que tiene como objetivo incrementar la cobertura forestal y la rehabilitación de microcuencas. Al principio se hizo también hincapié en la conservación de las cuencas hidrográficas de altura, pero finalmente no se ha considerado este componente debido a la falta de fondos.

Webs: http://www.cifor.cgiar.org/pes/ref/projects/north_andean.htm

De todas estas experiencias resultan interesantes para España dos especialmente, la mexicana por contar con una estructura de Estado descentralizado como es el caso de España, y la costarricense, por ser la pionera y la que más modificaciones y mejoras ha ido sufriendo a lo largo de los años. Por esta razón ambas serán desarrolladas más extensamente en siguientes epígrafes. El caso de El Salvador es aún incipiente y depende en gran medida de fondos y ayudas del GEF (Global Environmental Facility) y del Banco Mundial por lo que no se puede decir aún que sean sistemas que vayan a ser sostenibles en el futuro. En relación al plan verde de Colombia, la difícil situación del medio agrario y su posible no continuidad tampoco lo aconsejan como ejemplo para España.

3.2.1. Catálogo de experiencias locales en Latinoamérica

A nivel local las experiencias que se aproximan a la definición de Robertson y Wunder de PSE son las 32 experiencias actualmente en funcionamiento que se muestran en la tabla 4. Existen además otras múltiples iniciativas semejantes, pero que no llegan a constituirse en sistemas de PSE de acuerdo a los criterios de Robertson y Wunder, por lo que se han dejado de lado.

Estas experiencias locales serán fundamentales para extraer a partir de ellas lecciones útiles que permitan pensar en el desarrollo de mecanismos españoles a nivel local, en los que además de un fondo nacional, puedan incorporarse, como es el caso de las 32 experiencias aquí mencionadas, aportes locales que verdaderamente hagan que el sistema de Pagiola y Platais (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), adquiera sentido a un nivel local.

Sobre estas experiencias, así como sobre alguna otra aún en proceso de definición, se hará un análisis de sus principales características a fin de orientar mejor el proceso de articulación de los sistemas de PSE locales en España (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**4).

Tabla 1. Experiencias de sistemas de PSE locales en Iberoamérica

PAÍS	EXPERIENCIAS PSE	BREVE DESCRIPCIÓN	PÁGINAS WEB
MÉXICO	<p>a.- FIDECOAGUA</p> <p>b.- Zapaliname</p> <p>c.- Valle de Bravo</p>	<p>a.- El fondo fiduciario FIDECOAGUA fue creado para la conservación de los bosques nublados de la Municipalidad de Coatepec, Veracruz. El jefe del gobierno municipal inició el programa debido a las preocupaciones acerca de la disponibilidad de agua en declive y los vínculos aparentes con la creciente deforestación. Los agricultores de la zona son pobres, con un promedio de 3,5 ha, y niveles muy bajos de educación. Los pagos se hacen a los agricultores que han firmado contratos para la conservación de los bosques y de reforestación. El área total cubierta es de 600 ha. Las imágenes de satélite se utilizan para detectar infracciones. El sistema es financiado por un cargo adicional a las tarifas del agua, son recogidos por la empresa municipal de servicios.</p> <p>b.- Es una contribución voluntaria para la protección del agua en la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, que se paga a través de las tasas de protección voluntaria de agua a través del servicio de agua en Saltillo. Esta zona montañosa es la principal fuente de agua de la ciudad de Saltillo y las amenazas ambientales que afectan a la reserva de montaña en general, también puede afectar a la calidad/cantidad de agua en el futuro.</p> <p>c.- Contribuciones voluntarias públicas y privadas financian actividades de grupos cuenca arriba de restauración de la cuenca del Valle de Bravo. No es específicamente un Sistema de PSE.</p>	<p>a. http://www.watershedmarkets.org/casestudies/Mexico_Fidecoagua.html</p> <p>b. http://www.watershedmarkets.org/documents/Mexico_Zapaliname.pdf</p> <p>c. http://www.todovalle.com/boletin/masagua4.htm</p>
GUATEMALA	<p>a.- Cerro San Gil</p> <p>b.- Sierra de las Minas</p> <p>c.- San Jerónimo</p>	<p>a.- Iniciativa para proteger el flujo de agua en el río Escobas del que depende un municipio para el suministro de agua. Un cargo extra se ha añadido que se invierte en la gestión del Área Protegida del Cerro San Gil. El programa ha producido resultados visibles, por lo que los usuarios han acordado hacer una mayor contribución a la iniciativa.</p> <p>b.- La Reserva de la Biosfera Sierra de las Minas (RMNS) es gestionada por el Fondo del Agua con ayuda del (WWF) que financia la gestión responsable del agua. Promueve las actividades que favorecen el aumento de recarga y reducen la erosión y el apoyo a los principales usuarios (industria) para aumentar su eficiencia en el uso del agua y reducir efectos de sus efluentes. Los ingresos vía PSE se invierten en un fondo y canalizan para proteger la zona de amortiguamiento de la RMNS.</p> <p>c.- Proyecto de apoyo a la creación de un sistema de compensación a los propietarios de agua de la "producción" cuenca superior (San Isidro) para la "protección de los bosques y los suelos, como elementos que regulan el flujo y la calidad del agua" que fluye abajo a de la zona urbana de San Jerónimo, en Baja Verapaz.</p>	<p>a. http://www.watershedmarkets.org/casestudies/Guatemala_Cerro_San_Gil.html</p> <p>b. http://www.fondoagua.org/</p> <p>c. http://www.gfa-group.de/publications/home_beitrag_1797132.html</p>

PAÍS	EXPERIENCIAS PSE	BREVE DESCRIPCIÓN	PÁGINAS WEB
EL SALVADOR	<p>a.- El Imposible</p> <p>b.- PASOLAC: Morazán, Tacuba y Chlatenago</p>	<p>a.- Los usuarios del agua en dos comunidades del Municipio de San Francisco Menéndez, contribuyen con una parte de sus tarifas de agua para cubrir el salario de dos guardaparques adicionales del parque nacional El Imposible, la fuente principal de agua para ambas comunidades.</p> <p>b.- PASOLAC brinda apoyo técnico con el diseño y aplicación de los sistemas y ayuda con los fondos iniciales. Estos planes son desarrollados en asociación con los municipios locales y promueven la adopción de técnicas de conservación de suelo y agua y control de la contaminación.</p>	<p>a.- http://www.salvanaturaleza.org/</p> <p>b.- http://marioardon.rds.hn/documentos/gualabo.pdf</p>
HONDURAS	PASOLAC: Jesús de Otoro y Campamento	PASOLAC brinda apoyo técnico con el diseño y aplicación de los sistemas y ayuda con los fondos iniciales. Estos planes son desarrollados en asociación con los municipios locales y promueven la adopción de técnicas de conservación de suelo y agua y control de la contaminación.	http://marioardon.rds.hn/documentos/Sistematizacion_digramada.pdf
NICARAGUA	<p>a.- PASOLAC: San Pedro del Norte</p> <p>b.- RISEMP (compartido con Costa Rica y Colombia)</p>	<p>a.- PASOLAC apoya esta iniciativa local en el nivel micro en San Pedro del Norte (Chinandega), Nicaragua. El sistema implica la conservación de bosques y regeneración natural de 13 ha que benefician a 5 familias (en 24\$/ha/año). Los demandantes afirman que los flujos de abastecimiento de agua durante la estación seca incrementaron en 1,25 m³/día dos años después de la aplicación de los pagos.</p> <p>b.- Ver casos de Colombia.</p>	<p>a.- http://marioardon.rds.hn/documentos/sanperdo.pdf</p> <p>b.- http://www.watershedmarkets.org/casestudies/Silvopastoril_Central_America.html</p>
COSTA RICA	<p>a.- La Esperanza</p> <p>b.- CNFL</p>	<p>a.- Este es uno de los pocos acuerdos directos privados hasta ahora: una compañía HEP paga a la Liga de Conservación Monteverde para los servicios hidrológicos prestados por Eterno de los Niños de la Selva, que abarca la mayor parte de las cuencas superiores de la central hidroeléctrica. Dado que este bosque es ya una de las áreas de conservación designadas, el sistema de PSE es poco probable que resulte en la conservación adicional. Sin embargo, la empresa contribuye de esta manera a la gestión de la reserva.</p> <p>b.- La empresa HEP (CNFL) paga a los propietarios de tierras en cuatro cuencas para reducir la sedimentación. La empresa creó su propio departamento de medio ambiente para ejecutar los programas de PSE que siguen pasando por el Fondo Nacional Forestal, FONAFIFO.</p>	<p>a.- http://www.fao.org/ag/agl/watershed/watershed/papers/papercas/paperen/cost2pix.pdf</p> <p>b.- http://www.fonafifo.com/paginas_espanol/proyectos/e_pr_convenios.htm</p>

Tabla 4. Experiencias de sistemas de PSE locales en Iberoamérica (continuación)

PAÍS	EXPERIENCIAS PSE	BREVE DESCRIPCIÓN	PÁGINAS WEB
COSTA RICA	<p>c.- ESPH</p> <p>d.- Energía Global</p> <p>e.- Platanar</p> <p>f.- ICE</p> <p>g.- La Florida</p> <p>h.- RISEMP (compartido con Colombia y Nicaragua)</p>	<p>c.- El Programa de la E.S.P.H. S.A. para la protección y recuperación de las microcuencas de los ríos Ciruelas, Segundo, Bermúdez, Tibás y Pará (PROCUENCAS) se encarga de promover acciones para la protección del bosque natural existente, regeneración natural del bosque y reforestación en la parte alta de las microcuencas. Los propietarios que entran al programa reciben a cambio un Pago por Servicio Ecosistémico Hídrico (PSE hídrico) que se financia con recursos de la tarifa hídrica.</p> <p>d. Acuerdo entre la empresa hidroeléctrica (HEP) y el Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO), para canalizar los pagos a los vecinos propietarios de tierras con el fin de regular los flujos de agua y reducir la carga de sedimentos.</p> <p>e. Una Empresa hidroeléctrica paga a vecinos propietarios de tierras, a través del Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO) y la FUNDECOR de organizaciones no gubernamentales, para reducir la sedimentación del agua utilizada.</p> <p>f.- A pesar de ser el mayor propietario de los proyectos hidroeléctricos, el Instituto Costarricense de electricidad ICE no tiene actualmente los pagos en efectivo a los agricultores río arriba a través del FONAFIFO. Su enfoque de la gestión de cuencas ha cambiado con el tiempo y ahora hace un importante esfuerzo para trabajar en conjunto con los agricultores en sus zonas de captación.</p> <p>g.- La Cervecería Costa Rica es una fábrica de cerveza local, agua y servicios públicos de la ciudad de Heredia (ESPH) que paga a los propietarios de tierras vecinas para gestionar sus bosques de acuerdo con los estándares FSC.</p> <p>h.- Ver casos de Colombia.</p>	<p>c.- http://www.esph-sa.com/portal/page?_pageid=76,453596&_dad=portal&_schema=PORTAL</p> <p>d. http://www.fonafifo.com/paginas_espanol/proyectos/e_pr_convenios.htm</p> <p>e. http://www.fonafifo.com/paginas_espanol/proyectos/e_pr_convenios.htm</p> <p>f. http://www.grupoice.com/esp/ele/manejo_cuencas/index.html</p> <p>g. http://www.fonafifo.com/paginas_espanol/proyectos/e_pr_convenios.htm</p> <p>h. http://www.watershedmarkets.org/casestudies/Silvopastoral_Central_America.html</p>
BOLIVIA ¹	Los Negros	a.- Facilita la protección de una zona de amortiguamiento alrededor de Parque Nacional Amorbó (comunidad de Santa Rosa), a través de pagos en especie (colmenas) a los propietarios, subvencionado por fondos de los donantes.	http://www.naturabolivia.org/proyecto.htm

¹ En Bolivia existen numerosos casos (hasta 17 relacionados con acuerdos para mejorar la calidad de las aguas mediante acuerdos de usuarios aguas abajo y proveedores de servicios aguas arriba. Sin embargo, la actual ideología política no favorece la aparición de los sistemas de PSE. En el congreso de redes de servicios ambientales celebrado en La Paz en noviembre de 2009 se puso de manifiesto como la palabra “compensación” sustituía a pagos en todos los posibles esquemas. Además tenía más fuerza el acuerdo entre comunidades que el interés en tener un mecanismo de mercado sobre la conservación del agua y la biodiversidad.

Tabla 4. Experiencias de PSE locales en Iberoamérica (continuación)

PAÍS	EXPERIENCIAS PSE	BREVE DESCRIPCIÓN	PÁGINAS WEB
ECUADOR	a.- FONAG	a.- Fondo fiduciario (FONAG) creado en 2000 para que los usuarios del agua en Quito (agua potable, agricultura, energía hidroeléctrica (HEP), turismo, etc) contribuyan con el objetivo de patrocinar los proyectos de gestión de cuencas hidrográficas, en las áreas protegidas circundantes. Las actividades consisten en la compra de tierras en áreas críticas y la promoción de prácticas mejoradas de manejo agrícola, pero no los pagos directos a los agricultores.	a.- http://www.fonag.org.ec/portal/
	b.- Pimampiro	b.- El programa se inició en 2002 como parte de un plan de manejo forestal de la comunidad. El sistema de PSE se basa en un aumento del 20% de las tarifas del uso del agua en la ciudad de Pimampiro e incluye los pagos a los propietarios de bosques situados aguas arriba en el área del municipio de captación de agua. El municipio ha creado su propia unidad del medio ambiente (que ahora también lleva a cabo otras actividades de gestión ambiental) en colaboración con la ONG CEDERENA.	b.- http://www.iaf.gov/publications/fact_sheets_text_en.asp?pageLevel=cover&fr_id=43&fr_year=2005 http://www.zef.de/fileadmin/webfiles/downloads/projects/devcom/PES_workshop_files/Case_study_Ecuador.pdf
	c.- Cuenca	c.- La ciudad de Cuenca adquirió terrenos en su cuenca abastecedora y estableció contratos para su conservación. De hecho, desde 1984, la utilidad de agua municipal de Cuenca, ETAPA, presentó un recargo sobre la factura del agua para financiar proyectos de ordenación de cuencas hidrográficas. Los fondos están agrupados en un fondo de agua, administrado por representantes de los usuarios y los proveedores. Pero los pagos en efectivo no se hacen directamente a los propietarios se realizan inversiones en la gestión de las cuencas hidrográficas (en su mayoría por la compra directa y la gestión de áreas críticas) con el fin de aumentar la eficiencia en el uso del agua.	c.- http://www.iied.org/pubs/display.php?o=9285IIED&n=1&l=2&k=pimampiro
	d.- Pedro Moncayo	d.- El Fondo de reforestación Pedro Moncayo y Otavalo Micro para proteger el lago de Mojanda está en la caldera del volcán extinto Fuya compartida por los dos municipios. Esta iniciativa municipal ha creado tres programas: declarar el estado de los bosques (por encima de 3600 m) como proveedor de servicios, la organización del Consorcio de Juntas de Agua y la puesta en común de las tarifas de agua en un Fondo para la protección de las microcuencas en la zona.	d.- http://www.fbu.com.ec/spanish/pedro_monayo_ecuador.htm
	e.- Ambato	e.- Sistema de financiación de proyectos de conservación para los páramos (Pastizales de las tierras altas andinas) en Tungurahua, mediante la recopilación de las contribuciones de los servicios públicos de agua y de las asociaciones de riego que apoya en especie trabajos de restauración.	e.- http://www.condesan.org/cuencasandinas/ambato.htm

Tabla 4. Experiencias de PSE locales en Iberoamérica (continuación)

PAÍS	EXPERIENCIAS PSE	BREVE DESCRIPCIÓN	PÁGINAS WEB
COLOMBIA	<p>a.- Fúneque</p> <p>b.- Valle del Cauca</p> <p>c.- RISEMP (compartido con Costa Rica y Nicaragua)</p>	<p>a.- El proyecto Cuencas Andinas pretende reducir las cargas de nutrientes en la laguna de Fúneque ayudando a los agricultores a acceder a préstamos de los bancos comerciales con los que mejorar sus prácticas de agricultura y cambiar a métodos más respetuosos del medio ambiente (por ejemplo, la reducción del uso de fertilizantes). Los usuarios del agua todavía no están contribuyendo al sistema.</p> <p>b.- En curso desde 1980, sistema fue desarrollado por las asociaciones de usuarios de riego para contribuir a la ordenación de cuencas hidrográficas a través de una cuota voluntaria a pagar conjuntamente con las tarifas de uso del agua, con la esperanza de garantizar un suministro regular de agua para sus actividades.</p> <p>c.- El proyecto tiene por objeto introducir mejoras silvopastorales para rehabilitar los pastizales degradados a proteger los suelos, almacenar carbono, y fomentar la biodiversidad, y extraer lecciones para la formulación de políticas de uso de suelos, servicios ecosistémicos y el desarrollo socio-económico. Financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) y el Banco Mundial.</p>	<p>a.- http://www.condesan.org/cuencasandinas/fuquene.htm#Doc</p> <p>b.- http://www.cvc.gov.co/vsm38cvc/ http://www.rlc.fao.org/foro/psa/pdf/water.pdf</p> <p>c.- http://www.watershedmarkets.org/casestudies/Silvo-pastoril_Central_America.html</p>
BRASIL	<p>Consortio intermunicipal para las cuencas Piracicaba, Capivari y Jundiá (PCJ).</p>	<p>Algunas empresas en el ámbito de las cuencas Piracicaba, Capivari y Jundiá (PCJ) formaron una Intermunicipal de la Cuenca del Consorcio (PCJ) para gestionar un fondo de protección de la cuenca en 1999. Las contribuciones al Fondo proceden de los ingresos de los servicios de agua sin constituir una carga extra a los usuarios de agua. Este sistema ayuda a los propietarios a rehabilitar áreas que estaban destinadas a ser protegidas por el Código Forestal (márgenes de agua naturales).</p>	<p>http://www.comitepcj.sp.gov.br/mapa_pcj_06.html</p>

3.3. SISTEMAS DE PSE EN EUROPA

A nivel europeo se puede apreciar un creciente interés por la aplicación de los PSE y así como un creciente número de aproximaciones y recomendaciones de uso.

A nivel paneuropeo, en este año 2011 ha aparecido por primera vez el concepto de pago por servicios ecosistémicos reflejado en la Proceso Paneuropeo sobre la Protección de los Bosques en Europa (Forest Europe), en cuya quinta Conferencia Ministerial se abogó en Viena en 2007, en su resolución segunda sobre "Mejora de la viabilidad económica de la gestión forestal sostenible en Europa por *"mejorar las condiciones propicias para la provisión de mercado de una gama diversificada de productos no madereros y servicios de los bosques gestionados de manera sostenible, a través de la identificación y eliminación de los obstáculos no deseados y establecer incentivos apropiados"*. Esta propuesta se ha visto concretada en la 6ª Conferencia Ministerial, celebrada en Oslo en 2011, estableciendo para Europa el siguiente objetivo para el 2020: *"estimar el valor total de los servicios de los ecosistemas forestales en toda Europa, con miras a la utilización de criterios comunes de valoración, de modo que los valores sean cada vez más reflejados en las políticas nacionales e instrumentos de mercado tales como los pagos por servicios ecosistémicos"*. Esta misma conferencia ha puesto también de manifiesto la importancia de la valoración de los servicios de los ecosistemas forestales pidiendo que se desarrolle en Europa un enfoque común para dicha valoración.

Por otra parte, también el Comité de la Madera de la Comisión Económica para Europa (CEPE) y la Comisión Forestal Europea en su reunión conjunta celebrada en Antalya (10-14 octubre de 2011) aprobaron el "Plan de Acción sobre los Bosques y la economía verde", presentándolo como una contribución sectorial a la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible (Río +20) en el año 2012. Este plan de acción parte de cinco pilares principales, siendo uno de ellos el pago por servicios ecosistémicos forestales².

Los pagos por servicios ecosistémicos en Europa

El libro verde de instrumentos de mercado en la política de medio ambiente

A nivel interno en la Comisión de las Comunidades Europeas (2007) el Libro Verde sobre la utilización de instrumentos de mercado en la política de medio ambiente y otras políticas relacionadas (Bruselas, 28.3.2007 COM (2007)) también menciona como puede concederse "la ayuda financiera en forma de «Pagos por Servicios Medioambientales» (PSM), por ejemplo, las medidas agroambientales de la Política Agrícola Común, para compensar a los propietarios de terrenos por el mantenimiento de bosques o humedales que filtran agua, actúan como depósitos o proporcionan hábitats a los insectos que polinizan plantaciones vecinas, ya que renuncian a ingresos por el bien común" y propone como ejemplo a Finlandia país que organizado subastas en las que los destinatarios presentan una oferta por las subvenciones mínimas que necesitan para implantar medidas de protección de la biodiversidad, lo que evita fijar subvenciones demasiado cuantiosas. Otros mecanismos similares mencionados son "la creación de hábitats de reserva (*habitat banking*), que transforman las responsabilidades ambientales en activos negociables, modificando así las estructuras de incentivos y los comportamientos mediante la asignación de derechos de propiedad y la creación de mercados³.

² Los otros cuatro son el consumo de madera y la producción sostenibles, la baja emisión de carbono del sector forestal, los empleos verdes en el sector forestal y monitoreo, y la gobernanza del sector forestal.

³ Empresas especializadas crean humedales y venden posteriormente créditos de humedales a los promotores, lo 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 humedales de manera rentable.

Propuesta del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) para el 2014-2020

Como herramienta política, los PSE aparecen aunque no con tal nombre explícito en la propuesta de reglamento del parlamento europeo y del consejo relativo a la ayuda al desarrollo rural a través de la Propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER).

En su consideración 35, el reglamento señala que *“procede seguir concediendo pagos a los silvicultores que proporcionan servicios silvoambientales o climáticos mediante la suscripción de compromisos para reforzar la biodiversidad, conservar los ecosistemas forestales de alto valor, mejorar su potencial de atenuación del cambio climático y de adaptación al mismo, y reforzar el valor protector de los bosques con respecto a la erosión del suelo, al mantenimiento de los recursos hídricos y a los riesgos naturales. En este contexto, la conservación y promoción de los recursos genéticos forestales deben ser objeto de una atención especial. Es preciso conceder pagos para compromisos medioambientales de gestión del bosque más estrictos que los requisitos obligatorios establecidos por la legislación”*

Las consideraciones de este preámbulo se ven reflejadas preliminarmente en el Artículo 4 relativo al contexto general de la PAC, en el cual se afirma que la ayuda al desarrollo rural contribuirá a lograr no sólo la competitividad de la agricultura y el desarrollo territorial equilibrado de las zonas rurales, sino también específicamente la gestión sostenible de los recursos naturales y la acción por el clima.

Posteriormente, y a lo largo de diversos artículos el Reglamento del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) propone diversas actividades de las cuales los ayuntamientos forestales pueden ser beneficiarios. En su artículo 21 (Servicios básicos y renovación de poblaciones en las zonas rurales) desarrolla ayudas que puedan abarcar la elaboración y actualización de planes para el desarrollo de los municipios de las zonas rurales y sus servicios básicos, y de planes de protección y gestión correspondientes a sitios de la red Natura 2000 y otras zonas de gran valor natural;

En su artículo 22 (Inversiones en el desarrollo de zonas forestales y mejora de la viabilidad de los bosques), el reglamento propone que las ayudas abarquen a) la forestación y la creación de superficies forestales; b) la creación de sistemas agroforestales; c) la prevención y reparación de los daños causados a los bosques por los incendios forestales y los desastres naturales, incluidos las plagas y los brotes de enfermedades, las catástrofes y las amenazas relacionadas con el clima; d) las inversiones que aumenten la capacidad de adaptación, el valor medioambiental y el potencial de atenuación de los ecosistemas forestales; e) las inversiones en nuevas tecnologías forestales y en la transformación y comercialización de productos forestales. Estas ayudas en el caso de explotaciones que superen cierto tamaño, que los Estados miembros determinarán en el programa, estarán supeditada a la presentación de un plan de gestión forestal o de un instrumento equivalente que sean compatibles con una gestión sostenible de los bosques⁴. En su artículo 23 (Forestación y creación de superficies forestales) amplía la ayuda mencionada en el artículo 22 a propietarios de tierras y arrendatarios privados, a municipios y a sus asociaciones, y propone abarcar los costes de establecimiento y una prima anual por hectárea que cubra los costes de mantenimiento, durante un período máximo de diez años.

Lo mismo sucede con el artículo 24 pero aplicado al establecimiento de sistemas agroforestales, definiéndose estos como los sistemas de utilización de las tierras que combinan la explotación forestal y la agricultura extensiva en las mismas tierras, y con el artículo 25 en

⁴ Según la definición de la Conferencia Ministerial sobre Protección de Bosques en Europa de 1993.

relación a la prevención y reparación de los daños causados a los bosques por incendios forestales, desastres naturales y catástrofes⁵. En ambos casos la ayuda está supeditada en el caso de las explotaciones que superen un tamaño determinado a la presentación de un plan de gestión forestal que especifique los objetivos en materia de prevención.

El artículo 26 vuelve a prever ayudas a personas físicas, a propietarios de bosques privados, a organismos semipúblicos y de derecho privado, a municipios y a sus asociaciones para Inversiones que incrementan la capacidad de adaptación y el valor medioambiental de los ecosistemas forestales, siendo resaltable que en el caso de los bosques estatales, también se puedan conceder ayudas a los organismos gestores de esos bosques, que no dependen del presupuesto del Estado. También este artículo menciona explícitamente los servicios ecosistémicos al afirmar que “las inversiones se destinarán al cumplimiento de los compromisos contraídos con objetivos medioambientales o a la creación de servicios ecosistémicos que potencien el carácter de utilidad pública de los bosques y superficies forestales de la zona de que se trate o aumenten el potencial de atenuación del cambio climático de los ecosistemas, sin excluir los beneficios económicos a largo plazo”.

En relación a Natura 2000 y de la Directiva Marco del Agua el artículo 31 prevé ayudas a conceder anualmente por hectárea de Superficie Agraria Útil (SAU) o hectárea, de superficie forestal para compensar a los beneficiarios por los costes y las rentas no percibidas derivados de las dificultades que supone en las zonas en cuestión la aplicación de las Directivas 92/43/CEE, 2009/147/CE y 2000/60/CE concediéndose esta vez solo las ayudas a los agricultores y los propietarios de bosques privados y sus asociaciones, si bien añade que en casos debidamente justificados también se podrá conceder a otros gestores de tierras.

Especial relevancia tiene para la compensación de los servicios de los ecosistemas el *artículo 35 relativo a servicios silvoambientales y climáticos y conservación de los bosques, ya que prevé conceder posibles ayudas por hectárea de superficie forestal a silvicultores, a municipios y a sus asociaciones que se comprometan voluntariamente a llevar a cabo operaciones consistentes en dar cumplimiento a uno o varios compromisos silvoambientales. Los organismos gestores de bosques estatales también podrán beneficiarse de la ayuda, siempre que no dependan de los presupuestos del Estado.*

En el caso de las explotaciones forestales que superen cierto límite, que fijarán los Estados miembros en sus programas de desarrollo rural, la ayuda prevista estará supeditada a la presentación de un plan de gestión forestal o de un instrumento equivalente que garantice una gestión sostenible de los bosques. La ayuda únicamente cubrirá los compromisos que impongan mayores exigencias que los requisitos obligatorios correspondientes establecidos en la legislación forestal nacional o en otras normas nacionales pertinentes.

La propuesta de reglamento establece que los compromisos se contraigan generalmente por un período de cinco a siete años, y que la ayuda compense a los beneficiarios por la totalidad o una parte de los costes adicionales y de las rentas no percibidas resultantes de los compromisos suscritos así como los costes de transacción hasta un máximo del 20 % de la prima abonada por los compromisos silvoambientales. El mismo artículo también abre la

⁵ La ayuda prevista abarcará los costes de: a) construcción de infraestructuras de protección; en el caso de los cortafuegos, la ayuda también podrá contribuir a los costes de mantenimiento; no se subvencionarán las actividades relacionadas con la agricultura en las zonas cubiertas por compromisos agroambientales; b) las actividades locales de prevención a pequeña escala contra los incendios u otros riesgos naturales; c) implantación y mejora de instalaciones de control de incendios forestales, plagas y enfermedades y de equipos de comunicación; d) restauración del potencial forestal dañado por incendios y otros desastres naturales, entre ellos plagas y enfermedades, así como por catástrofes y sucesos derivados del cambio climático.

posibilidad de conceder ayudas a entidades privadas, municipios y sus asociaciones para la conservación y promoción de recursos genéticos forestales en otros ámbitos no regulados.

En relación a los importes y porcentajes de ayuda, los servicios silvoambientales y climáticos y de conservación de los bosques mencionados en el artículo 35 podrán recibir un importe máximo de 200 €/ha/año. Este “pago es una novedad en relación a las acciones a las que se destinan las ayudas del programa agroambiental vigente en la actualidad según el Reglamento (CE) nº 1698/2005 (FEADER). La tabla 5 permite comparar los futuros pagos con las actuales medidas.

El actual Reglamento CE 1685/2005, relativo a las ayudas al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER), mantiene las ayudas a los agricultores que suscriban de forma voluntaria compromisos agroambientales, y contempla en su Eje 2 nuevas formas de compromisos voluntarios, a los que se condicionan ayudas dirigidas a financiar medidas para la utilización sostenible tanto de las tierras agrícolas como de las forestales.

Tabla 2. Ayudas posibles para montes previstas en el Reglamento (CE) nº 1698/2005 (FEADER)

	Acciones	Prima máxima
Utilización sostenible de las tierras agrícolas	Ayudas destinadas a indemnizar a los agricultores por las dificultades naturales en zonas de montaña	250 €/ha SAU
	Ayudas destinadas a indemnizar a los agricultores por las dificultades naturales en zonas distintas de las de montaña	150 €/ha SAU
	Ayudas «Natura 2000» y ayudas relacionadas con la Directiva 2000/60/CE	500 €/ha SAU ¹ (pago máx. inicial)
		200 €/ha SAU ¹ (pago máx. normal)
	Ayudas agroambientales	600 €/ha ¹ (cultivos anuales)
		900 €/ha ¹ (cultivos perennes especializados)
		450 €/ha ¹ (otras utilizations tierras)
		200 €/UGM ¹ (razas locales peligro extinción)
Ayudas relativas al bienestar de los animales	500 €/UGM	
Utilización sostenible de las tierras forestales	Ayudas a la primera forestación de tierras agrícolas	700 €/ha (agricultores o asociaciones)
		150 €/ha (otros agentes)
	Ayudas a la primera implantación de sistemas agroforestales en tierras agrícolas	700 €/ha
	Ayudas a la primera forestación de tierras no agrícolas	80% de los costes subvencionables en zonas art. 36 ²
		70% de los costes subvencionables en otras zonas
		85% de los costes subvencionables en las regiones ultraperiféricas ²
	Ayudas «Natura 2000»	40 €/ha/año (pago mínimo)
		200 €/ha/año ¹ (pago máximo)

¹ Estos importes podrán aumentarse en casos excepcionales, habida cuenta de circunstancias específicas que deberán justificarse en los programas de desarrollo rural.

² No aplicable en el caso de bosques tropicales o subtropicales de propiedad estatal y zonas forestadas de los territorios de las Azores, Madeira, las islas Canarias, las islas menores del Mar Egeo en el sentido del Reglamento (CEE) nº 2019/93 y los departamentos franceses de ultramar.

3.4. LOS PAGOS POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA POLÍTICA AGRARIA EUROPEA

3.4.1. Introducción

El 12 de octubre de 2011 la Comisión Europea publicaba un borrador de propuestas legislativas para el futuro de la Política Agraria Común (PAC) a partir del año 2103⁶ cuyo objetivo es el de contribuir a que la agricultura y las áreas rurales encaminen sus esfuerzos a contribuir al cumplimiento de las estrategias europeas de biodiversidad así como a cumplir los objetivos energéticos y ambientales de la Unión Europea, lo que implica reducir significativamente las emisiones de gases de efecto invernadero y la continua pérdida de biodiversidad.

Éstas incluían tres medidas que se han venido a denominar el “greening”, la ecologización, de los pagos directos del pilar 1 con el objetivo de contribuir a los objetivos ambientales para el clima y el ambiente en Europa. La enorme importancia de este “greening” viene recalcada por el hecho de que se le asignará el 30% del presupuesto del primer pilar⁷ y plantea que los agricultores se sumen a dichos esfuerzos a través de la retención del carbono del suelo y de las praderas asociado a los pastos permanentes, la provisión de agua y protección de hábitat. Este “greening” exigirá que la totalidad de los pagos que se ofrezcan a los agricultores exijan cumplir prácticas agrícolas beneficiosas para el clima y el medio ambiente, en concreto de tres tipos, la diversificación de cultivos, el mantenimiento de pastos permanentes y la definición de áreas de interés especial para la conservación de los servicios ecosistémicos.

Ésta última de las medidas, la más notoria y con mayor potencial para mejorar el nivel de provisión de servicios ecosistémicos en el medio rural, es la creación de “Áreas de Interés Ecológico” (AIE) o “Ecological Focus Areas o EFAs” por su nombre en inglés según el mencionado borrador, y constituye en toda regla un mecanismo de pago por servicios ecosistémicos, lo cual implica que también está sujeto a toda la complejidad que dichos mecanismos tienen. Éstas áreas deben extenderse sobre el 7% del área elegible de tierras arables o cultivos permanentes junto con esta medida el artículo 29 del capítulo 2 “Pagos por prácticas agrícolas beneficiosas para el clima y el ambiente” del borrador mencionado⁸ establece que dichos pagos podrán ejecutarse sobre la hectáreas elegibles cuando cumplan además o en lugar de definir en ellas las “Áreas de Interés Ecológico”, tener tres tipos de cosechas diferentes cultivadas en tierra arables cuando éstas cubran más de tres hectáreas y no se empleen en su totalidad para pasto, barbecho o cultivos acuáticos durante una parte significativa del año, o bien mantener pastos preexistentes.

En este trabajo nos centramos exclusivamente en analizar el potencial que tiene la que consideramos como la principal medida, la creación de las AIEs, y estudiando como diversas formas de su aplicación pueden maximizar su objetivo e incrementar los beneficios ambientales en España.

3.4.2. Antecedentes

Existe un interesante precedente sobre las AIEs en Suiza, las denominadas Áreas de Compensación Ecológica (ECAs). En dicho país los agricultores deben presentar pruebas de actuaciones ecológicas para recibir pagos directos. En concreto deben cumplir seis criterios

⁶ Comisión Europea. Documento COM (2011) 625 final/2. Proposal for a regulation of the European parliament and of the council establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the common agricultural policy [sec(2011) 1154 y 1154 final].

⁷ Excluidos los pequeños productores.

⁸ *Ibidem*.

relacionados con el uso de fertilizantes e insecticidas, la rotación de cultivos, la protección del suelo y la definición de las Áreas de Compensación Ecológica. En éstas últimas los agricultores deben mostrar que han dejado tierras para conservación, bandas, setos, bosquetes, pequeños cuerpos de agua, muros de piedra, huertos tradicionales, caminos naturales o praderas manejadas extensivamente. En algunos casos basta con dejar parte del territorio si bien en otros requieren ser creadas. Vermont (2005) estimó que la mayor parte de terrenos agrícolas en Suiza (51,6%) de las AIEs se empleó para pastos con gestión extensiva, seguida de pastos intensivos y frutales con setos, bandas de plantas silvestres. La proporción de riberas y arroyos incluida en las AIEs fue mínima (menos del 2% de la superficie ECA). El programa ha incrementado su superficie bajo criterios de gestión sostenible de diversidad de 50.000 a 58.000 ha entre los años 2006 y 2008.

Dos cuestiones parecen ser clave para el éxito ambiental de las AIEs, la forma en la que evolucionen hasta adaptarse a las circunstancias locales -lo cual será atribución de los gobiernos de los estados miembros y de las respuestas que del medio rural-, y de los nexos que puedan establecerse entre las AIEs y las medidas del segundo pilar.

En relación al segundo pilar, que delimitará el diseño de los Programas de Desarrollo Rural (PDRs) regionales, es importante recordar que se va a producir un cambio en la medida que los cuatro ejes de los programas de desarrollo rural regional de la programación vigente que está acabando serán sustituidos por seis objetivos temáticos o prioridades europeas para el desarrollo rural⁹, de los cuales el cuarto titulado “Restauración, preservación y fortalecimiento de los ecosistemas es explícitamente relevante para las AIEs.

Como veremos, el éxito de la aplicación de las medidas que se tomen en las AIEs dependerá en gran medida de programas temáticos que maximicen la eficiencia de la provisión de servicios en función tanto de las áreas que puedan ser elegibles, de la forma en la que puedan delimitarse, negociarse, monitorearse y planificarse, y del apoyo que reciban los agricultores en la implantación de las mismas. Todo lo cual como veremos requerirá una detallada coordinación entre programas de ambos pilares.

3.4.3. Consideraciones sobre la definición y establecimiento de las AIEs

Las propuestas para la aplicación de las AIEs están pendientes de ser definidas. El artículo 31 del borrador por el que se exige que el 7% de las áreas elegibles se constituyan en AIEs deja abierta su concreción mencionando que éstas podrán ser barbechos, áreas paisajísticas, buffers o corredores o zonas reforestadas. El artículo 32 propone que la comisión definirá mejor dichas áreas.

En esta futura definición constituirán factores fundamentales para el éxito ecológico de la propuesta el balance entre tierras dejadas en barbecho en relación a otras posibilidades de las AIEs, la distribución en el espacio de las mismas, los requerimientos de manejo de dichas áreas y los nexos con las medidas del segundo pilar (Matthews, 2012), incluyendo la armonización de la definición de hectáreas elegibles en ambos pilares. Este último punto tiene un especial

⁹ Estos son:

- 1.- La transferencia de conocimientos y la innovación.
- 2.- El fortalecimiento de la competitividad.
- 3.- La organización de la cadena productiva y de la gestión de riesgos.
- 4.- La restauración, preservación y fortalecimiento de los ecosistemas.
- 5.- La promoción de la eficiencia energética y la transición a una economía baja en carbón.
- 6.- La promoción de la inclusión social, la reducción de la pobreza y el desarrollo económico de las áreas rurales.

interés si lo que se pretende es poder cartografiar estas áreas e intentar de algún modo que responda a una planificación física del territorio que optimice resultados.

Por otra parte el desarrollo de las AIEs en cada país miembro debe decidir si las AIEs van a permitir la producción continua de productos agrícolas, si va a haber restricciones o si en su lugar o adicionalmente se van a realizar prácticas que mejoren específicamente las condiciones ecológicas o ambientales. En los dos primeros casos, la teoría económica y el sentido común sugieren que a la hora de llevar a la práctica una asignación del suelos en los que desarrollar las medidas AIEs los agricultores comenzarán por aquellas que les sean menos rentables, al menos por aquellas cuya transformación o cambio de uso suponga menor cese de rentas si lo hubiere, que generalmente serán las de menor calidad (agrícola) como las zonas pedregosas, húmedas, mas boscosas de pendientes pronunciadas, o más bajas. En este sentido autores como Hart *et al.* (2011) Winspear *et al.* (2010) que una superficie del 10% es la que obtiene mejores resultados en cuanto a biodiversidad si bien estos mismos resultados pueden obtenerse reduciendo dicho porcentaje si se aplica una combinación de medidas adecuadas tales como las plantaciones de árboles que puedan facilitar el alimento (semillas) a los pájaros.

La actitud de los agricultores es otro factor fundamental para el éxito de las AIEs. En este ámbito hay dos cuestiones fundamentales sobre las que tomar decisiones: en primer lugar sobre si se debe percibir las AIEs como lugares que entran en competencia por el suelo de la tierra respecto a los usos productivos, o si en por el contrario lo que se quiere es compatibilizar ambas cuestiones en el propio espacio. Por ejemplo, el barbecho puede entenderse como una medida ecológica, pero también es una forma de mejorar la fertilidad del suelo, por lo que no tiene porque existir una percepción de exclusión. La otra cuestión es el ámbito de la obligatoriedad que abarque la aplicación de las AIEs (por ejemplo, habrá fincas que prefieran renunciar al 30% de las ayudas pero habrá otras que quizá puedan flexibilizar esta posibilidad).

3.4.4. Factores esenciales para definir las AIEs

Allen *et al.* (2012) considera cuatro factores esenciales para establecer las AIEs que pueden servir como orientación para desarrollar dicho mecanismo en España:

- 1.- Las características del territorio.
- 2.- Si la tierra está cultivada permanentemente o de modo rotativo.
- 3.- La proporción de la propiedad cubierta bajo una AIE.
- 4.- El diseño de la AIE y las prácticas de gestión que se permitan en ella.

En relación a las características del territorio Allen *et al.* (2012) proponen la siguiente batería de criterios de elegibilidad para las zonas EFA distinguiendo si los elementos propios de las AIEs deben afectar a la totalidad (en la periferia de lo cultivable o en el propio cultivo) o parte de la propiedad:

Tabla 3. Criterios de elegibilidad para las zonas AIEs

Ubicación	Elementos agrícolas tradicionales	Otros elementos
En la periferia de lo cultivable	Setos Muros de piedra Arroyos Riberas y orillas Finales de fincas	Zonas buffer o de amortiguamiento de hierba Zonas de vida silvestre, plantaciones de semillas variadas, promontorios para conservación
En lo cultivable	Terrazas Lugares arqueológicos Charcas Árboles: aislados, en línea o grupos Barbecho (total o parcial)	Diversas parcelas para nidificación de aves (por ejemplo para nidificación de alondras, o de caza), escarabajos... Humedales
Fuera de las áreas de cultivo	Ciertos tipos de zonas aforestadas Pequeñas áreas de bosque Hábitats recreados o restaurados	

Para la conservación e incremento de la biodiversidad lo fundamental es lograr una permeabilidad y conectividad entre paisajes intensamente cultivados permitiendo saltar entre ellos diversos hábitats de diversas características. Así por ejemplo los setos y barbechos facilitarán la nidificación y alimentación de aves mientras que algunas plantas silvestres se beneficiarán si pueden colonizar pequeñas áreas periféricas a los cultivos abandonadas, y la calidad del agua y la lucha contra la erosión se mejorará si se restauran y asilvestran las riberas de los arroyos. Todo parece indicar que la combinación de distintos usos en distintos territorios maximizará la provisión de servicios ecosistémicos, si bien esto no excluye una cierta planificación que lo facilite. El contrato territorial puede tener en cuenta estas consideraciones, si bien esto implicará en gran medida una coordinación entre medidas del primer y segundo pilar de nuevo.

En relación a la permanencia es necesario en primer lugar aclarar que dado que el pilar 1 constituye un sistema anual, las propuestas del “greening” parecen estar destinadas y sujetas a constantes cambios, lo cual a tenor de los estudios que se han venido realizando al respecto, genera un sistema menos beneficioso que otro en el cual las áreas de AIEs puedan ser fijas (Silcock y Lovegrove 2007; Poláková *et al.*, 2011) debido a muchos factores entre los que se encuentran en el hecho de que el establecimiento de una biodiversidad madura en cuanto a especies vegetales y especialmente de invertebrados requiere el transcurso de años (Clarke *et al.*, 2007; IEEP, 2008). Así pues las evidencias sugieren que los beneficios ambientales se incrementan cuando el uso de la tierra para biodiversidad o conservación fuera de producción se mantiene en el espacio a lo largo de sucesivos años. De nuevo esta cuestión parece requerir una planificación que puede exceder los objetivos del primer pilar.

En relación a la proporción de la propiedad cubierta bajo una AIE, la mayor parte de los estudios coinciden en afirmar que el incremento de la biodiversidad tiende a ser proporcional con de la superficie no cultivada así como a las buenas prácticas en el resto de la propiedad, mientras que para la conservación del agua o del suelo no hay una relación tan directa siendo más importantes las condiciones locales y el tipo de vegetación y de gestión que se haga de la finca (IEEP, 2008; HGCA, 2011). En este sentido autores como Winspear *et al.* (2010) sugieren que a partir de un 7 % de territorio manejado bajo esquemas AIEs puede permitir fácilmente incrementar la biodiversidad de aves si bien estos mismos resultados podrían obtenerse reduciendo dicho porcentaje al 3 o 4 % si se aplica una combinación de medidas adecuadas tales como las plantaciones de árboles que puedan facilitar el alimento (semillas) a los pájaros. Otros estudios como los de Butler *et al.* (2010) estimaron que para incrementar la

biodiversidad medida a través del European Farmland Bird Indicator (EFBI) para el 2020 se obtendría un óptimo con un 10 % del territorio para conservación y cultivado con cosechas adecuadas para la alimentación de las aves. En ambos casos estas superficies pueden ser menores en función del buen manejo que se haga de ellas. Por último también en relación a la propiedad de la tierra, estudios como el de Oppermann *et al.* (2011) sugieren que entre el 2 y 6 % del área cultivable o arable de la Unión Europea realmente ya está en este estado de paisaje natural por lo que los agricultores no estarían partiendo de un “escenario cero” en el que tengan que modificar un 7 % su territorio. De hecho muchos estarían poniendo en valor zonas que ahora no lo tienen donde presentan setos, riberas, bosquetes o cualquier otro tipo de zona mencionada en la tabla previa, si bien las áreas elegibles para constituir AIEs deberán ser definidas por cada Estado miembro. Parece tener sentido en España recoger todas las tierras más allá de las productivas en cada finca como ahora recoge el Sistema de Información Geográfica de la Política Agraria Comunitaria (SIGPAC) de modo que no se cree una desigualdad entre el área que entre los cultivos a fecha de hoy ya tienen valor ecológico y las que lo tendrían y que podrán degradarse para compensar la cesión de usos en las AIEs. De no hacerse en consideración podría producirse lo que en otros sistemas de pago por servicios ecosistémicos se denominan “fugas”, y que consisten en que al comprarse un servicio ecosistémico la transformación y degradación que se quiere evitar se desplaza a otro lugar (por ejemplo, cuando el carbono de determinada zona forestal en los mecanismos REDD+ es comprado es necesario comprobar que la deforestación no se está sencillamente desplazando a la áreas que no están bajo el mecanismo de compensación). De nuevo esta situación pone de manifiesto que las medidas pueden ser optimizadas si existe una planificación adecuada de las áreas en las que se diversifiquen y optimicen de cara a los servicios ecosistémicos que se quiere que provean, y que éstas se mantengan en el tiempo, empleándose y mejorándose a tal efecto algunas de la ya existentes, lo cual ha de generar un valor para el propietario sin coste de oportunidad alguno para él. También de nuevo esta optimización en el espacio va a requerir una más que probable coordinación con medidas del segundo pilar que la hagan posible.

En relación al diseño de las AIEs y las prácticas de gestión que se permitan en ella se debe estudiar qué tipo – o combinación de tipos - de aproximación se quiere dar, es decir si en ellas se permitirá continuar la producción agrícola, si esta debe cesar o restringirse en al menos algunas prácticas, y por último que tipo de prácticas serán las que más beneficiarán a los servicios ecosistémicos en cada caso. En el primer escenario mantener producciones disminuyendo algunos factores de intensidad productiva puede ser altamente beneficiosas si se aplica a zonas extensas, mientras que la restauración parece óptima cuando se aplique al margen de riberas. Martínez de Anguita *et al.* (2010) consideraron que para establecer un sistema de PSE en los olivares españoles convendría distinguir entre estructuras valiosas de generación de servicios ecosistémicos lineales (riberas, muros, sotos, setos...), puntuales (roquedas de nidificación, lagunas, bosquetes...) y espaciales (zonas de cambio de intensidad de cultivo en el olivar por ejemplo). Probablemente la combinación y maximización de estos elementos desde una perspectiva de priorización de los valores ecológicos de acuerdo a la naturaleza de cada territorio pueda ser la mejor de las combinaciones. Esta situación de nuevo muestra la importancia de la planificación ecológica de las zonas objeto de AIEs, y de nuevo la importancia de la interrelación con las medidas que puedan desarrollarse para favorecer esta planificación dentro del segundo pilar así como en el marco de los contratos territoriales.

3.4.5. Mercados de servicios ecosistémicos procedentes de las AIEs

Otro elemento importante a tener en consideración a la hora de definir como aplicar las AIEs en nuestro país es decidir sobre la libertad de aplicación de las AIEs a través de potenciales mercados. Estos mercados pueden desarrollarse de diversas formas. Pueden ir desde agrupaciones de provisosores de servicios ecosistémicos que ponen sus tierras en común de

forma cooperativa o asociada para percibir los pagos y distribuir internamente las áreas AIEs, a mercados externos donde éstas áreas pueden catalogarse y ofrecerse en mercados libres y abiertos. La principal ventaja de un sistema abierto de mercado para los agricultores consiste en que dedicarán a las AIEs las áreas de menor productividad económica, y quizá el principal inconveniente como ha puesto de manifiesto el informe “Por una PAC más verde, para un medio rural más vivo” que marca la posición de SEO/Birdlife y WWF (2012) para España en relación a las propuesta legislativas de la Comisión Europea para el futuro de la PAC” en el cual se propone que *“en ningún caso se admitirá el intercambio de derechos ni compra venta de estas áreas de interés ecológico entre agricultores”* podría eliminar de muchos territorios la conservación necesaria rompiendo la tan necesaria permeabilidad y conectividad entre paisajes intensamente cultivados a base de saltar entre ellos diversos hábitats de diversas características. Por otra parte la falta de flexibilidad en la aplicación de la AIEs puede rebajar el nivel de provisión ambiental, ya que como ha sucedido en Suiza - y hemos relatado -, al final más del 50% de las AIEs se han destinado a un uso – en ese caso a pastos permanentes – que no sería quizá el óptimo. Pensemos que en España gran parte de las tierras incluidas en las AIEs quedarían quizá en barbecho cuando puede tener mucho más interés generar corredores ecológicos utilizando arroyos, ríos, o incluso cañadas reales¹⁰ o incrementar los parques aforestados o asilvestrados en territorios importantes para la conectividad o migración de especies, o mejorar la fijación de suelo cuidando especialmente las ramblas y arroyos estacionales que en la actualidad están cultivados hasta los bordes y que además pueden constituir una ayuda para sostener el territorio de los agricultores en grave riesgo de erosión, facilitar el uso adecuado a cultivos que no están implantados en un terreno con vocación para el mismo o restaurar carreteras y vías de comunicación que cambien su función negativa por la de conectores del paisaje (ver fotografías en el anexo 1).

3.4.6. Consideraciones finales

Toda esta situación vuelve a traer al escenario la importancia que tiene la planificación detallada y local del territorio y de las áreas que objetivamente puedan tener mayor valor como proveedoras de servicios ecosistémicos, y por tanto la necesidad de conjugar las medidas de ambos pilares a un nivel local, como sucede generalmente en cualquier sistema de pago por servicios ecosistémicos. Si con la ayuda del segundo pilar se pudiera realizar este tipo de planificación regional y local, a los agricultores se les podría dar un asesoramiento no tan solo productivo sino ambiental de modo que optimizarán su territorio económica y ecológicamente– al tiempo que se evitaran dislates como la plantación de olivos en márgenes de arroyos y humedales con el mero objeto de incrementar la cuantía de las subvenciones-. Una valoración de los puntos, estructuras lineales o superficiales en cada finca no es complejo cuando ya se tienen herramientas como el SIGPAC operativas. Sobre esta planificación y delimitación de áreas y prioridades – y con base en sistemas de puntos por conservación o transformación se podría introducir fácilmente tanto una valoración del estado de provisión de servicios ecosistémicos para cada propietario – lo cual como todo juicio por el que uno es valorado tiende a crear una cultura, en este caso de conservación- como un mercado que maximizara la eficiencia de los agricultores y en el cual con determinadas limitaciones y gestión de incentivos adicionales (pilar 2) se optimizaría ecológicamente el territorio fomentando la creación y restauración de espacios de alto valor allí donde son más relevantes.

El 30% del primer pilar va a facilitar que por primera vez una gran cantidad de dinero esté disponible para la conservación local del territorio como nunca ha disfrutado nuestro país. Qué esta sea percibida como un bien para los agricultores dependerá en gran medida de su

¹⁰ Mientras los ríos en España tienden a fluir de este a oeste, las cañadas tienden a atravesar nuestro país de norte a sur, constituyendo las bases de una retícula para la biodiversidad muy interesante.

aplicación local. La planificación combinada con la flexibilidad de un mercado y la implantación de una cultura local que valore el territorio bien conservado pueden marcar un cambio de rumbo en las prácticas locales agrícolas. Existen muchas posibilidades para hacerlo bien, pero quizá la orientación más relevante que se pueda hacer es que para que los agricultores se conviertan en los principales conservadores de este país, es necesario que perciban esta política como buena, y ello requiere un trabajo detallado, local, de asesoramiento, de puesta en valor de lo ecológico y una detallada planificación ambiental territorial. El trabajo conjunto entre ambos pilares para lograrlo constituirá la base del mismo.

3.5. LOS PAGOS POR SEVICIOS ECOSISTÉMICOS EN ESPAÑA

3.5.1. Contexto normativo

La posibilidad de introducir pagos por servicios ecosistémicos en España, y más concretamente de hacerlo a través de contratos o convenios con los ayuntamientos se enmarca dentro de cuatro leyes.

La Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad

La Ley de Patrimonio Natural y Biodiversidad desarrolla más extensamente la posibilidad de compensar las externalidades generadas por los servicios ecosistémicos. Ya en su preámbulo la Ley justifica como su principio rector en la conservación *“del propio patrimonio natural y el mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales y de los sistemas vitales básicos, en la preservación de la diversidad biológica, genética, de poblaciones y de especies, y en la preservación de la variedad, singularidad y belleza de los ecosistemas naturales, de la diversidad geológica y del paisaje”*.

Otros puntos fundamentales de esta Ley recogidos en el preámbulo a efectos de la compensación de las externalidades son:

1. La preferencia de los acuerdos voluntarios con propietarios y usuarios, en materia de planificación y gestión de espacios naturales protegidos y especies amenazada,
2. La obligación de las Administraciones Públicas de promover la participación y las actividades que contribuyan a alcanzar los objetivos de la Ley; identificar y eliminar o modificar los incentivos contrarios a la conservación del patrimonio natural y la biodiversidad;
3. La promoción de la utilización de medidas fiscales para incentivar las iniciativas privadas de conservación de la naturaleza; y fomentar la educación e información general sobre la necesidad de proteger las especies de flora y fauna silvestres y de conservar sus hábitats,
4. La potenciación de la participación pública, (a cuyo fin se crea el Consejo Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad).

Además reconoce, valora y potencia una figura nueva que puede tener una relación tremendamente estrecha con los servicios ecosistémicos, la “Custodia del territorio” y propone la creación del “Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad (artículo 74), que actuará como instrumento de cofinanciación dirigido a asegurar la cohesión territorial y la consecución de los objetivos de esta Ley, así como los de poner en práctica las medidas encaminadas a apoyar la gestión forestal sostenible, la prevención estratégica de incendios forestales, la custodia del territorio y la protección de espacios naturales y forestales en cuya financiación participe la Administración General del Estado”. Dicho fondo podrá financiar acciones de naturaleza plurianual y actuará como instrumento de cofinanciación destinado a asegurar la cohesión territorial valorizando y promoviendo entre otros las funciones ecológicas, sociales y culturales de los espacios forestales y las llevadas a cabo por los agentes

sociales y económicos ligados a los espacios naturales protegidos y a la Red Natura 2000, así como apoyar los servicios ecosistémicos y de conservación de recursos naturales. Así mismo el fondo está pensado para financiar acciones específicas relacionadas con la custodia del territorio.

Custodia del territorio

La custodia del territorio se entiende como una filosofía que busca facilitar las iniciativas voluntarias de conservación de la naturaleza, el paisaje y el patrimonio cultural en fincas privadas y municipales, y en las que los principales protagonistas serán, por un lado, un propietario y, por otro, una entidad de custodia que le asesora para llevar a cabo una gestión de su finca orientada a la conservación de sus valores y recursos (Basora *et al.*, 2006). A este último respecto cabe recordar que los ayuntamientos pueden registrarse como entidades de custodia. La custodia del territorio es una estrategia que intenta generar responsabilidades entre propietarios y usuarios para conservar y utilizar correctamente los recursos y los valores naturales, culturales y paisajísticos. Ésta se plasma en acuerdos voluntarios entre propietarios y gestores de terrenos y entidades de custodia del territorio para mantener o recuperar el medio natural y el paisaje. Las entidades de custodia son organizaciones sin ánimo de lucro, públicas o privadas, que participan activamente en la conservación del territorio y de sus valores mediante los mecanismos que proporciona la custodia del territorio. A nivel nacional, la Ley 42/2007 de biodiversidad y patrimonio natural incorporó la custodia del territorio y fija las bases para futuros incentivos fiscales.

Existen más de ciento cincuenta entidades de custodia registradas en el foro de custodia. Para ser una entidad de custodia es necesario tener una forma jurídica específica, una asociación, fundación, consorcio, ayuntamiento u otros entes públicos similares pueden actuar como entidad de custodia siempre que lo prevean en sus objetivos. Lo característico ha de ser tener un plan estratégico, director o de funcionamiento de la entidad viable y seguir sus directrices. La entidad puede funcionar a través de voluntarios o de una forma profesionalizada.

La dificultad mayor que puede encontrar una entidad de custodia serán los recursos económicos para llevar a cabo sus objetivos. Estos pueden ser:

1. Proteger los valores de especial relevancia de un territorio (un hábitat, un río, una especie, un elemento histórico, un lugar de valor sociocultural).
2. Promover prácticas de buen uso y conservación de los recursos naturales (agrarios, forestales, hidrológicos recreativos, cinegéticos...).
3. Dar apoyo a los propietarios y gestores del territorio en la planificación, la protección y la gestión a largo plazo teniendo en cuenta las necesidades del territorio y de las personas que lo habitan.
4. Proporcionar oportunidades sociales, culturales, educativas y ocio adecuadas a la capacidad de carga de los territorios bajo custodia.

Se observa pues que dichas entidades tienen la capacidad de contribuir a conservar los servicios ecosistémicos de los territorios en los que actúan, y que pueden ser un gran dinamizador de la actividad conservadora de los propietarios. Deberían ser por ello considerados como agentes que crean y ponen en valor externalidades positivas, y por lo tanto deberían ser sujetos en una política de compensación de servicios ecosistémicos en España, a pesar de que no sean propietarios. Como se observa también su gran limitación puede ser la carencia de fondos económicos para desarrollar su labor. Todo esto sugiere que las entidades de custodia del territorio puedan ser beneficiarias como intermediarias o destinatarias finales de pagos por servicios ecosistémicos.

La Ley 45/2007 para el desarrollo sostenible del medio rural

En su artículo 16 dicha Ley aborda la agricultura territorial, y establece que las Administraciones Públicas, en el ámbito de sus respectivas competencias, promoverán el mantenimiento y la mejora de una actividad agrícola, ganadera y forestal suficiente y compatible con un desarrollo sostenible del medio rural (...) y para contribuir al logro de los fines señalados en el apartado anterior, se regulará y fomentará la suscripción de contratos territoriales de zona rural.

Este mismo artículo 16 de la LDSMR regula los denominados “contratos territoriales” como instrumento al servicio del logro de los objetivos de la Ley y los define como: “*el instrumento que establece el conjunto de compromisos a suscribir entre las Administraciones Públicas y los titulares de las explotaciones agrarias que orienten e incentiven su actividad en beneficio de un desarrollo sostenible del medio rural*”.

Lozano Cutanda (2010) menciona como este modelo de contrato territorial tiene sus antecedentes en los *Contrats Territoriaux d'Exploitation* (CTE) del Derecho Francés, que hoy ya no son ya aplicable. Los C.T.E fueron introducidos por la *loi d'orientation agricole* n° 99-574 de 9 de julio 1999, en virtud de los cuales (según la reforma introducida por esta Ley en el *Code Rural*), “toda persona física o jurídica que desempeñe una actividad agrícola según la definición del artículo L. 311-1 puede suscribir con la autoridad administrativa un contrato territorial de explotación que comporta un conjunto de compromisos relativos a las orientaciones de la producción de la explotación, al empleo y sus aspectos sociales, a la contribución de la actividad de la explotación a la preservación de los recursos naturales, a la ocupación del territorio o a la realización de acciones de interés general y al desarrollo de proyectos colectivos de producción agrícola”.

Este CTE fue sustituido por los “*contrats d'agriculture durable*” (C.A.D), creados por el Decreto n° 2003-675 de 22 de julio 2003, que modificó el *Code Rural*, y que fueron desarrollados por la Orden de 30 de octubre de 2003. Estos contratos de agricultura sostenible, que estuvieron vigentes hasta 2007, aparecen mucho más centrados en la consecución de objetivos ambientales¹¹ (Lozano Cutanda, 2010). Durante los años 2004, 2005 y 2006, se suscribieron alrededor de 22.000 CAD que representan un monto total de 556 millones de euros¹² que han sido sustituidos por los denominados “compromisos agroambientales” (*engagements agroenvironnementaux*), como instrumento para la obtención de las ayudas ambientales con cargo al fondo europeo agrícola de desarrollo rural (FEADER) según el Reglamento (CE) 1698/2005, del Consejo, de 20 de septiembre de 2005, relativo a la ayuda al desarrollo rural a través del FEADER.

Los compromisos agroambientales no sustituyeron sino que complementaron, en un principio, a los C.A.D, pero, en la nueva programación de desarrollo sostenible del medio rural 2007-2013 los han sustituido (Lozano Cutanda, 2010).

¹¹ El contrato C.A.D. tenía por objeto “la contribución de la actividad de la explotación agrícola a la preservación de los recursos naturales, a la ocupación racional y a la ordenación del espacio rural dirigidas fundamentalmente a luchar contra la erosión, preservar la fertilidad de los suelos, los acuíferos, la diversidad biológica, la naturaleza y los paisajes. Puede asimismo abarcar objetivos económicos y sociales, en especial en materia de diversificación de las actividades agrícolas, el desarrollo de objetivos de mejora de la calidad y del empleo”.

¹² Según información proporcionada por la página web del Ministerio de Alimentación, Agricultura y Pesca francés: <http://agriculture.gouv.fr/sections/thematiques/exploitations-agricoles/contrats-d-agriculture-durable-cad>

Estos contratos se han comenzado a aplicar en España, concretamente en Cataluña, donde se han implantado los denominados *contratos globales de explotación*, primero mediante la convocatoria en 2005 de un *plan piloto* reducido a las explotaciones de cuatro comarcas, y luego, tras el resultado exitoso de esta experiencia, mediante su regulación con carácter general en 2007 —Decreto 50/2007, de 27 de febrero, que establece una regulación general y para todo el territorio de Cataluña del contrato global de explotación, adaptado al Programa de desarrollo rural para 2007-2013 y financiado con cargo al Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural—. Tanto en el caso de los compromisos agroambientales como en el de los contratos territoriales estamos ante un tipo de subvención *de resultado*, en la que la concesión de la ayuda exige el cumplimiento previo de determinadas condiciones y se vincula al efectivo cumplimiento de un determinado objetivo, la ejecución de un proyecto, la realización de una actividad o la adopción de un comportamiento singular, pudiendo ser este último tanto activo como pasivo, cuando se trata de la mera preservación de una situación existente durante un plazo determinado —como sería, por citar un ejemplo real, la *protección y conservación de árboles aislados no productivos* que ha sido objeto de ayuda, en *el contrato global de explotación* de Cataluña— (Lozano Cutanda, 2010).

Real Decreto 1336/2011, por el que se regula el contrato territorial como instrumento para promover el desarrollo sostenible del medio rural

A partir del Real Decreto 1336/2011, por el que se regula el contrato territorial como instrumento para promover el desarrollo sostenible del medio rural, en la experiencia catalana el contrato territorial se ha generalizado para toda España. Cabe destacar en este Real Decreto que amplía la Ley 45/2007 para el desarrollo sostenible del medio rural dos artículos interesantes en cuanto a su importancia para los municipios con montes de utilidad pública, el artículo 3 que regula las finalidades del contrato territorial, y el 5 que regula los beneficiarios de los contratos. Respecto al artículo 3 cabe señalar que el reglamento precisa la definición de la Ley 45/2007, afirmando que el objetivo general de los contratos territoriales es orientar la actividad de las explotaciones agrarias a la generación de externalidades positivas que contribuyan al desarrollo sostenible del medio rural, y considera «externalidades positivas» como los efectos derivados de la actividad que se realiza en una explotación agraria que repercuten favorablemente sobre bienes o fines de carácter público, al margen del interés o beneficio que puedan suponer para la propia explotación, contribuyendo a mejorar de forma significativa los aspectos económico, social o ambiental que describen la sostenibilidad del territorio. En relación a estas externalidades positivas asociadas, las Administraciones Públicas competentes¹³ procurarán orientar los contratos territoriales, entre otras¹⁴, hacia la conservación y restauración de la calidad ambiental, el suelo, el agua, el patrimonio natural y la biodiversidad autóctona silvestre, la diversidad genética agraria de base territorial, el paisaje rural y el patrimonio cultural, contribuir a la consecución de los objetivos de conservación de los espacios de la Red Natura 2000 u otros espacios o áreas protegidas, contribuir a la consecución de objetivos específicos de desarrollo rural sostenible expresamente contemplados en los Planes de Zona Rural que desarrollan el Programa de Desarrollo Rural

¹³ Se entiende como Administraciones Públicas la Comunidad Autónoma competente.

¹⁴ Estas otras son: alguna de las siguientes finalidades específicas: a) Evitar la despoblación del medio rural, b) Implantar una actividad agraria multifuncional que contribuya, con interés estratégico para el territorio, a la vertebración y reforzamiento de la cadena de producción, transformación y comercialización de bienes o servicios, pudiendo repercutir asimismo en la mejora de la calidad, la consolidación de mercados locales, la formación, la reducción de insumos, o la mejora en la gestión de los residuos, subproductos y emisiones; c) Crear y conservar el empleo en el medio rural, reduciendo su temporalidad, y fomentando su calidad y seguridad, la igualdad en el empleo, la conciliación de la vida laboral y familiar, la fijación al territorio de mujeres y jóvenes, y la integración en la vida laboral de personas con discapacidad o en riesgo de exclusión; d) Mantener sistemas agrarios tradicionales de alto valor natural o cultural que en la coyuntura actual tienden al abandono.

Sostenible, o en las Directrices Estratégicas Territoriales de Ordenación Rural o propiciar el reconocimiento por la sociedad de las externalidades positivas generadas por las actividades agrarias.

En relación a su artículo 5 “Beneficiarios de los contratos” el Real decreto establece que podrán suscribir contratos territoriales tanto: a) Los titulares de las explotaciones agrarias como los titulares de la gestión y aprovechamiento de montes o terrenos forestales y de terrenos cinegéticos así como las agrupaciones y asociaciones de titulares, las comunidades de bienes y cualquier otro tipo de unidad económica o patrimonio separado de los tipos a), b) y c) anteriores que puedan llevar a cabo los compromisos del contrato. Si bien en el RD no se menciona ni explícita ni implícitamente a los ayuntamientos, no consta que no puedan firmarlos ya que pueden convertirse en titulares de la gestión y aprovechamiento de los montes o terrenos forestales. Estos contratos territoriales no deben confundirse con los Contratos Territoriales de Zona Rural (CTZR) previstos en el Plan de Desarrollo Rural Sostenible, que sí excluyen la posibilidad de ser firmados con los ayuntamientos como veremos más adelante).

Contrato territoriales

La Ley 45/2007 pretende, dentro de las acciones destinadas al apoyo a la agricultura territorial (Art.16), regular y fomentar la suscripción de CTZR, siendo éstos “el instrumento necesario para beneficiarse de las prioridades establecidas en determinadas zonas rurales y que establecerá un conjunto de compromisos entre las Administraciones Públicas y los titulares de las explotaciones agrarias que orienten e incentiven su actividad en beneficio de un desarrollo sostenible del medio rural”.

Para que una finca pueda acogerse a los contratos y recibir las correspondientes ayudas deberán cumplir una serie de compromisos mínimos, que serán iguales para todas las explotaciones, de manera que permitan discriminar cuáles pueden entrar en el CTZR y cuáles no. En el ámbito de los CTZR se pueden integrar los sistemas de PSE. Para ello sería necesario que técnicos de la administración debidamente cualificados, realizaran las tareas de asesoramiento de las explotaciones, realizando las siguientes actuaciones:

1. Elaboración del diagnóstico previo y del plan ambiental de explotación; en el que se incluyan las recomendaciones y mejoras; junto con la realización de un trabajo cartográfico en el que se ubiquen todas las actuaciones a llevar a cabo en la finca.
2. Asesorar a los beneficiarios de las ayudas, para realizar las mejoras propuestas en materia de buenas condiciones agrarias y medioambientales, y en materia de condicionalidad.
3. Realizar un seguimiento periódico, visitando la explotación para comprobar que se realicen todas las medidas que son objeto del contrato.

Sería necesario realizar un diagnóstico previo con el fin de conocer cuál es la situación de la explotación agraria en los ámbitos económico y medioambiental, de modo que se pueda orientar a los beneficiarios, sobre las actuaciones futuras a desarrollar en la explotación. Para ello es necesario en líneas generales conocer cuáles son las principales actividades productivas de la explotación, realizar un balance económico de la explotación, y específicamente determinar los aspectos técnicos, medioambientales y paisajísticos de la finca y establecer el nivel base de servicios ecosistémicos que provee la explotación a través de un sistema de puntaje previamente establecido.

Según los datos obtenidos en el diagnóstico previo, los técnicos de la administración junto con el titular de la explotación podrán elaborar un plan ambiental de explotación, en el que se fijen:

- Los principales compromisos voluntarios a alcanzar a través de cada uno de los servicios ecosistémicos que provee la finca.
- Las orientaciones y las recomendaciones de mejora propuestas, encaminadas a la consecución de estos compromisos.
- Una planificación temporal de las inversiones-actuaciones propuestas.

Los servicios ecosistémicos pueden ser uno de los vehículos vertebradores de los compromisos voluntarios de los CTZR. Éstos no tendrían carácter obligatorio, serían remunerados y se seleccionarían en función de las características del territorio donde se encuentre la explotación. Algunos criterios en estudio para la evaluación de los servicios ecosistémicos podrían ser la protección y formación de suelos, la biodiversidad, la regulación del ciclo hidrológico, el paisaje o la fijación de CO₂.

Para la materialización del sistema de PSE a través del CTZR, la suscripción a los contratos por servicios ecosistémicos, se debería realizar solicitando en primer lugar la participación y aceptación de la misma por parte del propietario a la administración competente. A partir de ahí ambas partes realizarían un diagnóstico previo y un plan ambiental de explotación: tendría que existir además un mecanismo de revisión y solución de posibles incidencias. Entonces sería posible pasar a la fase de aprobación y firma del contrato, y del inicio de los compromisos y las ayudas. Estas podrían concederse tanto en función de las actuaciones a realizar como sencillamente de los servicios provistos o ambas. Por último sería necesaria la realización de seguimiento periódico de los compromisos.

A este fin se podrían utilizar las ayudas del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) recogidas en el Reglamento (CE) nº 1698/2005 del Consejo, de 20 de septiembre de 2005. Concretamente las recogidas en su eje segundo de “Mejorar el medio ambiente y el medio rural mediante ayudas a la gestión de las tierras” tal y como se recoge en la Ley 45/2007. Este requeriría la creación de un fondo de financiación para el sistema de PSE, a nivel estatal o autonómico, en el que se sustenten las ayudas de los CTZR.

Ley 2/2011, de 4 de marzo, de Economía Sostenible

La Ley de Economía Sostenible afirma en su segundo título que le corresponde al Gobierno la tarea de impulsar las actuaciones precisas para que nuestro país cumpla su parte del objetivo asumido por la Unión Europea sobre reducción de gases de efecto invernadero, y con ese fin, impulsa el incremento en la capacidad de absorción por sumideros, en particular los vinculados al uso forestal, la compensación voluntaria de emisiones de CO₂, en sectores que deben reducirlas y no están sujetos al comercio de derechos de emisión. Propone también la Ley la constitución de un sello que certifique la reducción de emisiones así como la creación de un fondo público para adquirir créditos de carbono, obtenidos por empresas españolas y para impulsar su actividad en sectores asociados a la lucha contra el cambio climático, mejorando además el régimen fiscal de deducción de los gastos efectuados en inversiones destinadas a la protección del medioambiente.

Así, propone en su artículo 89 “Capacidad de absorción de los sumideros españoles”, adoptar las acciones oportunas para incentivar la participación de los propietarios públicos y privados y el sector forestal en el aumento de la capacidad de captación de CO₂ de los sumideros españoles. También propone que las Administraciones Públicas promuevan el aumento y mejora de sumideros vinculados al uso forestal sostenible, los cuales se evaluarán, entre otras fuentes, a partir del Inventario Forestal Nacional fomentando para ello acciones que den valor tanto a las producciones inmediatas, como a las externalidades positivas que las áreas forestales producen y, en especial, las siguientes: a) La planificación y ordenación forestal a través de los planes y proyectos de gestión forestal sostenible, b) La agrupación de

propietarios forestales para el desarrollo de explotaciones forestales como unidades de gestión planificada sostenible o c) La producción y comercialización de productos forestales procedentes de explotaciones nacionales con certificado de gestión forestal sostenible, así como productos derivados con certificación en su proceso productivo nacional.

También en este sentido, el artículo 90 “Compensación de emisiones” propone que las empresas y personas físicas que así lo deseen puedan compensar sus emisiones de CO₂ a través de inversiones en incremento y mantenimiento de masas forestales, programas agrarios de reducción del CO₂ y otros programas que se establezcan por la Administración General del Estado, en colaboración con las Comunidades Autónomas. Por otra parte, el artículo 91 “Constitución de un Fondo para la compra de créditos de carbono” propone la creación de un Fondo de carácter público a tal fin, adscrito a la Secretaría de Estado de Cambio Climático, con el objeto de generar actividad económica baja en carbono y contribuir al cumplimiento de los objetivos sobre reducción de emisiones de gases de efecto invernadero asumidos por España, mediante actuaciones de ámbito nacional. Por último, su artículo 92 establece un incremento de las deducciones por inversiones medioambientales.

Real Decreto 1494/2011, de 24 de octubre, por el que se regula el Fondo de Carbono

La Ley de Economía Sostenible contrasta con el desarrollo normativo que surge de la misma en relación al “Fondo de Carbono para una Economía Sostenible”, que queda definido por el posterior Real Decreto 1494/2011, de 24 de octubre, por el que se regula el Fondo de Carbono adscrito a la Secretaría de Estado de Cambio Climático, con el objeto de generar actividad económica baja en carbono y contribuir al cumplimiento de los objetivos sobre reducción de emisiones de gases de efecto invernadero asumidos por España.

Este Fondo puede efectuar cualquiera de las operaciones jurídicas que se dan de manera habitual en los mercados de carbono, tanto de adquisición (a cargo de los presupuestos del Estado) como de enajenación. El fondo distingue entre las operaciones de adquisición de créditos internacionales y las que afectan a reducciones verificadas de emisiones derivadas de proyectos ubicados en el territorio nacional; y se establecen reglas relativas a la certificación de las reducciones de emisión para cada caso. En lo que se refiere al segundo tipo de operaciones, las reducciones adquiridas a través del Fondo deberán ser adicionales a las derivadas de las exigencias ambientales y energéticas establecidas en la legislación vigente, requerirán su verificación y en modo alguno podrán ser empleadas a los efectos del cumplimiento de las obligaciones de entrega de derechos de emisión descritas en la Ley 1/2005, de 9 de marzo, reguladora del comercio europeo de derechos de emisión. Igualmente, los proyectos ubicados en territorio nacional que generen reducciones verificadas de emisión que sean adquiridas por el Fondo no podrán en ningún momento ser reconocidos como proyectos de aplicación conjunta ni generar créditos susceptibles de entrega en ningún sistema vinculante de comercio de derechos de emisión.

En relación a la Adquisición de créditos internacionales (artículo 6) se establece que en la adquisición de créditos de carbono procedentes de proyectos desarrollados al amparo del Protocolo de Kioto u otras normas de derecho internacional, se dará prioridad a proyectos de eficiencia energética, energías renovables y gestión de residuos, así como a aquellos que representen un elevado componente de transferencia de tecnología en el país donde se lleven a cabo, y si bien a continuación afirma que se tomarán en consideración las prioridades en materia de política comercial y de cooperación al desarrollo, los bosques no aparecen en ningún momento.

En relación a la adquisición de reducciones verificadas de emisiones derivadas de proyectos ubicados en el territorio nacional (artículo 7), los proyectos deberán venir exigidos por la normativa sectorial que les resulte de aplicación así como contribuir al cumplimiento de los compromisos cuantificados de limitación o reducción de emisiones asumidos por España mediante el logro de reducciones que tengan reflejo en el Inventario de Gases de Efecto Invernadero. También se afirma que las reducciones verificadas de emisiones previstas en este artículo no podrán utilizarse en el marco del régimen de comercio de derechos de emisión regulado por la Ley 1/2005, de 9 de marzo, y no serán susceptibles de entrega en ningún sistema vinculante de comercio de derechos de emisión, y que dichas reducciones verificadas de emisiones se calcularán con arreglo a metodologías aprobadas por el Consejo Rector del Fondo teniéndose especialmente en cuenta las metodologías aplicables a proyectos análogos en el ámbito de los mecanismos de flexibilidad del Protocolo de Kioto. El Consejo Rector publicará en el sitio web del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino las metodologías aprobadas. El mismo artículo continúa afirmando que el Consejo Rector determinará las prioridades del Fondo para la adquisición de reducciones verificadas de emisiones procedentes de este tipo de proyectos teniendo en cuenta los beneficios ambientales, económicos y sociales asociados a los mismos y exigiendo tanto una sostenibilidad financiera en el largo plazo con los flujos generados por el propio proyecto, de tal forma que se garantice el carácter extraordinario de las adquisiciones por parte del Fondo como una adicionalidad. Por último se afirma que en ningún caso la adquisición de reducciones verificadas de emisiones podrá suponer subvención o aportación considerada como ayuda de Estado si bien la actividad del Fondo podrá asociarse a otros instrumentos públicos para la financiación de proyectos.

De cara al sector forestal, este reglamento se mueve en el terreno de la ambigüedad. No descarta la posibilidad de comprar créditos de carbono forestales pero su redacción parece decantarse hacia el lado más tecnológico de la reducción de emisiones de carbono. Así, sugiere que las metodologías para estimar dichos créditos sean análogas a las de los mecanismos de flexibilidad del Protocolo de Kioto, el cual no ha facilitado mucho la creación de Mecanismos de Desarrollo Limpio Forestales, sino más bien todo lo contrario, habiendo ido los créditos de carbono a mecanismos limpios industriales. También en este sentido la ley parece decantarse al afirmar en su artículo 6 que se dará prioridad a proyectos de eficiencia energética, energías renovables y gestión de residuos, así como a aquellos que representen un elevado componente de transferencia de tecnología frente a cualquier otra posibilidad como podría ser la forestal.

Otra consideración importante es el hecho de que la compra de créditos de carbono exige tanto sostenibilidad financiera como adicionalidad. Si bien la gestión de un bosque es, o puede ser sosteniblemente financiera, no parece que pueda cumplir con el requisito de la adicionalidad fácilmente. De hecho las metodologías para los MDL forestales basadas en el principio de adicionalidad realmente solo permiten la reforestación de terrenos no forestados, y no la gestión de las masas ya existentes (como podrá suceder con si el marco REDD+ de trabajo se aprueba en la prolongación del Protocolo de Kioto). Así pues, parece desde este marco legal imposible justificar que el mantenimiento de una masa forestal ya existente, que por Ley no puede cambiar su vocación pueda vender créditos de carbono al Fondo, lo cual no impide la posibilidad de realizar repoblaciones con valor comercial o de conservación en montes desarbolados si se llega a desarrollar y aprobar por el consejo Rector del Fondo una metodología que cuantifique el carbono fijado en repoblaciones nuevas destinadas al menos parcialmente a este fin.

La Ley 43/2003 de Montes

La Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes (modificada por la Ley 10/2006, de 28 de abril) reconoce en su artículo 4, relativo a la “función social” de los montes que “los montes, independientemente de su titularidad, desempeñan una función social relevante, tanto como fuente de recursos naturales como por ser proveedores de múltiples servicios ambientales, entre ellos, de protección del suelo y del ciclo hidrológico; de fijación del carbono atmosférico; de depósito de la diversidad biológica y como elementos fundamentales del paisaje. Así mismo afirma que el reconocimiento de estos recursos y externalidades, de los que toda la sociedad se beneficia, obliga a las Administraciones Públicas a velar en todos los casos por su conservación, protección, restauración, mejora y ordenado aprovechamiento”.

En su artículo 65 “Incentivos por las externalidades ambientales”, se establece que las Administraciones públicas regularán los mecanismos y las condiciones para incentivar las externalidades positivas de los montes ordenados, teniéndose en cuenta para estos incentivos entre otros los siguientes factores: a) La conservación, restauración y mejora de la biodiversidad y del paisaje en función de las medidas específicamente adoptadas para tal fin; b) La fijación de dióxido de carbono en los montes como medida de contribución a la mitigación del cambio climático, en función de la cantidad de carbono fijada en la biomasa forestal del monte, así como de la valorización energética de los residuos forestales; c) La conservación de los suelos y del régimen hidrológico en los montes como medida de lucha contra la desertificación, en función del grado en que la cubierta vegetal y las prácticas selvícolas contribuyan a reducir la pérdida o degradación del suelo y de los recursos hídricos superficiales y subterráneos.

Por último, este mismo artículo establece que las Administraciones públicas podrán aportar estos incentivos por las siguientes vías: a) Subvención al propietario de los trabajos dirigidos a la gestión forestal sostenible. b) Establecimiento de una relación contractual con el propietario. c) Inversión directa por la Administración.

A pesar del interés que puede suscitar esta Ley para ayuntamientos y propietarios forestales, sigue pendiente de desarrollo.

3.5.2. Contexto programático o de planificación

Junto con el desarrollo de la abundante legislación, también han aparecido dos documentos de carácter nacional que no solo regulan, si no que abren la posibilidad de crear sistemas públicos de pago por servicios ecosistémicos a nivel nacional. Estos son el Programa de Desarrollo Rural Sostenible (PDRS) y el Plan Estratégico del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

Programa de desarrollo rural sostenible para el período 2010-2014

El *Real Decreto 752/2010, de 4 de junio aprueba el primer programa de desarrollo rural sostenible (PDRS) para el período 2010-2014 en aplicación de la Ley 45/2007, de 13 de diciembre, para el desarrollo sostenible del medio rural. Este PDRS pretende complementar “otros instrumentos con incidencia en el medio rural, tanto de la Unión Europea como de las diferentes administraciones españolas, con la voluntad de cubrir aspectos que otras políticas que no contemplaban o no generaban la suficiente repercusión en términos de desarrollo rural, y bajo un enfoque integral y personalizado para cada zona rural”* (MAGRAMA, 2009). Para ello basa su estrategia en definir una serie de “zonas rurales” en las cuales establecer un Plan de Zona Rural caracterizado por definir “*un conjunto de acciones a la medida de cada zona, diferenciado, exclusivo y adaptado a su particular situación, necesidades y potencialidades, de entre el amplio abanico de posibles actuaciones que ofrece el Programa*”.

Las posibles actuaciones se articulan mediante “Ejes, medidas y actuaciones del Programa de Desarrollo Rural Sostenible”. Estas medidas pueden tener como destinatarios a entidades públicas y organismos sin fines de lucro o a personas jurídicas y físicas propietarias de terrenos. En relación a las dos primeras el Eje 4 (Medio ambiente), dentro de su artículo 21 sobre conservación de la naturaleza y gestión de los recursos naturales, en la línea CA.6. de *apoyo a iniciativas de protección del medio ambiente* incluye en su modalidad 1 la posibilidad de realizar transferencias de capital instrumentadas mediante suscripción de convenios de colaboración con Corporaciones Locales e instituciones sin ánimo de lucro cuyo objeto sea la conservación de la naturaleza y mejora del medio ambiente, o mediante subvenciones en régimen de concurrencia competitiva dirigidas a estos mismos colectivos, destinados a la realización por éstos de actuaciones de inventariación, conservación, restauración o uso sostenible de la diversidad biológica o geológica, de los recursos o de los espacios naturales, de protección del paisaje, de educación o de formación ambiental, de custodia del territorio, de apoyo al voluntariado ambiental, o de experimentación de sistemas de pago por servicios ecosistémicos.

En relación a las personas particulares, este mismo artículo en su modalidad 2 establece la posibilidad de *suscribir convenios de colaboración con propietarios de terrenos o de derechos, ya sean Corporaciones Locales, empresas o particulares, para la adecuación ambiental de los usos dirigida a conseguir una mejora estructural de espacios o recursos naturales protegidos, o del paisaje rural.*

Por otra parte, el Eje 1 (Actividad económica y empleo) establece en su artículo 16 de la Ley 45/2007, de 13 de diciembre, para el desarrollo sostenible del medio rural la posibilidad de brindar *“apoyo a la suscripción de Contratos Territoriales (CTs) de zona”* donde considera subvenciones a titulares de explotaciones agrarias, medida que sería desarrollada por las Comunidades autónomas. En principio, y de acuerdo a la Ley solo serían potenciales beneficiarios de dichos contratos aquellos titulares situados en las denominadas “Zonas rurales” prioritarias definidas en el plan a propuesta de las comunidades autónomas (Fig. 10).

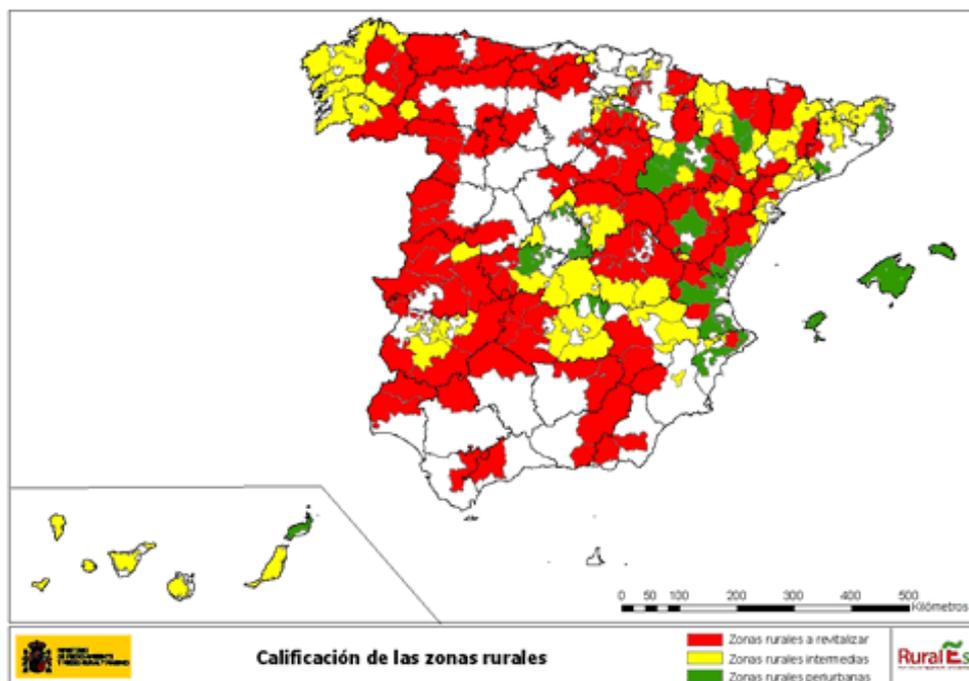


Fig. 1. Calificación de zonas rurales de acuerdo al PDRS 2010-2014
 Fuente: (MAGRAMA, 2009)

Estos CTs pueden permitir la articulación de los sistemas de PSE con particulares -a diferencia del eje cuatro referido a corporaciones locales e instituciones sin ánimo de lucro-, aunque no los mencione explícitamente.

En concreto, el eje 4 “medio ambiente” incluye las siguientes medidas en su Eje 4.21.- CA.2 “Gestión sostenible de los recursos forestales, cinegéticos o piscícolas” que pueden ser de utilidad para municipios forestales:

- Elaboración de planes de ordenación sostenible y multifuncional de los recursos forestales (PORF) para la zona rural.
- Elaboración de planes de ámbito zonal orientadores del uso sostenible de los recursos cinegéticos del conjunto de la zona rural.
- Elaboración de planes de gestión forestal sostenible enmarcados en instrumentos de planificación de orden superior.

Además, en el sub eje CA.6 “Apoyo a iniciativas de protección del medio ambiente” en su modalidad 1: transferencias de capital instrumentadas mediante suscripción de convenios de colaboración con Corporaciones Locales e instituciones sin ánimo de lucro cuyo objeto sea la conservación de la naturaleza y mejora del medio ambiente, o mediante subvenciones en régimen de concurrencia competitiva dirigidas a estos mismos colectivos, destinados a la realización por éstos de actuaciones de inventariación, conservación, restauración o uso sostenible de la diversidad biológica o geológica, de los recursos o de los espacios naturales, de protección del paisaje, de educación o de formación ambiental, de custodia del territorio, de apoyo al voluntariado ambiental, o de experimentación de sistemas de PSE.

Plan Estratégico del Patrimonio Natural y la Biodiversidad

En cumplimiento del Artículo 13 de la Ley de Patrimonio Natural y Biodiversidad “Elaboración y aprobación del Plan Estratégico”, el Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, aprueba el Plan Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, 2011-2017, en aplicación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Este Plan no menciona explícitamente a los ayuntamientos en ningún momento, si bien sí desarrolla ampliamente la posibilidad de desarrollar PSE:

El plan destaca la importancia de los mecanismos innovadores de financiación para la biodiversidad. De ellos afirma que el desarrollo y aplicación de mecanismos innovadores de financiación, *tales como el pago por servicios de los ecosistemas y otras iniciativas para involucrar al sector privado y otros agentes, resulta fundamental* para movilizar nuevos recursos financieros destinados a la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad.

En esta misma línea también destaca la importancia de la valoración económica de la biodiversidad, de la que afirma que sin olvidar su valor intrínseco, *la valoración económica de la biodiversidad y de los servicios de los ecosistemas debe incorporarse plenamente en la toma de decisiones*, incluyendo la integración de los valores de la biodiversidad en la contabilidad nacional.

Como tercer elemento crucial para los montes de utilidad pública entre otros, el plan también menciona *Inventario Español del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad* creado por La Ley 42/2007 crea el que se regula mediante el Real Decreto 556/201137. Este inventario pretende adquirir un mayor conocimiento y comprensión de la diversidad biológica en España para conservarla, usarla de forma sostenible y restaurarla y propone establecer un Sistema de Indicadores en el Inventario Español del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad para expresar de forma sintética sus resultados, de forma que puedan ser transmitidos al conjunto de la sociedad, incorporados a los procesos de toma de decisiones e integrados a escala supranacional. Este sistema, que está todavía por desarrollar, será un elemento fundamental para el desarrollo de políticas de biodiversidad, y a nuestro juicio sobre la futura ordenación de montes de utilidad pública, y de los sistemas de PSE que se puedan derivar de los servicios que provean y queden cuantificados con dichos indicadores. En este contexto el plan afirma que es preciso identificar estos servicios y definirlos de modo que se puedan establecer objetivos concretos que orienten su gestión sostenible. Este punto es crucial ya que en este instrumento podrán basarse los sistemas de PSE para montes municipales entre otros beneficiarios.

Otro epígrafe importante es el relativo a la elaboración de unas directrices para la ordenación de los recursos naturales a las que, en todo caso, deberán ajustarse los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales que aprueben las Comunidades Autónomas. Dichas directrices, (en la Ley 42/2007 se fijan sus objetivos, alcance y contenido mínimo) están pendientes de elaboración y se aprobarán mediante Real Decreto. Su objeto será el establecimiento y definición de criterios y normas generales de carácter básico que regulen la gestión y uso de los recursos naturales. Este epígrafe abre las puertas a un nuevo modelo de gestión, que quizá pueda ser elaborado de forma simplificado por algún ayuntamiento.

El Plan también menciona como cada Comunidad Autónoma elaborará su propio Programa de Desarrollo Rural, por lo que su ejecución es variable a lo largo del territorio, variación que también permite ajustar las singularidades a los requerimientos específicos del territorio. En cualquier caso, la Dirección General para el Desarrollo Sostenible del Medio Rural coordina la ejecución de los programas, labor que debe ser mantenida y reforzada, recalando el análisis sobre los aspectos referidos. Así, la actual programación, determina tres medidas horizontales

de obligada inclusión definidas en el Marco Nacional de Desarrollo Rural 2007-2013: Mitigación de la desertificación: prevención de incendios forestales; Ayudas a favor del medio forestal e inversiones no productivas en Red Natura 2000 en el medio forestal; y Apoyo a la biodiversidad en el medio rural, ayudas agroambientales. Cabe destacar la importancia que tendrá la presencia de alguna representación de los ayuntamientos en la elaboración de estos programas autonómicos si es que quieren poder sumar y aportar sus especificidades al desarrollo de los mismos.

Como último aspecto cabe destacar la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad creada por la Ley 42/2007 como órgano consultivo y de cooperación entre el Estado y las Comunidades Autónomas. Los informes o propuestas de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad serán sometidos para conocimiento o aprobación, a la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente. Así mismo la Ley crea el Consejo Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, como órgano de participación pública en el ámbito de la conservación y el uso sostenible del patrimonio natural y la biodiversidad. Su composición, estructura y normas de funcionamiento están reguladas por el Real Decreto 948/2009, de 5 de junio.

3.6. LOS PAGOS POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS A NIVEL AUTONÓMICO

Existen en España dos iniciativas que se podrían calificar como incipientes contratos territoriales que incluyen dentro de sus posibilidades mecanismos que bien podrían ser considerados como sistemas de PSE, estos son los Contratos Globales de Explotación de Cataluña (CGE) y los Contratos Agrarios de la Reserva de Biosfera (CARBs) en Menorca. Ambos pueden considerarse como los antecedentes españoles del contrato territorial descrito en la Ley de Desarrollo Rural, ya que de algún modo la legislación se basa en el éxito que estos han tenido a lo largo de sus años de existencia.

Cabe señalar, como señala Lozano Cutanda (2010), que en cualquier caso, ya se trate de contratos territoriales o sistemas de PSE incluidos dentro de ellos, hasta la fecha tanto los dos casos existentes que se exponen a continuación como los sistemas de PSE que se deriven de los futuros contratos territoriales financiados con cargo a fondos públicos (ya sean europeos, estatales o autonómicos), de la Ley de Desarrollo Rural Sostenible *“revisten en nuestro Derecho la naturaleza jurídica de subvención y deben someterse, por ello, a la normativa reguladora en la materia (la Ley 38/2003, de 17 de noviembre, General de Subvenciones, LGS en adelante, y las Leyes de las Comunidades Autónomas que han legislado en la materia) con las especialidades que, en su caso, puedan derivarse de la legislación aplicable”*. Esto es así ya que de acuerdo con el artículo 2.1 de la LGS *se entiende por subvención, a los efectos de esta Ley, toda disposición dineraria realizada por cualesquiera de los sujetos contemplados en el artículo 3 de esta Ley, a favor de personas públicas o privadas, y que cumpla los siguientes requisitos:*

- a. *Que la entrega se realice sin contraprestación directa de los beneficiarios.*
- b. *Que la entrega esté sujeta al cumplimiento de un determinado objetivo, la ejecución de un proyecto, la realización de una actividad, la adopción de un comportamiento singular, ya realizados o por desarrollar, o la concurrencia de una situación, debiendo el beneficiario cumplir las obligaciones materiales y formales que se hubieran establecido.*
- c. *Que el proyecto, la acción, conducta o situación financiada tenga por objeto el fomento de una actividad de utilidad pública o interés social o de promoción de una finalidad pública.*

Los tres requisitos concurren conjuntamente en los casos de PSE con cargo a fondos públicos, cualquiera que sea la denominación o forma que adopten. De lo que se trata, en efecto, es de una entrega o disposición dineraria realizada por una Administración Pública, sin una contraprestación directa del beneficiario, y vinculada al cumplimiento por éste de

determinados objetivos para el fomento de una finalidad de interés social como es la protección y mejora del medio ambiente.

Contrato global de explotación de Cataluña

En España, el mejor referente de contrato territorial de explotación se encuentra en Cataluña. Con la aprobación de la Ley 18/2001, de orientación agraria de 31 de diciembre se establecieron las bases y las directrices para orientar la actuación de los poderes públicos en la economía agraria y el mundo rural y mejorar las condiciones de vida y trabajo, dando el impulso y reconocimiento al carácter multifuncional de la actividad agraria. En la citada Ley, se estableció la creación de un contrato entre las explotaciones y la administración, de manera que usando los fondos de la Unión Europea y del Estado se fomentasen actividades respetuosas con el medio y se promovieron modelos específicos de actividad agraria.

En el 2005, el Departamento de Agricultura, Ganadería y Pesca de Cataluña, pretendió implantar una nueva manera de gestionar las explotaciones agrarias, dando un salto hacia una mayor competitividad y multifuncionalidad, incentivando medidas de carácter innovador y de mejora de la calidad. Para ello, se plantea la necesidad de unificar todas las ayudas correspondientes al desarrollo rural y las derivadas de las Organizaciones Comunes de Mercado (OCM), simplificando la gestión de todas ellas a través del Contrato Global de Explotación.

Para poner en práctica esta iniciativa, se aprobó la Orden APR/307/2005, de 17 de julio, por la que se regulan las bases del plan piloto de los contratos globales de explotación. El plan tuvo una vigencia de cinco años y se aplicó en cuatro comarcas catalanas, en las que se incentivaron a las explotaciones agrarias para que desarrollasen labores integradoras de las funciones productivas, económicas, medioambientales y sociales en vistas de alcanzar un desarrollo rural sostenible. La financiación de los contratos se enmarcó posteriormente en la financiación procedente del Reglamento CE 1698/2005, del Consejo, de 20 de septiembre, relativo a la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER).

Con posterioridad se aprobó el Decreto 50/2007, de 27 de febrero, por el que se regula el contrato global de explotación generalizado, y en el que se establece su régimen jurídico, definiendo los derechos y deberes de los que se suscriban a los contratos, determinando las distintas ayudas fijadas por el FEADER. Dicho decreto definió el CGE como: *“un acuerdo de compromisos que se materializa mediante una propuesta de contrato firmada por el solicitante y una resolución aprobatoria de la Administración y que, de acuerdo con el artículo 2.d) de la Ley 18/2001, de orientación agraria de Cataluña, tiene como objetivo incentivar el desarrollo de un proyecto global integrador de las funciones productivas, económicas, medioambientales y sociales de la agricultura, con la finalidad de fomentar la viabilidad de las explotaciones agrarias y alcanzar un desarrollo rural sostenible”*¹⁵.

¹⁵ En los compromisos generales que las explotaciones asumen en los contratos se deberá con carácter general, cumplir una serie de compromisos generales iguales para todas las explotaciones, y que determinan qué explotaciones pueden entrar en los CGE y cuáles no. Entre estas destacan que la explotación agraria forme parte de la declaración única agraria (DUN), que es una declaración anual, a realizar por parte del titular de la explotación, donde consten los datos de la explotación y de la ganadería que forman la explotación y pertenezca al titular de la explotación a título de propiedad, arrendamiento o de cualquier otro título jurídico que habilite para el ejercicio de la actividad agraria. Además, para poder ser beneficiario de las ayudas a través de los CGE, se deberán cumplir los compromisos siguientes, que tienen carácter obligatorio y no son remunerados:

- a) Comprometerse a cumplir las condiciones que establezca el CGE.
- b) Si se trata de una persona física: que sea mayor de edad y no se encuentre en situación de jubilación o incapacidad para el trabajo u otra situación análoga que conlleve la percepción de alguna pensión de la seguridad social o de derechos pasivos.

La Ley definió también la figura de entidades de asesoramiento. Las explotaciones agrarias que se suscriban a un CGE, estarán respaldadas por las Entidades de Asesoramiento, que pueden ser asociaciones de agricultores y ganaderos, o asociaciones de productores o cooperativas. Deberán estar inscritas en el Registro de entidades de asesoramiento agrario de Cataluña¹⁶.

El primer paso para solicitar el contrato es conocer detalladamente cual es la situación de la explotación agraria en los ámbitos económico, medioambiental y social. Para esto es necesario hacer un diagnóstico previo de cada explotación, que no es más que un estudio detallado de la misma. Éste debe poder orientar las prioridades de las actuaciones futuras de la explotación, su plan empresarial, y ayudar a escoger las medidas y ayudas a las que pueda acogerse en el contrato.

EL diagnóstico, como ya se ha especificado anteriormente, la realizarán las entidades de asesoramiento, dotadas de equipos de técnicos especialistas especialmente acreditados para esta función. Estos mismos técnicos harán el seguimiento y el asesoramiento de la explotación durante la vigencia del contrato¹⁷. Según los resultados del diagnóstico previo, la entidad de gestión junto con el titular de la explotación elaborará un plan de explotación, que es un documento en el que se fijarán:

- Los principales compromisos específicos a alcanzar a través de cada una de las áreas del CGE.
- Las orientaciones y las recomendaciones de mejora propuestas, encaminadas a la consecución de estos compromisos.
- Una planificación temporal de las inversiones propuestas.

Por último, en los CGE han de fijarse una serie de compromisos específicos que tendrá que ser alcanzados por los suscriptores de los contratos. No son obligatorios y se seleccionarán en función de las características del territorio donde se encuentre la explotación. Son remunerados, dependiendo de las ayudas del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) recogidas en el Reglamento (CE) nº 1698/2005 del Consejo, de 20 de septiembre de

-
- c) Si se trata de una persona jurídica cuyo objeto social, según los estatutos, sea la gestión de una explotación agraria, y que más del 50% de su capital social esté en manos de agricultores o ganaderos y que al menos una de las personas asociadas cumpla los requisitos establecidos en el anterior apartado anterior.
 - d) Las comunidades de bienes pueden ser firmantes de un contrato global de explotación siempre que todos sus socios cumplan los requisitos fijados en el apartado a) relativos a las personas físicas.
 - e) Estar al corriente de sus obligaciones en materia fiscal y de seguridad social.
 - f) Realizar los itinerarios formativos, llevar la contabilidad de la explotación, disponer de sistemas de trazabilidad, y cumplir la condicionalidad establecida en la normativa vigente.
 - g) Asimismo, y si procede, contratar seguros de la forma y el alcance que se determine en las órdenes de convocatoria de ayudas correspondientes.

¹⁶ Las funciones de dichas entidades son:

1. Elaborar el diagnóstico y el plan de explotación; incluyendo recomendaciones y mejoras, de forma objetiva y dando un trato de igualdad a todos los solicitantes del contrato.
2. Garantizar el asesoramiento técnico específico en la producción, la mejora de la calidad alimentaria y trazabilidad, la transformación y la comercialización de productos agrarios, el seguimiento de las mejoras propuestas en materia de contabilidad, aspectos económicos, gestión empresarial y diversificación de la actividad, así como el seguimiento de las mejoras propuestas en materia de buenas condiciones agrarias y medioambientales y en materia de condicionalidad.
3. Asistir a las inspecciones que se realicen en las explotaciones objeto de un contrato global de explotación.

¹⁷ El diagnóstico previo deberá contener los apartados siguientes:

- Revisión descriptiva de las principales actividades productivas de la explotación.
- Balance económico de la explotación y análisis técnico-económico, incluida la valoración de todas las ayudas percibidas.
- Aspectos técnicos medioambientales y paisajísticos.
- Aspectos sociolaborales y de calidad de vida.

2005, según lo aprobado por el Programa de Desarrollo Rural de Cataluña. Este Reglamento distribuye las ayudas en función de tres objetivos generales principales:

1. Aumentar la competitividad de la agricultura y la silvicultura mediante la ayuda a la reestructuración, el desarrollo y la innovación.
2. Mejorar el medio ambiente y el medio rural mediante ayudas a la gestión de las tierras.
3. Mejorar la calidad de vida en las zonas rurales y fomentar la diversificación de la actividad económica.

Los CGE toman como base esos objetivos fijados en el FEADER para establecer sus compromisos específicos según tres áreas, tal y como se muestra a continuación: Área 1: Mejora de la competitividad de la explotación; Área 2 Diversificación de la economía y calidad de vida en las zonas rurales; y Área 3: Gestión sostenible de la actividad agraria, en la que los objetivos específicos pueden ser: Prácticas agroambientales, Inversiones para la protección y la mejora del medio ambiente, e higiene y bienestar animal o Inversiones en la conservación del paisaje. Estas últimas podrían considerarse como PSE. A su vez, a cada uno de los compromisos específicos enumerados anteriormente, se les asocia una serie de acciones que ayudarán a alcanzarlos.

Contrato agrario de la Reserva de Biosfera. Menorca

El otro ejemplo de aplicación actual de los Contratos Territoriales se encuentra en Menorca. Se denominan Contratos Agrarios de la Reserva de Biosfera (CARB). En 1993, la UNESCO declara a Menorca como Reserva de Biosfera debido al nivel de compatibilidad existente entre las actividades económicas, el consumo de recursos y la conservación de su patrimonio y de su paisaje. Uno de los retos que se planteó fue el de favorecer la conservación de las actividades que mantenían el paisaje tradicional y evitaran las que podían degradarlo (Grupo TRAGSA y Martínez de Anguita, 2010). Para ello, se aprobó el Plan Territorial Insular (PTI), que ordenaba el territorio velando por la sostenibilidad, regulando el crecimiento urbanístico mediante la promoción de los Contratos Agrarios de la Reserva de Biosfera (CARB). En 2005, el Consejo Insular de Menorca, aprobó las bases que regula el Contrato Agrario. Con él, se pretendió orientar a las explotaciones agrarias menorquinas hacia una mayor competitividad y multifuncionalidad. Los objetivos que perseguían en un principio, fueron muy básicos:

1. Hacer justicia al sector agrario con la finalidad de establecer compensaciones a los agricultores menorquines por su contribución al mantenimiento del paisaje (en sentido amplio) y la creación de externalidades positivas a favor de otros sectores.
2. Ayudar a las explotaciones familiares tradicionales, las más afectadas por la pérdida de rentabilidad, así como incentivar comportamientos y prácticas agrarias respetuosas con el medio ambiente, tendentes al mantenimiento del paisaje y la agricultura sostenible y compatible con los principios de la Reserva de la Biosfera.
3. Promover la diversificación de actividades para aquellas explotaciones no rentables en la producción de leche y queso y hacer aflorar nuevas potencialidades del sector agrario menorquín.
4. Aumentar la oferta de asesoramiento de las explotaciones y de los agricultores y dotar a las explotaciones de una mayor flexibilidad y capacidad de adaptación a los cambios y a las nuevas oportunidades.

Los CARB son un acuerdo mutuo entre la administración y los titulares de las explotaciones por el que la explotación se obliga a los segundos a unos compromisos de prácticas sostenibles respecto a su actividad productiva, mientras que la administración se compromete a conceder ayudas y compensaciones, así como a ofrecer ciertos servicios a las explotaciones y formación

específica a los profesionales que en ellas trabajan. Tienen una duración de un año prorrogable de año en año hasta un máximo de siete.

Los compromisos obligatorios son iguales para todas las explotaciones, y determinan cuáles pueden entrar en el CARB y cuáles no¹⁸. Los compromisos voluntarios no son obligatorios y si remunerados, siendo a los que se compromete a llevar a cabo el agricultor y por los que va a percibir una contraprestación. En el caso de acciones que suponen realizar una inversión, la ayuda representa un % del total del gasto efectuado por la explotación. De la suma de estos compromisos remunerados, saldrá el importe de la ayuda a percibir por la explotación¹⁹.

Anteproyectos y planificaciones que consideran las externalidades en España

Se han desarrollado dos anteproyectos de Ley que consideran la inclusión de las externalidades en los contratos territoriales, el Anteproyecto de Ley del Olivar y el anteproyecto de Ley para La Dehesa. El primero de ellos en Andalucía es el anteproyecto de Ley del Olivar, su artículo 6 se pide a través de un Plan Director para los olivares andaluces “La identificación, cuantificación, reconocimiento y evaluación de las externalidades positivas y negativas del olivar y sus materias primas y productos”. Estas externalidades positivas, y su compensación podrán ser consideradas posteriormente como parte del contenido en la firma de los Contratos Territoriales de Zona Rural previstos en la Ley de Desarrollo Rural Sostenible, así como en los definidos en la Ley como *Contratos Territoriales de Explotación*, que son los instrumentos mediante los que la Administración andaluza y los particulares, dentro de los fines señalados por el Plan Director, orientarán las actuaciones en las explotaciones olivareras hacia la consecución de una mayor eficiencia, competitividad y sostenibilidad. Este

¹⁸ Se impusieron, porque se consideraba que para poder acogerse al CARB había que cumplir unas obligaciones mínimas en su manejo y en su tipología, y porque se consideró muy positivo, que todos los titulares de explotaciones se obligaran a realizar cursos de formación, a gestionar correctamente los residuos y a realizar un plan de gestión de purines. Los compromisos son:

- La explotación agrícola deberá contar con un agricultor profesional.
- Someterse al diagnóstico previo.
- Llevar un cuaderno de explotación con las actuaciones que se desarrollan.
- Absorber como mínimo 1 UTA (agricultor profesional a tiempo completo).
- Carga no superior 1 UBM/ ha.
- Llevar un cuaderno de explotación.
- No utilizar semillas transgénicas.
- Realizar un mínimo de 30 h de actividades formativas.
- Cumplir el código de buenas prácticas agrícolas y los requisitos legales de gestión (condicionalidad).
- Seguir un plan de gestión de adobado y hacer un uso racional de los pesticidas.
- Gestionar correctamente los residuos generados en la finca.

¹⁹ Estos compromisos voluntarios se clasifican en cinco ejes:

Eje 1: El medio ambiente, el paisaje y el medio rural: rehabilitación de paredes secas, mantenimiento de “setos y corredores biológicos aislados, siembra de zulla y reutilización de restos vegetales para hacer compuesto, recuperación de cultivos permanentes tradicionales, medidas de prevención de incendios y adquisición de barreras de “ullastre”.

Eje 2: Los recursos naturales y su aprovechamiento: racionalización del regadío y gestión adecuada, y creación de pastos naturales.

Eje 3: Los procesos productivos de la actividad agraria: mantenimiento de barbecho con leguminosas, plan de pastos racional y planificación de reservas de alimento.

Eje 4: El uso de energías alternativas: uso de energías alternativas: placas solares o bombas solares de agua.

Eje 5: La diversificación de las actividades en la explotación: variedades propias de fruta y hortaliza, creación de itinerarios de paseo, venta directa razas autóctonas, viñedos y cría equina menorquina.

anteproyecto fue aprobado y se convirtió en Ley en sesión plenaria número 72 del 28 de septiembre de 2011.

Así mismo muchas otras comunidades autónomas reconocen en sus planes forestales la necesidad de valorar y compensar las externalidades positivas de los servicios ecosistémicos. Así por ejemplo el Plan de Acción Forestal de la Comunitat Valenciana (PATFOR) planteó a través de su Plan de Participación Pública (2009) en el que se han escuchado a decenas de actores sociales que están involucrados y tienen intereses directos en una gestión sostenible del monte en la Comunidad Valenciana, el consenso básico hallado en la búsqueda de elementos estratégicos que deben orientar en el PATFOR la necesidad de explorar y evaluar la factibilidad de introducir en la Comunidad Valenciana sistemas de PSE.

En el anteproyecto de Ley para la dehesa, el artículo 4 reconoce como fines de la Ley la promoción de una gestión de la dehesa con enfoque múltiple e integral que además de tener en cuenta sus posibilidades productivas, garantice su persistencia y sostenibilidad, y establece para ello también otro modelo de vinculación contractual entre los titulares de dehesa y la sociedad a través de las administraciones públicas que permita reconocer los servicios ecosistémicos y de otra índole derivados de su adecuada gestión a los que denomina “Acuerdos para la gestión de las dehesas” en su artículo 12.

3.7. POSIBILIDADES DE ARTICULACIÓN MUNICIPAL DE LOS SISTEMAS DE PSE

Según Lozano Cutanda (2010) otra vía posible para la implantación de los contratos territoriales sería prever ayudas estatales o autonómicas para los Ayuntamientos que introduzcan el sistema y aprobar una ordenanza tipo para su convocatoria. De acuerdo a esto los Ayuntamientos pueden contar, además de con la cofinanciación estatal o autonómica, con la recaudación procedente de tributos o tasas.

El principal problema que se plantea es que, si bien la Constitución reconoce a los Municipios la potestad de establecer “tributos propios” (art. 142), el principio de Ley que rigen en materia tributaria (arts. 33.3 y art. 133 CE) exige, de acuerdo con la interpretación que ha realizado el TC, que una Ley establezca los elementos esenciales de los impuestos locales, dado que las Ordenanzas tienen carácter reglamentario.

La Ley reguladora de las Haciendas Locales (texto refundido aprobado por Real Decreto Legislativo 2/2004, de 5 de marzo, LRHL en adelante), regula de modo bastante exhaustivo los principales tributos locales (impuesto sobre bienes inmuebles, impuesto sobre actividades económicas, e impuesto sobre vehículos de tracción mecánica), y sólo deja un limitado margen de configuración a las Corporaciones locales para la aplicación de coeficientes y bonificaciones previstos en la Ley y para la determinación de las tasas como contraprestación de servicios o actividades prestadas. Estas tasas pueden establecerse como contraprestación por los servicios ecosistémicos.

Lozano Cutanda (2010) argumenta que podría también preverse con carácter general, ya sea a nivel de legislación básica estatal o de legislación autonómica, el cobro de tarifas por la utilización de montes públicos que luego revertieran en la gestión de los terrenos forestales, en un típico sistema de PSE de pago o compensación directa por el mantenimiento o suministro de un servicio ecosistémico por parte de los usuarios del servicio que se destina a los proveedores o custodios del mismo. Además, señala, en este sentido, el precedente constituido por la Ley 16/1995, de 4 de mayo, Forestal y de Protección de la Naturaleza de la Comunidad de Madrid, cuyo artículo 90 regula las denominadas “tarifas de uso” destinadas a la gestión de los terrenos forestales. De acuerdo con este precepto:

1. “El uso de determinadas instalaciones o infraestructuras de carácter recreativo en los montes públicos, podrá requerir el abono de tarifas previamente acordadas y aprobadas por la Administración competente.

Los ingresos derivados del uso de dichas instalaciones tendrán la consideración de aprovechamientos a los efectos económicos de la gestión de los terrenos forestales.

Gozarán de derecho preferente en la adjudicación de las concesiones o contratos de gestión relativos a los establecimientos o servicios a los que se refiere el apartado anterior, los vecinos de los municipios en los que se ubique el monte”.

3.8. LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA BIODIVERSIDAD Y LOS SERVICIOS DE LOS MONTES

La exigencia de valoración de los servicios de los ecosistemas forestales aparece reiteradamente tanto a nivel internacional (Proceso Paneuropeo sobre la Protección de los Bosques en Europa - Forest Europe) como a nivel nacional véase por ejemplo el Plan estratégico del Patrimonio Natural y la Biodiversidad). Así mismo esta valoración es un punto de partida fundamental para el establecimiento de sistemas de PSE sobre ecosistemas forestales. Esta valoración económico-ambiental de los bienes y servicios ecosistémicos de los montes reposa sobre la teoría del VET de Pearce y Turner (1990) y Pearce (1993). Ésta genera un marco lo suficientemente amplio como para que puedan valorarse en él bienes y servicios tanto de mercado como externalidades. Este marco considera que el valor económico de un bien o servicio, o en general de todo un ecosistema puede dividirse en valores activos, pasivos, de opción y de existencia. A continuación se presenta la aplicación del VET a los bosques españoles.

3.8.1. ¿Cuánto valen los bosques españoles?

De acuerdo con la Sociedad Española de Ciencias Forestales (2010) la inversión forestal pública en España es de 40,8 €/ha, cifra bastante superior a la media europea de 27 €/ha de media en la UE-27. Teniendo en cuenta exclusivamente la superficie forestal arbolada, la inversión que la administración realiza sobre el bosque existente es de 61,7 €/ha. Esta cifra sigue siendo inferior a la recomendación del Plan Forestal Nacional, aprobado en 2002, que recomendaba 52,3 €/ha forestal o 70,8 €/ha forestal arbolada) con una cifra total, actualizada a 2009, de 1.440 mill. €. Esta cantidad se corresponde con una inversión equivalente a 26,4 €/ha por español. Teniendo en cuenta que esta cantidad de dinero podría ser considerada como una inversión fundamentalmente sobre los bosques públicos, o cuanto menos sobre el papel de tutela que la administración ejerce sobre todos los montes, públicos y privados así como los trabajos de restauración y mantenimiento de los bosques públicos, puede considerarse que el pago de los servicios ecosistémicos es de 26,4 €/ha o de $40,8/0,33 = 123,63$ €/ha forestal pública²⁰.

Las figuras 11 y 12 muestran la inversión forestal por hectárea pública forestal y por habitante que han venido realizando las administraciones públicas españolas (Fuente: Situación de los bosques y del sector forestal en España 2009: Avance de resultados de la Sociedad Española de Ciencias Forestales).

²⁰ Asumiendo que dichos fondos no velan o compensan por el capital forestal privado al no resultar beneficiarios de dichos fondos sus propietarios.

Cabe preguntarse si esta cifra es adecuada para compensar la provisión de servicios ecosistémicos que generan los montes públicos. La contestación a esta pregunta puede hacerse a través de tres métodos. El primero es estimar el valor económico de dichos montes. Esto se ha realizado a través del proyecto VANE de TRAGSATEC²¹ por lo que en él puede compararse esta cifra el valor de los servicios que provee cualquier hectárea en España. Otra forma de responder a esta pregunta puede ser a partir del principio de sostenibilidad, por el cual los montes deberían estar garantizando los servicios que prestan hoy también en el futuro. La tercera, como se verá más adelante es tomar en consideración los valores que han dado diversos autores. Si se acepta esta premisa, que es equivalente a decir que los montes deberían estar funcionando adecuadamente como capital natural, y se acepta que esto implicase la total ordenación sostenible de los montes de España, así como la restauración de los ecosistemas degradados, habría que comparar la inversión actual con el gasto para lograr dicha situación. Esta forma de valorar los ecosistemas podría ser considerada como un valor de referencia a partir del cual se garantiza la sostenibilidad de un capital natural adecuadamente conservado que ofrecen los servicios ecosistémicos de los bosques de España. Para ello es necesario considerar los gastos de ordenación así como los de restauración.

²¹ El proyecto VANE: “Valoración de los activos naturales de España” tuvo por objetivo principal identificar los activos naturales y establecer los modelos físicos de asignación de valor, y como objetivo secundario el de construir un sistema de información geográfico territorial del capital natural, que permita disponer de mapas de valor para cada uno de los servicios considerados. En 2009, la Universidad Rey Juan Carlos a través del equipo de investigación al que pertenezco firmó el artículo 83 con la empresa TRAGSATEC titulado “Colaboración y supervisión para la redacción de una publicación sobre la valoración de los costes indirectos de la Red Natura 2000 en España” a partir de la cual se tuvo acceso a diversos datos no publicados y por lo tanto no citables.

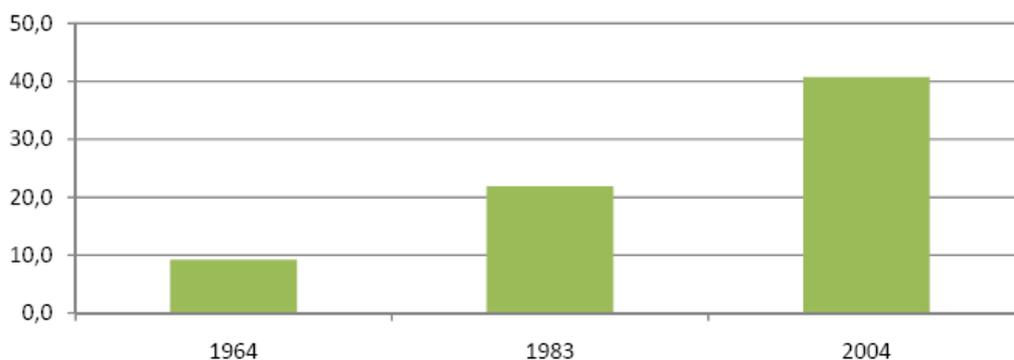


Fig. 2. Inversión del sector forestal en euros por hectárea pública forestal

Fuente: Situación de los bosques y del Sector forestal en España 2009 presentado por la Sociedad Española de Ciencias Forestales.

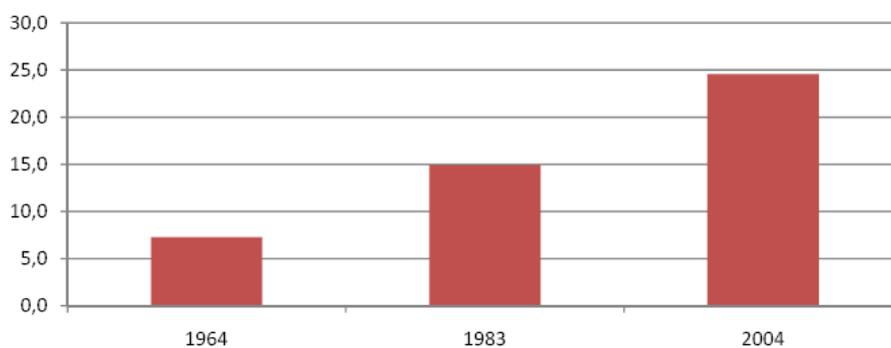


Fig. 3. Inversión del sector forestal en euros por hectárea forestal/habitante

Fuente: Situación de los bosques y del Sector forestal en España 2009 presentado por la Sociedad Española de Ciencias Forestales.

3.9. ¿Qué servicios ecosistémicos de los bosques se pueden compensar?

Generalmente son cinco los principales servicios ecosistémicos que generan los montes: biodiversidad, captura de carbono, provisión hídrica, conservación de suelos y paisaje. Existen realizados por el Ministerio de Medio Ambiente mapas nacionales de los cinco. En una política pública de PSE el Gobierno debe decidir en primer lugar si debe compensar todos en un único conjunto o si por el contrario decide compensar determinados servicios en determinadas zonas. Esta decisión estará vinculada, asimismo, al grado de descentralización que se le quiera dar al mecanismo y probablemente al futuro alcance que se le quiera dar a esta política. Si se plantea una política de PSE como el futuro mecanismo que suplirá al Real Decreto 4/2001, de 12 de enero, por el que se establece un régimen de ayudas a la utilización de métodos de producción agraria compatibles con el medio ambiente, habrá servicios que tendrán que compensarse con criterios semejantes en toda España. Si por el contrario, el criterio para el programa de PSE es desarrollar la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes o articular la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad, parece tener más sentido buscar la discriminación de servicios ecosistémicos por zonas de modo que cada lugar pueda maximizar el servicios ecosistémico que considere prioritario. Por otra parte, la divergencia entre los distintos pagos por servicios por regiones y cuantías tendrá que ajustarse como sea visto en el análisis jurídico a las discriminaciones que permita la Ley 38/2003, de 17 de noviembre, General de Subvenciones, al amparo de la cual se desarrollarían los contratos territoriales que de acuerdo a la Ley 45/2007 para el Desarrollo Sostenible del Medio Rural y su

consiguiente programa de desarrollo rural sostenible podrían canalizar estos pagos a los ayuntamientos. Las ventajas y desventajas resultantes de la forma en la que se aplique las posibles opciones dentro de ésta se muestran en la tabla 7.

Tabla 4. Ventajas y desventajas de los distintos modelos de compensación de servicios ecosistémicos.

Servicios a compensar	Ventajas	Desventajas
Todos juntos	Puede simplificar las operaciones en cada predio sujeto al PSE. Igualdad de criterios para todo el territorio nacional. Mayor grado de compatibilidad con ayudas comunitarias	Posibles incentivos perversos. Desequilibrios regionales. Sistema ineficiente a la hora de fomentar servicios más escasos en zonas en las que podrán ser más relevantes.
Servicios discriminados	El PSE se ajusta a las necesidades y potencial local. Se gana en eficiencia. Se pueden poner en valor servicios específicos en función de diversos criterios e importancia regionalizados	Requiere una descentralización más costosa de planes de PSE (definirlos por ejemplo en cada plan de zona). Puede requerir diversos programas específicos. Todo ello puede ser más costoso

CAPÍTULO IV. ESTUDIOS DE CASO PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE SISTEMAS DE PSE

4.1. ESTUDIOS DE CASO DE DISEÑO DE MODELO DE PSE

Se plantean cuatro propuestas de sistemas de PSE adaptados a una escala territorial que inicia en el nivel local y culmina en el nivel nacional. La condición principal para llevar a cabo este planteamiento se basa en el grado de detalle de la información recopilada y los análisis realizados para la generación de los resultados, obteniendo el máximo nivel de detalle a una escala local. Este sistema se Dado que el objetivo de esta tesis es la de llegar a plantear una arquitectura política de PSE para España, a medida que se ha ido ampliando la escala de lo local a lo autonómico, los datos empíricos resultaban más difíciles de recoger, por lo que se optó por estudiar con detalle empírico el nivel más local convirtiéndolo en la base que sustenta el planteamiento de las demás propuestas de sistema de PSE a diferentes niveles, sin buscar en éstos niveles igual cantidad de datos, que por su naturaleza no podrán dar un alto grado de fiabilidad, o bien cuyos datos ya habían sido elaborados por otros (por ejemplo, en la Comunidad de Madrid, por el proyecto VANE de TRAGSATEC²².

A un nivel muy local (Capítulo 4.2) se planteó trabajar a partir de un proyecto con fondos LEADER gestionado por el Grupo de Acción Local (GAL) consorcio Sierra Oeste. Esto permitió contar con recursos económicos para la ejecución de las principales actividades que formarían parte del sistema de PSE y plantear una propuesta metodología detallada de como implementar el sistema de PSE y generar toda la información necesaria para su desarrollo. En esta metodología se destaca como aspecto novedoso la participación e involucramiento de los actores sociales de la zona. Este proyecto nos permitió dedicar recursos a la investigación en campo y obtener numerosos resultados empíricos.

Entre los actores participantes en el proceso participativo se encuentran instituciones locales, dependencias de la Comunidad de Madrid, GAL, empresarios turísticos y población local. Durante este proceso, todos los participantes expresaron sus opiniones y puntos de vista de acuerdo a su experiencia y conocimiento de la zona para la identificación de los principales problemas existente y a su vez las posibles soluciones a implementarse en la zona de estudio.

Con toda la información generada en los procesos de consulta a través de los talleres participativos y las más de 400 entrevistas a pie de las áreas recreativas y telefónicas (en las urbanizaciones de la zona), se recoge información valiosa que muestra la importancia de plantear un sistema de PSE a nivel local que contribuya a hacer frente a alguno de los principales problemas, entre estos, la ausencia de una ordenación de los usos turísticos del Pantano, la suciedad de las áreas recreativas y los incendios forestales entre otros.

Las soluciones/alternativas propuestas para contribuir a conservar los valores ambientales de la zona fueron el cobro de una tarifa por persona por visitar las áreas recreativas ya sea por persona o por aparcar el coche (definida en los talleres participativos) y corroborada por las entrevistas realizadas a los visitantes de las áreas recreativas donde en promedio confirmaron estar dispuestos a pagar por visitar las áreas recreativas siempre y cuando ese dinero revierta en la conservación de la zona.

Este proceso de consulta y la información obtenida aclaró muchos aspectos, dudas y puntos de vista relacionados con la hipótesis planteada sobre si los actores sociales y visitantes de las áreas recreativas aceptarían o no la implementación de un sistema de PSE con la puesta en

²² Ver nota de pie anterior, (38)

marcha de un mecanismo de cobro, algo nuevo y muchas veces controversial por la cultura española de visitar los espacios naturales protegidos de forma gratuita.

Con toda la información generada en el proceso participativo se planteó el sistema de PSE local que consta de nueve puntos. Una vez desarrollado el sistema de PSE local se consideró que no es necesario plantear y desarrollar para cada uno de los demás niveles territoriales un sistema de PSE (comarcal, autonómico y nacional). Lo importante es plantear las bases y crear una plataforma para el desarrollo de una política de PSE. Con esto se deja claro que no es necesario ni imprescindible por ser repetitivo el desarrollo de tres sistemas de PSE adicionales con los mismos pasos que el desarrollado en el nivel local ya que se incurriría en una mayor demanda de tiempo y de recursos financieros no disponibles para esta investigación, además se estarían repitiendo actividades que generarían resultados muy similares.

A partir de este trabajo (desarrollado ampliamente²³ en el capítulo 4.2) se comenzó a escalar la investigación. El siguiente paso (capítulo 4.3) fue adaptar territorialmente el sistema de PSE local a un ámbito comarcal. En este segundo paso me centré en diferentes aspectos de los PSE no trabajados en el caso primero, en concreto en desarrollar un modelo de cuantificación del servicio ecosistémico a ofertar y por el cual se estaría pagando a los potenciales demandantes. Su valoración incluyó el uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) para espacializar las variables en el territorio. La cuantificación inició en una escala local en tres municipios con un área total del 8.029,21 ha (capítulo 4.2) a una escala comarca que comprende 19 municipios y un área total del 83.146 ha. (capítulo 4.3) El tamaño de la zona de estudio es inversamente proporcional al nivel de detalle de los estudios planteados. Esto se expresa gráficamente de la fig. 13.

A nivel autonómico se utilizó simplemente el trabajo desarrollado por el Grupo TRAGSA con quien se colaboró²⁴. En esta tesis se menciona brevemente pues el trabajo no es propio, si bien se considera como un insumo importante para el análisis posterior.

Por último, a nivel nacional se planteó un modelo de gestión y política forestal de los montes municipales basado en un concepto de pirámide de participación y el análisis de los municipios forestales españoles asociados a la Red de Municipios Forestales (REMUFOR).

En resumen el procedimiento seguido en esta fase ha sido el de aplicar un proceso metodológico local y a medida se pasaba de un nivel a otro más general generar o utilizar algunas más capas de información, de modo que al final todas pudieran servir como parte del análisis de los factores para la definición de una política nacional de PSE de los siguientes capítulos.

²³ Y publicado en una revista de impacto: Flores-Velásquez, P. Martínez de Anguita, P, Romero Calcerrada, R., Novillo, C. J., Ruiz M. A. 2008. Los sistemas de pago por servicios ambientales entre la adicionalidad y la subsidiariedad: aplicación a la belleza escénica en el pantano de San Juan, Madrid, España. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 17(1), 39-53.

²⁴ Ver nota de pie 38.

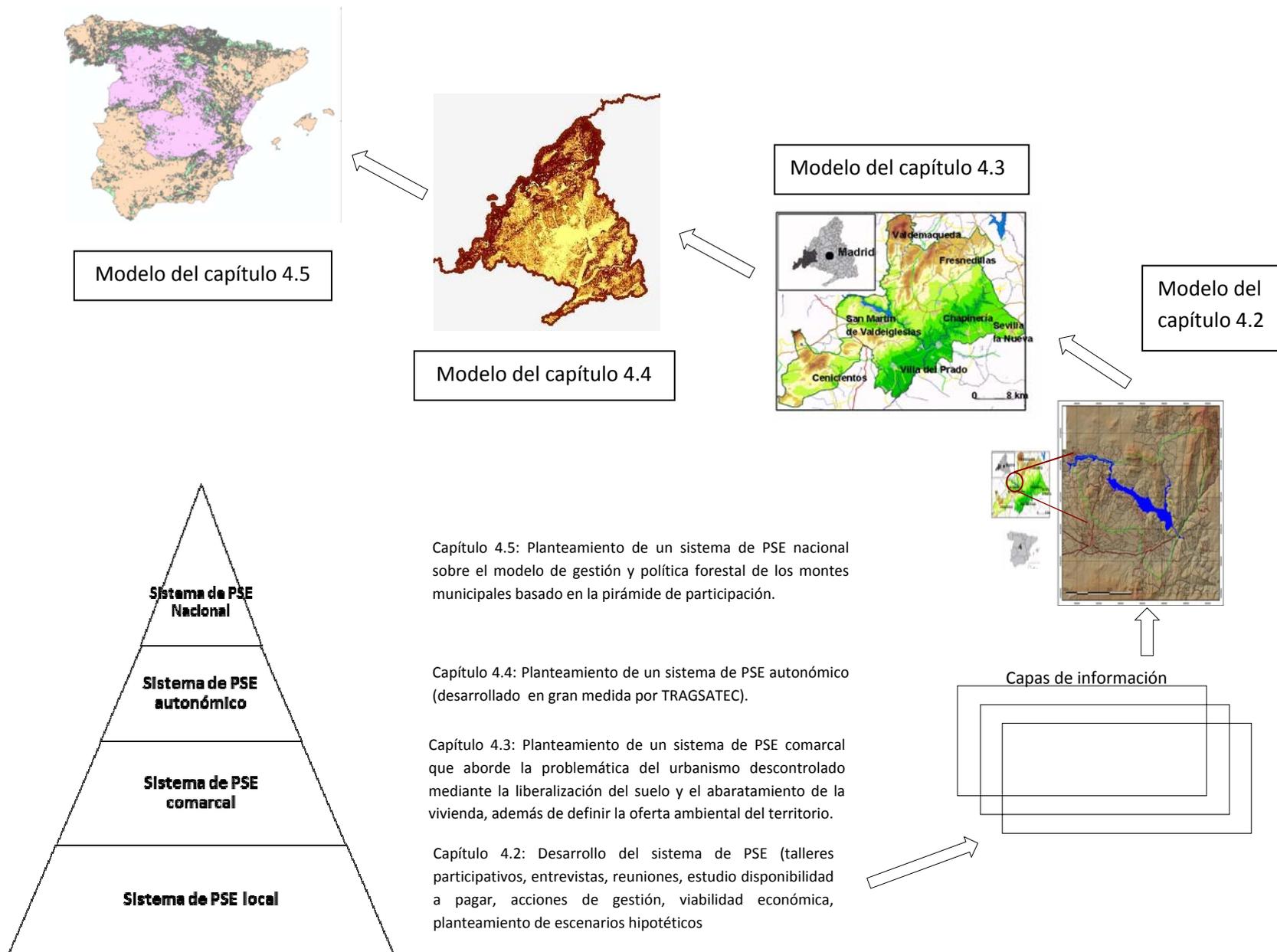


Fig. 4. Adaptación territorial de los estudios de caso de sistemas de PSE

4.2. LOS SISTEMAS DE PSE ENTRE LA ADICIONALIDAD Y LA SUBSIDIARIEDAD: APLICACIÓN A LA BELLEZA ESCÉNICA EN EL PANTANO DE SAN JUAN

Resumen

Los sistemas de PSE son un mecanismo de transacción directa donde los demandantes de un servicio ecosistémico pagan a los oferentes una compensación por su conservación y mantenimiento. Se desarrolla un estudio piloto sobre el establecimiento de un sistema de PSE orientado a conservar el servicio ecosistémico de la belleza escénica en la zona del pantano de San Juan, Madrid. Este trabajo plantea dos aspectos novedosos: el primero, define la elaboración de un diagnóstico apoyado en el desarrollo de un proceso participativo que involucra a todos los actores sociales locales, identificando la problemática principal y las posibles alternativas y soluciones mediante entrevistas presenciales con los turistas y visitantes de las áreas recreativas, así como telefónicas con los residentes de las dos urbanizaciones incluidas en el área de influencia de la investigación, con el fin de obtener una visión compartida y un consenso social sobre la realidad de la zona. El segundo, plantea comprender las interacciones entre los instrumentos de gestión regional – local y los mecanismos de financiación pública y privada para la conservación del servicio ecosistémico de la belleza escénica.

Como resultados se muestran los principales problemas identificados en la fase del diagnóstico: los incendios forestales, las plagas y enfermedades, la carencia de un turismo de calidad, la falta de ordenación de los usos turísticos en las áreas recreativas y la carencia de una mayor vigilancia en la zona. A raíz de esta problemática se definen cuatro programas de gestión orientados a contribuir a la conservación y mantenimiento de la belleza escénica, unida a la gestión forestal y recreativa mediante un criterio de “adicionalidad”. Su financiación se plantea tanto a través de fondos procedentes de la financiación pública -plan forestal de la Comunidad de Madrid- como fondos procedentes de la financiación privada recaudados por el cobro de una entrada en las áreas recreativas a través de un consorcio creado para tal fin.

A partir de estos resultados se estudia la viabilidad económica del sistema reflejada en el planteamiento y comparación de tres escenarios hipotéticos con diferentes alternativas. El escenario 2 de gestión compartida público-privada y regional-local con actividades prioritarias es el que presenta una mayor viabilidad económica a partir de su implementación. Estos resultados muestran como los sistemas de PSE pueden tener una gran utilidad al actuar como interfaz entre los ámbitos regional y local y público y privado asegurando una sostenibilidad de proyectos cuando las inversiones iniciales corresponden a la Administración y la gestión a consorcios formados realizados a tal efecto.

Palabras claves: pago por servicios ecosistémicos, belleza escénica, recreación, proceso participativo, Sistemas de Información Geográfica (SIG).

4.2.1. Introducción

El constante crecimiento de la población de la Comunidad de Madrid demanda cada año una serie de servicios básicos adecuados para satisfacer sus principales necesidades. Dentro de estos, existe una demanda específica hacia las actividades de ocio desarrolladas en áreas recreativas. Cada verano, pobladores de diferentes municipios de la Comunidad de Madrid y alrededores ejercen una creciente presión sobre estos espacios, causando algunas veces impactos negativos que provocan la pérdida de masa forestal y de los valores y atractivos de la zona. Ello obliga a replantear la gestión forestal o recreativa de algunas de estas áreas. Este apartado propone el establecimiento de sistemas de PSE mediante la valoración del servicio ecosistémico de la belleza escénica más el recreo y el posible aporte de los visitantes a su mantenimiento como posible mecanismo regional - local y público - privado de ayuda a la gestión de dichas áreas.

Pagiola *et al.* (2002) citado por Zbinden y Lee (2005) exponen que en muchos países industrializados existe una compensación por parte del gobierno a los propietarios para que conserven las principales características de su territorio. Asimismo, Wunder *et al.* (2005) describen una experiencia llevada a cabo en Vietnam donde turistas extranjeros pagaban a los residentes por visitar la zona. Sin embargo estos pagos realizados no tuvieron ninguna repercusión sobre el medio ambiente de la zona.

De todos los servicios ecosistémicos el menos valorado e investigado desde la perspectiva de los sistemas de PSE ha sido el de la belleza escénica asociada a valores estéticos o culturales. Según Budowski (1998) citado por Barrantes (2000) el concepto de belleza escénica conlleva aspectos subjetivos ligados a la conservación y disfrute de un patrimonio heredado como paisaje atractivo: cataratas, ríos, lagos, flora y fauna espectacular. Pukkala *et al.* (1995) argumentan que el valor de la belleza escénica de los bosques depende de factores como la visibilidad, el área y la propia belleza escénica existente.

El uso principal de este servicio ecosistémico según los expertos está relacionado con la recreación y el ecoturismo, ambas actividades con crecimiento en la economía de los países. Por ello nuestro sistema de PSE se centra en considerar como servicio ecosistémico la belleza escénica ligada al recreo.

Tahvanainen *et al.* (2001) consideran que en las últimas décadas los servicios ecosistémicos como la belleza escénica y el valor recreativo han llegado a ser cada vez más significativos y su conservación se vuelve cada vez más importante para muchas organizaciones involucradas en su gestión. Willis y Garrod (1993) argumentan que todos los beneficios generados en un territorio rural se pueden ver mermados por los cambios que se ocasionen en el paisaje como consecuencia de las demandas económicas y la innovación tecnológica. Biénabe y Hearne (2005) y Campos *et al.* (2005) consideran que para la valoración de la belleza escénica ligada al recreo se debe partir de la hipótesis de considerarla un bien público (Samuelson y Nordhaus (1996)²⁵ no definido en un mercado, no estando valorado desde el punto de vista económico: La gente no percibe la necesidad de pagar por ser considerado un servicio ecosistémico público.

El presente documento muestra los resultados y conclusiones correspondientes a una investigación desarrollada en el pantano de San Juan en la Comunidad de Madrid, España, como parte de una experiencia piloto. Se pretende con ello seguir contribuyendo a la línea de investigación de los sistemas de PSE aplicados a la conservación de la belleza escénica y el paisaje.

4.2.2. Experiencias desarrolladas de sistemas de PSE en belleza escénica

Algunas experiencias desarrolladas sobre la implementación de sistemas de PSE orientado a valorar el servicio ecosistémico de la belleza escénica son las siguientes: Robertson y Wunder (2005) analizaron cinco estudios de casos en Bolivia donde el turismo era desarrollado por los pobladores locales. A pesar de ser experiencias incipientes en algunos casos ya se pueden cuantificar efectos ambientales positivos. Si bien en cuanto a los efectos económicos los resultados no fueron tan positivos. Cuatro de los estudios no muestran viabilidad económica por no contar con los recursos económicos iniciales para la puesta en marcha del proyecto. Sólo una comunidad contó con el apoyo de una institución cooperante, recibiendo una donación inicial de 1,4 millones de dólares americanos para iniciar el proyecto. A pesar de contar con este fondo los resultados desde el punto de vista económico apenas fueron notables.

²⁵ Definen los bienes públicos como mercancías en las que el coste de extender el servicio a una persona adicional es cero y resulta imposible impedir que lo disfruten algunos individuos.

Landell-Mills y Porras (2002) dentro del inventario realizado, analizaron 51 experiencias de sistema de PSE de la belleza del paisaje, concluyendo que este mercado no está aún maduro y enfrenta importantes restricciones.

Una experiencia llevada a cabo en Costa Rica por Biénabe y Hearne (2005) concluyen que la disponibilidad a pagar por parte de los turistas extranjeros y nacionales para la conservación de la naturaleza fue mayor que la disponibilidad a pagar por la belleza escénica y que los entrevistados con mayores ingresos económicos fueron los que mostraron una mayor disponibilidad de pago. Otro estudio desarrollado en la reserva natural de la isla de Ometepe, Nicaragua, analizó el potencial turístico de la isla concluyendo que era importante tener en cuenta la opinión de los turistas por el alto valor económico que otorgaban a los valores de la isla como principales demandantes (Barzey, 2001). Asimismo, otro estudio realizado en Ecuador con tres grupos indígenas en la reserva de fauna de Cuyabeno analizó las diferentes formas de participación en actividades turísticas, concluyendo que el turismo proporciona una renta adicional significativa (Wunder, 2000). Este aporte económico por parte del turismo a la economía nacional y a los pobladores de comunidades locales lo señalan de nuevo Mayrand y Paquin (2004) apuntando que existe una demanda nacional e internacional para el servicio ecosistémico de la belleza escénica asociada al turismo en la cual los principales oferentes son los Gobiernos. Grieg-Gran *et al.* (2005) y Pagiola *et al.* (2005) han desarrollado estudios enfocados al impacto de los sistemas de PSE en el combate de la pobreza, concluyendo que algunas experiencias desarrolladas en Costa Rica muestran que los pagos directos contribuyeron positivamente a los ingresos familiares, si bien los sistemas no fueron diseñados para reducir la pobreza.

La mayoría de las experiencias citadas han sido desarrolladas en Latinoamérica con resultados incipientes, pero con el aumento creciente de estudios con el paso de los años, ya no cabe duda de la importancia que representa el estudio de la belleza escénica asociada a valores turísticos y recreativos para el desarrollo de muchos países y regiones.

4.2.3. Objetivos

General

Se pretende con el presente trabajo establecer un sistema de PSE basado en la valoración de la belleza escénica unida al aspecto recreativo de modo que facilite la financiación de la conservación y gestión integral de los recursos forestales y recreativos en el pantano de San Juan, Madrid, España.

Específicos

Este objetivo general permite a su vez el planteamiento de los siguientes objetivos específicos:

- Establecer una modalidad de sistema de PSE enfocada en las necesidades, percepciones y expectativas estrictamente locales en materia de conservación de la naturaleza de la zona. Para ello se plantea como método la elaboración de un diagnóstico apoyado en un proceso participativo local que refleje una visión integral, articule los principales actores sociales y genere información para el establecimiento del sistema de PSE.
- Comprender el papel de los sistemas de PSE como mecanismo político económico de conservación pública-privada mediante el análisis y proposición de programas de gestión enfocados a mitigar el deterioro ambiental y a garantizar la provisión de servicios ecosistémicos en la zona.
- Determinar la viabilidad económica del sistema de PSE basado en un análisis de escenarios hipotéticos en los que se comparen los beneficios con los costes con y sin ayudas subsidiarias.

Los objetivos planteados deben permitir por una parte comprender cuál es el papel que pueda jugar el establecimiento del sistema de PSE en países desarrollados con una gran tradición centralizadora en la conservación. Baste decir que en España los montes de utilidad pública de los Ayuntamientos han sido hasta la Ley 43/2003 de Montes exclusiva competencia de las entidades públicas regionales o autonómicas, provocando así un desapego de los Ayuntamientos por sus recursos naturales. Por otra parte se pretende ver hasta que punto un sistema de PSE puede conciliar mecanismos públicos y regionales de conservación con los privados y locales contribuyendo a compensar el papel de la aplicación al principio de subsidiariedad que rige las políticas de desarrollo rural europeas en la gestión de territorios con alto valor ambiental. Para ello es necesario conocer la realidad actual de la zona definiendo su problemática e identificando el servicio ecosistémico a ofertar, los oferentes y demandantes; proponer los programas de gestión y analizar la rentabilidad del sistema.

4.2.4. Localización del área de estudio

El pantano de San Juan se ubica en la sierra suroeste de la Comunidad de Madrid. El área forma parte de la figura de protección europea “Zona de Especial Protección para las Aves No. 56 Encinares de los ríos Alberche y Cofio”, comprende un área total de 8.029,21 ha, dividida en dos límites. A efecto de este trabajo se ha establecido un límite interno color verde con un área de 6.032,11 ha, y un límite externo color rojo a 500 m del primero formando un “buffer” con un área de 1.997,10 ha. La delimitación geográfica del trabajo se llevó a cabo teniendo en cuenta criterios de delimitación de cuencas hidrográficas, incluyendo los límites físicos territoriales de los municipios de Navas del Rey (1.930,90 ha), Pelayos de la Presa (758,11 ha) y San Martín de Valdeiglesias (4.587,49 ha).

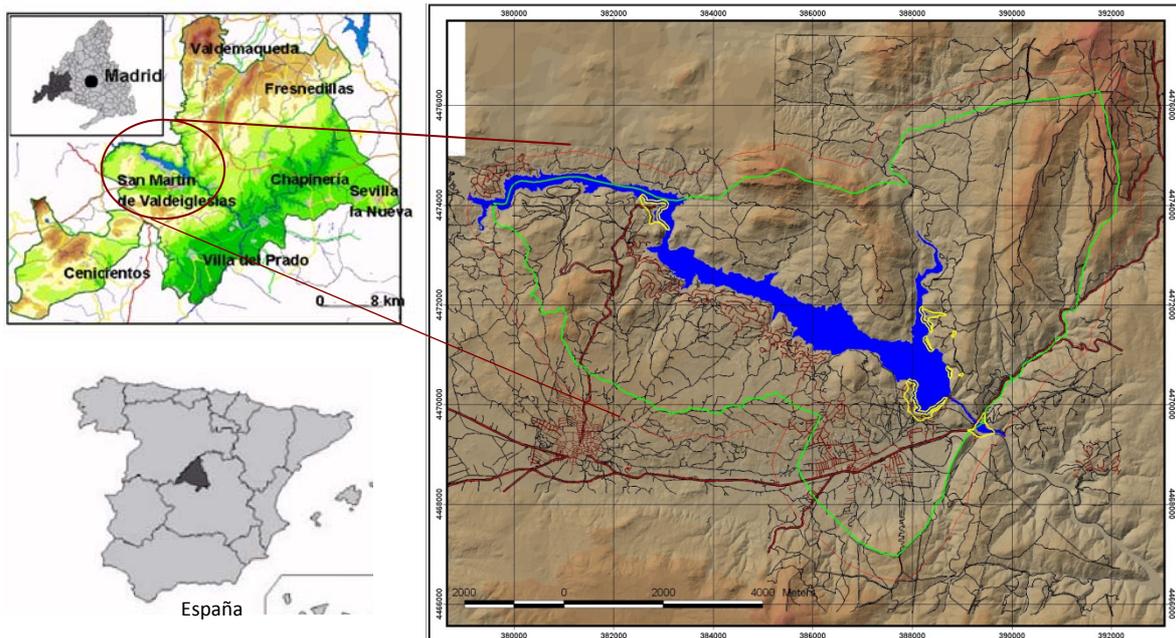


Fig. 5. Mapa de ubicación del pantano de San Juan, Madrid
Fuente: URJC – PAD (2006) y Romero-Calcerrada (2006).

4.2.5. Metodología

Para establecer el sistema de PSE se propuso el diseño de un esquema metodológico basado en experiencias anteriormente implementadas por: PASOLAC (2006); PASOLAC (2002); Espinal y Martínez de Anguita (2006); y Martínez de Anguita *et al.* (2006). El esquema propuesto consta de ocho pasos que definen la planificación del sistema de PSE más su implementación y monitoreo. Como aspectos novedosos se propone conocer la realidad de la zona mediante la elaboración de un diagnóstico participativo (paso 1) y la comprensión de las interacciones entre los mecanismos de financiación pública y privada para la conservación del servicio ecosistémico de la belleza escénica (pasos 7 y 7.1). Ambos aspectos pretenden introducir una mejora al momento de diseñar y planificar los sistemas de PSE. La fig. 15. muestra el esquema metodológico propuesto, resaltando en negrita los aspectos novedosos.

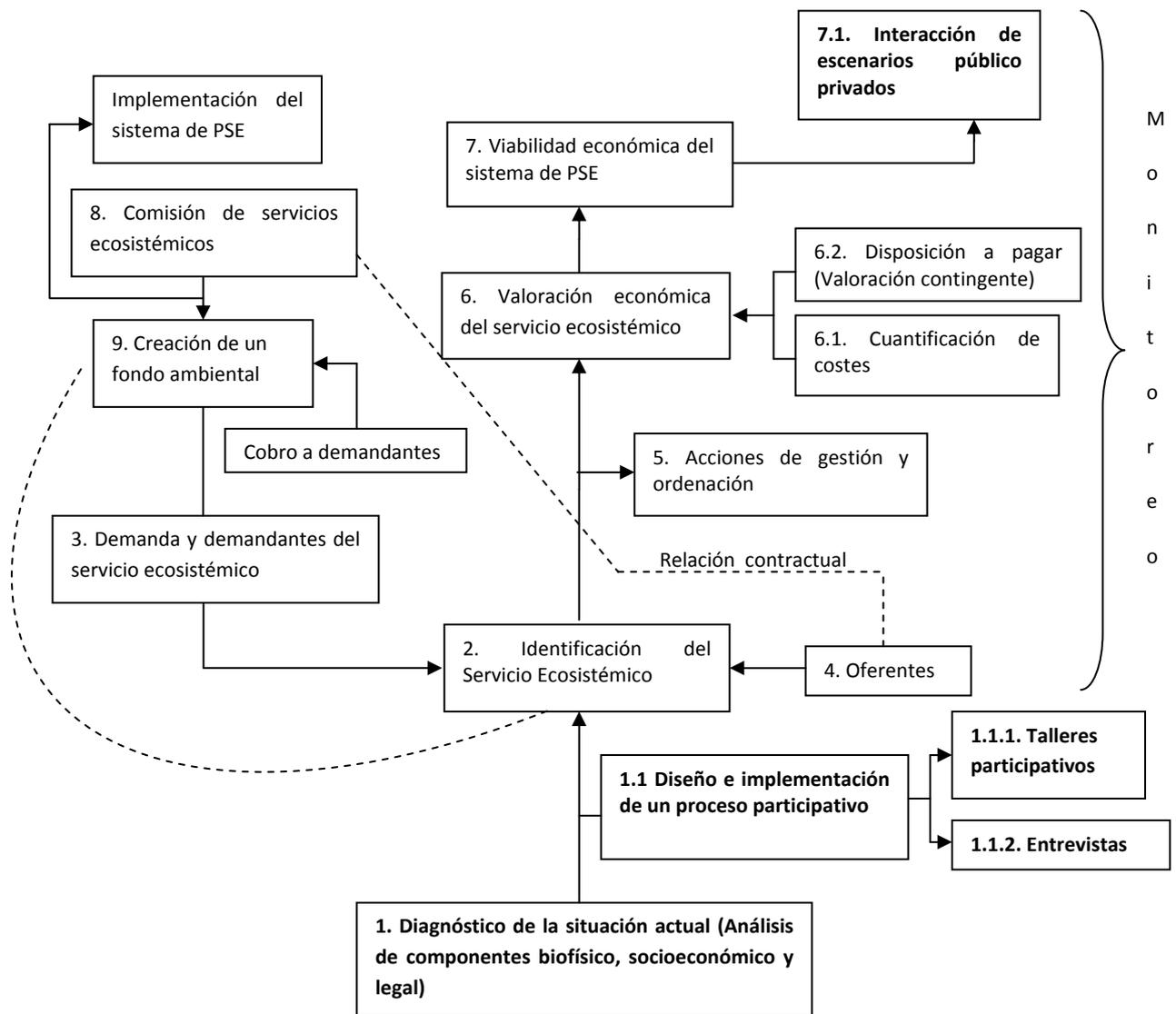


Fig. 6. Esquema metodológico del sistema de PSE aplicado al pantano de San Juan
Fuente: elaboración propia adaptado a partir de PASOLAC (2006); PASOLAC (2002); Espinal y Martínez de Anguita (2006) y Martínez de Anguita *et al.* (2006).

1. Diagnóstico de la situación actual (análisis de componentes biofísico, socioeconómico y legal)

Como parte inicial de todo proceso de investigación, la elaboración de un buen diagnóstico fue fundamental para conocer la realidad de la zona en estudio y *definir y priorizar los problemas existentes* en zonas específicas en las que es necesario actuar. Su desarrollo constó de tres componentes: el biofísico, socioeconómico y legal. De cada uno se redactó un resumen que describió los aspectos y las variables más importantes como apoyo para entender la realidad actual. Este diagnóstico es la base sobre la cual se planteó el sistema de PSE.

La recopilación de información para la elaboración del diagnóstico se llevó a cabo a través de fuentes de información primaria y secundaria. La *información primaria* se recopiló mediante la implementación de talleres y reuniones participativas celebradas con ayuntamientos, grupos ecologistas, organizaciones locales, instituciones de la administración pública de la Comunidad de Madrid, y empresarios turísticos entre otros. De igual forma se desarrollaron entrevistas presenciales y telefónicas dirigidas a los visitantes de las áreas recreativas y residentes de dos urbanizaciones cercanas al pantano de San Juan para conocer su perspectiva con respecto a la realidad del pantano de San Juan. Para la obtención de la información primaria se diseñó e implementó un proceso participativo que integra a todos los actores sociales antes mencionados. La *información secundaria* se recopiló mediante la revisión de estudios de investigaciones, proyectos, inventarios, planes o cualquier tipo de información que contribuya a entender la realidad de la zona. Toda la información recopilada por fuentes primarias y secundarias fue corroborada mediante la realización de giras de campo.

1.1 Diseño e implementación de un proceso participativo: el sentir y pensar de los actores sociales

El proceso participativo estaba integrado por dos instrumentos y técnicas de participación necesarios para la obtención de la información primaria, entre estas:

- Talleres participativos (planificación e implementación).
- Aplicación de entrevistas a los visitantes de las áreas recreativas y residentes de las urbanizaciones.

1.1.1. Talleres participativos

La planificación fue presentada y discutida con el GAL. Este grupo cumplió la función de enlace entre los encargados de coordinar e impartir los talleres y los actores sociales involucrados en el proceso participativo. La figura 16 muestra el esquema utilizado para el desarrollo de los talleres participativos, incluyendo tres mesas y áreas de trabajo para la identificación de los problemas y las alternativas/soluciones:

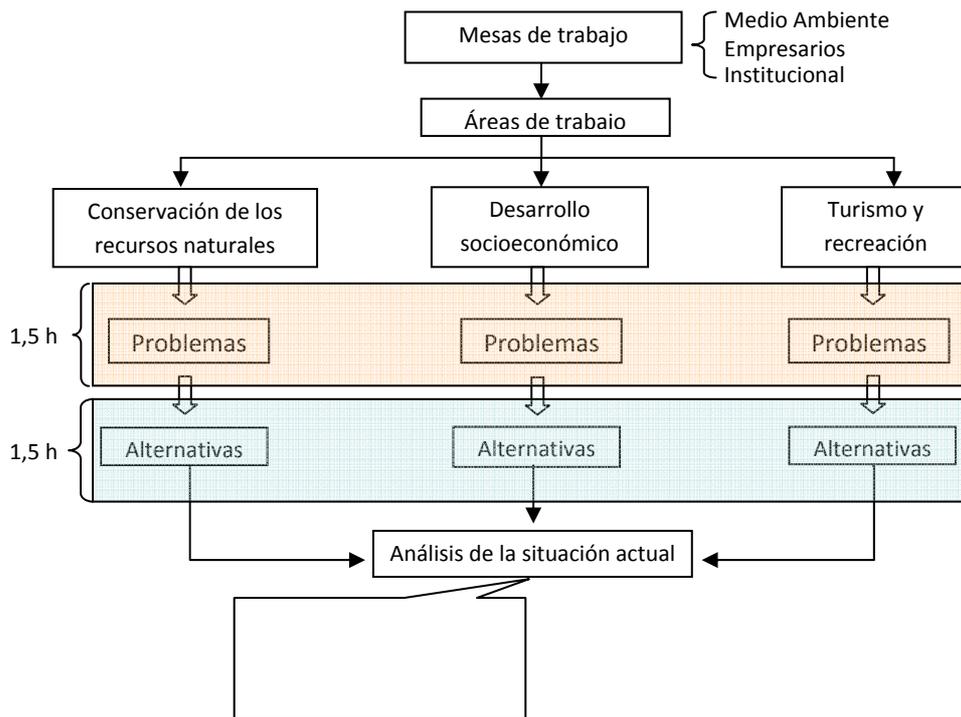


Fig. 7. Esquema metodológico para la implementación de los talleres participativos

Identificación de los actores sociales

Se reconoció el conjunto de interesados que participaron, se trató de obtener una primera impresión de los protagonistas, saber cuales son sus inquietudes y expectativas. Reed (1997) sostiene que la participación de organizaciones es muy influyente en el desarrollo de proyectos específicos sobre la disposición de bienes y servicios ecosistémicos. Para ello se identificaron los actores sociales con influencia directa o indirecta en la gestión del pantano de San Juan. Entre estos se priorizaron organizaciones locales, la administración pública, ONG e instituciones públicas o privadas.

Definición de las mesas de trabajo

La dinámica participativa planteó tres mesas de trabajo, cada una integrada por actores sociales que comparten aspectos afines en cuanto a objetivos y actividades. Las mesas de trabajo definidas en el proceso participativo fueron:

- *Mesa de medio ambiente:* personal de instituciones, asociaciones, ONG.
- *Mesa de empresarios y usuarios de los recursos de la zona:* agricultores, ganaderos, pescadores, cazadores y empresarios turísticos.
- *Mesa institucional:* ayuntamientos, instituciones públicas en materia de medio ambiente a nivel municipal y de la Comunidad Autónoma.

Descripción de la técnica de participación

La técnica seleccionada para la implementación de los talleres fue la utilización de tarjetas (ver fotografías en anexo 2), que permitió organizar un conjunto de ideas sobre los temas planteados en un espacio de tiempo corto. Las áreas de trabajo definidas fueron: la conservación de los recursos naturales, el desarrollo socioeconómico y el turismo y recreación.

Primero los participantes priorizaron las áreas de trabajo antes mencionadas de acuerdo a una votación. La dinámica del taller estableció dos fases de trabajo: la primera fue la identificación participativa de los problemas existentes en cada una de las áreas de trabajo. La segunda fue la definición de las alternativas/soluciones a la problemática identificada. Cada fase se desarrolló

en un espacio de tiempo de 1,5 horas. A cada participante se le dieron dos o tres tarjetas para que anotaran en cada una los problemas existentes en la zona. Las cuestiones de igual naturaleza se colocaron en una misma columna, de modo que columnas paralelas agruparan diferentes cuestiones. La recepción y entrega de tarjetas permitió valorar la importancia de cada tópico. Cuanto más larga era una columna de tarjetas pegadas, más personas estaban de acuerdo con que dicha cuestión es importante.

1.1.2. Entrevistas: a los visitantes de las áreas recreativas y residentes de las urbanizaciones

La gestión de los servicios recreativos de los ecosistemas depende de la forma en que son percibidos por la gente, de modo que para mejorar su gestión es necesario considerar la opinión de sus usuarios (Daily, 2000; Schnurr y Holtz, 1998; citados por Petrosillo *et al.*, 2007). Las entrevistas se planearon para analizar y conocer la perspectiva de los dos grupos de usuarios más importantes en la zona. El trabajo consistió en la recopilación de información mediante la técnica de encuesta sobre las opiniones y actitudes de los visitantes en las áreas del pantano de San Juan y los residentes de las urbanizaciones cercanas al mismo. La recopilación de información se dividió en dos fases: una de oficina y otra de campo. En la primera, se definió el tamaño de la muestra y se diseñó cada instrumento para la toma de datos; en la segunda, se implementó el procedimiento definido para la toma de datos en el campo. El trabajo fue desarrollado de acuerdo al esquema que se describe a continuación (figura 17).

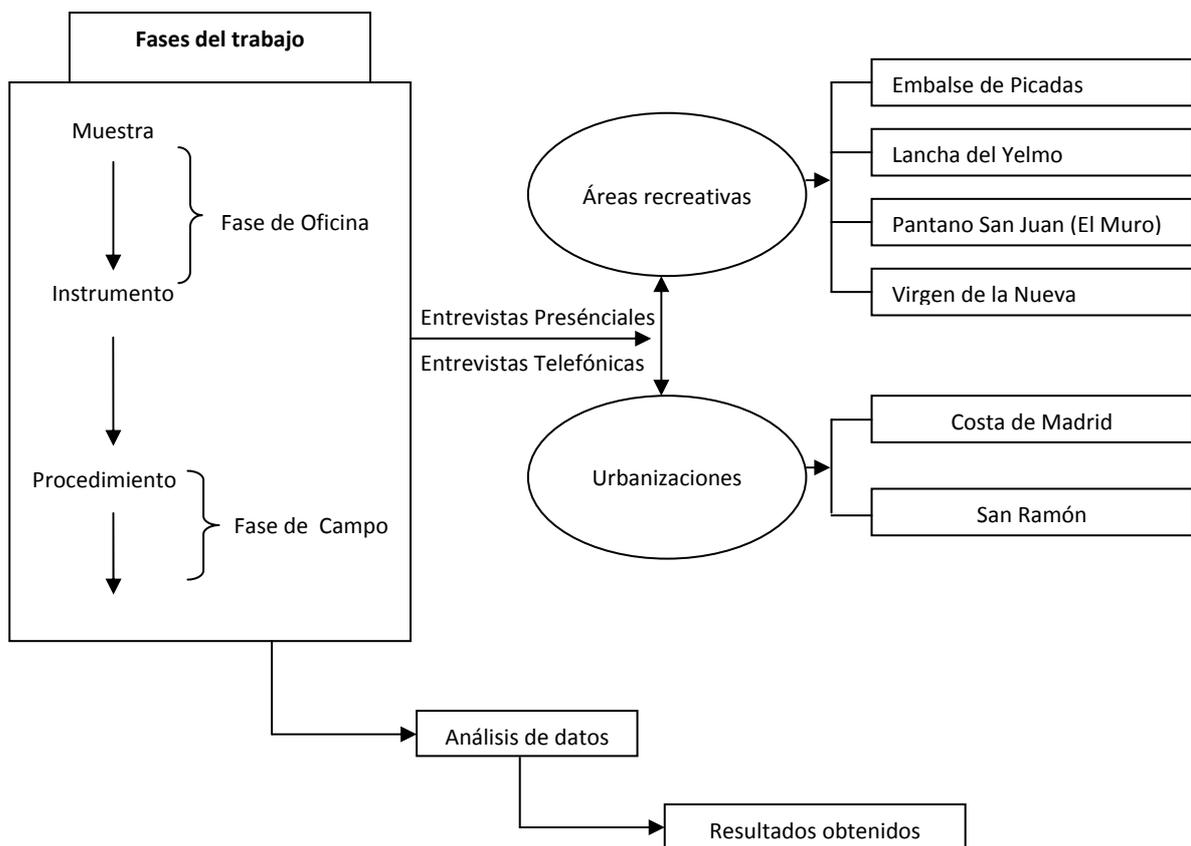


Fig. 8. Esquema planteado para la aplicación de entrevistas

Tamaño de la muestra

Visitantes de las áreas recreativas

Gómez-Limón y de Lucio (1995) mencionan que existe una relación entre pérdida de riqueza y diversidad de especies de plantas herbáceas acompañado de un incremento en la compactación del suelo y el uso continuo de las áreas naturales para la realización de

actividades recreativas. Además, el uso prolongado de las áreas puede causar trastornos ecológicos en los ecosistemas más próximos.

En algunas de las áreas recreativas incluidas dentro de la zona de influencia del proyecto ya se habían implementado otros proyectos de investigación orientados a cuantificar la afluencia de visitas y actividades desarrolladas en las áreas recreativas. Así, Gómez-Limón *et al.* (1994) estimaron la afluencia de visitantes calculada para los meses de verano de los años de 1992 y 1993.

Tabla 5. Datos de afluencia de visitantes recopilados en los meses de verano de 1992 – 1993

Area recreativa	Media de visitantes verano 1992	Media de visitantes verano 1993
Lancha del Yelmo-Pantano de San Juan (Visitas/día)	479	90
Embalse de Picadas (Visitas/día)	228	136
Total visitas/día	707	226
Media de visitas/mes verano/fines semana	5.656	1.808
Media de visitas/meses verano/fines de semana	22.624	7.232
Media visitas en meses de verano	84.840	27.120

De acuerdo a este estudio se conoció que el número de visitas que recibían estas áreas recreativas en los meses de verano se encuentra en un rango entre las 84.840 (1992) – 27.120 (1993) (tabla 8) notándose que existió una notable disminución en la afluencia de visitantes para el año de 1993. Este descenso se atribuyó a la entrada en vigor de una normativa que prohibió las actividades de acampada en la zona, una de las más desarrolladas por los visitantes. Estos resultados de afluencia sirvieron para definir el tamaño adecuado de la muestra de la presente investigación. La intensidad del tamaño de la muestra se determinó a partir de dos tipos de tabla: la primera, diseñada por Mitchell y Carson (1989) utilizada para aplicar el método de Valoración Contingente dentro del sistema de PSE. Esta tabla sugirió un tamaño muestral de 285 encuestas teniendo en cuenta un Coeficiente de Variación ($V=\sigma/\mu DP$) de 1.5, un nivel de significancia (α) de 0,10 y una posible desviación como porcentaje (Δ) de la verdadera Disponibilidad de Pago (μDP) de 0,15.

La segunda fue la tabla propuesta por el Ministerio de Administraciones Públicas (2006) adaptada de las tablas estadísticas de Arkin, Colton y Tagliacarne para un nivel de confianza del 95,5% y un error de muestreo del 5%. De acuerdo a la tabla 8 el número de encuestas a realizar para una población entre las 10.000 y 100.000 visitas, estaría entre las 385 y 400 encuestas, tal y como se muestra en la tabla 9.

Es de notar que ambos métodos muestran resultados diferentes con una diferencia entre 100 y 115 encuestas.

Tabla 6. Distribución del tamaño muestral para poblaciones finitas e infinitas

Tamaño de la población	Error de muestreo (%)			
	3	4	5	10
1.000	638	385	286	91
3.000	811	517	353	97
5.000	909	556	370	98
10.000	1.000	588	385	99
Mas de 100.000 (infinita)	1.111	625	400	100

Fuente: Ministerio de Administraciones Públicas (2006) a partir de las tablas de Arkin y Colton y Tagliacarne para un nivel de confianza del 95.5%

Residentes de urbanizaciones

Para definir el número de entrevistas a realizar por teléfono se cuantificó la población finita de cada una de las urbanizaciones y se calculó el tamaño muestral utilizando el procedimiento anterior. Como la encuesta fue realizada vía teléfono se utilizó una guía telefónica para conocer el número total de viviendas a entrevistar. En la urbanización de Costa de Madrid existen 152 viviendas con teléfono; y en la urbanización de San Ramón 133. En total existen entre las dos urbanizaciones 285 viviendas; estas representan la población finita. Si se considera que cada una de las viviendas es habitada por tres personas en promedio, el número total de habitantes sería de 855 personas aproximadamente. Según la tabla 9 el número total de encuestas a realizar es el cociente de 286 entre el promedio de personas por vivienda, con un total de 96 encuestas.

Tipo de muestreo

Para la toma de datos se desarrolló un muestreo mixto que combinó el muestreo aleatorio (aplicación de la entrevista a cualquier persona sola o en grupo, y a cualquier vivienda de las urbanizaciones), con el muestreo estratificado (número de entrevistas proporcional a la cantidad de visitas en las áreas recreativas; número de entrevistas proporcional a la cantidad de viviendas por cada una de las urbanizaciones). En dos de las áreas recreativas se implementó un pre-muestreo. Los resultados de este pre-muestreo fueron utilizados para definir con mayor exactitud la efectividad de la encuesta (formato de encuesta, tiempo de aplicación e información recopilada).

Instrumento

Para el diseño de las encuestas se realizó una revisión de bibliografía de otros estudios similares relacionados con el tema (CSIC, 1997; Andino, 2005; Gómez-Limón *et al.*, 1994; Robertson y Wunder, 2005). Se propuso la realización de dos formatos de encuestas. Uno aplicado a los visitantes de las áreas recreativas, y el otro aplicado a los residentes de las urbanizaciones (anexo 3). Las variables consideradas para su diseño fueron:

VARIABLES DE LA ENCUESTA DIRIGIDA A LOS VISITANTES DE LAS ÁREAS RECREATIVAS:

- Variables de identificación sociodemográfica de la muestra: sexo, edad, nivel educativo y lugar de residencia.
- Variables orientadas a conocer las características de la visita y el perfil del visitante (demandantes principales del servicio ecosistémico).

VARIABLES COMUNES PARA LAS ENCUESTAS DE VISITANTES Y RESIDENTES:

- Variables para conocer la percepción de los problemas existentes en la zona.
- Variables que definan la disponibilidad a pagar por parte de los usuarios/demandantes.

Se utilizaron dos tipos de formatos: uno abierto para los residentes de las urbanizaciones y otro cerrado para los visitantes de las áreas recreativas.

Procedimiento y trabajo de campo

El trabajo de campo se desarrolló en los meses de verano y consistió en la realización de entrevistas y el conteo / frecuentación de visitas a las áreas recreativas en los meses de verano (junio a inicios de septiembre). El muestreo se implementó en días de semana (una semana completa solo para el conteo de vehículos) y fines de semana alternos (durante todos los meses de verano). La franja horaria para el desarrollo del trabajo de campo fue entre las 12:00 – 18:00 horas. En las primeras dos horas de la mañana (12:00 - 14:00) y las dos últimas horas de la tarde (16:00 – 18:00) se realizaron entrevistas a los visitantes de las áreas recreativas, alternando dos áreas recreativas por fin de semana. De las 14:00 - 16:00 horas se realizaba el conteo de vehículos en todas las áreas recreativas para estimar la afluencia de visitas durante el día. El método para determinar la afluencia consistió en un conteo manual y directo sobre los vehículos y visitantes.

En la tabla 10 se visualiza la forma en la que se desarrolló el trabajo de campo en los fines de semana. La recopilación de datos con los residentes de las urbanizaciones se llevó a cabo a través de la realización de llamadas telefónicas.

Tabla 7. Planificación del trabajo de campo en las áreas recreativas (fines de semana)

HORA	MESES DE VERANO – AÑO 2006						
	JUNIO		JULIO		AGOSTO		SEPTIEMBRE
	SAB	DOM	SAB	DOM	SAB	DOM	SAB
12:00-14:00	(10) VN	(4) YEL (25) PSJ	(8) PIC	(23) YEL	(5) VN	(20) PSJ	(2) PIC
14:00-16:00	CONTEO DE COCHES EN LAS AREAS RECREATIVAS						
16:00-18:00	(10) PIC	(4) PSJ (25) YEL	(8) VN	(23) PSJ	(5) PIC	(20) YEL	(2) VN

(X): Fecha de muestreo.
SAB: Sábados.
DOM: Domingos.

VN: Virgen de la Nueva.
PIC: Embalse de Picadas.
YEL: Lancha del Yelmo.
PSJ: Pantano de San Juan (El Muro).

2. Identificación del servicio ecosistémico. Dentro del esquema metodológico es considerado uno de los tres pilares básicos para el diseño e implementación de un sistema de PSE; los otros dos son los demandantes y oferentes del servicio ecosistémico. Para la identificación del servicio ecosistémico fue necesario conocer cuales son los servicios ecosistémicos que proveen los ecosistemas, teniendo en cuenta su abundancia, distribución espacial y dinámica poblacional.

Los ecosistemas presentes en el pantano de San Juan proveen varios servicios ecosistémicos que aun no han sido valorados por parte de la sociedad. El servicio ecosistémico es valorado

como una externalidad positiva y se define por el potencial y la riqueza de la zona en base a la información del diagnóstico.

En esta investigación se identificó como servicio ecosistémico la *belleza escénica* unida al aspecto recreativo de la zona. Su valoración se centró en el análisis de las preferencias paisajísticas en términos visuales y estéticos a partir de los elementos incluidos en el método de valoración de paisaje utilizado.

Para la definición de la “oferta ambiental” se identificaron y definieron áreas prioritarias de actuación en base a la valoración ambiental desarrollada en la zona (Novillo y Romero-Calcerrada, 2003). La propuesta metodológica integró los componentes de medio biótico: vegetación, fauna y paisaje, proporcionando información sobre la valoración ambiental del territorio. Para la valoración de la vegetación se tuvieron en cuenta diferentes subniveles de ocupación tanto agrícola como forestal. Para la valoración de la fauna se han seleccionado las principales especies presentes en la ZEPA 56. Se delimitaron sus zonas de presencia con los datos disponibles y las preferencias para cada especie. La valoración del paisaje se elaboró a partir de una serie de descriptores del paisaje y de las cuencas visuales de la zona. Para la valoración de la flora y la fauna se desarrolló una zonificación ambiental que constó de los índices propuestos en la tabla 11:

Tabla 8. Tipos de índices según variables de fauna y vegetación

Tipo de índice	Valoración de la fauna	Valoración de la vegetación
Calidad	Calificación legal y científica	Calificación legal y científica Estructura en el espacio
Cantidad	Riqueza de especies	Riqueza de especies
Distribución	Rareza Representatividad	Rareza Representatividad

Fuente: propuesta metodológica para la zonificación ambiental (Novillo y Romero-Calcerrada, 2003).

- La valoración de la vegetación según su calidad legal (normativa vigente europea, española y de la Comunidad de Madrid) y científica tuvo en cuenta tanto su proximidad al clima como la existencia de especies que aparecen en la legislación, normativa y catálogos de especies amenazadas. La estructura de la vegetación se valoró teniendo en cuenta la estructura vertical y la abundancia de cada tipo de estrato, valorando positivamente las proximidades a bosques densos y maduros. Para llegar al mapa de vegetación se realizó una reclasificación del mapa de vegetación y usos, un listado de especies y formaciones vegetales presentes en el área de estudio obteniendo series de vegetación de Madrid y la selección de especies vegetales de interés que se recogen en la legislación. Los valores asignados en la valoración final se clasifican entre 0-5.
- La valoración de la fauna según su calidad legal y científica se llevó cabo mediante una selección de las especies presentes en listados, catálogos, libros o anexos de las categorías más altas o vulnerables. Para la valoración de cada especie se sumó el número de listados en los que estaba presente hasta obtener un valor máximo de 5 como es el caso del *Aquila adalberti*. El mapa resultante contiene valores que van de 0 – 5, dando valor 0 a aquellos puntos donde existe una ausencia de especies.

El índice de cantidad se relaciona con la riqueza de especies de flora y fauna, fue valorado de acuerdo al número de especies que aparecen en una comunidad vegetal o el número de taxones presentes en una misma zona.

Los índices de distribución se valoraron de acuerdo a la rareza y representatividad de la flora y la fauna. La rareza tiene un valor mayor cuando menor es la superficie (flora) o el número de hábitat que albergan especies con poca presencia en la zona. Así, la representatividad en la vegetación se valoró en función del porcentaje total dominante de

una categoría respecto al total. Para la fauna la representatividad se valoró calculando la superficie que ocupa cada taxón en el área de estudio.

- La valoración del paisaje constó de un mapa de paisaje en base al método de valoración propuesto por Cañas y Ruiz (2001). Algunas de las variables del método fueron recogidas en una metodología basada en SIG. Para ello se dividió el territorio en cuadrículas de 200 m calculando las cuencas visuales desde los puntos centrales, dando el valor de importancia que tiene el paisaje visto desde ese punto. Las variables hacían referencia a la presencia de agua, calidad de formaciones vegetales, presencia de elementos que deterioran el paisaje, la forma del relieve y la amplitud de las vistas. El mapa final se obtuvo de la suma de los valores descriptores del paisaje y su reclasificación en 5 valores.

De las variables analizadas se obtuvieron tres mapas con su reclasificación basado en los SIG. La integración de estas tres capas de información fue la que definió la oferta ambiental de la zona, aplicando el criterio de máximo valor, de tal manera que el valor de cada punto fuera el máximo de las tres variables estudiadas. Al final se obtuvo un nuevo mapa con una valoración de 1-5, siendo el valor de 1, las zonas con menos valor ambiental, y 5 las zonas con mayor valoración ambiental.

3. Demanda y demandantes del servicio ecosistémico. Una vez identificado el servicio ecosistémico se definieron otros componentes que formarían parte del sistema de PSE. Pagiola *et al.* (2005) consideran que cualquier sistema de PSE implica a dos grupos principales: los demandantes del servicio ecosistémico y los oferentes de mismo, aunque algunas veces es necesario incluir otros grupos afectados indirectamente. La generación de un sistema de PSE sólo es posible si existe demanda para el servicio ecosistémico. Su identificación es considerada el paso más crucial en la implementación del sistema (PASOLAC, 2006; Mayrand y Paquin, 2004). Una de las grandes preocupaciones al momento de implementar un sistema de PSE es el desbalance que existe entre los interesados en vender un servicio ecosistémico y los interesados en comprarlo (PASOLAC – FUNDENIC, 2001). La demanda es un colectivo muy variado y su identificación depende del servicio ecosistémico que se pretende ofertar. Por ello es importante que el servicio ecosistémico ha de ser identificado y clasificado por grupos o los distintos tipos de demandantes (PASOLAC, 2002). La identificación y definición de ésta se llevó a cabo en el proceso de elaboración del diagnóstico participativo. De todos los demandantes identificados, se hizo un análisis más profundo de los visitantes a las áreas recreativas. Se conoció su perfil y caracterización por ser el grupo más representativo en términos de cantidad y aporte a la puesta en marcha del sistema.

4. Oferentes. Denominados proveedores del servicio ecosistémico, forman parte clave en el funcionamiento del sistema. Estos, tanto reales y potenciales fueron identificados en el proceso participativo desarrollado como parte del diagnóstico. Cualquier persona natural puede ser oferente de un servicio ecosistémico siempre y cuando las actividades que realice contribuyan a la conservación de éste. Los oferentes son considerados un colectivo “fácil de convencer” a participar, siempre y cuando los costes actuales o potenciales sean igual o más bajo que los beneficios a obtenerse con la implementación del sistema. El argumento para convencerles de participar es el siguiente: en un sistema de PSE, los oferentes del servicio ecosistémico reciben pagos condicionales por los servicios ecosistémicos que se estén generando (Pagiola *et al.*, 2007). Así, y según Sierra y Russman (2006) la no implementación del sistema no permite a los oferentes capturar su valor, incurriendo en una pérdida permanente, ya que no se puede impedir que otros usuarios se beneficien de los servicios ecosistémicos.

5. Acciones de gestión y ordenación. El propósito principal de implementar el sistema es contribuir a la conservación y mantenimiento de los recursos naturales que influyen de forma directa en la provisión del servicio ecosistémico de la belleza escénica. En base a la

problemática identificada se plantearon diversos programas de gestión. Estos fueron diseñados teniendo en cuenta el concepto de adicionalidad a las actividades ya implementadas por la Comunidad de Madrid a través de su plan forestal.

6. Valoración económica del servicio ecosistémico. Es el resultado de la disponibilidad a pagar por los demandantes de la belleza escénica y los costes totales necesarios para la implementación de los programas de gestión. Ambos cálculos forman parte de un valor de mercado del cual carecen muchos servicios ecosistémicos (PASOLAC, 2002). El resultado final fue la valoración económica del servicio ecosistémico.

6.1 Cuantificación de costes. Se calculó el coste de implementación de las actividades planificadas en los programas de gestión tanto para la conservación y mantenimiento de la belleza escénica como para el bienestar y disfrute de los oferentes.

Martínez de Anguita *et al.* (2006) proponen distinguir entre los costes fijos iniciales y los costes anuales de ejecución. Entre los primeros señalan el de instalación y el de implementación de los programas de gestión (iniciales), y entre los segundos el coste de oportunidad y administrativo – operativos (anuales).

De los costes propuestos por Martínez de Anguita *et al.* (2006) se utilizaron los de instalación, implementación de los programas, mantenimiento y pago de personal.

6.2 Disposición a pagar (método de valoración contingente). Este método fue inicialmente propuesto por Davis (1963). Según Zoppi (2007) el método de valoración contingente es una de las herramientas preferidas por los economistas, y muy utilizada en el contexto general de los bienes y servicios ecosistémicos. Esta valoración incluye servicios ecosistémicos como la preservación del paisaje y la estimación del uso recreativo entre otros. El método consiste en asignar valores económicos a los bienes o servicios ecosistémicos mediante la realización de encuestas, en la que pretende conocer la disponibilidad a pagar. Las encuestas se enfocan a la obtención de información sobre la disponibilidad a pagar y las características socioeconómicas más relevantes de los entrevistados (Azqueta, 2000).

La disponibilidad a pagar se conoce a través de la realización de preguntas con formatos abiertos o cerrados. En los últimos años se ha optado por remplazar a las preguntas abiertas porque se asocia a la no contestación por parte del entrevistado (McFadden, 1994). Otros autores han propuesto ofertas con variedad de precios hasta llegar a determinar la disponibilidad a pagar; en ellos se propone en primer lugar responder a una cantidad de dinero y posteriormente a otra (Randall *et al.*, 1994; Carson *et al.*, 1986). La valoración contingente consiste en la aplicación de una encuesta a los usuarios potenciales de un servicio ecosistémico planteándoles un mercado hipotético y ofreciendo unos valores para que posteriormente decidan su disposición de pago. Su aplicación ha sido muy amplia a nivel mundial lo que indica que el método a pesar de las discusiones que origina esta ampliamente aceptada en la comunidad científica.

Para conocer la disponibilidad a pagar mediante este método se definió una intensidad de muestreo de acuerdo al número de demandantes calculados. Los demandantes analizados fueron los visitantes de las áreas recreativas y los residentes de las urbanizaciones. El tamaño de la muestra se definió teniendo en cuenta las tablas diseñadas por Mitchell y Carson (1989) para la disponibilidad de pago, avalado por el tamaño de muestra adaptado de las tablas de Arkin y Colton y Tagliacarne propuesto por el Ministerio de Administraciones Públicas (2006).

7. Viabilidad económica del sistema de PSE. Se valora desde el punto de vista económico la viabilidad del sistema de PSE. Esta viabilidad debe ser tal que la voluntad de pago, unida a la cantidad total de usuarios proporcione los beneficios necesarios para la implementación del sistema. Muchas veces esto no es posible, y es necesario considerar la posibilidad de otros

ingresos. Para definir la viabilidad económica del sistema de PSE se tomaron algunas de las variables definidas en la ecuación planteada por Martínez de Anguita *et al.* (2006):

$$(DPanual * n^{\circ} \text{ demandantes})_m + (OI)_m > CAO_m + CAE_m + CII_m + CIC_m, \quad \forall m$$

Siendo la Disposición al pago anual (DPanual); número demandantes (nº demandantes); Otros Ingresos (OI); Coste Anual de Oportunidad (CAO); Coste Anual de Ejecución (CAE); Coste fijo Inicial de Instalación (CII); Costes fijos Iniciales de Conservación y mejora ambiental (CIC) y m cualquier año.

En concreto se desdobló la ecuación propuesta por Martínez de Anguita *et al.* (2006) en dos, adaptándola a las características y realidad de la zona de estudio.

Así se plantea que debe verificarse:

- (1) para cada año m que los costes anuales cumplan: $(DPanual * n^{\circ} \text{ demandantes})_m > CAE_m$ y,
- (2) para la puesta en funcionamiento del sistema verificarse el año inicial que $(OI)_m > CII_m$

La primera ecuación debía ser cubierta por el propio sistema de PSE, mientras que la segunda debe proceder de una financiación subsidiaria. Se estimó en cero los Costes Anuales de Oportunidad (CAO) al tratarse de Montes de titularidad pública. Se crearon además tres escenarios con distintos CAE dependiendo de su financiación regional o local, éstos fueron comparados con los ingresos procedentes de la disponibilidad al pago por medio de un análisis beneficio - coste para un periodo de diez años.

Lo antes expuesto constituye otro aspecto novedoso dentro del esquema metodológico planteado (paso 7.1) como parte del sistema en los que interaccionan la gestión regional – local y la financiación público – privada, buscando entre sus elementos el desarrollo de una gestión compartida y responsable que genere beneficios a todos los involucrados (fig. 18).

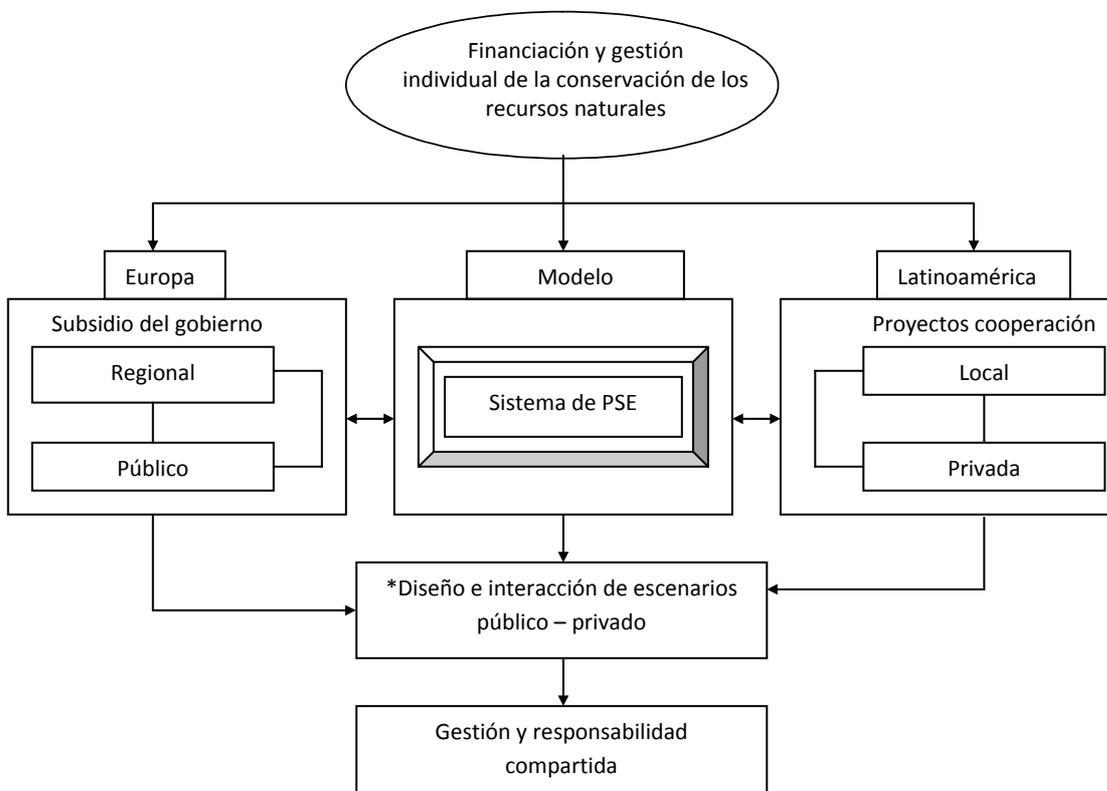


Fig. 9. Viabilidad económica a través del análisis de escenarios

* Aspecto novedoso en el esquema metodológico (7.1)

La figura interpreta la actualidad de la gestión y financiación de la conservación llevada a cabo en algunos países de Europa y Latinoamérica. Existen diferencias entre ambos modelos de gestión: en Europa y específicamente en España, existe un marcado aspecto de subsidiariedad donde los Gobiernos Regionales son los responsables de la gestión (esquema público), mientras que en Latinoamérica existe una carencia de fondos a nivel del Gobierno destinados a las actividades de conservación (esquema privado) viéndose obligados a la búsqueda de apoyo internacional a través de préstamos o proyectos de cooperación.

En el modelo que se propone, un sistema de PSE puede actuar como herramienta de conexión entre el ámbito público y el privado garantizando una sostenibilidad a largo plazo: el gobierno financia la infraestructura (ecuación 2) y un consorcio mantiene la provisión del servicio (ecuación 1) vía establecimiento de un sistema de PSE.

8 - 9. Comisión y fondo de servicios ecosistémicos. se propuso una comisión integrada por los actores sociales con influencia en la zona, siendo los responsables directos de la gestión y monitoreo del sistema. Asimismo, se propuso un fondo de servicios ecosistémicos alimentado con los pagos realizados por los beneficiarios que disfrutasen del servicio ecosistémico y con otros ingresos procedentes del gobierno regional o de cooperación externa. La comisión gestora sería la responsable directa de la gestión del fondo de una forma transparente, ágil y eficiente (PASOLAC, 2002). Además, ésta informaría a la población beneficiaria sobre el manejo del mismo, creando un ambiente de confianza y credibilidad para continuar con la implementación del sistema.

Monitoreo. El monitoreo y evaluación debería incluir la implementación de una línea base y estudios de impacto socioeconómico desarrollados en la zona donde se ha planificado la implementación del sistema (FAO-REDLACH, 2004). Se implementarían actividades que contribuirían a valorar los avances obtenidos en materia de gestión y funcionamiento del sistema. Esto permitiría identificar los principales obstáculos y las nuevas oportunidades para el alcance de las metas deseadas. Toda la información generada del monitoreo y evaluación debería servir de retroalimentación para el mejoramiento y buen funcionamiento del sistema.

4.2.6. Resultados

Diagnóstico

Componente biofísico

La zona en estudio se ubica en un rango altitudinal comprendido entre los 470 m.s.n.m. como altitud mínima y los 1042 m.s.n.m. altitud máxima, correspondiente al cerro Cabrera Alta. Las mayores altitudes se presentan en las partes altas de cerros cubiertos en su mayoría por montes de utilidad pública.

El uso del suelo predominante en la zona se compone de pinares con mezcla de edades con un área de 3.493,44 ha, ubicados en terrenos de utilidad pública y privada. Otros usos predominantes son los encinares (740,81 ha), repoblación joven con 543,11 ha de las cuales el 99% se sitúan en terrenos públicos, específicamente en los montes de Pinarejo, Vallefrías y otros; los usos industriales tienen una ocupación territorial de 521,81 ha y se ubican en terrenos privados (95%). Los usos del suelo en terrenos de utilidad pública y privada se agruparon por clases, tal y como se muestra en la tabla 12.

Tabla 9. Principales usos del suelo en terrenos de utilidad pública y privada

Uso del Suelo	Utilidad Privada (ha)	Utilidad Pública (ha)
Carreteras	0,36	2,78
Cortafuegos	0,002	45,17
Cultivos abandonados	330,82	0,00
Cultivos de viñedo	339,67	0,04
Encinares	331,89	408,92
Matorral arbolado disperso	226,60	277,83
Pastizal arbolado disperso	396,66	61,46
Pinar con mezcla de edades	1.333,4	2.160,04
Pinar joven	22,44	121,05
Pinar maduro	8,10	10,44
Replantación joven	3,28	539,83
Roquedo (arbolado)	107,37	140,42
Suelo desnudo	0,69	0,00
Urbano industrial	497,89	23,93
Bosque de ribera	33,18	7,74

La tenencia de la tierra predominante en la parte norte del área de estudio es pública, mientras que en la parte suroeste la tenencia de la tierra es de propiedad privada. En la zona existen siete montes de utilidad pública según la Comunidad de Madrid, pertenecientes a la Comarca 10 de San Martín de Valdeiglesias, su gestión corresponde a la Dirección de Gestión del Medio Natural. De todos los montes, cuatro cuentan con plan de ordenación, pero esta caducado. Los demás aun no cuentan con este instrumento de planificación.

Tabla 10. Montes de utilidad pública incluidos en la investigación

Nº Monte	Nombre del Monte	Área (ha) incluida en el estudio	Plan de Ordenación Forestal	
			Si	No
45	Monteagudillo	246,00	X	
48	Hoya de Horca y Solana	206,00		X
49	Pinar Cerromesa y otros	50,00		X
50	Pinarejo, Vallefrías y otros	1.540,00	X	
52	La Enfermería	102,00		X
54	Las Cabrerías, Valle Lorenzo y Cerro de San Esteban	1.512,00	X	
55	Navapozas, Fuenfría y otros	453,00	X	

El clima de la zona se define por las variables de precipitación y temperatura. La precipitación media anual en la zona es entre los 600-700 mm/año. La temperatura media anual es de 14 °C.

La hidrología de la zona contempla dos embalses: el embalse de San Juan y el embalse de Picadas. Ambos, incluidos en la zona de influencia y bajo la competencia de la Confederación Hidrográfica del Tajo. Las características más relevantes de estos embalses son:

Tabla 11. Características principales de los embalses

Nombre	Año	Río	Tipo	Altura (m)	Vol. Embalse (hm ³)	Sup. Embalse (ha)	Usos
Picadas	1952	Alberche	Gravedad	58,5	15,2	91,7	Abastecimiento, riego, hidroeléctrica
San Juan	1955	Alberche	Gravedad	78,0	148,3	650,0	Abastecimiento, riego, hidroeléctrica

Fuente: Confederación Hidrográfica del Tajo

En la zona existen cuatro áreas destinadas al uso recreativo que nacen con el valor social del bosque, ambas están incluidas en el listado de áreas recreativas de la Comunidad de Madrid. Sus características ambientales y geográficas hacen de la zona un lugar atractivo para el desarrollo de este tipo de actividades. Son las únicas áreas pertenecientes a un embalse en las que se permite el baño. Los visitantes que frecuentan las áreas recreativas han bautizado la zona como “la playa de Madrid”, y se desplazan hasta ellas desde diferentes puntos dentro y fuera de la Comunidad de Madrid. Además, la zona constituye una oportunidad de desarrollo que beneficia a los ayuntamientos, organizaciones locales y empresarios turísticos.

Flora y fauna

La flora predominante está compuesta por la especie de *Pinus pinea* (Pino piñonero) de diferentes edades y estratos. Las especies de fauna existentes en el área son catalogadas como especies de alto valor desde el punto de vista de la conservación. Forman parte de catálogos de especies en peligro de extinción o especies vulnerables por la alteración de su hábitat. En el pantano de San Juan existen cuatro especies de destacada importancia, estas son: *Aquila adalberti* (Aguila imperial ibérica) una de las especies más amenazadas en el mundo, se encuentra en el catálogo nacional de especies amenazadas y en el catálogo regional de

especies amenazadas de flora y fauna de la Comunidad de Madrid como una especie en peligro de extinción; de las 210 parejas de águila imperial que existen en España 26 parejas se distribuyen en la Comunidad de Madrid (Allue-Andrade, 2007; Rufino, 1989; Telleria *et al.*, 1996). Otras especies importantes son la *Ciconia nigra* (Cigüeña negra); el *Aegypius monachus* (Buitre negro) característico en bosques de conífera, cría en núcleos bien definidos al norte y al suroeste de la sierra de Guadarrama (Díaz *et al.*, 1994); y el *Gyps fulvus* (Buitre leonado) otra de las especies que se ha recuperado con el paso del tiempo, pasando de tener 11 parejas en 1979 a tener 177 parejas según el censo de 1999 (Traverso, 2000).

Componente social

La población local afectada por la implementación del sistema de PSE se distribuye en los municipios de Navas del Rey, Pelayos de la Presa y San Martín de Valdeiglesias. Según el Instituto Madrileño de Estadística a inicios del año 2006 la población de los tres municipios era de 12.042 habitantes. En los municipios de Navas del Rey y Pelayos de la Presa la proporción de hombres con respecto a las mujeres es relativamente mayor con porcentajes entre el 52 - 54%. En San Martín de Valdeiglesias esta proporción entre hombres y mujeres es casi igual, con valores alrededor del 50%. Al realizar una proyección de la población utilizando las tasas de crecimiento relativo poblacional para cada municipio según el Instituto Madrileño de Estadística se estima que a inicios de enero de 2007 existía en la zona una población aproximada de 12.669 habitantes.

Dentro de los límites del proyecto se encuentran las urbanizaciones de Costa de Madrid y San Ramón, ambas pertenecientes al municipio de San Martín de Valdeiglesias. Muchas de estas viviendas son utilizadas como segunda residencia en las épocas de vacaciones, principalmente en semana santa, meses de verano y algunos fines de semana a lo largo del año. Por ejemplo, en el municipio de San Martín de Valdeiglesias un 42% de las viviendas se utilizan como segunda residencia.

Las actividades económicas principales de la zona son la agricultura con explotaciones en tierra labrada y pastos; la ganadería con ganado bovino y ovino, y el turismo. En la zona existen cuatro áreas recreativas visitadas con mucha frecuencia: el Embalse de Picadas, Lancha del Yelmo, Pantano de San Juan (El Muro) y Virgen de la Nueva. La frecuentación tiene su máximo umbral en la época de verano comprendida entre los meses de junio – septiembre. Son áreas visitadas por personas de diferentes nacionalidades, europeas y latinoamericanas, la mayoría residentes en España.

Componente legal

El marco legal aplicable es una herramienta a conocer y considerar en la planificación y gestión de la zona. Su ámbito de aplicabilidad es a todos los niveles: europeo, nacional, regional y local. A continuación se presenta un resumen en forma de tabla de las referencias más significativas obtenidas de una base de datos.

Este marco legal afecta directa e indirectamente la presente investigación. Por ejemplo, la presencia de especies de aves de importancia para la conservación tiene aplicabilidad en la Directiva de Aves 79/409/CEE. En su anexo I comprende tres especies de aves: *Aquila adalberto* (águila imperial ibérica); *Aegypius monachus* (buitre negro); *Ciconia nigra* (cigüeña negra). Estas especies constituyen un indicador de la importancia ambiental de la zona, incluida dentro de la figura de protección europea “Zona de Especial Protección para las Aves 56 de los Encinares de los Ríos Alberche y Cofio”.

Un aspecto legal de aplicabilidad a los sistemas de PSE se recogen en la Ley de Montes 16/1995 de la Comunidad de Madrid, artículo 90 sobre tarifas de uso numerales 1 y 2: “el uso de determinadas instalaciones o infraestructuras de carácter recreativo en los montes públicos, *podrá requerir el abono de tarifas previamente acordadas y aprobadas por la*

administración competente. (1) Dichos ingresos derivados de este uso tendrán la consideración de aprovechamientos a afectos económicos de la gestión de terrenos forestales. (2) Gozaran de derecho preferente en la adjudicación, concesiones o contratos de gestión los vecinos de los municipios en los que se ubique el monte”.

Tabla 12. Resumen del marco legislativo aplicable a la investigación

Tipología y descripción del instrumento jurídico	Artículo	Nivel de aplicabilidad
Conservación de las aves silvestres	Directiva 79/409/CEE	Europeo
Conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestre	Directiva 92/43/CEE	Europeo
Ley de conservación de los espacios naturales y de la flora y fauna silvestre	4/1989	Nacional
Real Decreto regulador del catálogo nacional de especies amenazadas	439/1990	Nacional
Real Decreto de las medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de hábitat naturales y de flora y fauna silvestre	1997/1995	Nacional
Reforma de la ley 4/89, de 27 de marzo, de conservación de espacios naturales y de la flora y fauna	41/1997	Nacional
Ley de montes	43/2003	Nacional
Ley de protección de embalses y zonas húmedas de la Comunidad de Madrid	7/1990	Regional
Ley para la protección y regulación de la fauna y flora silvestre en la Comunidad de Madrid	2/1991	Regional
Ley forestal y de protección de la naturaleza de la Comunidad de Madrid	16/1995	Regional

Problemática definida por los actores sociales

La problemática fue identificada en los talleres participativos, entrevistas con personal de la Comunidad de Madrid, visitantes de las áreas recreativas y residentes de las urbanizaciones de Costa de Madrid y San Ramón, y la realización de giras de campo.

En la implementación de los tres talleres participativos se contó con la presencia de varios actores sociales integrados en mesas de trabajo:

1. Mesa de medio ambiente: Unión de Cooperativas Agrarias, Guardia Civil, Policía Local, Asociación Sierra Oeste, Comarca Forestal de San Martín de Valdeiglesias y el Consorcio Sierra Oeste.
2. Mesa de empresarios: Propietarios de Restaurantes, Camping, Operador de Turismo y Usuarios Potenciales de pantano de San Juan.
3. Mesa institucional: Dirección General del Medio Natural, Confederación Hidrográfica del Tajo, Instituto Madrileño de Desarrollo, Ayuntamientos de San Martín de Valdeiglesias y Pelayos de la Presa.

Los resultados obtenidos en los talleres participativos describen la problemática y las alternativas/soluciones identificadas en las áreas de trabajo de: conservación de los recursos

naturales, desarrollo socioeconómico de la zona y turismo y recreación. La definición de la problemática se enfocó en los aspectos que han afectado de forma directa a los participantes. Por ejemplo, en el taller de la mesa de empresarios tuvo como tema central la actividad turística recreativa; sin embargo, el taller de la mesa de medio ambiente mostró un enfoque orientado hacia la conservación de los recursos naturales de la zona. Al final, los resultados de los tres talleres participativos mostraron problemas y alternativas/soluciones similares.

Los problemas principales identificados por los participantes en los talleres se relacionan con la gestión de los recursos forestales y recreativos de la zona. Toda la problemática y las alternativas de solución han sido resumidas en la siguiente tabla.

Tabla 13. Síntesis de la problemática y de las alternativas/soluciones identificada por los participantes en los talleres

Problemática identificada	Alternativas/ soluciones
Poca coordinación entre entidades	<ul style="list-style-type: none"> • Gestión unificada de la zona. • Existencia de un organismo único de coordinación. • Necesidad de coordinación rápida entre instituciones de orden superior jerárquico (Entidad – Patronato). • Proponer un proyecto integrador en el que participen todas las organizaciones públicas y privadas del Pantano. • Cohesión económica, recursos humanos, ordenación de los recursos naturales y gestión comprometida. • Proponer el dialogo, convenio y custodia.
No existe una ordenación de los usos turísticos de las áreas recreativas	<ul style="list-style-type: none"> • Desarrollar infraestructura turística en las zonas. • Delimitar las zonas turísticas frente al Pantano para un mayor control (vigilancia, limpieza, control y acceso). • Limitar el número de vehículos que acceden al embalse. • Los contenedores de las áreas deben estar más dispersos y no todos juntos. • El servicio de recogida de basura deberá ser más frecuente en las áreas recreativas. • Más personal y apoyo de guardias rurales, policías. • Prohibir el paso de vehículos cerca del espejo de agua del Pantano. • Zonificar – prohibir el uso de embarcaciones en el Pantano según cantidad de agua. • En la zona del pantano de San Juan se debe pagar por aparcar. El cobro puede ser entre 1 – 2 € (acceso al camping, Pantano, restaurante, embarcadero). • El cobro por aparcar se podrá cargar a la factura de la comida. • En la zona de la Lancha del Yelmo se debe prohibir el paso. • En la zona del Embalse de Picadas se implementará la misma estrategia del pantano de San Juan. • En la zona de Virgen de la Nueva se propone el cobro de 3 € por aparcar, este pago se podrá descontar de la comida, y será reutilizado para recoger la basura, compensación por el uso de los baños públicos. • Coordinación con la policía local para la aplicación de sanciones en los aparcamientos. • Proponer personal voluntario en la zona que brinde información a los turistas y apoye las labores de recolección de basura. • Implementar centros de interpretación para educar a la población de la zona.

Tabla 16. Síntesis de la problemática y de las alternativas/soluciones identificada por los participantes en los talleres (continuación)

Problemática identificada	Alternativas/ soluciones
No existe una ordenación de los recursos naturales (planificación a mediano y largo plazo inexistente)	<ul style="list-style-type: none"> • Que exista presencia de socorristas en las áreas recreativas en un horario diferente al actual, dando mayor seguridad. • Propuesta de alternativas orientadas a mejorar la zona en todos los sentidos. Elaboración de un Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN). • Elaborar un proyecto de ordenación del embalse. • Propuesta de medidas compensatorias que sostengan al territorio y a la propia comarca. • Cohesión económica, recursos humanos, ordenación de los recursos y gestión comprometida. Dialogo, convenio, custodia. • Tratar de alcanzar un modelo de desarrollo perdurable en el tiempo por parte de los responsables. • Proponer modelos de cooperación (Red de pantanos).
Incendios forestales	<ul style="list-style-type: none"> • Prevención y coordinación local. • Zonificación y prevención en áreas críticas. • Facilitar el trámite administrativo agilizando la aplicación de sanciones. • Desarrollar campañas de prevención de incendios. • Realizar tarea de limpieza de montes. • Necesidad de más personal.
Reducido control en la zona	<ul style="list-style-type: none"> • Necesidad de mayor vigilancia para el cumplimiento de la normativa y restricciones (guardia civil y policía). • Control de actividades (navegación, circulación a motor). • Elaborar carteles contra intrusismo en fincas particulares y públicas. • Delimitar el acceso a algunas áreas.
Poca conciencia ambiental de la población	<ul style="list-style-type: none"> • Propiciar y fomentar el debate amplio en la población acerca de la importancia ambiental de la zona. • Disminuir la falta de espíritu colaborador en la población. • Educación ambiental a nivel de la población, escuelas y colegios.
Extracción de agua del Pantano	<ul style="list-style-type: none"> • Regular los usos del agua en la zona. • Valoración periódica de la capacidad de aforo. • Cambiar el sistema de regulación de los Pantanos manteniendo éste lleno.
Degradación de hábitat y pérdida de flora y fauna	<ul style="list-style-type: none"> • Zonificar las zonas críticas. • Prohibir el acceso a las zonas identificadas. • Elaborar y colocar carteles informativos de los hábitats más sensibles.
Presión urbanística en la zona	<ul style="list-style-type: none"> • Revisar la planificación urbanística de la zona. • Frenar las recalificaciones (cuidado a urbanizaciones cerca de Costa de Madrid). • Proponer alternativas de desarrollo social que protejan el medio ambiente.
Carencia de un turismo de calidad	<ul style="list-style-type: none"> • Diversificar alternativas de ocio: oferta cultural, riqueza faunística, turismo ornitológico. • Ofrecer una serie de servicios para la comodidad de los turistas y visitantes. • Proporcionar información turística clara y precisa, mencionando que es lo que ofrece la zona. • Educación turística a nivel de los jóvenes. • Invertir en infraestructura municipal como luz y alcantarillado, en Virgen de la Nueva. • Realizar inspecciones de sanidad en los locales. • Capacitar empresarios turísticos en temas de interés turístico. • Incentivos a la población para el fomento del turismo.

Problemática turística identificada en las áreas recreativas

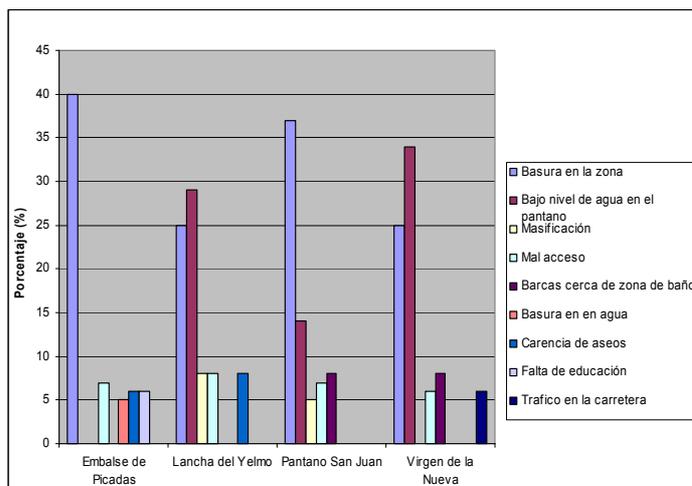


Fig. 10. Principales problemas identificados en las áreas recreativas

recreativas, y el sistema de recolección es insuficiente, realizándose una vez por semana. Otro problema identificado en la zona es el bajo nivel de agua en las áreas recreativas del pantano de San Juan (34%), Virgen de la Nueva (29%) y la Lancha del Yelmo (14%). Sin embargo, esta problemática no es percibida por los turistas y visitantes del área recreativa del Embalse de Picadas ya que el nivel del agua se mantiene estable. Otros problemas según los entrevistados son: los accesos en mal estado, la masificación de visitas en los meses de verano y la carencia de aseos.

Problemática principal identificada por los residentes de las urbanizaciones

Los residentes de las urbanizaciones de Costa de Madrid y San Ramón consideran que los principales problemas existentes en la zona son la falta de limpieza de los montes, zonas de playa y alrededores (24%); los incendios forestales (18%) y el bajo nivel de agua en el Pantano. Al consultar directamente a los entrevistados si consideraban que los incendios forestales eran uno de grandes problemas, el 84% ha contestado que sí, contra un 16% que no ve en los incendios forestales como un verdadero problema. De ese total, un 61% mencionó que en los últimos años ha existido al menos un incendio en la zona con diferente intensidad, aunque un 26% argumenta que no han existido incendios forestales en las cercanías de la zona. Para abordar esta problemática un 42% considera que los ayuntamientos e instituciones cuentan con los medios humanos, económicos y logísticos para hacerle frente a esta problemática; mientras que un 34% considera que no existen tales medios.

Al analizar la problemática identificada y los esfuerzos llevados a cabo para mitigarla, la Comunidad de Madrid a través de sus diferentes departamentos realiza actuaciones contempladas en el plan forestal. A pesar de todo el esfuerzo realizado, siguen existiendo problemas que ponen en riesgo los recursos naturales. Con la implementación del sistema de PSE se pretende contribuir a la gestión realizada por la Comunidad de Madrid, mediante el concepto de “adicionalidad”, que consiste en la implementación de actividades complementarias a las ya realizadas por la Comunidad de Madrid. Al final, se espera que ambos esfuerzos sean uno solo, y que se generen los beneficios necesarios para afrontar los problemas ambientales de la zona.

Los problemas priorizados que se abordaran con la implementación del sistema de PSE son:

- Incendios forestales.
- Plagas y enfermedades.

Según los turistas y visitantes, el principal problema ocasionado por la actividad turística-recreativa en las áreas recreativas es la presencia de basura. Un 40% de esta problemática es identificada en la zona de embalse de Picadas, un 25% en la zona de Lancha del Yelmo y Virgen de la Nueva, y un 37% en la zona del pantano de San Juan. El problema se agrava principalmente los fines de semana en los meses de verano.

No existe una cantidad adecuada de contenedores en algunas áreas

- Carencia de un turismo de calidad.
- Falta de ordenación de los usos turísticos de las áreas recreativas.
- Reducido control e insuficiente servicio de vigilancia en la zona.

Para abordar esta problemática, se ha llevado a cabo una planificación que contempla el diseño de programas de gestión -apartado descrito más adelante- con sus respectivas actividades para la gestión adecuada de la zona.

Servicio ecosistémico a ofertar: belleza escénica

De todos los posibles servicios ecosistémicos proveídos por los ecosistemas, se ha identificado como servicio ecosistémico principal la belleza escénica relacionada a la actividad turístico-recreativa. La oferta ambiental de belleza escénica se definió mediante un proceso metodológico desarrollado por Novillo y Romero-Calcerrada (2003), que consistió en definir la oferta ambiental teniendo en cuenta las variables de vegetación, fauna y paisaje (ver mapas en anexo 4). Todas, forman parte de una base de datos, analizada con la herramienta SIG. La justificación principal de haber tomado esta valoración ambiental para definir la oferta de belleza escénica se fundamenta en las variables analizadas y el ámbito de aplicabilidad. Ambos criterios son los principales elementos para definir el concepto de belleza escénica. Las áreas prioritarias de actuación en las que se implementará el sistema son aquellas que obtuvieron una valoración ambiental alta, con valores entre 4 y 5, para las tres variables. El área total de oferta ambiental es de 6.688,88 ha, tal y como se observa en la siguiente figura.

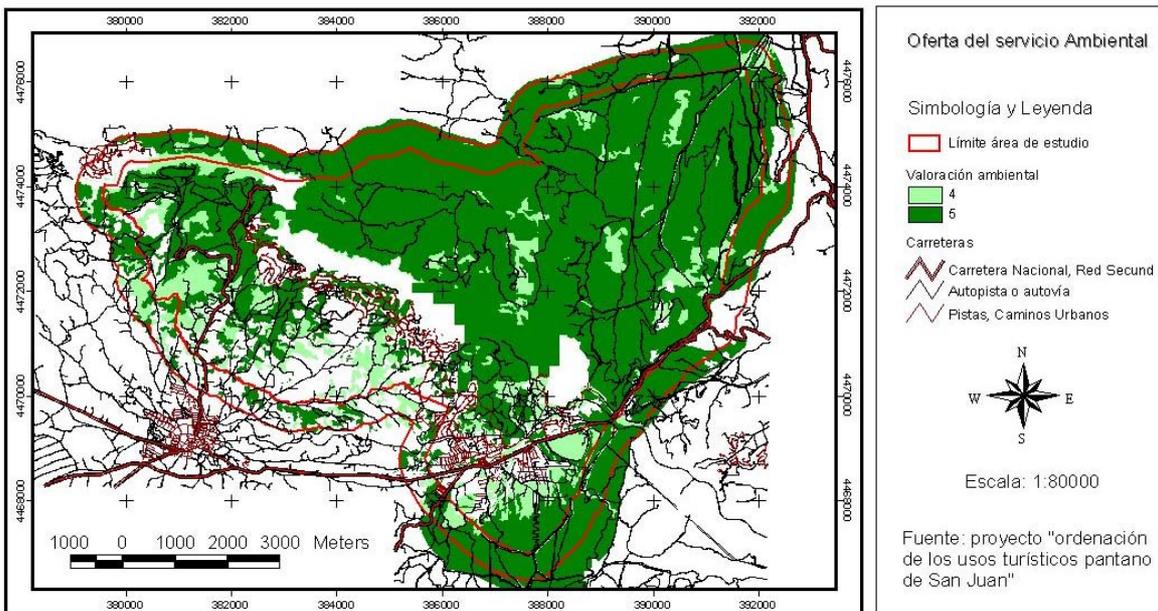


Fig. 11. Áreas prioritarias en las que se oferta el servicio ecosistémico de la belleza escénica

Demandantes del servicio ecosistémico

Existen en el pantano de San Juan varios colectivos que forman la demanda real y potencial, estos son los principales beneficiarios del servicio ecosistémico de la belleza escénica, entre ellos: los visitantes de las cuatro áreas recreativas, empresarios turísticos (propietarios de restaurantes, operadoras de turismo y camping) y los residentes de las urbanizaciones de Costa de Madrid y San Ramón. La descripción de cada colectivo se encuentra en la parte de abajo. Los principales demandantes analizados en esta investigación fueron los visitantes de las áreas recreativas y los residentes de las urbanizaciones. Para su análisis se aplicaron entrevistas presenciales y telefónicas. El número total de entrevistas realizadas a los visitantes de las áreas recreativas fue de 408, y a los residentes de las urbanizaciones fue de 38

entrevistas, de las cuales 16 se llevaron a cabo en la urbanización de Costa de Madrid y 22 en la urbanización de San Ramón. La aplicación de las entrevistas en las urbanizaciones no tuvo mucho éxito, a pesar de que la toma de datos se llevó a cabo entre días de semana, días festivos y fines de semana en diferente horario. Es posible que esto haya sucedido porque muchas de las viviendas de las urbanizaciones se utilizan como segunda residencia. A pesar del reducido índice de respuesta, se utilizaron algunos datos que reflejan los resultados más interesantes de la percepción de este grupo de demandantes. Sin embargo, todo lo contrario sucedió con las entrevistas aplicadas en las áreas recreativas, la receptividad de los visitantes a contestar la entrevista fue bastante alta. La distribución porcentual de las entrevistas por cada grupo y lugar de aplicación se muestran en las figuras 21 y 22.

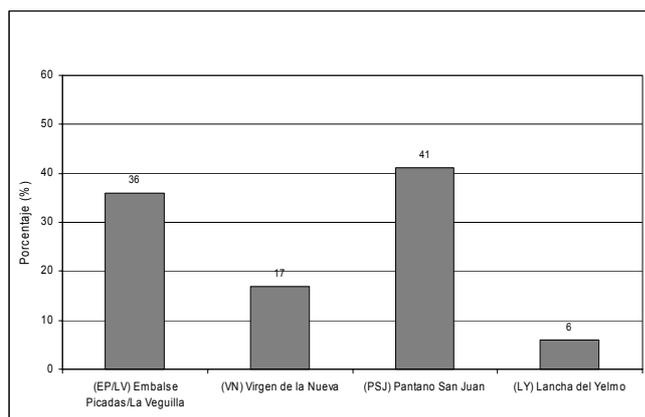


Fig. 12. Distribución porcentual de entrevistas por área recreativa

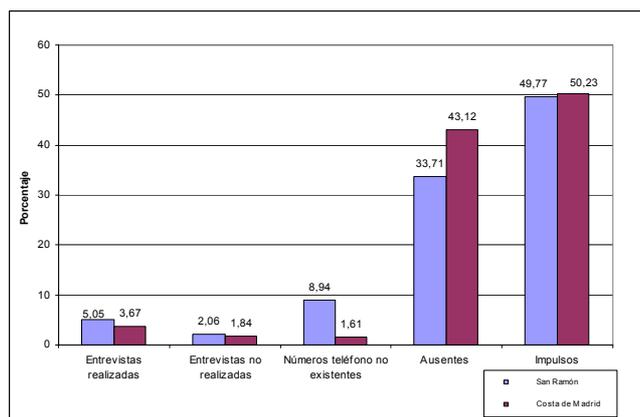


Fig. 13. Distribución de entrevistas por urbanización

Principales demandantes del servicio ecosistémico

- *Visitantes en las áreas recreativas:* se ha realizado una estimación de la frecuentación de visitantes en las áreas recreativas durante los meses de verano de 2006 (junio-septiembre inicios). Considerando una media de 3 personas/coche, se estima que el número de personas que visitó las áreas recreativas del pantano de San Juan en los meses de verano fue de 82.493 visitantes.
- *Urbanizaciones de Costa de Madrid y San Ramón:* existen 286 viviendas en las dos urbanizaciones. 152 en Costa de Madrid y 133 en San Ramón.
- *Empresarios turísticos:* colectivo formado por 10 propietarios de restaurantes distribuidos en las áreas recreativas del pantano de San Juan y Virgen de la Nueva; más 4 operadores de turismo.

Perfil y caracterización de los visitantes

Un 63% de las entrevistas fueron respondidas por hombres, mientras que un 37% las respondieron las mujeres. Las áreas recreativas son sitios que cuentan con mucha accesibilidad por la carretera M-501, accediendo desde cualquier punto de Madrid Capital y otros municipios. La mayoría de personas que visitan las áreas recreativas lo hacen en los meses de verano, los principales municipios de procedencia son: Madrid Capital (54%), Fuenlabrada (7%) y Móstoles – Alcorcón (6%); el 85% se desplazan en vehículo propio y visitan la zona de 1 a 3 veces/año. Las principales características de este colectivo son: un 42% tienen edades comprendidas entre los 31 – 55 años, seguido por otro grupo de personas con edades entre los 18-30 años (29%); los colectivos minoritarios son los niños con edades entre 6-12 años y las personas mayores de 55 años. El nivel educativo predominante son los estudios secundarios y universitarios.

Los ingresos anuales por unidad familiar se encuentran en un rango entre los 12.000-24.000 €. Un 83% de los visitantes son trabajadores por cuenta ajena y un 8% autónomos. La zona acoge

a turistas y visitantes con procedencia de 22 países de Europa y América Latina. En las áreas recreativas del Embalse de Picadas y el Pantano de San Juan predominan visitantes con nacionalidad ecuatoriana y colombiana, seguido de la española. Sin embargo, en el área recreativa de Virgen de la Nueva (94%) y Lancha del Yelmo son visitadas en su mayoría por españoles. La razón de la alta frecuentación de latinoamericanos a las dos primeras áreas se debe al fácil acceso en transporte privado y público.

Los principales atractivos que ofrece la zona son el agua para el baño (61%), la tranquilidad (35%), la calidad del paisaje (27%) y el disfrute de la naturaleza (26%). Está claro que los visitantes de las áreas recreativas buscan disfrutar al máximo de la naturaleza, para ello, realizan visita a espacios recreativos de este tipo, donde pueden disfrutar de un baño, de la tranquilidad de la zona y de las vistas que ofrece el paisaje. La actividad más común entre los visitantes es bañarse y tomar el sol (88%), tomar algo (61%), compartir y estar en familia (64%), y pasear y disfrutar del sitio (36%). A pesar de ser áreas muy visitadas cada verano, un 61% de los entrevistados desconocen que la zona forma parte de la figura de protección europea "Red NATURA"; sin embargo, un 21% de los entrevistados ha mencionado conocer la figura de protección o al menos haberlo escuchado.

Según los entrevistados, para que su visita en las áreas recreativas sea más agradable se demanda de cierta infraestructura básica: presencia de contenedores de basura (16%) para tratar de paliar la problemática ocasionada por el exceso de basura en las áreas recreativas. Las mesas y bancos para poder tomar sus alimentos o descansar (15%). La presencia de aseos públicos (14%), petición muy presente en mujeres y padres de familia.

Oferentes

Los oferentes identificados para la provisión del servicio ecosistémico de la belleza escénica son: la Comunidad de Madrid a través de la Dirección General del Medio Natural, los ayuntamientos de Navas del Rey, Pelayos de la Presa y San Martín de Valdeiglesias; y los propietarios de terrenos privados. La oferta ambiental fue determinada teniendo en cuenta las variables antes descritas, los terrenos con una puntuación entre 4 y 5 son de tenencia pública en su mayoría en la parte norte, y de tenencia privada en la parte sur-oeste. El uso del suelo predominante en este tipo de áreas lo forman terrenos forestales con especies de pino de diferentes edades. La tenencia de la tierra es otro de los factores que se ha tenido en consideración para la determinación de los principales oferentes del servicio ecosistémico, ya que los oferentes son los responsables directos de continuar con la provisión del servicio ecosistémico de belleza escénica, para ello, es necesario que exista un contrato que estipule los derechos y deberes de estos en los terrenos seleccionados.

Acciones de gestión y ordenación

Su planificación dependió de los resultados obtenidos en el diagnóstico participativo según los problemas identificados y priorizados en la zona de estudio. Se han planteado varios programas de gestión que tienen como finalidad contribuir a evitar el deterioro ambiental y a mantener y potenciar el servicio ecosistémico de la belleza escénica.

Estructura general de planificación para la conservación y mantenimiento de la belleza escénica

La Ley forestal y de protección de la naturaleza en la Comunidad de Madrid (16/1995) establece la existencia de un instrumento idóneo que apoye la gestión eficaz del recurso forestal, creando para ello, la figura de planificación a largo plazo denominada "Plan Forestal" de la Comunidad de Madrid (2000-2019); en éste se establecen las bases, directrices, objetivos, medios y presupuestos para la ejecución de la política forestal de la Comunidad.

Con la implementación del sistema de PSE se pretende contribuir a la gestión forestal y recreativa desarrollada por la Comunidad de Madrid a través de sus Direcciones y

Departamentos. Se plantea la planificación de varios programas de gestión a implementarse con la puesta en marcha del sistema de PSE. La estructura general de planificación propone la definición de áreas de intervención, líneas de actuación y programas de gestión, tal y como se muestra a continuación.

Tabla 14. Acciones de gestión y ordenación planificadas

Área de intervención	Líneas de actuación	Programas
Gestión forestal	Protección de ecosistemas forestales	<ul style="list-style-type: none"> • Protección contra incendios forestales • Sanidad forestal
Conservación de la biodiversidad	Protección de los hábitat naturales de flora y fauna	Conservación de la fauna silvestre y su hábitat de interés
Turístico – recreativa	Turismo, sensibilización y recreación del medio Natural	Uso público en espacios recreativos

Programa de protección contra incendios forestales

Los incendios forestales en los meses de verano consumen muchas hectáreas de montes en la Comunidad de Madrid, su efecto causa problemas y pérdidas por la destrucción de la madera, tierras degradadas, pérdida de especies de flora y fauna, y un impacto visual negativo que reduce el valor estético y recreativo de la zona. La mayoría de los incendios forestales se originan por causas desconocidas, aunque muchos son provocados por el hombre. Los incendios tienen su origen en la mala utilización de fuego para actividades agrícolas, pastizales ó por negligencia (fogatas, barbacoas y cigarrillos). A pesar de los daños que ocasiona a los ecosistemas forestales, se considera un factor determinante en la evolución de muchos montes, razón por la que es objeto de investigación.

El objetivo del programa es contribuir a la protección de los recursos forestales desarrollando acciones de prevención con especial énfasis en la selvicultura preventiva y sensibilización social; vigilancia y extinción de incendios forestales. Con la selvicultura preventiva se espera modificar la estructura de la masa forestal y dificultar la propagación de los incendios. Las actividades comprendidas en el programa son:

Actividades preventivas: su ejecución se llevará a cabo con anticipación a la época crítica de incendios (meses de verano). Las actividades que se incluyen son las rondas corta fuegos, verificación del estado de los combustibles, vigilancia móvil, sensibilización de la población y el fomento de asociaciones voluntarias que contribuyan en la vigilancia.

Actividades de detección: para la detección de los incendios se continuará utilizando el reten ubicado en la carretera que conduce al área recreativa de Lancha del Yelmo. Su ubicación estratégica permite una alta visibilidad y control en la zona. Los responsables del reten cuentan con un equipo de comunicación que les permite estar al tanto de lo que sucede.

Vigilancia móvil terrestre: consisten en la conformación de una brigada capacitada que contribuya a la ya existente, en la prevención y combate de incendios. La brigada contará con todos los implementos necesarios para hacerle frente a la problemática de los incendios forestales. Su ubicación estratégica será en las áreas prioritarias para la conservación y mantenimiento de la zona, se hará una vigilancia minuciosa en las horas más críticas del día. Como personal de apoyo a las brigadas, se promoverá la creación de una asociación de voluntarios, su función principal será apoyar las actividades de vigilancia durante los meses de verano.

Control y liquidación: al informar sobre la existencia de un incendio, el personal de vigilancia en coordinación con el personal de las brigadas, actuarán juntos en las labores de control y extinción.

Tabla 15. Actividades planificadas para el programa de protección contra incendios forestales

Actividades planificadas	Unidad de medida	Periodo de ejecución en años									
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Área cortafuegos en terrenos privados (Construcción y mantenimiento)	10 ha		■		■		■		■		■
Vigilancia contra incendios (Cuadrilla de protección en los meses de verano)	4 meses		■	■	■	■	■	■	■	■	■
Limpieza de montes orientada a la reducción de combustible	10 ha		■		■		■		■		■
Campañas de sensibilización a la población y fomentos de asociaciones voluntarias	1 campaña		■	■	■	■	■	■	■	■	■

Programa de sanidad forestal

La problemática de las plagas y enfermedades es una negativa muy a menudo subestimada. Al igual que los incendios forestales, su presencia contribuye directa o indirectamente a pérdidas ambientales y económicas.

Uno de los principales daños que causan es la mortalidad de especies forestales, daños a los productos maderables y no maderables, y a los valores paisajísticos, estéticos y recreativos. En la zona de estudio, la superficie de montes afectada en estos últimos seis años se centra mayormente en los montes de utilidad pública, aunque no se descartan pequeños brotes surgidos en terrenos de tenencia privada.

El objetivo del programa consiste en salvaguardar la salud de los ecosistemas forestales de las plagas y enfermedades más comunes, a través de la implementación de medidas de prevención y un manejo integrado de plagas y enfermedades. La plaga más dañina en los montes de la zona es la "Procesionaria de pino", especie que afecta además de los pinares a los cedros y abetos.

Los métodos de control para este tipo de plagas consisten en el empleo de trampas feromonas, tratando de capturar a los machos a través de feromonas hasta que caen en una trampa; los productos químicos, se utilizan en las fechas en la que los insectos pueden ser atacados con insecticidas, este tratamiento se utiliza principalmente en el otoño. La destrucción de bolsones se lleva a cabo por medios físicos y químicos y por la instalación de barreras físicas; también se utilizan medios mecánicos a través de la tala de los árboles afectados. Para la aplicación de cualquier tratamiento es necesario conocer el nivel de afectación, las condiciones climáticas, y el estado en que se encuentra la plaga. Asimismo, hay que considerar que algunos métodos de control no vayan en detrimento de la salud humana o de las especies de fauna.

Tabla 16. Actividades planificadas para el programa de sanidad forestal

Actividades planificadas	Unidad de medida	Periodo de ejecución en años									
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Vigilancia permanente en la zona para detectar brotes de plagas en montes públicos y privados (3 monitoreos; 1 por mes)	3 meses										
Labores de control aéreo de plagas forestales	100 ha										

Programa de conservación de la fauna silvestre y su hábitat de interés

El programa de conservación hará especial énfasis en tres de las especies más emblemáticas de la zona, clasificadas en el catálogo regional (Decreto 18/92) en desarrollo de la Ley 2/1991 de especies de flora y fauna de la Comunidad de Madrid. Una de las categorías establecidas en la Ley (art. 7) son las especies en peligro de extinción. Las especies ubicadas en esta categoría y con presencia en la zona son: *Aquila adalberto* (águila imperial ibérica) una especie con mucho valor por existir pocos ejemplares a nivel mundial y con presencia en la ZEPA de los Encinares del Río Cofio y Alberche no. 56; otra de las especies es el *Aegypius monachus* (buitre negro) con una fase crítica en los años 80's, pero con un aumento creciente en los últimos años, se incrementa la supervivencia de la especie; y la *Ciconia nigra* (cigüeña negra) una de las especies más sensibles a la presencia humana.

El objetivo del programa es contribuir a la protección, conservación y mantenimiento de las especies en peligro de extinción. Las principales acciones se enfocan al control y seguimiento de poblaciones, censos anuales de parejas reproductoras y la vigilancia de nidos.

Tabla 17. Actividades planificadas para el programa de conservación de la fauna silvestre y su hábitat

Actividades planificadas	Unidad de medida	Periodo de ejecución en años									
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Control y seguimiento de poblaciones (Vigilancia de nidos)	12 meses										
Censo anual de parejas reproductoras y prospección de zonas potenciales para ser ocupadas.	1 censo										

Programa de uso público en espacios recreativos

El uso público en espacios naturales ha evolucionado con el paso de los años, el mismo es definido como un conjunto de actividades, servicios y equipamientos que independientemente quien los gestione, pretenden acercar a los visitantes con los valores naturales, estéticos, paisajísticos y culturales del espacio, garantizando su conservación y generando un desarrollo económico para las poblaciones locales (EUROPARC-España, 2002). La zona es considerada como un área para el esparcimiento y la recreación por las actividades que se pueden realizar en ella, muestra de esto, es que todos los veranos visitantes de diversas nacionalidades y con distintos lugares de procedencia se dan cita en la zona con un solo objetivo, recrearse y disfrutar de un día de campo entre amigos y familiares. Las condiciones favorables de las áreas recreativas congregan una gran cantidad de personas a las orillas del pantano de San Juan, sobrepasando en muchos fines de semana la capacidad de acogida de cada área. Este

fenómeno social se convierte en una gran preocupación para los responsables de la gestión de las áreas; la masificación causa impactos negativos en el suelo, la vegetación y la fauna, lo que obliga a redoblar esfuerzos en actividades de conservación y mantenimiento de los recursos naturales de la zona. Asimismo, existe por parte de los visitantes una mayor demanda de servicios en las áreas recreativas que deben ser regulados con el planteamiento de la ordenación de los usos turísticos-recreativos.

El objetivo del programa es desarrollar acciones de ordenación que contribuyan a evitar el deterioro ambiental y potencien el desarrollo de un turismo de calidad que satisfaga las expectativas de los visitantes, pudiendo ser estos últimos coparticipes de la buena gestión de las áreas recreativas. Las acciones de ordenación planificadas son diferentes para cada área recreativa. Algunas de las acciones comunes son la regulación del número de vehículos que puede estacionarse en cada área sin problema (aspecto que a su vez regula el número de visitas/área recreativa), hasta el acondicionamiento de cada zona con equipamientos e infraestructuras que presten un servicio de calidad a los demandantes.

Tabla 18. Actividades planificadas para el programa de uso público en espacios recreativos

Actividades planificadas	Unidad de medida	Periodo de ejecución en años									
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Vigilancia en las áreas recreativas	4 meses		■	■	■	■	■	■	■	■	■
Delimitación de las zonas de aparcamiento (3 X 5 m)*	830 plazas	■									
Construcción y/o acondicionamiento de equipamientos e infraestructuras*	232 elementos	■									
Mantenimiento de los equipamientos e infraestructuras	1 actuación		■	■	■	■	■	■	■	■	■

* Ver Anexo 5. Cálculo de costes para la construcción y acondicionamiento de la infraestructura.

Cuantificación de costes

Incluye un coste inicial de instalación con un inversión de 1.003.201,00 €, cantidad destinada a la construcción y acondicionamiento de la infraestructura y equipamiento para las áreas recreativas (a cubrirse en el año 1). De este coste depende la implementación del sistema. Los demás costes de implementación de los programas, mantenimiento de infraestructuras y pago de personal se comienzan a implementar a partir del año 2 hasta el año 10.

Las acciones de gestión y ordenación planificadas en los programas tienen un coste total de 174.989,88 € para el segundo año (tabla 22). Estos costes serán cubiertos con fondos procedentes de la Comunidad de Madrid a través del plan forestal y de fondos procedentes de los ingresos que generen el cobro por entrada en las áreas recreativas. De los cuatro programas propuestos el Plan cubrirá en su totalidad dos programas (sanidad forestal y conservación de la fauna silvestre y su hábitat de interés), y el programa de protección contra incendios forestales de forma total o parcial (ver apartado de viabilidad económica sobre el planteamiento de escenarios hipotéticos). Con los fondos procedentes de las entradas se contribuirá a cubrir los costes de dos programas entre estos, el de protección contra incendios forestales (de forma parcial, dependiendo del escenario hipotético) y el de uso público en espacios recreativos (cubierto en su totalidad). Estas actividades tienen un coste anual fijo en el año 2 de 43.000,00 € con un incremento anual de un 3%, aunque esta cantidad varía según el escenario planteado (tabla 23). Con esta adicionalidad hasta ahora inexistente en la gestión

desarrollada por la Comunidad de Madrid se espera contribuir a la conservación y sostenibilidad de los recursos forestales y recreativos de la zona.

En las tablas 22 y 23 se describe la distribución de los costes para cada programa de gestión planificado para el año 2 y un resumen de los costes de las actividades mínimas a ser cubiertas con la implementación del sistema de PSE para los años 2 y 10.

Tabla 19. Costes de implementación de cada programa de gestión para el segundo año

Programas de gestión	Coste total (€)
Programa de protección contra incendios forestales	111.209,08
• Áreas cortafuegos en terrenos privados (Construcción y mantenimiento)	9.500,00
• <u>* Vigilancia contra incendios (Cuadrilla de 5 personas, meses de verano)</u>	<u>46.082,00</u>
• Limpieza de montes orientada a la reducción de combustible	51.060,60
• Campaña de sensibilización a la población y fomento de asociaciones voluntarias	4.566,48
Programa de sanidad forestal	6.316,00
• Vigilancia permanente en la zona para detectar brotes de plagas en montes públicos y privados (3 monitoreos; 1 por mes)	3.316,00
• Labores de control aéreo de plagas forestales	3.000,00
Programa de conservación de la fauna silvestre y su hábitat de interés	14.464,80
• Control y seguimiento de poblaciones (vigilancia de nidos)	13.259,40
• Censo anual de parejas reproductoras y prospección de zonas potenciales para ser ocupadas	1.205,40
Programa de uso público en espacios recreativos**	43.000,00
• <u>* Vigilancia en las áreas recreativas</u>	<u>36.000,00</u>
• <u>* Mantenimiento de los equipamientos e infraestructuras</u>	<u>7.000,00</u>
Coste total de los programas de gestión	174.989,88

* Actividades cubiertas con la implementación del sistema de PSE según el escenario planteado (adicionalidad).

** En el programa de uso público no se incluye el coste del primer año destinado a la construcción y acondicionamiento de infraestructura.

Tabla 20. Resumen de los costes fijos para los años 2 y 10 de las actividades para la implementación del sistema de PSE (adicionalidad)

Descripción	Coste inicial del primer año (€)	Coste anual del segundo año (€)*	Coste total en 10 años (€)*
Construcción y/o acondicionamiento de equipamientos e infraestructuras	1.003.201,00	-	-
Mantenimiento de la infraestructura y equipamiento		7.000,00	71.114,00
Personal vigilancia en las áreas recreativas		36.000,00	365.728,00
Total		43.000,00	436.842,00

* Para el cálculo del coste/año de las actividades realizadas se utilizó un incremento del 3% anual.

Disposición a pagar (valoración contingente)

Los resultados de la encuesta de valoración contingente demuestran que los visitantes de las áreas recreativas están dispuestos a pagar por visitarlas, siempre y cuando estas ofrezcan una serie de servicios que mejoren y hagan más agradable su estancia. Para conocer la disponibilidad al pago se consultó a los entrevistados a través de un formato mixto. Primero, se realizó una pregunta en formato dicotómico (respuesta cerrada “sí o no”) utilizando valores de un rango entre 1 y 7 €; una vez contestada esta pregunta, se les consultó sobre la disponibilidad máxima de dinero que estarían dispuestos a pagar por visitar la zona. Los resultados obtenidos reflejan que un 75 % de los entrevistados están dispuestos a pagar por visitar las áreas recreativas (formato mixto), contra un 25% que respondió negativamente. El área recreativa que obtuvo la menor disponibilidad a pagar fue Virgen de la Nueva con un 32%.

Al analizar la disponibilidad al pago basada en el formato dicotómico, los resultados varían, limitando las respuestas analizadas a un “Sí” ó un “No”. Los resultados desvelan que los entrevistados tienen una disposición a pagar entre 1 – 3 €/persona, para todas las áreas recreativas, tal y como se muestra en la tabla 24. Esta disponibilidad al pago aumenta de valor monetario entre los visitantes de las áreas recreativas del Pantano de San Juan y Virgen de la Nueva con un valor máximo de pago de 4 €/persona. La media de disponibilidad al pago con el formato dicotómico es de 3,30 €/persona para valores entre 1- 7 €.

Tabla 21. Disponibilidad a pagar por los visitantes (formato dicotómico)

Disposición A pagar (€)	Embalse de Picadas (%)		Lancha del Yelmo (%)		Pantano de San Juan (%)		Virgen de la Nueva (%)	
	Sí	No	Sí	No	Sí	No	Sí	No
1	24	8	33	0	21	3	19	9
2	19	8	13	11	17	10	25	17
3	15	14	13	0	18	15	22	11
4	13	17	20	22	17	8	19	9
5	13	17	13	11	11	20	9	17
6	9	16	0	33	10	19	3	17
7	9	20	7	22	6	24	3	20

Para calcular la disponibilidad de pago máxima utilizando como vehículo de pago el cobro por concepto de entrada en las áreas recreativas, se realizó una evaluación corta de saneo estadístico, se eliminaron de la muestra los datos extremos que interfieren en la determinación de una disponibilidad de pago, entre estos: los datos inferiores a 1 € (correspondientes a la cantidad de entrevistados que no están dispuestos a pagar) y los superiores a 6 € (valores extremos que representan solo el 6% de los entrevistados y no son muy representativos); al final se consiguió trabajar con un rango de datos del 70%. Este saneo de datos se justifica en la determinación de la disponibilidad de pago, ya que existe una incompatibilidad entre los que “Sí” están dispuestos a pagar y los que “No” lo están, debiendo ser evaluados de forma separada. La disposición al pago varía según los cambios y beneficios positivos en cada una de las zonas visitadas.

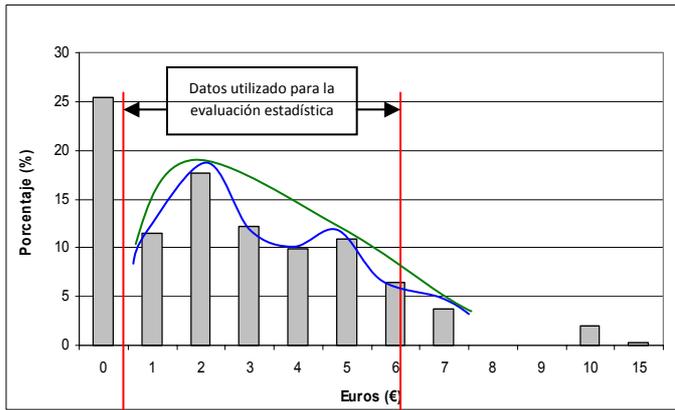


Fig. 14. Disponibilidad a pagar por visitar las áreas recreativas

La cantidad media de disponibilidad de pago es de 3,12 €/persona, con una desviación estándar de $\pm 1,60$ €; un coeficiente de variación del 0,51 y un error estándar de 10%, en base a estos resultados, el valor que pagarían los visitantes por el disfrute de la zona está en un rango entre 1,52 – 4,72 €/persona. La figura 23 refleja los resultados obtenidos de la disposición al pago por visitar las áreas recreativas. El rango de datos evaluados, presenta un

comportamiento decreciente normal según la disponibilidad al pago va aumentando en valor monetario. Esto se debe a que los entrevistados tienden a pagar menos a medida que aumenta la cantidad de pago, los resultados muestran de forma esquemática que los valores extremos y muy altos no son representativos y por tanto no deberían ser tomados en cuenta al momento del análisis de los datos.

Por ejemplo, el valor de 1 € tiene sólo el 11% de aceptación y es menor que el valor de 2 € que tiene el 18%, esto se debe a que de las encuestas aplicadas el 16% no están dispuestos a pagar y 35% pasaron a otras categorías mayores porque les parecía bajo el valor propuesto. En todo caso la línea interior muestra la dispersión de los valores entre 1 y 7 €, y la línea externa hace referencia al decrecimiento que tiene la disponibilidad a pagar según se aumenta el valor. Al tomar como resultado la disponibilidad al pago máxima considerando todos los valores del muestreo, el sitio con mayor negativa de pago es Virgen de la Nueva con 32%, seguido de Lancha del Yelmo con 25%, el Embalse de Picadas con 24% y el Pantano de San Juan con el 23%. La disponibilidad de pago media por sitio evaluado está en un rango de 1 – 6 €/persona; los que tienen mayor media de disposición al pago son los visitantes del área recreativa de Lancha del Yelmo con valores entre los 3,44 y 2,84 €; seguido del Pantano de San Juan (3,40 €), Embalse de Picadas (2,88 €) y Virgen de la Nueva con la menor media (fig. 24). Por otra parte, analizando la disponibilidad al pago de acuerdo a la nacionalidad de los entrevistados, se obtiene como resultado que los españoles son el colectivo que está menos dispuesto a pagar una entrada por visitar las áreas recreativas, aunque siempre se mantienen las disposiciones de pago antes descritas (fig. 25).

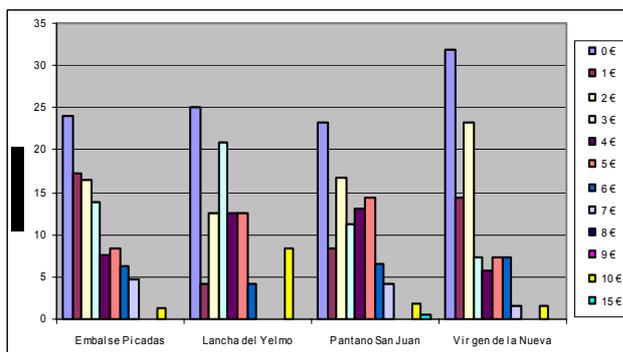


Fig. 15. Disposición al pago de los entrevistados

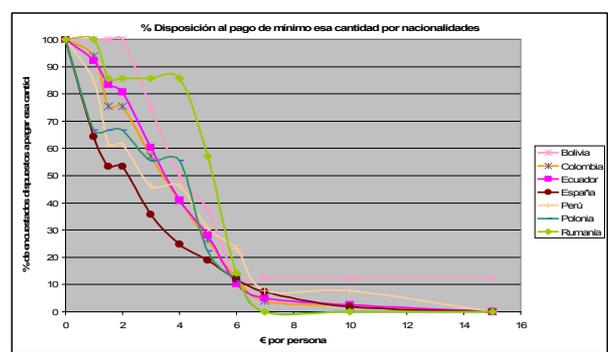


Fig. 16. Disposición al pago por nacionalidad diferenciado

Al analizar la disponibilidad a pagar según los ingresos económicos de los entrevistados, los resultados desvelan que los entrevistados que tienen una mayor disponibilidad de pago son los que perciben ingresos comprendidos entre los 12.000 – 24.000 €/año, con un pago de 3,10 €/persona; sin embargo, todo lo contrario ocurre con los entrevistados que perciben los

mayores ingresos, más de 36.000 €/año, pagando una media de 1,77 €/persona. Este resultado descarta la teoría sobre los visitantes que percibe más ingresos son los que tiene mayor disponibilidad a pagar. Paralelo a la disponibilidad de pago se ha realizado un sondeo de algunos posibles servicios que se podrían brindar en la zona. Al consultar a los entrevistados sobre la disposición a pagar por visitar un centro de interpretación, más del 60% de los entrevistados no están dispuestos a pagar, sin embargo, los que están dispuestos a pagar, consideran que el valor por ingresar a este tipo de equipamiento estaría entre 1 – 4 €/persona. La disponibilidad a pagar por utilizar un servicio de ruta guiada tampoco sería rentable ya que más del 65% no están dispuestos a pagar por su utilización. Asimismo, el pago por concepto de utilización de una ruta guiada a caballo muestra resultados negativos. En síntesis, los entrevistados no están dispuestos a pagar por la utilización de infraestructura o el desarrollo de alguna actividad recreativa, ya que consideran que el pago por concepto de entrada deberá de cubrir el desarrollo de todas las posibles actividades que se realicen en la zona.

Con los resultados obtenidos de la valoración contingente se ha realizado una estimación de la disponibilidad al pago por área recreativa, para ello, se ha sido muy realista y cauteloso en establecer un cobro por concepto de entrada por vehículo y no por persona, tal y como estaba estipulado en el cuestionario diseñado. Para definir la capacidad total de vehículos en cada área recreativa, se calculó el área abarcaba en promedio cada vehículo versus el área total destinada para aparcamiento. Al final se han delimitado las zonas destinadas para aparcamiento en cada área recreativa (anexo 6). Una vez calculada la capacidad máxima de vehículos por zona, se procedió a fijar los precios a cobrar por concepto de entrada, priorizando las áreas recreativas en las que se implementaría el cobro. Se concluyó que las áreas recreativas en las que se implementaría el mecanismo de cobro son: el Embalse de Picadas, el Pantano de San Juan y Virgen de la Nueva. Las otras áreas como La Lancha del Yelmo y Las Veguillas no se consideraron, la primera por ser una zona susceptible al riesgo de incendio (se piensa cerrar el acceso al público en vehículo) y porque las condiciones internas del área recreativa no están a la altura de prestar un servicio turístico-recreativo de calidad. La segunda, por ser una de las pocas áreas recreativas que se encuentra equipada con infraestructura como mesas, bancos, aparcamientos definidos, cancha de fútbol, zonas de baño, entre otras. Este cobro fue establecido para cada área recreativa, teniendo un aumento a partir del año 6 (tabla 25).

Otra forma empleada para estimar la disponibilidad al pago se aplicó a los residentes de las urbanizaciones obteniendo resultados poco representativos. La pregunta clave del cuestionario era de “formato abierto”, el entrevistado era el encargado de mencionar la cantidad de dinero que estaría dispuesto a pagar. La entrevista fue contestada por una pequeña porción de los residentes, de los cuales un 66% argumenta no estar dispuesto a pagar por conservar la zona y evitar el riesgo de incendios; las respuestas protestas fueron muy mencionadas: “ya pagamos los impuestos”; “existe mala administración de los fondos y poca gestión de la zona por parte del ayuntamiento”. El 32% que está dispuesto a pagar no sabe la cantidad de dinero que debería de pagar. Este resultado refleja la debilidad que existe al realizar una valoración contingente con un formato abierto. Por lo anterior, los resultados de disponibilidad al pago obtenidos no fueron utilizados para cuantificar los ingresos.

La tabla 25 muestra la estimación de ingresos por concepto de entrada a cada una de las áreas recreativas. La estimación se realizó a partir de la frecuentación de visitantes y el número máximo de vehículos permitidos en cada zona de aparcamiento según el mes. Se definió una ocupación por fines de semana y días de semana, para los fines de semana se utilizaron los siguientes valores de ocupación por mes: junio 60 %, julio y agosto 90 % y septiembre 40 %.

Tabla 22. Estimación de los ingresos por visitar las áreas recreativas

	Pantano de San Juan		Virgen de la Nueva		Embalse de Picadas	
	3 €	4 €*	4 €	5 €*	2,5 €	3,5 €*
Capacidad total de vehículos	570	570	150	150	110	110
Vehículos fines de semana						
Junio	342	342	90	90	66	66
Julio	513	513	135	135	99	99
Agosto	513	513	135	135	99	99
Septiembre	228	228	60	60	44	44
Total € fin de semana	38.304	51.072	13.440	63.840	6.160	8.624
Vehículos día laborable						
Junio	25	25	20	20	20	20
Julio	40	40	25	25	25	25
Agosto	40	40	25	25	25	25
Septiembre	20	20	15	15	15	15
Total € semana	7.500	10.000	6.800	8.500	4.250	5.950
Total campaña de verano (2-5 año)	76.454 €					
Total campaña de verano (6-10 año)*	* 147.986 €					

* Corresponde al aumento en cobro de entrada debido a la acumulación de la inflación hasta redondear a 1 € a partir del año 6.

Viabilidad económica del sistema de PSE

La viabilidad económica calculada de la adaptación de la primera ecuación propuesta por Martínez de Anguita *et al.* (2006) demuestra que existen unos beneficios equivalente a 76.454,00 €/año (entre los años 2 y 5) y 147.986 €/año (desde los años 6 hasta el 10) por concepto de entrada/vehículo a las áreas recreativas y unos costes anuales fijos por 43.000,00 €, aunque este valor cambia de acuerdo al escenario propuesto. Con este panorama el sistema muestra viabilidad económica en diferentes años (según escenario propuesto).

Al analizar la segunda adaptación de la ecuación no se cumplió lo propuesto ya que, los “otros ingresos” no superan a los costes de instalación existiendo un déficit negativo. Esta situación se debió a que los costes de instalación de infraestructura y equipamiento se estimaron por un valor de 1.003.201,00 €, una cantidad elevada de dinero con la que no se cuenta. Si este coste inicial no es cubierto el sistema de PSE no podrá implementarse, siendo uno de los principales obstáculos a resolver. Su gestión deberá estar a cargo de la Comunidad de Madrid como institución responsable de la gestión de las áreas recreativas.

La viabilidad económica se expresa de forma clara y resumida en el planteamiento de tres escenarios hipotéticos con situaciones diferentes. Los escenarios consideran distintas opciones de costes anuales de ejecución. Su justificación es la siguiente:

El escenario 1 propone una gestión pública privada con énfasis en esta última, respondiendo a los principales problemas identificados en el diagnóstico participativo con el apoyo de los actores locales. El escenario 2 propone también una gestión pública privada con mayor énfasis en la gestión pública, reduciendo las actuaciones al programa de uso público en espacios recreativos. En cambio el escenario 3, fue propuesto para realizarse exclusivamente con una gestión pública, asumiendo la existencia de una adecuación de las áreas recreativas.

El escenario 1, contempla la implementación del sistema de PSE con todas las actividades planificadas desde el punto de vista de adicionalidad para los programas de protección contra incendios forestales y uso público en espacios recreativos. La viabilidad económica de este

escenario es negativa durante los primeros seis años, sin embargo, a partir del séptimo los ingresos son mayores que los costes. Para la implementación del sistema durante los primeros seis años es necesaria la gestión de un fondo externo equivalente a 66.871 €, ya que con los ingresos calculados no se cubren la totalidad de los costes. Se concluye que a mediano plazo el sistema de PSE es sostenible y por lo tanto se convierte en una alternativa viable para ser implementada en la zona (tabla 26).

Tabla 23. Escenario 1: implementación del sistema de PSE con todas las actividades planificadas

Descripción	Coste total por año (€)									
	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Total
Mantenimiento de infraestructura	7000	7210	7426	7649	7879	8115	8358	8609	8867	71114
Personal vigilancia áreas recreativas	36000	37080	38192	39338	40518	41734	42986	44275	45604	365728
Brigada de vigilancia incendios forestales	46082	47465	48889	50355	51866	53422	55025	56676	58376	468156
Costes totales de implementación	89082	91755	94508	97343	100263	103271	106369	109560	112847	904998
Ingreso por concepto de entrada	76454	76454	76454	76454	147986	147986	147986	147986	147986	1045746
Saldo neto de ingresos-costes	-12628	-15301	-18054	-20889	47723	44715	41617	38426	35139	140748
Fondos a gestionar en promedio/año										15639

El escenario 2, no incluye actividades en el programa de protección contra incendios forestales, actividad cubierta por la Comunidad de Madrid. Su radio de acción se centra solamente en las actividades del programa de uso público en espacios recreativos por ser una de las áreas con poca gestión en la actualidad; con este escenario el sistema de PSE es viable económicamente, generándose en promedio 67.656,00 €/año cantidad que se ingresaría al fondo ambiental y que podría ser utilizada para cubrir otras actividades contempladas en otros programas de gestión.

Tabla 24. Escenario 2: implementación del sistema de PSE sin considerar la actividad de contratar una brigada contra incendios forestales

Descripción	Coste total por año (€)									
	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Total
Mantenimiento de infraestructura	7000	7210	7426	7649	7879	8115	8358	8609	8867	71114
Personal vigilancia áreas recreativas	36000	37080	38192	39338	40518	41734	42986	44275	45604	365728
Costes totales (Sin brigada contra incendios)	43000	44290	45619	46987	48397	49849	51344	52885	54471	436842
Ingreso por concepto de entrada	76454	76454	76454	76454	147986	147986	147986	147986	147986	1045746
Saldo neto de ingresos-costes	33454	32164	30835	29467	99589	98137	96642	95101	93515	608904
Aporte promedio/año al Fondo de Servicios Ambientales										67656

El escenario 3 se planteó considerando que el sistema de PSE no se implementaría, por lo tanto no existen ingresos, pero si las demás actividades sin incluir la contratación de una brigada contra incendios forestales (ya existente). Los resultados obtenidos son negativos, cada año la Comunidad de Madrid deberá hacer una inversión para la gestión de estas áreas equivalente a un valor promedio de 48.538,00 €/año.

Tabla 25. Escenario 3: sin la implementación del sistema de PSE

Descripción	Coste total por año (€)									
	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Total
Mantenimiento de infraestructura	7000	7210	7426	7649	7879	8115	8358	8609	8867	71114
Personal vigilancia áreas recreativas	36000	37080	38192	39338	40518	41734	42986	44275	45604	365728
Brigada de vigilancia incendios forestales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Costes totales de implementación	43000	44290	45619	46987	48397	49849	51344	52885	54471	436842
Fondos a gestionar en promedio/año										48538

Una característica particular de estos escenarios es que los ingresos no incrementan de forma proporcional como los costes (3 % por año), solamente se realizó un incremento de 1 €/vehículo/visita a partir del año 6. En la tabla 29 se muestra el resumen de la viabilidad económica de los tres escenarios planteados entre los años 2 – 10. Al comparar los tres escenarios se observa que es factible desde el punto de vista económico implementar el sistema de PSE con los escenarios 1 y 2 (corto y mediano plazo), ya que al no implementar el sistema se incurren en coste equivalente a 71.114,00 € al termino de los 10 años.

Tabla 26. Resumen de la viabilidad económica de los escenarios planteados

Detalle de actividades (del segundo al décimo año)	Situación de escenarios (€)		
	1	2	3
Beneficios por el disfrute de la zona			
DP por ingreso en las áreas recreativas	1.045.746,00	1.045.746,00	0,00
Total	1.045.746,00	1.045.746,00	0,00
Costes para la implementación del PSE*			
Mantenimiento de infraestructura	71.114,00	71.114,00	71.114,00
Personal en áreas recreativas	365.728,00	365.728,00	
Brigada de vigilancia incendios forestales	468.156,00	0,00	0,00
Total	904.998,00	436.842,00	71.114,00
Diferencia entre Beneficio – Coste	140.748,00	608.904,00	-71.114,00

* Los resultados del análisis beneficio-coste no incluyen el coste inicial de construcción y acondicionamiento de infraestructuras (año 1).

Comisión de servicios ecosistémicos

Para la implementación del sistema de PSE se debe crear una comisión gestora de servicios ecosistémicos. Su función principal debe ser velar por el uso transparente y adecuado de los pagos por concepto de entrada a las áreas recreativas y la gestión de recursos financieros para la puesta en marcha del sistema. La creación de la comisión nació del proceso de talleres participativos, donde todos los participantes expresaron de forma unánime que la zona del pantano de San Juan necesitaba una gestión unificada a través de un órgano único de coordinación en el que exista una gestión compartida apoyada en el dialogo y la unificación de esfuerzos. La comisión tendría representatividad de todos los sectores, los miembros son: Comunidad de Madrid (Dirección de Gestión del Medio Natural), Instituto Madrileño de Desarrollo (IMADE), Confederación Hidrográfica del Tajo, Canal de Isabel II, Ayuntamientos de Navas de Rey, Pelayos de la Presa y San Martín de Valdeiglesias, Empresarios Turísticos, Grupos Ambientalistas, Consorcio Sierra Oeste de Madrid, Guardia Civil y Organizaciones Locales. Será la responsable de la supervisión y monitoreo de los pagos por concepto de entradas y la gestión de fondos externos.

Creación de un fondo ambiental

La constitución del fondo de servicios ecosistémicos refleja la voluntad de los demandantes a pagar por la conservación de la belleza escénica de la zona. Algunos de los objetivos de creación de fondo ambiental son el fortalecimiento de la gestión de los recursos forestales y recreativos del pantano de San Juan; la financiación de actividades específicas o proyectos orientados a mantener la provisión de servicios ecosistémicos; y apoyar la consolidación de la comisión de servicios ecosistémicos. El fondo será manejado de forma coordinada por la comisión gestora, empleando principios y criterios de ética, transparencia y eficiencia. La procedencia de los fondos será a través de dos fuentes: la primera, el ingreso de fondos provenientes del pago por concepto de entradas a las áreas recreativas, y la segunda, por la gestión de fondos externos con instituciones nacionales o internacionales.

Monitoreo

El planteamiento del monitoreo se tomará como un eje transversal a todos los apartados propuestos en la metodología. El estudio no desarrolló ninguna profundización sobre la forma en que serán monitoreadas las actividades implementadas con el sistema de PSE.

4.2.7. *Discusión*

El diagnóstico refleja que la problemática identificada en los talleres participativos coincide con la problemática turística identificada en las entrevistas con los visitantes y residentes de las urbanizaciones, haciendo especial hincapié en la gestión inadecuada de los recursos turísticos y recreativos de la zona. De la problemática identificada, el sistema de PSE aborda los problemas priorizados mediante el diseño y planificación de cuatro programas de gestión a ser implementados con financiamiento público y privado, aplicando el concepto de “adicionalidad”, un concepto básico para la implementación del sistema y la contribución a las labores de gestión forestal y recreativa desarrolladas en la zona del pantano de San Juan.

Los beneficios de la puesta en marcha del sistema se ven reflejados en los ingresos que se generaran por el cobro de una entrada en los meses de verano, aunque se debe tener cuidado con su implementación. Un estudio desarrollado por Campos *et al.* (2007) señala que en España el establecimiento del precio de una entrada a bosques protegidos no es una práctica común, la gente lo percibe como un bien público de libre acceso. Teniendo en cuenta esta premisa, se calculó el valor económico a través de la disposición a pagar para tres de las cuatro áreas recreativas, ya que por criterios técnicos desde el punto de vista ambiental y turístico el área recreativa de Lancha del Yelmo no se incluye para ser visitada. La disponibilidad al pago de los visitantes que asisten a las áreas recreativas es de 3,12 €/persona; este valor comparado con valores obtenidos en otros estudios, muestra que el resultado de disponibilidad al pago obtenido para el pantano de San Juan es bajo, tal y como se muestra en la tabla 30. Esto se reafirma al ver los resultados del estudio desarrollado por el CSIC (1997) donde, para una de las áreas recreativas incluidas en la presente investigación -pantano de San Juan- la disponibilidad de pago era de 594 pts. (3,57 €), sin embargo, la diferencia no es tan significativa en términos monetarios, pero si en términos de tiempo, pasando 10 años entre un estudio y otro.

La disponibilidad al pago calculada con el formato dicotómico (3,30 €) fue mayor que la disponibilidad al pago calculada con el formato mixto (3,12 €) -disponibilidad máxima de pago por visitante- aunque la variación en términos monetarios fue mínima. Las entrevistas telefónicas no mostraron resultados representativos ya que solo una pequeña minoría contestó la entrevista. Los entrevistados que accedieron a responder la entrevista no fueron capaces de definir una disponibilidad de pago a cambio de que se conservase la zona y se evitase el riesgo de incendios forestales. La no definición del valor de disponibilidad al pago se debió al formato utilizado para responder la entrevista. Lee y Mjelde (2007) señalan que es más fácil para los entrevistados responder a un formato de tipo cerrado que a un formato abierto. Con la primera opción los entrevistados solo necesitaban responder si están o no de acuerdo con el precio a pagar. Mientras que con el formato abierto fue más difícil dar una respuesta sobre el precio de mercado del servicio ecosistémico que se estaba valorando. Esta fue una de las desventajas que muestra la aplicación del método de valoración contingente al utilizar un formato abierto. Por esta razón, los resultados obtenidos de disponibilidad al pago a través de las entrevistas telefónicas no fueron considerados como parte de los ingresos que se podrían obtener. Solamente se computaron los ingresos calculados de la disponibilidad al pago obtenida de las entrevistas realizadas a los visitantes de las áreas recreativas. Así este sistema de PSE se basa en un valor mínimo comprobado.

Tabla 27. Resumen de estudios de valoración contingente en espacios recreativos

Espacio natural protegido***	Tamaño de la Muestra	Disposición al pago máxima*		Autor/es	Año
		Pts	Euros**		
P. N. Posets-Maladeta (Huesca)	382	824	4,95	Pérez y Pérez, L.	1997
P. N. Señorío de Bértiz (Navarra)	372	734	4,41	Pérez y Pérez, L.; Barriero, J.; Sánchez, M.; Azpilicueta, M.	1996
P. N. L'Albufera (Valencia)	419	590	3,55	Saz, S.	1996
P. N. Monfragüe (Cáceres)	349	1.328	7,98	Campos P.; Riera, P.; de Andrade, R.; Urzainqui, E.	1996
P. N. Dehesa de Moncayo (Zaragoza)	303	610	3,66	Rebolledo, D. y Pérez y Pérez, L.	1994
Espacio de interés natural del Pirineo Catalán (Comarca de Pallars Sobirà)	200	680	4,09	Riera, P.; Descalzi, C.; Ruiz, A.	1994

Fuente: adaptado del Saz *et al.* (1998).

* La disposición al pago se ha calculado a través de un formato mixto (pregunta dicotómica, seguida por una pregunta abierta).

** Valor de cambio: 1 € = 166,386 pts

*** El vehículo de pago utilizando fue el cobro de una entrada por visita al área.

La viabilidad económica obtenida como resultado de la primera ecuación reporta beneficios positivos a partir del año 7 (escenario 1) y a partir del año 2 (escenario 2). El análisis de la segunda adaptación de la ecuación muestra una viabilidad económica negativa ya que se necesita un fondo inicial de 1.003.201,00 € para el acondicionamiento de las áreas recreativas y la puesta en marcha del sistema de PSE. Los entrevistados condicionaron su pago al buen estado de las áreas recreativas, con una prestación de servicios que hiciera más agradable y placentera su visita para el desarrollo de sus actividades de ocio. Esta inversión inicial debe ser realizada mediante la gestión de fondos externos durante el primer año por parte de la Comunidad de Madrid. Este acondicionamiento y equipamiento debió ser realizado hace muchos años y hasta el día de hoy no se ha llevado a cabo. Su realización aportará soluciones a los problemas de ordenación de los recursos recreativos, además dará apoyo al control de los visitantes para evitar cualquier tipo de problema que pueda trascender los límites de estos espacios recreativos. Todos estos aspectos fueron enumerados en la realización de los talleres participativos concluyendo que la zona debería contar con un proyecto piloto gestionado de forma coordinada entre todos los actores locales involucrados.

Asumiendo que los costes iniciales son cubiertos se definió la viabilidad económica. El escenario 1 es el mejor definido desde una perspectiva ambiental aunque la viabilidad económica durante los primeros 6 años es negativa. Sin embargo al aumentar el cobro por concepto de entrada los resultados muestran mayores ingresos en comparación con los costes a partir del año 7.

Un análisis comparativo de las actividades planificadas en el escenario anterior y las actividades desarrolladas por la Comunidad de Madrid permitió el planteamiento de escenario 2. Este escenario es viable económicamente desde el año de su implementación. Los ingresos extras pueden ser utilizados para cubrir actividades de los programas de sanidad forestal y

conservación de la fauna silvestre y su hábitat, aumentando el radio de acción del sistema. Asimismo, estos ingresos pueden aumentar si se incluyera el cálculo de la disponibilidad de pago para otros servicios ecosistémicos de la zona y otros oferentes potenciales.

Al comparar los escenarios 1 y 2 con el escenario 3 se demuestra que implementar el sistema de PSE es positivo en el corto y mediano plazo ya que se aportan elementos para desarrollar una gestión compartida a nivel regional – local con un financiamiento público - privado.

Una particularidad de este sistema de PSE en comparación de otras experiencias es la no existencia de costes anuales de oportunidad, eso se debe a que los oferentes no necesitan hacer un cambio de actividad para la provisión del servicio ecosistémico.

Los resultados obtenidos en esta investigación son comparados con otras experiencias llevadas a cabo a nivel internacional en las que se ha valorado el servicio ecosistémico de la belleza escénica. Los estudios analizados fueron en su mayoría realizados en Latinoamérica, por Robertson y Wunder (2005), Landell-Mills y Porras (2002), Biénabe y Hearne (2005), (Barzey, 2001), (Wunder, 2000), Mayrand y Paquin (2004), Grieg-Gran *et al.* (2005) y Pagiola *et al.* (2005). Los resultados desvelan que con el paso del tiempo esta actividad unida al ecoturismo será uno de los principales motores que genere beneficios ambientales y económicos a mediano y largo plazo. Algunos estudios ya presentan beneficios generados a nivel ambiental y económicos, aunque estos últimos en menor proporción.

La mayoría de los estudios, al igual que éste, comparten la particularidad de incurrir en altos costes iniciales, aspecto que dificulta la puesta en marcha del sistema de PSE (Robertson y Wunder, 2005). Lo destacable de estas experiencias es ver como el ecoturismo está contribuyendo a la conservación de la belleza escénica y el paisaje, y como a través de la implementación de los sistemas de PSE pueden llegarse a obtener beneficios no obtenidos con otros instrumentos de gestión y conservación.

4.2.8. Conclusiones

Conclusiones generales

- En relación al objetivo general, la investigación demuestra que el establecimiento del sistema de PSE en el pantano de San Juan es una alternativa que contribuye a nivel ambiental y socioeconómico a la débil gestión desarrollada por la Comunidad de Madrid en las áreas recreativas.
- La experiencia desarrollada aporta una nueva perspectiva de entender el funcionamiento de los sistemas de PSE, incluyendo aspectos como la oferta del servicio ecosistémico valorado mediante los SIG, el papel de la subsidiariedad por parte del Gobierno en la implantación de los sistemas y el papel privado (consorcio) para la gente, y la no existencia de costes de oportunidad.

Conclusiones específicas

- El relación al primer objetivo específico la realización del diagnóstico apoyado en un proceso participativo conforma una base solidad sobre la cual se sustenta el sistema de PSE, aportando elementos e información que facilitan el desarrollo de los pasos posteriores del esquema metodológico.
- De acuerdo al segundo objetivo específico el sistema de PSE actúa como un instrumento de cohesión entre la gestión pública privada y la financiación regional local, planteando de forma conjunta programas de gestión que garanticen la provisión de servicios ecosistémicos en la zona.
- Un sistema de PSE puede ser la herramienta que garantice la sostenibilidad de una inversión pública a través de una gestión privada. Esta situación puede manifestar la

necesidad de asignar responsabilidades a los distintos niveles administrativos y de gestión y conservación de la naturaleza.

- En base al tercer objetivo específico, de los tres escenarios comparados, el escenario 2 es el único que presenta viabilidad económica total en cualquier año, el escenario 1 muestra viabilidad económica a partir del año 7. Ambos escenarios aportan ingresos anuales al fondo ambiental para el desarrollo de actividades complementarias. Estos resultados demuestran que implementar el sistema de PSE es conveniente al compartirse costes que pueden ser cubiertos por ingresos adicionales que los madrileños están dispuestos a pagar.

4.3. PROPUESTA DE UN SISTEMA DE PSE PARA FINANCIAR LA CONSERVACIÓN A PARTIR DEL URBANISMO EN LA ZEPA 56

Resumen

Se propone una liberalización de los suelos de la Comunidad de Madrid, especialmente en áreas sensibles o ecológicamente frágiles bajo un esquema de pago por derechos de construcción por cuotas basado en el mecanismo de Kioto regulado y recolectado por la Comunidad Autónoma de Madrid. Los títulos de edificabilidad circularían libremente en un mercado no vinculados a un terreno concreto sino a un límite de edificabilidad territorial, cuyos ingresos se distribuirían posteriormente entre los municipios en función de la calidad ambiental de sus territorios, su conservación y los servicios locales ofertados. Se pretende con ello evitar los lucros por recalificación de terrenos eliminando así la especulación que hace subir los precios y aumentar la corrupción modificando la financiación municipal al tiempo que se garantiza la conservación del territorio. Se plantea adicionalmente un sistema de incentivos como modelo de financiación alternativa al actual sistema de recalificaciones municipales, mediante un modelo de compensación o pago por servicios sociales y ecosistémicos existentes en sus áreas.

Como parte del sistema de PSE se desarrolla la cuantificación de los servicios ecosistémicos (oferta ambiental) a través del planteamiento de una propuesta metodológica en la que se valora la biodiversidad y la belleza escénica y se define el valor ambiental del territorio.

Se aplica este modelo a los municipios de la Zona de Especial Protección para las Aves nº 56 Encinares de los ríos Alberche y Cofio –también Lugar de Importancia Comunitaria (LIC)–, de la Comunidad de Madrid a fin de evitar el previsible deterioro que sufrirán los ecosistemas de la ZEPA ante dicha transformación debido a la construcción de una autovía que además fomentará el desarrollo urbanístico en zonas con altos valores ecológicos.

4.3.1. Introducción

En las últimas décadas del siglo XX el impacto ambiental del crecimiento urbanístico se ha dejado especialmente sentir en las proximidades de las grandes urbes. La ciudad de Madrid no ha sido ajena a esta tendencia. La aglomeración urbana y la construcción de viviendas masificadas de los años 60 y 70 han dejado paso a nuevas demandas urbanísticas. Las clases sociales de medio y alto nivel adquisitivo demandan superficies más amplias y ajardinadas, y siempre que sea posible, lugares con altos valores naturales. Los paisajes naturales y culturales se están sacrificando para ser utilizados con fines urbanos, perdiendo las especies que los ocupan, su marco de vida y espacio vital (Romero Calcerrada, 2005). De igual manera se ven afectados los ecosistemas naturales de la zona y por ende los servicios ecosistémicos que estos proveen. Además los usos agrarios tradicionales se modifican en dichos territorios convirtiéndose la forma de vivir en urbana. Algunos territorios se convierten en segundas residencias mientras otros sencillamente se convierten en un dormitorio para la ciudad perdiendo la ruralidad y naturalidad que la caracterizaban.

Las actuales medidas legislativas que rigen el ordenamiento urbanístico no parecen ser adecuadas. Las grandes operaciones de recalificación de suelos generan grandes fortunas sin lograr que el precio de la vivienda alcance un precio asequible para la población al tiempo que transforman los territorios. Los Ayuntamientos tienen como principal forma de ingreso dinero procedente de sus recalificaciones. Este hecho unido a que la financiación municipal depende en gran medida de la población alcanzada hace que los ayuntamientos y sus alcaldes tengan una tendencia nata a crecer urbanísticamente en deterioro del patrimonio natural que además de no ser gestionado por ellos, no les rinde ningún beneficio. Este círculo vicioso invita a la constante transformación territorial. La financiación municipal mediante recalificaciones para la construcción favorece la especulación, la especulación favorece las presiones ilegales o poco transparentes entre inversores y gobiernos locales o regionales, entre las cuales destacan las tramas de corrupción urbanística²⁶. La construcción una vez lograda la recalificación en un terreno antes rural permite lograr una vivienda algo más barata que en el centro de la ciudad con el señuelo añadido de vivir en la naturaleza. Esta transformación implica nuevas infraestructuras urbanas en los entornos rurales para los cuales no están siempre preparados. La llegada masiva de nuevos urbanitas a la zona implica el crecimiento de los servicios, que generalmente son aprovisionados por agentes del exterior²⁷, pues las inversiones que implica la transformación de un ámbito rural a urbano habitualmente no proceden de la inversión local sino foránea (Wagner, 1997); y la infraestructura necesaria para llegar a las nuevas viviendas acaba transformando el paisaje y acabando con la naturalidad que invito al asentamiento. Se demandan nuevas autopistas en lugar de las antiguas carreteras por el nuevo incremento de tráfico que requiere más agilidad y seguridad. Este círculo hace pasar en pocos años de la vivienda en el interior de un bosque de pinos al pino que subsiste en el interior de un bosque de viviendas. Así, cuanto más atractivo tiene una zona periurbana para comenzar a vivir en ella, más peligro corre de ser transformada en una prolongación de la ciudad (ver anexo 7).

Éste es el caso de la Zona de Especial Protección para las Aves nº 56 Encinares de los ríos Alberche y Cofio. El desdoblamiento en la actualidad de la carretera M-501 en el suroeste de la Comunidad de Madrid, el estancamiento económico de los años 90's y la belleza proporcionada por el área natural declarada como Espacio Natural Protegido dentro de la Red Natura 2000 - quizá la más frágil por su mediterraneidad de la Comunidad de Madrid-, ha generado un modelo de desarrollo basado en su urbanización. Baste mencionar como los planes urbanísticos de algunos de estos municipios plantean hasta triplicar su población²⁸.

Las actuales limitaciones de la legislación en materia de urbanismo y protección del territorio hacen que frente a las preguntas de quien podrá parar las urbanizaciones que se construyan, o de quien evitará que los municipios rurales de esta zona protegida se conviertan en nuevas ciudades dormitorio periféricas de Madrid, la única respuesta posible dependa de la honestidad de quienes más pueden verse beneficiados por su transformación y su capacidad

²⁶ Ver Diario ABC "Pelayo de la Presa: El regidor reconoce que quería recalificar unos terrenos de los que es copropietario pág. 72. Martes 6 de junio de 1997, y Diario El Mundo, jueves 1 de mayo de 2007: Dos concejales acusan al alcalde de su mismo partido e especular.

²⁷ Los negocios familiares no pueden competir con cadenas que se instalarían si el nivel de población crece. También saben que los "desplazados" del área metropolitana tiene un mejor nivel de preparación, con lo que los puestos de trabajo serían de mayor dificultad de acceso, así como la población inmigrante les restan posibilidades en la escala laboral más baja. No se sienten seguros ante esta avalancha que vislumbran (comunicación personal, Concha Velasco febrero 2007 tras recopilar las intervenciones locales en las reuniones para la elaboración de la Agenda 21 local).

²⁸ Diario El Confidencial.com: "El alcalde del municipio madrileño de Chapinería prepara su 'pelotazo' al calor de la M-501" (5 de febrero de 2007).

de resistencia a las presiones que se vayan a producir dando como resultado la incapacidad de afrontarlas. No hay transparencia ni mucho menos un mercado que asigne eficientemente las transformaciones territoriales a quienes mejor uso en términos económicos pueden hacer del mismo. La eficiencia es sustituida por la influencia, y el posible mercado por el pacto local. Junto a todo ello se impone una mentalidad reduccionista y fatalista sobre el crecimiento local: es el progreso el que impone los cambios irremediamente, un progreso destructor en parte, pero inexorable al que no se puede hacer frente por ser la única alternativa que se percibe como factible para mejorar el bienestar de los actuales habitantes de la zona.

Sin embargo, lograr una respuesta que garantice la conservación de la naturaleza en dichos espacios es también importante, pues la pérdida de su carácter rural y natural (que representa un bien para todos los madrileños en cuanto a que nos dota de un espacio natural de calidad) es irreversible. Ejemplo de ello es como el futuro desarrollo urbanístico de los municipios incluye dentro de ellos a obras arquitectónicas que fueron concebidas para existir en armonía con su entorno natural (figura 26).

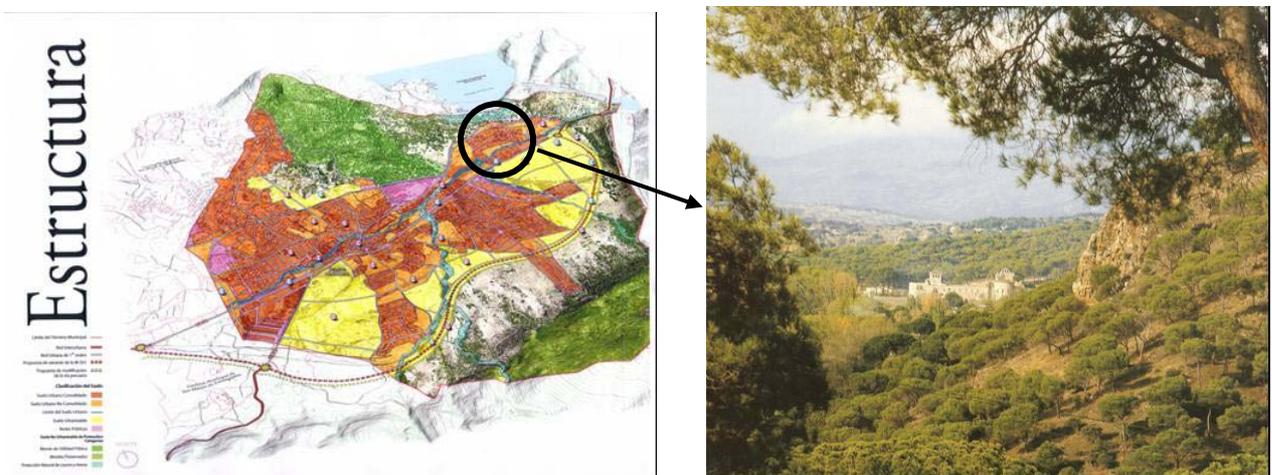


Fig. 17. Monasterio cisterciense de Santa María la Real de Valdeiglesias y plano del Avance del PGOU de Pelayos de la Presa. Redactado por Arnaiz Consultores, S.L. Todos los terrenos incluidos en el arco de la variante pasan a urbanizables. El círculo en negrilla señala el emplazamiento del monasterio y como pasará a estar en el interior del nuevo terreno urbanizable (en amarillo).

La presión ejercida sobre el territorio no solo ya en cuanto a las necesidades más básicas de agua (en muchos casos no planificadas) y de espacio, sino del impacto que todos los nuevos residentes y los nuevos centros comerciales tendrán en su entorno significarán la pérdida de la biodiversidad y naturalidad local, y todo ello sin que necesariamente signifique un incremento localizado del bienestar para la población del lugar.

Esta propuesta plantea un mecanismo de incentivos nuevo (sistema de PSE) que podría tener la posibilidad de frenar e invertir la tendencia actual detectada proponiéndose como área de estudio la ZEPA y el conflicto que generó el desdoblamiento de la carretera M-501 y el urbanismo asociado planteado al permitir a los habitantes de Madrid expandirse masivamente y urbanizar dicha zona.

Además del planteamiento de la propuesta se desarrolló una metodología para la cuantificación de los servicios ecosistémicos de conservación de la biodiversidad y la belleza escénica, cómo parte de un valor ambiental del territorio y la simulación de eventos futuros que podrían afectar los servicios ecosistémicos cuando existe un cambio en el uso del suelo. Para el análisis de la información y la presentación de los resultados se utilizaron tres variables

ambientales (flora, fauna y paisaje) combinadas con el uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG).

El debate está servido y lo fundamental es dar respuesta a las siguientes interrogantes: ¿Cambiaran los Ayuntamientos su planeación urbanística orientada a saciar aspectos económicos y políticos? ¿Se evitará la especulación inmobiliaria y se abaratará el coste de acceso a la vivienda? ¿Existirán mejores mecanismo de control que contribuyan a erradicar la corrupción urbanística?

4.3.2. La zona de estudio

La Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) nº 56 Encinares de los ríos Alberche y Cofio fue declarada en 1989 por su alto valor natural como una zona de especial protección para las aves en peligro de extinción que anidan en este territorio con el propósito de evitar el deterioro ambiental y dando cumplimiento a las Directivas 79/409/CEE y 92/43/CEE de la Unión Europea.

Se ubica en la comunidad de Madrid a unos 40 km al suroeste limitando con las provincias de Ávila y Toledo. Su extensión es de 83.146 ha y un perímetro de 243,7 kilómetros, está integrado por 19 municipios del sudoeste de la Comunidad de Madrid, localizados en la llamada Sierra Oeste (figura 27).

El día 2 de Septiembre de 1999 fue aprobado oficialmente su límite en Consejo de Gobierno de la Comunidad de Madrid. En él se observa cómo algunos de los términos municipales no tienen incluida toda su superficie bajo la figura de protección. Algunos de ellos –Rozas de Puerto Real, Cadalso de los Vidrios, San Martín de Valdeiglesias, Robledo de Chavela, Valdemorillo, y Quijorna– no incluyen sus cascos urbanos en el ámbito de ordenación afectado por la ZEPA. Esto es debido a que se han seguido criterios biológicos –Índice de Bezzel²⁹– y la ubicación de los nidos– para la definición del mismo. Estos criterios motivan que no exista una correspondencia con los límites administrativos de los municipios y, en ocasiones, no tenga una entidad geográfica clara. La Comunidad de Madrid, a través de la Consejería de Medio Ambiente, está desarrollando el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) para dar cumplimiento a la Directiva y buscando compatibilizar la conservación de la naturaleza y el desarrollo rural.

La ZEPA es parte de una región que abarca desde el Sistema Central hasta las llanuras de la Depresión del Tajo. Por ello, este territorio participa de las estribaciones de la Sierra de Gredos y de Guadarrama, y se encuentra recorrido por el tramo medio del río Alberche, desde el Embalse de San Juan hasta su salida de la Comunidad, y por los ríos Perales y Cofio en casi todos sus tramos. El relieve, de estilo germánico, se articula en torno a dos grandes bloques en dirección Noreste–Sudoeste.

Un primer bloque que forma parte del sistema central es un horst compuesto por parameras serranas, laderas y superficies de erosión sobre substrato duro; un sistema de rampas es el encargado de enlazar topográficamente con la depresión del río Tajo. Sus elementos geomorfológicos más representativos son glaciares, terrazas y las vegas con sus llanuras de inundación. En los afloramientos metamórficos predominan los materiales graníticos y neógenos, mientras que los sedimentos neógenos y cuaternarios son resultado de la

²⁹ Este índice considera que para la protección de una especie se debe salvaguardar la población total de la misma. Para ello, considera los siguientes parámetros: porcentaje de superficie que ocupa una especie en relación con el área total considerada; grado de uniformidad en el área de distribución; tamaño y evolución de la población de la especie.

meteorización de los primeros. El área en que se inscribe la ZEPA se caracteriza por un clima mediterráneo. El promedio de las precipitaciones anuales se sitúa en torno a los 700 mm mientras que la estación seca muestra altas temperaturas. En el noroeste las temperaturas medias anuales descienden hasta los 10,4 °C, mientras que en el sudoeste se llegan a alcanzar los 16,5 °C.

Desde el punto de vista florístico, la ZEPA se encuentra incluida en la región mediterránea. Según el anexo de la directiva Hábitats 92/43/CEE, existen tres hábitats prioritarios desarrollados en la ZEPA, estanques temporales, alisedas y pastos subestépico de gramíneas anuales, siendo estos últimos de gran importancia tanto por su extensión –más de 8.000 ha.– como para la conservación de las rapaces. Los pinares, naturales y de repoblación, son también abundantes, ocupando casi el 29% del territorio, siendo las especies dominantes de *Pinus pinea* y *Pinus pinaster*. Al norte predomina un relieve montano caracterizado por formaciones de *Quercus ilex*, *Pinus pinea* y *Pinus pinaster*. La zona centro y sur es de suaves relieves dominada por dehesas de *Quercus ilex*, más o menos densas, con manchas de matorral mediterráneo, pastos y encinares mixtos. La red fluvial principal se compone de los ríos Alberche y Cofio, incluyendo este primer río los embalses de Picadas y de San Juan

Los usos del suelo en la zona han sido agrupados en 11 categorías. Las tres categorías con mayor superficie son: frondosas perennifolias (29%), pinares (19%) y cultivos (15%).

La antropización de este espacio ha dado el característico paisaje de dehesa donde existe un cierto equilibrio entre la actividad agraria y la conservación de la biodiversidad. La dehesa es el hábitat de mayor extensión en la zona –más de 16.000 ha.–. En ella coexisten vestigios del ecosistema original inmersos en una matriz formada principalmente por comunidades seminaturales favorecidas por el hombre.

En el apartado faunístico, la ZEPA presenta un gran interés para la conservación de especies de aves especialmente amenazadas; alberga una de las poblaciones más importantes de Águila imperial (*Aquila adalberti*), Cigüeña negra (*Ciconia nigra*) y la segunda colonia en importancia de la especie de Buitre negro (*Aegypius monachus*). Existen otras especies de aves catalogadas por la Directiva Aves 79/409/CEE que nidifican en la ZEPA y que presentan importantes contingentes, entre las que destacan el Buitre leonado (*Gyp fulvus*), Águila culebrera (*Circaetus gallicus*) y la Cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*), entre otras. Además, se debe añadir la excepcional importancia de especies tan singulares y amenazadas como la Nutria (*Lutra lutra*) y el Lince ibérico³⁰ (*Lynx pardina*), en peligro de extinción a nivel mundial.

La población de la ZEPA no supera los 35.000 habitantes, presentando una baja densidad demográfica (33 hab/km²), muy inferior a la media regional de Madrid (Gómez Jiménez, et al., 2007). En general, existe un importante peso del grupo mayor de 65 años, excepto en los municipios más cercanos al área metropolitana que están experimentando un significativo crecimiento de los grupos de menor edad debido a su carácter periurbano. La escasa rentabilidad de la actividad agraria, el pequeño tamaño de las explotaciones y el envejecimiento del empresariado agrario, originan una progresiva disminución de la importancia de este sector en la economía del territorio. La población, dedicada a esta actividad, va orientándose hacia las actividades de servicios; se abandonan los cultivos y las

³⁰ Tras una amplia polémica levantada a raíz del descubrimiento de unos supuestos excrementos de lince en la ZEPA en las inmediaciones de la M-501, y en un tercer informe final que explica las divergencias entre el informe de resultados positivos y el de resultados negativos, el Consejo Superior de Investigaciones Científicas confirmó la existencia de ADN de lince en los excrementos, ya que los dos análisis se hicieron sobre dos restos diferenciados encontrados en la misma zona. (Ver diarios La Razón, El Mundo y El País 29 de julio de 2006 e informe del propio CSIC).

tierras se quedan en baldío. Un denominador común a dicho ámbito ha sido la proliferación de urbanizaciones de residencia secundaria, los proyectos de construcción de autopistas, campos de golf, etc. como consecuencia de la cercanía al área metropolitana de Madrid (Romero Calcerrada, 2006).

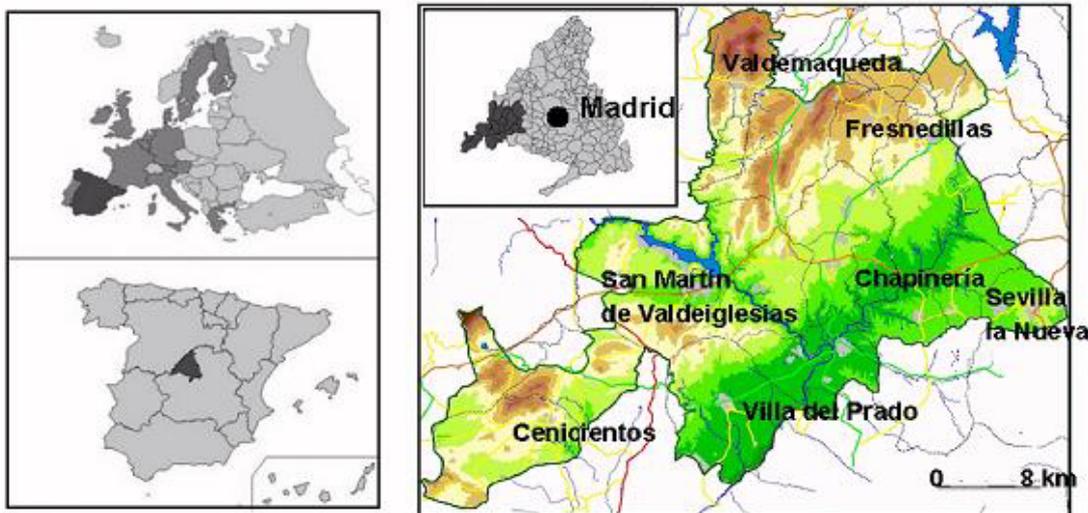


Fig. 18. ZEPA 56 de los Encinares de los ríos Albarche y Cofio

El formulario oficial o ficha de la Red Natura 2000 correspondiente a esta ZEPA señala que “se constituye como un territorio de gran interés e importancia debido a las poblaciones que alberga. Además aporta importantes refugios de quirópteros y un área, un tanto marginal de distribución de la especie endémica y prioritaria *Linx pardina*”

Las principales amenazas son el excesivo desarrollo urbanístico por la proximidad a la urbe de Madrid, el turismo masivo, y los tendidos eléctricos, los vertidos de residuos, el turismo masivo, expolio de nidos y molestias en la reproducción de especies singulares, explotación forestal, caza y furtivismo, embalses y sus actividades recreativas asociadas, trasvases de agua y gestión de niveles hídricos en la red fluvial principal fragmentación de hábitats y proyectos de campos de golf y carreteras entre otros (DGCN-MIMAN, 2003).

4.3.3. La corrupción urbanística en España

A lo largo de la década de los noventa el suelo urbanizado en España aumentó 166.895 hectáreas, es decir un 26%. El proceso urbanizador no ha sido homogéneo en todo el territorio, siendo especialmente intenso en las Comunidades de Murcia, Navarra, Valenciana y Madrid, con porcentajes de incremento situados en torno al 50% (Observatorio de Sostenibilidad de España, 2005). Entre 1998-2005 España se convirtió en uno de los países de la UE con un boom inmobiliario bastante intenso, siendo el país con más viviendas/mil habitantes, y con viviendas vacías y secundarias. Se ha producido un estallido de las macroubanizaciones de baja intensidad y con campos de golf. Un modelo de crecimiento en “manchas de aceite” basado en la construcción y el consumo de gran impacto ambiental. Luego de algunos años la burbuja inmobiliaria ha estallado, posiblemente un punto de inflexión fue la famosa Operación Malaya, donde se dejó ver la corrupción urbanística. A partir de ese momento se empiezan a conocer otros escándalos urbanísticos y surgen protestas sociales en defensa del territorio y acceso a una vivienda digna (Fernández, 2009). Naredo, (2010) señala que las consecuencias de este modelo afectan de forma negativa las áreas urbana y territorial, económica, ecológica y social.

Jiménez (2008) define la corrupción como el uso abusivo que un agente hace del poder que le ha sido confiado con el objetivo de obtener algún tipo de ganancia fraudulenta directa o indirecta, material o no, para sí mismo o para alguien cercano. Además la corrupción es un intercambio entre varios actores, basado en una oferta-demanda que incluye un elevado factor de incertidumbre sobre el resultado de la transacción (Cuadernos del sureste, 2003).

Según el informe presentado por Fundación Alternativa (2007) citado por Alli Aranguren (2008) las causas de la corrupción se deben a la existencia de un modelo urbanístico que fomenta la especulación y no inhibe la corrupción, siendo insostenible y con controles administrativos ineficaces. Por otra parte, Puche (2008) argumenta que el Tribunal de Cuentas considera que la tercera parte de la financiación de los partidos políticos es ilegal y procede principalmente de la especulación urbanística. La corrupción al ser una acción individual es muy difícil que se pueda controlar, por lo tanto se considera que siempre existirá. Los mecanismos de control existentes no son capaces de identificar e impedir la realización de una acción de este tipo. También Alcaraz *et al.* (2007) consideran que el urbanismo aparte de ser uno de los motores económicos de España, constituye una fuente de criminalidad que en algunas zonas como la mediterránea ha generado una problemática social gravísima frente a la cual la respuesta de la Administración de Justicia en ocasiones no ha sido lo suficientemente rápida y eficaz.

Algunas actividades que podrían considerarse como corrupción urbanística son la recalificación del suelo, el otorgamiento de permisos de construcción, las multas o el desmesurado crecimiento de un municipio en suelo urbano. A partir de aquí, determinar que existen irregularidades y señalar a los responsables es una tarea difusa donde el límite entre lo legal y lo ilegal es cuanto menos dudoso. En España existe un serio problema de corrupción política asociado a la actividad urbanística.

Klitgaard *et al.* (2000) analizan las condiciones que generan incentivos para los comportamientos corruptos por medio de la definición de su fórmula de la corrupción: $C=M+D-A$. En este caso, la corrupción (C) es igual al monopolio de la decisión (M) más la discrecionalidad (D) menos la rendición de cuentas (A). Klitgaard y colaboradores argumentan que independientemente del lugar, tipo de institución y actividad realizada, existirá más corrupción cuando alguien tenga el poder monopolizado sobre un determinado bien o servicio, una mayor discrecionalidad y una baja rendición de cuentas.

Esto aplicado a la realidad urbanística del territorio español definiría la corrupción como un riesgo calculado: Cuando mayor es el soborno en términos de beneficios y menor es el castigo o la posibilidad de ser descubierto por la poca eficiencia de los controles contra quienes toman decisiones, mayor es la participación de los implicados en la trama de corrupción urbanística.

Lo único que podría impedir que este tipo de operaciones se lleve a cabo es la ética y honestidad de los principales beneficiarios (Ayuntamientos, empresas constructoras y propietarios de terrenos) y de la transparencia del proceso algo poco operativo teniendo en cuenta que existe una fuerte presión enfocada a promover el desarrollo económico de la zona, un “progreso” de momento destructor con pocas alternativas orientadas a mejorar la calidad de vida de los pobladores locales. Es importante apuntar que un municipio con mayor desarrollo no es directamente proporcional a una población con mayor calidad de vida.

Alli Aranguren (2008) apunta que todos los elementos mencionados se relacionan y forman parte del régimen de corrupción urbanística en España, siendo necesaria su consideración para fiscalizar las actuaciones urbanísticas. Además, considera que la corrupción individual tiende a

formar Redes en las que interactúan varios agentes que comparten funciones y beneficios. Sin embargo la experiencia demuestra que cuando los beneficiarios de la Red se sienten marginados o disconformes terminan transmitiendo información y es así como se descubren las redes de corrupción urbanística.

Vercher (2004) citado por Villoria (2006) analiza la corrupción urbanística relacionada con la gestión pública local y los convenios urbanísticos, y formula las siguientes conclusiones: (1) Todos los alcaldes están a favor de convenios urbanísticos como forma de conseguir ingresos. (2) La modificación de los planes urbanísticos es frecuente. (3) La vigilancia sobre construcciones ilegales y desviaciones del proyecto es poco intensa. (4) Las sanciones suelen consistir en multas, casi nunca en demoliciones. (5) En España hay una enorme cantidad de dinero negro, que se refugia naturalmente en la construcción. (6) Se ha permitido el acaparamiento de suelo en manos privadas para generar una aparente escasez del mismo y la consiguiente subida de precios. (7) Se ha expropiado a particulares para ceder posteriormente a empresas con fines sociales, quienes luego lo han vendido a precios astronómicos. (8) Se ha extendido la creación, por parte de constructores, de partidos ficticios que se presentan a elecciones locales para conseguir la concejalía de urbanismo, en otras ocasiones se infiltran en los partidos tradicionales para conseguir esos mismos objetivos. (9) La corrupción urbanística se expande y no respeta institución alguna, así, donde dicha corrupción es muy importante, los juzgados han sufrido las consecuencias.

4.3.4. La corrupción urbanística en la zona de estudio

El desdoblamiento de la carretera ha hecho que varios Alcaldes de municipios “afectados” se froten las manos y decidan readecuar sus planes de ordenación urbanística, proyectando crecimientos urbanísticos que como mínimo triplican la población local. Según Ecologistas en Acción (2008a) 11 de los 19 municipios que conforman la ZEPA pretendieron modificar sus planes urbanísticos.

El proyecto de desdoblamiento de la M-501 ha acarreado una serie de actuaciones urbanísticas que han sido objeto de denuncias principalmente por parte de organizaciones e instituciones ambientalistas. Como ejemplo se puede citar los municipios de Villamanta y Villa del Prado. El primero pretende sextuplicar su número de habitantes, pasando de 652 (2008) a unos 4000, además de construir un campo de golf de nueve hoyos. El segundo pretende triplicar la población actual de 5.807 a unas 15.000 personas, además de la construcción de un macrocomplejo. Ambos municipios presentaron sus nuevos documentos de planeamiento en 2007 y 2008 (Ecologistas en Acción, 2008b). Otros casos similares se dan en los municipios de Chapinería, Colmenar del Arroyo, Navas del Rey y Pelayos de la Presa. Los tres últimos proyectan un crecimiento en número de viviendas superior a su población local en 2007 (Sierra Oeste Desarrollo Sostenible, 2009).

Uno de los casos más sonados se dio en el municipio de Sevilla La Nueva, el cual pretendía construir en zonas verdes, triplicando el número de viviendas máximas autorizadas. El Fiscal del Medio Ambiente interpuso una querrela pero el caso quedó archivado por el Juzgado de Navalcarnero a pesar de reconocer que se había permitido construir las viviendas en zonas verdes. También, en 2003 el Fiscal de Medio Ambiente inició una investigación sobre la supuesta trama de corrupción que afectó a dos municipios de la ZEPA (Villamanta y Villamantilla), donde Diputados, Alcaldes y Concejales de los municipios involucrados solicitaron la recusación, misma que fue admitida y después de un año no se había resuelto (Ecologistas en Acción, 2004).

El ayuntamiento de Chapinería en el 2006 pretendió construir un instituto de educación secundaria sobre terrenos calificados como vías pecuarias y zonas verdes (Ecologistas en Acción, 2006a).

El ayuntamiento de Aldea del Fresno aprobó un tramo cercano al río Alberche para crear zonas de playas y zonas navegables. Esta acción estaba unida a la construcción de urbanizaciones y campos de golf en áreas próximas. El proyecto afecta una zona ecológicamente sensible con presencia de Nutria, dentro de la ZEPA, razón suficiente para que Ecologistas en Acción haya recurrido ante el Tribunal Superior de Justicia de Madrid (Ecologistas en Acción, 2008c).

Otro tipo de infracciones se han dado en suelos urbanos, por ejemplo en la urbanización de Costa de Madrid (perteneciente al municipio de San Martín de Valdeiglesias), un área ecológicamente sensible, con altos valores naturales y paisajísticos, cercana al pantano de San Juan, se estaban construyendo varios chalets que sobrepasaban la altura de edificabilidad (6 m), violentando así las normas de urbanismo municipal (Ecologistas en Acción, 2009).

Se observa que la mayoría de los casos denunciados e investigados no fueron resueltos a pesar de haber encontrado pruebas en contra de los infractores. Solamente el caso del ayuntamiento de Aldea del Fresno fue anulado por no haberse sometido a una evaluación de impacto ambiental.

Los casos anteriores demuestran como los Ayuntamientos de la zona aprovechan cualquier oportunidad para intentar recalificar nuevos territorios e incrementar su población local, solo basta echar un vistazo a la planificación urbanística de algunos municipios. Este tipo de acciones hace que la figura de la ZEPA sea vista como un “obstáculo” para el crecimiento urbanístico de los municipios. El Alcalde de Valdemaqueda considera que su municipio al estar incluido en su totalidad en la ZEPA se ve afectado directamente al momento de recalificar el suelo, realizando actuaciones solamente en suelo urbano (Diario A21, 2008).

El deseo de los Alcaldes es inversamente proporcional al de las entidades ambientales interesadas en conservar los valores ambientales del espacio protegido, un punto de tensión acusado a la discrepancia de intereses entre ambos colectivos. Por un lado los Ayuntamientos desean crecer y obtener más ingresos, esto se debe a que los Ayuntamientos de poca y/o mediana población carecen de financiación y muchas veces utilizan el urbanismo de forma incorrecta para generar buena parte de sus ingresos. Por otro lado, los ambientalistas consideran que la forma de crecimiento de algunos municipios es insostenible y que la recalificación de suelos no aptos para el desarrollo urbanístico es uno de los principales problemas de la zona.

4.3.5. El detonante del problema

La construcción de una autovía – técnicamente el desdoblamiento de la carretera M-501–, en el interior de la ZEPA ha sido una fuente de permanentes conflictos entre quienes consideran que la naturaleza, especialmente los pocos relictos que quedan en Madrid son un bien superior a conservar y quienes consideran que debe primar el crecimiento económico de los territorios rurales de la Comunidad de Madrid siguiendo un modelo basado en la facilidad de las comunicaciones.

La M-501 es una carretera comarcal que atraviesa de este a oeste la ZEPA ES0000056 “Encinares del río Alberche y Río Cofio” y los Lugares de Interés Comunitario ES311007 “Cuencas de los ríos Alberche y Cofio” y ES3110005 “Cuenca del río Guadarrama”. En sus

orígenes contaba con un solo carril en cada sentido. La carretera parte de Alcorcón y transcurre hacia el oeste por las poblaciones de Villaviciosa de Odon, Boadilla del Monte, Chapinería, Navas del Rey, Pelayos de la Presa y San Martín de Valdeiglesias (último pueblo de la región del suroeste).

El proyecto de duplicación de la carretera, también conocida como “carretera de los pantanos” consiste *de facto* en cinco sub-proyectos separados:

- Tramo 1: de Alcorcón al cruce de la carretera M-533 (del punto kilométrico (p.k.) 3,8 al p.k. 21,8).
- Tramo 2: del cruce con la M-522 hasta Navas del Rey (del p.k. 21,8 al p.k. 39,5)
- Tramo 3: de Navas del Rey hasta la entrada en Pelayos de la Presa (del p.k. 39,5 al p.k. 50,8).
- Tramo 4: variante de Pelayos de la Presa (del p.k. 50,8 al p.k. 54,3).
- Tramo 5: de Pelayos de la Presa hasta San Martín de Valdeiglesias (del p.k. 54,3 al p.k. 60).

En Junio de 1996 un primer proyecto de nombre “duplicación de la M-501 tramo Glorieta de Campodón- Intersección N-403”, abarcando los cinco tramos mencionados y proyectado desde Alcorcón a San Martín de Valdeiglesias, fue sometido al procedimiento de evaluación de impacto ambiental. Sin embargo, tras la presentación del estudio de impacto ambiental en 1997, el nombre del proyecto varió a “Duplicación de la M-501 Tramo M-511 a M-510” limitando la longitud del proyecto estudiado a los tramos 1 y 2 de los cinco originalmente proyectados. Sobre este proyecto reducido “Duplicación de la M-501 Tramo M-511 a M-510” se emitió una declaración de Impacto Ambiental el 2 de abril de 1998, siendo ésta favorable para el tramo 1 (hasta el límite de la ZEPA) y desfavorable para el Tramo 2 (dentro de la ZEPA). Las obras del Tramo 1 se adjudicaron en 1999 y ya han sido ejecutadas. Para el tramo 2, y tras la declaración de impacto ambiental desfavorable, la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid (órgano ambiental competente) encargó al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) estudios de la afección del proyecto sobre la flora y fauna en dicho tramo. Los estudios “Análisis ambiental de la vegetación y fauna potencialmente afectadas por el plan de desdoblamiento de la carretera M-501 – km. 21,8 - 39,5 de Madrid), firmado en septiembre de 2000 concluyeron que el desdoblamiento de la carretera afectaría gravemente a las especies que motivaron la declaración de la zona como ZEPA y como LIC. A la vista de estas conclusiones el Gobierno Regional desistió en noviembre de 2000 de ejecutar el tramo 2. Además propone la necesidad de elaborar un Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN). En abril de 2001 la Consejería de Medio Ambiente declaró el inicio de tramitación del PORN de la ZEPA, esta decisión se recoge en la ORDEN 903/2001 del 24 de abril de 2001 y el borrador se distribuye entre los ayuntamientos y demás instituciones involucradas pero tras las elecciones de 2003 el proceso se paraliza (Ecologistas en Acción, 2006b).

Posteriormente, el 21 de julio de 2005 el Gobierno Regional de la Comunidad de Madrid declaró la ejecución del proyecto para el Tramo 2 como de “interés general” y presentó un nuevo proyecto para su duplicación que sometido a evaluación de impacto ambiental, que salió positivo y fue declarado ilegal por la Unión Europea a posteriori. La Declaración de Interés General³¹, aludió a la siniestralidad de la vía, y el alto volumen de tráfico que soporta (Ecologistas en Acción, 2006c)³². El 27 de julio de 2005 se publicaba la adjudicación del

³¹ Declaración que no ha sido publicada en el BOCAM.

³² En alusión al desdoblamiento del tramo 2, la Dirección General de Medios de Comunicación de la Comunidad de Madrid, (Anuncio de la Declaración de Interés General M-501) afirma que “el tramo que no está duplicado es uno de los más peligrosos de toda la Comunidad de Madrid, además de ser objeto de congestiones de tráfico,

contrato de “Duplicación de la calzada de la carretera M-501 Tramo M-522 (Quijorna) a Navas del Rey (BOCM de 13 de agosto de 2005), o tramo 2 que discurre en su integridad dentro de la ZEPA 56. Ese mismo año se presenta un nuevo borrador del PORN aún no aprobado (Ecologistas en Acción, 2006b). Las prisas para la aprobación y ejecución de las obras pueden relacionarse con las dificultades que plantearía realizar el desdoblamiento de la carretera en un territorio con un PORN aprobado.

El tramo 3 se reactivó como proyecto independiente en 2004 habiéndose presentado estudio de impacto ambiental y estando pendiente de emisión de la pertinente Declaración de Impacto Ambiental (resolución de 31 de marzo de 2004). El tramo 4 apareció como proyecto independiente en 1997 y se sometió a procedimiento de evaluación de impacto ambiental. El proyecto fue aprobado y las obras acabadas. El tramo 5 no ha sido aún concretado como proyecto. Estos tres últimos tramos también discurren íntegramente por la ZEPA.

A la vista de la directiva 92/43/CEE sobre la conservación de los hábitats naturales y en conformidad con varias sentencias del Tribunal de Justicia³³, en su comunicación 2006/4330 C(2006) 4531 de 12 de octubre de 2006, la Comisión de las Comunidades Europeas afirmó que *“ejecutar dicho proyecto de carretera, por su magnitud y características y considerando que ninguna medida protectora apropiada al interés ecológico de estos lugares había sido adoptada, sino más bien se está posibilitando el deterioro de los mismos, siendo esto contrario a la obligación que tienen los Estados miembros de instaurar un sistema de protección rigurosa de las especies animales de la zona”*.

Así mismo, el Comunicado afirma que el proyecto de carretera, por su magnitud y características, es susceptible de producir un impacto apreciable sobre los LIC ES3110005 Cuenca del Río Guadarrama” y “ES311007 Cuencas de los ríos Alberche y Cofio, y los hábitats de especies que albergan los sitios identificados en los formularios oficiales de la Red Natura 2000. El informe concluye que España ha incumplido las obligaciones que le incumben (§51)³⁴.

especialmente durante los fines de semana y en verano”. Esta declaración no ha estado exenta de controversia. Según los informes elaborados por la propia Dirección General de Carreteras de la Comunidad de Madrid, en el periodo 2000-2004 no ha habido ningún punto negro en el tramo de carretera M-501 que se pretende desdoblarse. (Dirección General de Carreteras de la Consejería de Obras Públicas Urbanismo y Transporte de la Comunidad de Madrid 2000, 2001, 2002, 2003, 2004). el número de tramos negros en el itinerario de carretera del proyecto de referencia (desdoblamiento de la M- 501 entre Quijorna y Navas del Rey), es sensiblemente inferior al número de tramos negros existentes en el tramo actualmente desdoblado, y el índice de peligrosidad de la carretera (parámetro que se obtiene dividiendo el número de accidentes con víctimas entre la longitud del tramo estudiado multiplicado por la Intensidad Media Diaria IMD se mantiene en el rango menor, menos de 50, siendo el índice de peligrosidad igual en el tramo desdoblado que el del proyecto de referencia (salvo en los últimos años en la Venta del Cano, y precisamente corresponde con un tramo ya desdoblado).

³³ Asunto c-244/05 en relación a la interpretación que debe darse a la obligación de adoptar las medidas de protección apropiadas a las que se refiere la sentencia del Tribunal de Justicia en el asunto c-117/03 “los Estados miembros no pueden, por lo tanto, autorizar intervenciones que puedan alterar significativamente las características ecológicas de un lugar tal y como lo definen dichos criterios. Así ocurre, en particular cuando una intervención conlleva el riesgo de reducir significativamente la superficie del lugar, o de provocar la desaparición de especies prioritarias existentes en él, o por último, de tener como resultado la destrucción del lugar o la eliminación de sus características representativas”.

³⁴ En su comunicación 2006/4330 C(2006) 4531 de 12 de octubre de 2006 la Comisión de las Comunidades Europeas “recaba la atención del Ministro de Asuntos Exteriores del Reino de España sobre la aplicación incorrecta de las obligaciones resultantes de las Directivas 79/409 CEE del Consejo relativas a la conservación de las aves silvestres, 92/43/CEE del Consejo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre, y 85/337/CEE del Consejo relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente modificada por la Directiva 97/11/CE del Consejo en relación con el proyecto de duplicación de la carretera M-501 desde Alcorcón hasta San Martín de Valdeiglesias, en la Comunidad de Madrid.

Este impacto empieza ya a preciar en la presión urbanística local. La relación con la carretera es obvia. En la actualidad, y antes de que se haya construido el tramo 2, Navas del Rey, Pelayos de la Presa y San Martín de Valdeiglesias, tres municipios situados sucesivamente en la M-501 con 11.449 habitantes censados en 2005 (Instituto Nacional de Estadística) cuentan con 18 locales de inmobiliarias, sin contar las promociones urbanísticas directamente gestionadas por los constructores, es decir una por cada 636 personas (Malanda y García, 2006), mientras que el Municipio de Navahondilla (sin territorio incluido en la ZEPA), en la misma carretera tramita la construcción de 1.100 viviendas con campo de golf contando con un censo de tan solo 248 habitantes (Malanda y García, 2006). En otros municipios como Chapinería, “situado en plena trayectoria de la nueva carretera M-501, se pretende triplicar la población, pasando de los 1.726 habitantes actuales y sus 1.794 viviendas a pasar a tener 3.278 viviendas³⁵”.

4.3.6. Actores participantes en el conflicto

Martin (2006) identifica en el conflicto a los siguientes actores según su naturaleza:

- ONGs: Ecologistas en Acción, SEO BirdLife Internacional, Sierra Oeste Sostenibilidad, WWF.
- Científicos: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Niveles de decisión político: Unión Europea, Ministerio de Medio Ambiente español, Gobierno Regional de la Comunidad de Madrid, 19 municipios de la ZEPA.
- Partidos políticos: popular y socialista.
- Público local: residentes permanentes en la zona, personas que viven temporalmente u ocasionalmente. Dentro de estos grupos hay personas a favor y en contra de la construcción de la autovía. Personas de cualquier lugar preocupadas por la conservación de los espacios de la Red Natura.

Los participantes pueden dividirse de acuerdo con la metodología de captura de demandas, valores e intereses de Lashwell y McDougal (1992) y Clark³⁶ (2002) en un intragrupo a favor de la construcción de la autovía y un extragrupo en contra. El intragrupo está formado por el Gobierno Regional, los 19 municipios, el partido popular y las personas a favor de la carretera. El extragrupo está formado por la Unión Europea, el Ministerio de Medio Ambiente, las ONGs, el Consejo Superior de Investigaciones Científicas y las personas en contra de la carretera. La tabla 31 (Martín, 2006) muestra como cada grupo percibe el problema:

³⁵ Diario El confidencial.com: “El alcalde del municipio madrileño de Chapinería prepara su ‘pelotazo’ al calor de la M-501” (5 de febrero de 2007).

³⁶ Clark lo denomina como método interdisciplinar de grupo de conceptos y categorías integrados para pensar críticamente en los problemas.

Tabla 28. Percepción del problema por cada grupo

Problema	Intragrupo	Extragrupo
Existencia de lince	Insuficientes pruebas sobre su existencia.	Es un área apropiada y donde existe el lince.
Proyecto de construcción	El objetivo del proyecto es mejorar la vieja carretera para seguridad de los usuarios.	El proyecto esconde un proyecto mayor residencial y de desarrollo de campos de golf.
Seguridad vial	La M-501 es una de las carreteras más peligrosas de la Comunidad de Madrid.	Una carretera más ancha no reducirá los accidentes. El comportamiento de los conductores debería modificarse mediante una vigilancia en la carretera local suficiente como para prevenirlos.
Impacto ambiental	La carretera no tendrá un impacto ambiental crítico gracias a las medidas correctoras a ejecutar. La M-501 será la carretera ecológica de la región.	La ZEPA 56 tiene un alto valor ambiental y natural, por lo que no deberían desarrollarse proyectos que la alterne sustancialmente.

4.3.7. Una posible solución: mecanismos ambientales de mercado aplicados a la conservación territorial

La entrada en vigor del Protocolo de Kioto ha supuesto la aparición y consolidación no solo de un nuevo tipo de mercado, sino también mecanismo. Los bonos de carbono como mecanismo internacional de descontaminación para reducir las emisiones contaminantes al medio ambiente fijando un tope de emisiones permisible. El mercado de dichos bonos ofrece incentivos económicos para que empresas privadas contribuyan a la mejora de la calidad ambiental. Este mecanismo de mercado plantea conseguir regular la contaminación generada por sus procesos productivos, considerando el derecho a contaminar como un bien canjeable, con un precio establecido en el mercado y con un tope de emisiones (bonos canjeables) puestas en dicho mercado. La transacción de los bonos de carbono —un bono de carbono representa el derecho a contaminar emitiendo una tonelada de dióxido de carbono— permite mitigar la generación de gases contaminantes, beneficiando a las empresas que no contaminan o disminuyen la contaminación y haciendo pagar a las que contaminan más de lo permitido. A partir de este mecanismo, los gobiernos signatarios³⁷ pudieron pactar la reducción en un 5,2 % de media las emisiones contaminantes entre 2008 y 2012, tomando como referencia los niveles de 1990.

La bondad del mecanismo de Kioto es que deslocaliza la producción de emisiones de un lugar específico permitiendo que quien más interés tenga en seguir emitiendo pueda hacerlo dentro de un límite. Esta idea sencilla permite ganar eficiencia desvinculando los permisos de la presión política que puedan hacer las empresas para obtener los derechos de contaminación. En lugar de presionar sencillamente paga, la eficiencia económica sustituye a la influencia política.

Esta sencilla idea puede ser llevada a la práctica en relación al urbanismo. Tradicionalmente las empresas deben pagar una cuota al municipio que recalifica un terreno. De este modo el

³⁷ El acuerdo entró en vigor el 16 de febrero de 2005, después de la ratificación por parte de Rusia el 18 de noviembre de 2004.

incentivo perverso es triple. Los ayuntamientos desean recalificar para obtener los ingresos de las constructoras, las empresas desean la recalificación para comenzar a trabajar, y los propietarios desean que sus terrenos sean recalificados para obtener las plusvalías de la recalificación. Esta situación favorece la corrupción municipal, la especulación de terrenos y el alto precio de la vivienda, que solo puede hacerse en aquellos lugares que sufren la recalificación. El mecanismo no es económico ni prima la eficiencia; es sencillamente político. Quien hace más presión logra la recalificación de su terreno. A pesar de los posibles controles de las administraciones superiores, también susceptibles de ser corrompidas por quienes desean adquirir los terrenos, los alcaldes o responsables municipales no tienen en último instancia más arma que su honradez para proteger territorios dignos de ser protegidos. Esta situación provoca además un daño colateral. La naturaleza queda tan solo protegida en la medida en que algún plan previo lo reconozca, cuando no se buscan medidas para desvirtuar la protección que se había aplicado al territorio que ahora es objeto del interés constructor. De este modo a mayor valor territorial, mayor amenaza y menor protección local. La figura 28 esquematiza el mecanismo actual.

Un mecanismo de mercado de bonos o permisos para edificar en un territorio amplio con valores naturales y/o culturales dignos de ser conservados como es el caso de este estudio podría funcionar como lo hace el mecanismo de Kioto. Se establece para el territorio una capacidad de carga, que puede quedar definida en su plan de ordenación territorial o en un PORN. En dicho plan se liberaliza todo el suelo que podría ser potencialmente urbanizable si bien los permisos limitan la edificabilidad del mismo al porcentaje que haya dictaminado la capacidad de carga. De este modo el precio del territorio liberalizado baja al entrar en un mercado de competencia. A mayor espacio declarado como urbanizable menor precio del suelo, si bien el precio del permiso a pagar no al ayuntamiento sino al organismo encargado de la conservación del entorno para urbanizar en cualquier sitio que se haya declarado urbanizable permanece inalterado.

Un organismo superior al municipio vende dichos permisos. En nuestro caso la Comunidad de Madrid. Los permisos pueden ser adquiridos por los constructores, propietarios que no desean más invitados en su territorio, ecologistas que desean reducir por debajo de la capacidad de carga estimada en el plan de ordenación la presión sobre los recursos, o sencillamente por los mecanismos habituales de mercado de especulación financiera. De este modo el municipio deja de recolectar dinero por la transformación y el precio de la vivienda puede resultar más asequible al desligarse la especulación del suelo y vincularla al permiso que entra en un mecanismo habitual financiero.

Quedan como únicos puntos a resolver la mejora de la conservación del territorio al tiempo de cómo compensar a los municipios por el lucro cesante que implicaba la recalificación de sus terrenos. Esta segunda parte puede ser abordada mediante el planteamiento de un sistema de PSE, en el que se compense a los municipios exactamente por el estado ecológico y de naturalidad en la que se encuentre su municipio.

Un sistema de PSE constituye una solución novedosa que permite invertir una situación de desabastecimiento y degradación ambiental mediante la lógica de mercado y transformar zonas de alto valor y riesgo ambiental a causa de altas presiones demográficas en áreas en las que se logre un desarrollo sostenible (Martínez de Anguita, 2006). Por este motivo, los sistemas de PSE han recibido la atención de numerosos trabajos de investigación (Stürzinger y Bustamante 1999; Sage y Sánchez 2002; Mejías y Bonilla, 2002; Rosa *et al.*, 2003; Wunder, 2005). Diversos autores han elaborado propuestas metodológicas (PASOLAC, 2000 y 2002; Wong, 2001; Pérez *et al.*, 2002; Rosa *et al.*, 2003). Otros como FAO (2004), o Robertson y

Wunder (2005) han recopilado casos de sistemas de PSE desarrollados para la fijación de carbono, la protección de cuencas, la bellezas paisajística y la protección de la biodiversidad.

El objetivo de un sistema de PSE consiste en articular el cobro de una externalidad, en este caso, el mantenimiento de la biodiversidad y el paisaje local a quienes desean adquirirla, en este caso la Comunidad de Madrid que representa la voluntad de disfrute de un área de todos los madrileños. Dicho fondo es transferido a los ayuntamientos a cambio del compromiso -y por lo tanto también transferencia de algunas competencias en materia de conservación de sus ecosistemas así como de ordenación, gestión del territorio y la potenciación de medidas de desarrollo local basadas en la conservación de los recursos naturales- a los municipios que cuidan del servicio ecosistémico.

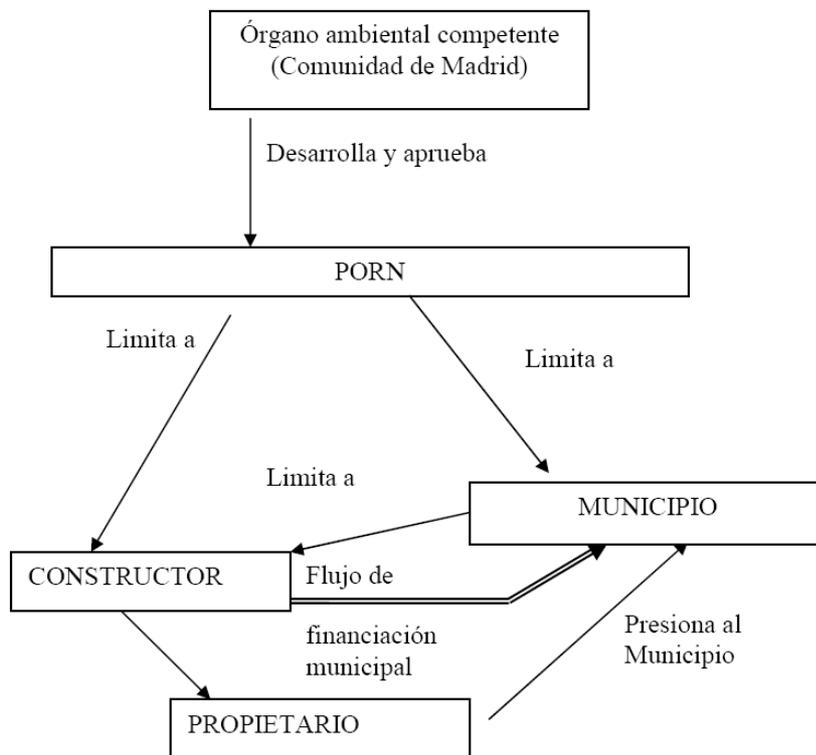


Fig. 19. Esquema de estado actual de financiación municipal y conservación de la naturaleza. Se pone de manifiesto como el Municipio tiene dos influencias negativas u opuestas a las limitaciones que debe imponer, la financiación que procede del constructor y la presión del propietario, y ninguna positiva a favor de la conservación de su territorio.

Esta compensación implica por parte del municipio un compromiso ambiental local, pues ahora dispone del incentivo necesario para conservar su territorio y mantener o incrementar su valor ambiental. Este incentivo puede vincularse al desarrollo de una Agenda 21 o al compromiso del mantenimiento de unos servicios e incrementos de la naturalidad del territorio pactados con el organismo superior, en este caso la Comunidad de Madrid. El organismo superior establece el sistema de evaluación del estado de naturalidad en función de distintos criterios e indicadores previamente pactados. Este mecanismo implica una mejora en la comunicación y coordinación de los distintos servicios municipales y regionales de conservación y ambientales. También puede implicar una descentralización de algunas competencias en materia de conservación o selvicultura en la medida en la que se muestre

que el incentivo propuesto genera una protección adicional a la que brindaría el servicio si este fuera únicamente ofrecido por el organismo superior, en este caso la Comunidad de Madrid. La figura 29 muestra el mecanismo.

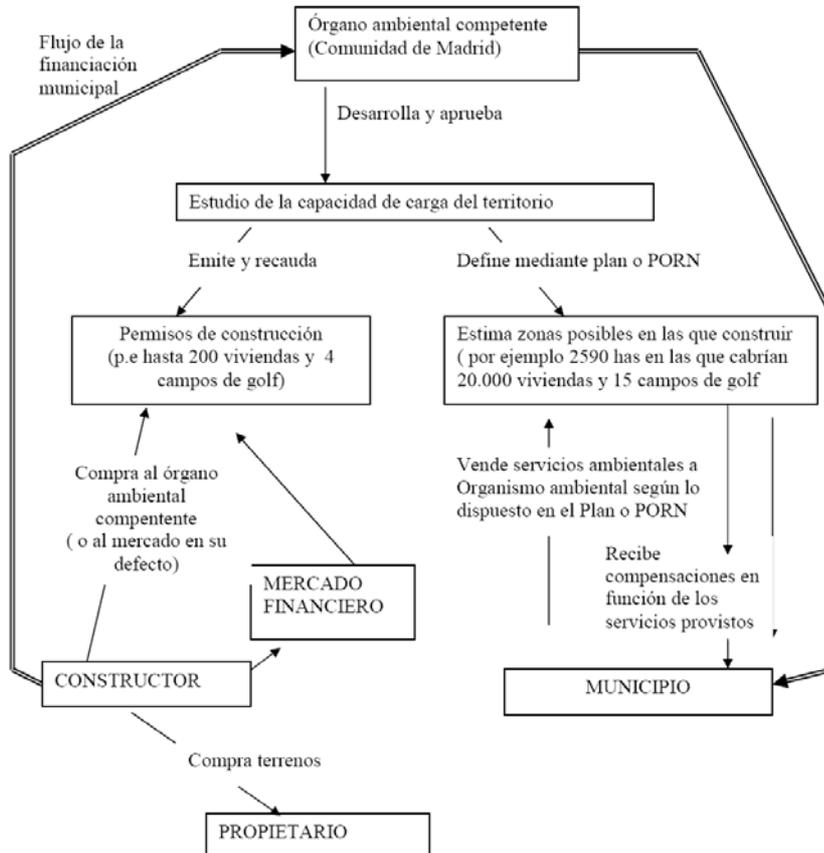


Fig. 20. Esquema de financiación municipal propuesto para la conservación. En dicha figura los nexos financieros entre constructor, propietario y municipio se han roto siendo sustituidos por un mecanismo de PSE entre el órgano ambiental y el municipio.

4.3.8. Cuantificación de los servicios ecosistémicos en función de la calidad ambiental de un territorio

4.3.8.1. Experiencias de sistemas de PSE en biodiversidad y belleza escénica

Los sistemas de PSE que valoran la biodiversidad la mayoría de los servicios ecosistémicos estudiados no son tangibles y rara vez son consumidos por una clientela claramente identificable, sin embargo, se paga por la conservación de la biodiversidad en los bosques (Landell-Mills y Porrás, 2002).

En relación al servicio ecosistémico de la belleza escénica, es un tema que ha sido objeto de estudio para muchos investigadores desde mediados de los años setenta. Su valor recreativo y su conservación se vuelven cada vez más importantes para muchas organizaciones (Gandy y Meitner, 2007; Tahvanainen *et al.*, 2001). Según (Laurie, 1975, p.107) citado por Arriaza *et al.* (2004) la belleza del paisaje proviene de dos fuentes que no pueden separarse: el objeto y el observador. Por lo tanto, las valoraciones pueden variar de una persona a otra.

Pese a las investigaciones realizadas el servicio ecosistémico posee uno de los mercados más incipientes, además, es considerado como un bien público, algo que dificulta su

comercialización si lo comparamos con otros servicios comercializables (Biénabe y Hearne, 2005; Campos *et al.*, 2005).

Para la cuantificación de la belleza escénica se han tenido en cuenta los métodos existentes de valoración del paisaje y la problemática relacionada con su calidad intrínseca, la respuesta estética y la adjudicación del valor. Los métodos existentes se enfocan en métodos de valoración subjetiva, individual o de grupos de la calidad el paisaje y métodos que utilizan atributos físicos del paisaje como sustitutivo de la percepción personal (Martínez y de Regoyo, 2001). Esto muestra que las clasificaciones existentes sobre la valoración del paisaje varían según los autores y regiones. Sin embargo la mayoría de los métodos aplicados para la valoración del paisaje son de valoración indirecta e incluyen métodos cualitativos y cuantitativos mediante el análisis y descripción de sus componentes (Arthur *et al.*, 2002).

Tabla 29. Experiencias implementadas de sistemas de PSE de biodiversidad y belleza escénica

Servicio Ecosistémico	# experiencias	Bienes, servicios y valoración económica	Producto y mecanismo de pago
Biodiversidad	72	Valores del ecosistema, de seguro, de opción y de existencia, funciones de control de enfermedades y plagas.	Zonas protegidas, derechos de bioprospección, canje de deuda por naturaleza, créditos/compensaciones, acciones societarias, productos amigables con la naturaleza, contratos de manejo, adquisición de tierras, servidumbre de conservación.
Belleza escénica	50	Permisos por derecho, paquete turístico, concesión del ecoturismo, permisos fotográficos, adquisición de tierras, arrendamiento de tierras y acuerdos.	Derecho de entrada, negociación directa, fondos fiduciarios, integración vertical, intermediarios (ONG-Gobiernos) y mercados de base minorista.

Adaptado de Landell-Mills y Porras (2002).

Aparte de las experiencias mencionadas, se destaca que existen otras investigaciones relacionadas con la cuantificación y valoración de servicios ecosistémicos y los SIG como herramienta de análisis y toma de decisiones. A continuación se describen de forma resumida algunas de ellas.

Un estudio llevado a cabo en la región montañosa de los Alpes por Grêt-Regamey *et al.* (2008) valoró los servicios ecosistémicos vinculados a los SIG, haciendo uso de variables como el modelo digital de elevaciones, un mapa de la cobertura de uso del suelo y datos de temperatura. Los servicios ecosistémicos valorados fueron la protección contra derrumbes, producción de madera, belleza escénica y hábitats. El estudio comparó los impactos de un escenario con desarrollo humano y un escenario climático respecto a los servicios de los ecosistemas. Los resultados mostraron que la expansión urbana y el desarrollo de infraestructura turística tuvieron un impacto negativo sobre la belleza escénica y los hábitats. En cambio el escenario climático favoreció la expansión del bosque, la protección contra derrumbes y los hábitats.

Ingraham y Foster (2008) realizaron un estudio en el Sistema Nacional de Refugios de Vida Silvestre de los Estados Unidos. El objetivo era estimar el valor económico real en dólares de los servicios ecosistémicos. Se utilizaron los SIG para combinar las clases de cubiertas con el mapa de los límites del sistema de refugios de vida silvestre, calculando así el número de acres para cada refugio. Los servicios valorados fueron el clima y la regulación de gases a la atmosfera, prevención de desastres, la regulación y oferta de agua dulce, la asimilación de nutrientes y la provisión de hábitats. La valoración económica fue de aproximadamente de \$

26,9 millones/año, una estimación preliminar que probablemente supere el valor derivado de las actividades recreativas.

Petrosillo *et al.* (2007) desarrollaron un estudio sobre la percepción de los visitantes en un área protegida marina en la que se valoró la concienciación del turista de estar en un área protegida, su opinión sobre las actividades de gestión, la importancia de los atractivos naturales de la zona, la satisfacción de la experiencia, la voluntad de volver a visitar el sitio y la concienciación sobre los impactos ambientales. Las variables antes mencionadas se valoraron haciendo uso de análisis estadísticos según algunas características como el grado de conciencia, el nivel de educación, el género y el lugar de residencia. Los resultados mostraron que las percepciones de los turistas son muy dependientes del nivel educativo y del lugar de procedencia.

Flores-Velásquez *et al.* (2008) plantearon un sistema de PSE basado en la valoración de la belleza escénica en un espacio protegido considerando dos aspectos novedosos respecto a estudios de PSE previos: la elaboración de un diagnóstico basado en un proceso participativo y la integración del sistema de PSE en la gestión pública-privada de la conservación de la naturaleza. La investigación concluye que la integración de una gestión público-privada es un escenario adecuado para la conservación y mantenimiento de los ecosistemas.

El componente participativo es un aspecto primordial al momento de decidir la puesta en marcha de cualquier sistema de PSE. Conocer la percepción de los agentes involucrados proporciona información en las etapas de propuesta, implementación y seguimiento de dicho mecanismo. Esto se refleja en una investigación desarrollada en México por Kosoy *et al.* (2008) quienes analizaron la participación de cuatro comunidades beneficiarias de los pagos por diversidad biológica y fijación de carbono; los resultados obtenidos se compararon con comunidades cercanas donde no se implementó este tipo de mecanismo. El estudio concluye que las normas de los sistemas de PSE y una eficiente comunicación fueron factores que promovieron la participación. Además, destacaron otros factores como el tamaño de la comunidad, la perspectiva del recurso bosque y la diversificación de actividades de subsistencia.

Mörtberg *et al.* (2007) desarrollaron métodos para integrar la diversidad biológica en la planificación y la evaluación ambiental estratégica en una zona urbanizada teniendo presente el ambiente y el paisaje. Se utilizaron indicadores como la calidad del hábitat, la cantidad y la conectividad del paisaje y se elaboraron modelos de predicción de hábitats con el uso de los SIG. El estudio concluyó que los escenarios bajo un modelo de explotación tienen un impacto negativo sobre los hábitats de las especies, otros mostraron que la explotación concentrada también produjo efectos negativos, aunque estos fueron mitigados con bastante facilidad por no ser de tanta magnitud. Además, la investigación mostró la cuantificación-visualización de los efectos de la urbanización en la diversidad biológica.

Hedblom y Söderström (2007) cuantificaron la porción de bosques urbanos y periurbanos haciendo uso de los SIG en 100 ciudades. El estudio concluye que las zonas urbanas más grandes presentan menos cobertura boscosa que la existente en las ciudades con menor densidad poblacional.

Otro estudio cuantificó la pérdida del hábitat en dos cuencas hidrográficas al sur de California haciendo uso de la teledetección y los SIG, y teniendo en cuenta la aplicación de la Ley de aguas. Se concluyó que la mayoría de la pérdida de hábitat se produjo ilegalmente (Swenson y Ambrose, 2007).

4.3.8.2. Propuesta metodológica para cuantificar los servicios ecosistémicos de conservación de la biodiversidad y belleza escénica

Este apartado pretende contribuir a la cuantificación de los servicios ecosistémicos de “conservación de la biodiversidad y belleza escénica” y a la determinación del valor ambiental del territorio. Los pasos seguidos para la obtención de dichos servicios fue una adaptación de dos metodologías propuestas y validadas por Novillo y Romero-Calcerrada (2003) y Martínez Vega *et al.* (2003). La metodología contempló una parte conceptual de lo que son los servicios ecosistémicos y la forma de cuantificarlos en base a los procesos metodológicos.

Aparte del proceso metodológico implementado se dio un paso más determinando como podría variar un servicio ecosistémico si se cambian los usos del suelo. Este aspecto sólo se aplicó al servicio ecosistémico de conservación de la biodiversidad.

¿Qué es un servicio ecosistémico y cómo cuantificarlo?

Es uno de los principales componentes para la puesta en marcha de un sistema de PSE. En muchos casos su definición no es muy clara, principalmente en servicios ecosistémicos poco valorados como los estudiados en ésta investigación. Esto dificulta la cuantificación de la oferta y la posterior negociación entre oferentes y demandantes.

Cuantificar un servicio ecosistémico requiere de conocimientos técnicos y metodológicos adecuados que definan en valores reales la cantidad y calidad del servicio ecosistémico a ofertar. En un principio éste paso parece muy sencillo, pero en realidad, una adecuada cuantificación de la oferta requiere la inversión de tiempo y esfuerzos en los trabajos de campo y de oficina.

En algunos sistemas de PSE, la determinación de la oferta de servicios ecosistémicos se trabaja como parte de la etapa de diagnóstico, documento en el que se recopila toda la información base sobre la cual se sustentará el mecanismo. Conocer la oferta de servicios ecosistémicos y demás aspectos de la zona, facilita la aplicación metodológica del mecanismo en las etapas de implementación y seguimiento.

Proceso metodológico general para cuantificar los servicios ecosistémicos

El proceso metodológico definió según las variables de flora, fauna y paisaje la cuantificación de los servicios ecosistémicos. Las dos primeras variables, son valores naturales importantes para la conservación de la biodiversidad in-situ. Mientras tanto, el paisaje se considera como la interacción dinámica de factores naturales y humanos percibidos por la sociedad (Observatorio del paisaje, s.f). Su valoración en muchos casos se define como “belleza escénica” partiendo de una base estética.

Para la cuantificación de la “conservación de la biodiversidad” se utilizaron las variables de flora y fauna, valoradas de acuerdo a índices de calidad, cantidad y distribución. En cambio para la cuantificación de la “belleza escénica” se estudiaron los elementos extrínsecos e intrínsecos del paisaje y se definieron valores para su calidad (de acuerdo a criterios estéticos y ambientales y a los elementos que sumaban o restaban calidad visual).

Cómo parte del proceso metodológico se utilizaron los SIG para el análisis de la información y la presentación de los resultados, facilitando así, el trabajo con grandes volúmenes de información.

Las valoraciones obtenidas de los dos servicios ecosistémicos fueron utilizadas para la definición de un *Valor Ambiental Territorial* de la ZEPA. Pero, ¿por qué es importante conocer el valor ambiental de un territorio? Porque proporciona información sobre el grado de

conservación global de la zona. En términos ecológicos y ambientales se asigna un *valor de conservación*.

Es importante dejar claro que no existe una metodología única que cuantifique uno o varios servicios ecosistémicos. Su diseño y aplicabilidad cambiará según la realidad y los factores que influyen en la zona estudiada. A continuación se plantea el esquema metodológico implementado para la cuantificación de los servicios ecosistémicos (fig. 30).

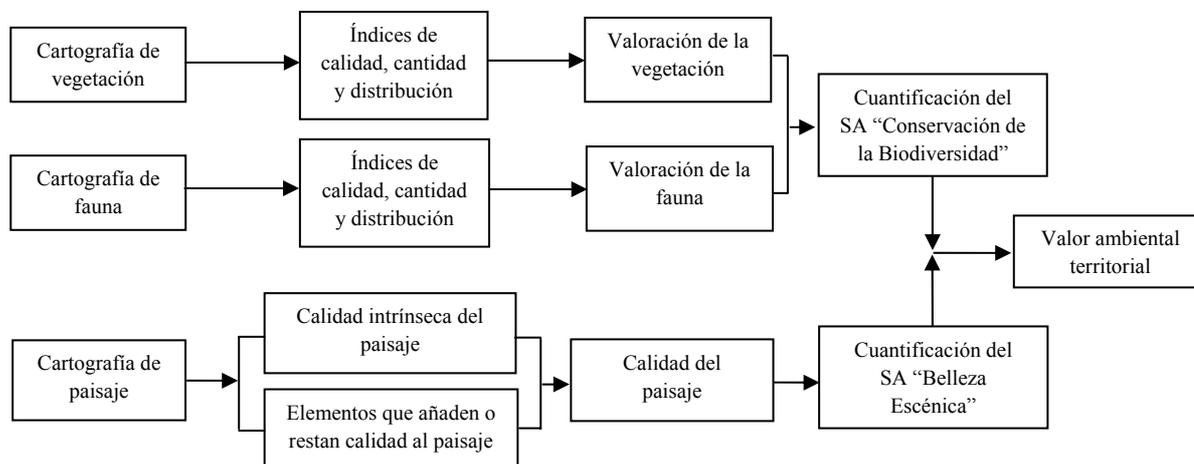


Fig. 21. Esquema metodológico general
Adaptado de: Novillo y Romero-Calcerrada (2003) y Martínez Vega *et al.* (2003).

- **Proceso metodológico para cuantificar “La Conservación de la Biodiversidad”**

La valoración de este servicio ecosistémico es el resultado de la combinación de la valoración de la vegetación y la fauna. Este proceso, nos permitió conocer la situación de la vegetación y la fauna y, por ello, es el punto de partida y de referencia, para cuantificar dicho servicio ecosistémico. Esta valoración proporciona una medida y un valor de referencia gracias al que, y tras un período determinado, se tiene la posibilidad de poder verificar objetivamente si han variado las condiciones ambientales y si ha disminuido la provisión del servicio ecosistémico en cantidad y calidad (fig. 31).

- **Selección de índices**

Para la determinación del valor ecológico de la flora y la fauna parece acertado la utilización de variables como el grado de alteración del medio natural, el número y variedad de especies, su importancia de conservación legal y científica y la singularidad a escala regional y local. Todas las variables fueron consideradas y la cuantificación del servicio ecosistémico debería de concretar estos aspectos.

La cuantificación de la conservación de la biodiversidad incluyó tres tipos de índices.

Índices de calidad: aportan información sobre la ubicación de las especies más amenazadas, recogidas en documentos legales y científicos, dividiendo el territorio en función de su importancia.

Índices de cantidad: valoran en función de la riqueza específica, la abundancia y la biodiversidad entre otros.

Índices de distribución: aportan información sobre la localización de las especies en el territorio, su presencia o ausencia a diferentes escalas.

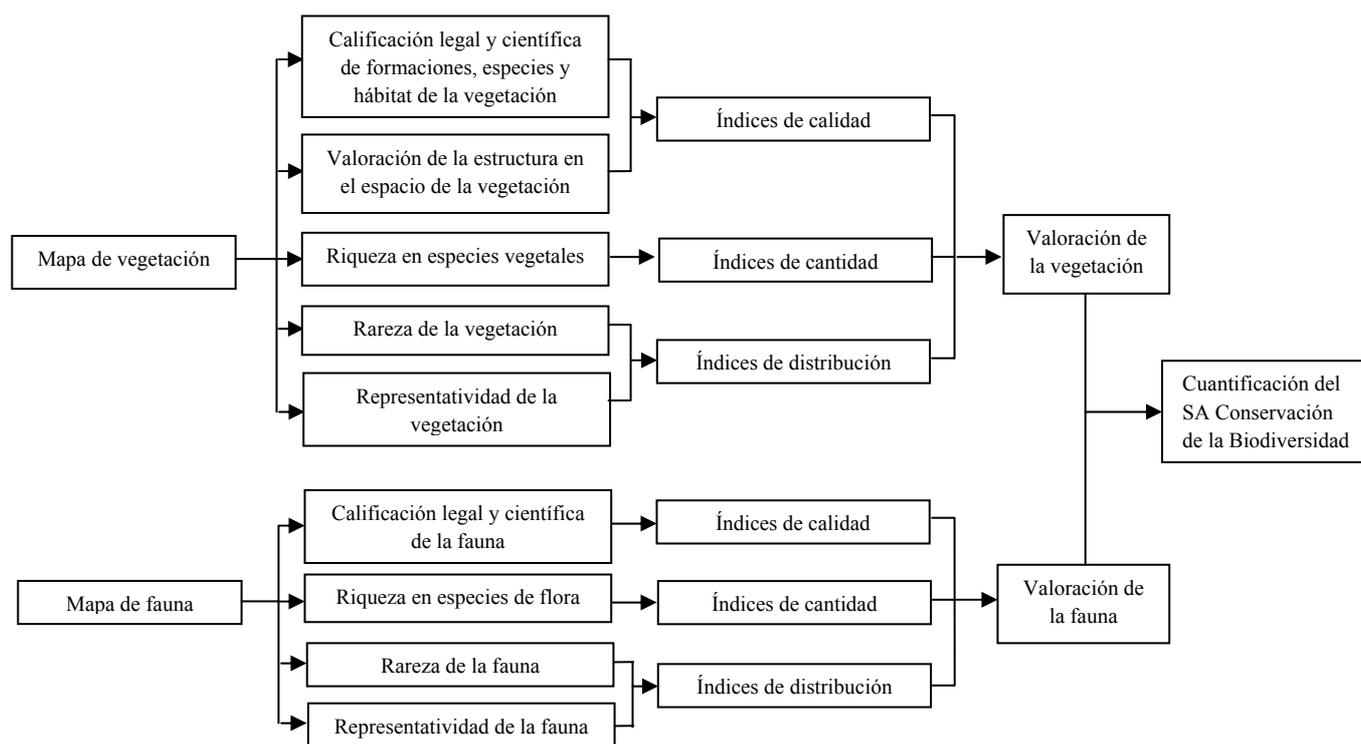


Fig. 22. Esquema metodológico para cuantificar en servicio ecosistémico de conservación de la biodiversidad Adaptado de: Novillo y Romero-Calcerrada (2003).

La integración de estos índices mediante el criterio de máximos y su ponderación, permitió obtener una valoración de la flora y la fauna (tabla 33).

Tabla 30. Índice propuesto

Tipo de índice	Valoración de la fauna	Valoración de la vegetación
Calidad	Calificación legal y científica	Calificación legal y científica
		Estructura en el espacio
Cantidad	Riqueza en especies	Riqueza en especies
Distribución	Rareza	Rareza
	Representatividad	Representatividad

Fuente: Novillo y Romero-Calcerrada (2003)

- **Índice de calidad**

Calidad legal y científica de formaciones, especies y hábitats vegetales

Para su cuantificación se tuvo en cuenta la proximidad de la vegetación actual al clímax y aquellas especies que aparecen en la legislación, normativas y catálogos de especies amenazadas.

Las *series de vegetación* muestran el conjunto de comunidades vegetales que pueden darse en un territorio y el proceso de sucesión de las mismas. La comparación de la vegetación actual del territorio con las etapas seriales de la vegetación proporciona información del nivel de madurez de las formaciones vegetales y la adecuación de la vegetación actual a las series de vegetación. Esto ayuda a conocer el ajuste de la vegetación actual al clímax o su cercanía a otra etapa de sucesión y, por tanto, a realizar su valoración.

Las Directivas Comunitarias, la Legislación Nacional o de la Comunidad de Madrid, son un punto de referencia a la hora de valorar hábitats, especies y formaciones vegetales. La Comunidad de Madrid, posee documentos legislativos donde se enumeran una serie de especies o hábitats que son considerados prioritarios en materia de conservación. De la Ley Forestal y el Catálogo Regional de Especies Amenazadas se puede extraer un listado de especies y formaciones vegetales que están en peligro de extinción, amenazadas en su área de distribución natural, son raras para ese ámbito geográfico, vulnerables, endémicas, y que requieren especial atención debido a la singularidad. Por todo ello poseen alto valor ambiental.

Para obtener el mapa de valoración de las especies, formaciones y hábitat vegetales se llevaron a cabo las siguientes fases:

- Se elaboró un mapa sintético en el cual se recogía la vegetación *dominante* presente y las especies arbóreas y formaciones *acompañantes* obtenidos a partir del mapa de vegetación de la Comunidad de Madrid a escala 1:50.000.
- Se creó un listado de las especies y formaciones principales presentes en el área de estudio y un mapa a la escala de trabajo de las Series de Vegetación de Madrid (Rivas-Martínez, 1982). Seguidamente se comprobó a qué etapa serial se ajustaba la vegetación actual dominante y en algunos casos la asociada, asignando los siguientes valores: *valor 5* cuando las especies dominantes se aproximaban al bosque clímax; *valor 4* cuando estaban incluidas en el matorral denso; *valor 3* cuando constituían un matorral degradado; y *valor 2* a los pastos. El resultado fue la valoración de la vegetación según su cercanía a la etapa serial óptima.
- Se seleccionaron las especies vegetales de interés que vienen recogidas en la Ley Forestal y el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid: alcornoque, castaño, coscoja, encina, enebro, fresno, quejigo, rebollo y robledal. En aquella parcela donde existía una de estas especies y se podía individualizar se le asignó un punto por cada especie, fuera dominante o acompañante. En la valoración se tuvo el siguiente criterio: *valor 5* para aquellas manchas donde existen tres especies; *valor 4* donde únicamente aparecen dos especies; *valor 3* para aquellas unidades cartográficas donde sólo se encuentra una especie. El resultado es la valoración de la presencia de especies y su número que merecen un especial cuidado o protección en la Comunidad de Madrid.

Valoración de la estructura en el espacio de la vegetación

La estructura de la vegetación se entiende como la naturaleza, densidad y disposición relacionada con su espacio. Para su determinación se tuvieron en cuenta dos componentes: la estructura vertical, relacionada con la distribución de las especies en capas o estratos; y la abundancia de cada especie derivada del grado de cubierta. Como una vegetación bien estructurada contribuye además a reducir los procesos erosivos y de escorrentía, se valoró positivamente la aproximación de las formaciones vegetales a un bosque denso y maduro, mientras que a los grupos de árboles aislados no se les consideró como un bosque desde el punto de vista ecológico y por esa razón no se le asignó un valor elevado.

Las fases llevadas a cabo para valorar la estructura de la vegetación fueron:

- Con la información contenida en el mapa de vegetación y ocupación del suelo de la Comunidad de Madrid, se elaboraron dos mapas a partir de dos componentes: la estructura vertical de la vegetación –combinación de arbóreo, matorral y pastos– de cada polígono; y el grado de cubierta –porcentaje de la superficie cubierta por la proyección horizontal de la vegetación– que aparece expresada en cinco grados: >75%, 75 al 50%, 50 al 25% y <25%. A partir de ambos mapas se elaboró un nuevo mapa que sintetizaba tanto la *estructura vertical* como el *grado de cubierta* de la vegetación.

- Se elaboró una matriz (tabla 34) para asignar un valor o suma de valores a cada unidad cartográfica. Para la obtención de la misma se tuvo en cuenta el criterio de valorar más los estratos arbóreos o arborescentes, por estar más próximos a la madurez de la vegetación. Se consideró que un bosque o masa arbórea acompañada de pequeñas manchas de matorral o pastos poseían mayor interés al disponer de pequeñas áreas abiertas, además de sustentar más especies de vegetación y fauna. Asimismo se consideró que, desde el punto de vista natural, poseían menor valor todas aquellas manchas cuyas cubiertas fueran mayoritariamente de pastos o matorral. Estos estratos de vegetación son normalmente los más bajos en la evolución climática, y son fruto de la actividad humana o catástrofes naturales.

La matriz se aplicó sobre el mapa que sintetizaba la estructura vertical y grado de cubierta de la vegetación, obteniendo como resultado un mapa con cinco categorías: *valor 5* para aquellas unidades cartográficas donde el índice obtenido fuera superior a 101; *valor 4* en donde el índice se situara entre 100 y 90; *valor 3* para las que tenían un valor comprendido entre 89 y 71; *valor 2* situadas entre 70 y 60; y *valor 1* para aquellas unidades que fueran menores de 60.

Tabla 31. Valoración de la estructura de la vegetación

		Grado de Cubierta			
		> 75 %	75 a 50 %	50 a 25 %	< 25 %
Estructura Vertical	Arbóreo	100	80	60	40
	Matorral	20	20	30	30
	Pastos	10	20	20	20

Calificación legal y científica de la fauna

Para la valoración se tuvo en cuenta la legislación de protección en sus diferentes niveles, seleccionándose las especies presentes en las categorías más altas (en peligro de extinción, sensible a la alteración de su hábitat y vulnerable) así como las incluidas en los anexos principales de las Directivas Aves y Hábitat. En concreto, los listados tenidos en cuenta fueron: Catálogo Internacional de Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN); Anexo II de la Directiva Aves (Directiva 79/409/CEE); Anexos II y IV de la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE); Catálogo Nacional de Especies Amenazadas; Libros Rojos de Especies Amenazadas; Catálogo Regional de Especies Amenazadas.

Para la valoración de cada especie se sumó el número de listados en los que estaba presente. Así por ejemplo las especies con máximo valor –valor 5– han sido *Lynx pardinus* y *Aquila adalberti*. Como se ha trabajado con áreas homogéneas resultantes de cruzar todas las coberturas de las especies de fauna, el valor en cada nueva área se ha obtenido sumando el de las especies presentes en la misma. La valoración final de cada polígono fue: valor 0 si no había ninguna especie seleccionada. *Valor 1* si la suma era de 1 a 8. *Valor 2* de 9 a 17. *Valor 3* de 18 a 27. *Valor 4* de 28 a 48 y *valor 5* si sumaba más de 48.

- **Índice de cantidad**

La diversidad biológica abarca toda la escala de organización de los seres vivos midiendo la heterogeneidad que depende tanto de la *abundancia de especies* que componen cada categoría, como del *número de categorías* en una zona determinada. Debido a que los valores de abundancia suelen ser costosos de obtener, se optó por información más accesible como las especies presentes. Por ello, se han calculado los valores de riqueza.

Riqueza en especies vegetales

La diversidad vegetal es entendida cómo la variedad, es decir, la cantidad o/y proporción de los diferentes elementos vegetales que contenga un sistema. La riqueza de especies es el *número de especies* que aparecen en una comunidad vegetal. Contar el número de especies que se encuentran en una zona permite conocer la heterogeneidad y, por tanto, estimar la riqueza vegetal de un área.

A continuación se muestran los pasos seguidos para la elaboración del mapa de valoración de la riqueza en especies vegetales:

- A partir del mapa de vegetación y ocupación del suelo de la Comunidad de Madrid se elaboró un mapa que contenía la especie dominante y las acompañantes identificadas en cada polígono a escala 1:50.000.
- A continuación se asignó un punto a cada una de las especies o formaciones diferenciadas a esa escala. El resultado fue que cada polígono poseía un valor, resultado de la suma de las diferentes especies vegetales presentes.
- Por último, la información contenida en el mapa se reclasificó en las siguientes categorías: *valor 5*, cuando aparecen 4 o más especies diferenciadas; *valor 4*, cuando se encuentran 3 tipo de vegetación; *valor 3*, si existen dos; y *valor 2*, cuando aparece sólo aparece 1 diferenciada.

Riqueza en especies de fauna

La riqueza de las especies se definió a través de la selección de 30 especies de fauna (ver tabla 35), la selección indica una valoración numérica de los taxones presentes en una misma zona. Se han sumado las especies presentes en cada polígono, distribuyéndose posteriormente en cinco clases.

El resultado ha sido: *valor 5* cuando el número de especies está comprendido entre 14 y 18; *valor 4* cuando el número de especies está comprendido entre 11 y 13; *valor 3* cuando el número de especies está comprendido entre 8 y 10; *valor 2* cuando el número de especies está comprendido entre 5 y 7; y, por último, *valor 1* cuando el número de especies está comprendido entre 4 y 1.

Tabla 32. Valoración de los tipos de ocupación del suelo en función de criterios estéticos y ecológicos

ESPECIE	
<i>Aquila adalberti</i> C.L. Brehm	<i>Rhinolophus euryale</i> Blasius
<i>Tetrax Tetrax</i> L.	<i>Myotis myotis</i> Borkhaus
<i>Aegyptius monachus</i> L.	<i>Miniopterus schreibersi</i> Kulh
<i>Ciconia nigra</i> L.	<i>Microtus cabreræ</i> Thomas
<i>Falco peregrinus</i> Tuntall	<i>Lutra lutra</i> L.
<i>Milvus milvus</i> L.	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i> Schr.
<i>Bubo bubo</i> L.	<i>Myotis blythi</i> Mont.
<i>Aquila Chrysaetos</i> L.	<i>Plecotus Austriacus</i> Fischer
<i>Circaetus gallicus</i> Gmelin	<i>Trophidophoxinellus alburnoides</i> Steindachner
<i>Hyla arborea</i> L.	<i>Rutilus lemmingii</i> Steindachner
<i>Rana ibérica</i> Boul.	<i>Cobitis palúdica</i> De Buen
<i>Lucanus cervus</i> L.	<i>Emys orbicularis</i> L.
<i>Euphydryas aurinia</i> Rott.	<i>Mauremys caspica</i> Schw.
<i>Cerambyx cerdo</i> L.	<i>Coluber hippocrepis</i> L.
<i>Lynx pardina</i> Temm	<i>Lacerta schreiberi</i> Bedriaga

• Índice de distribución

Los índices que tratan de analizar el valor de las unidades de vegetación o fauna en función de la superficie que ocupan poseen un gran interés, ya que si se encuentra en una extensión muy reducida pueden tener problemas de conservación. Los índices espaciales intentan sopesar la variable territorial junto con la abundancia relativa de las comunidades o tipos vegetales o faunísticos cartografiados. La singularidad de una determinada comunidad vegetal o animal se puede considerar desde dos puntos de vista: desde dentro del área de estudio y desde fuera del área de estudio. El primero señala el grado de *rareza* de la unidad considerada dentro de dicha área. El segundo indica el grado de *representatividad* de la unidad vegetal o animal considerada en un ámbito más amplio que el de la zona de estudio.

Rareza de la vegetación

Hace referencia a aquellas comunidades vegetales que, por ser poco frecuentes dentro del área de estudio, debe fomentarse su conservación. Es una medida que se establece al comparar la superficie total de una especie con la superficie forestal total del área de estudio. Su valor es inversamente proporcional a la superficie que ocupan, de tal manera que un tipo de vegetación tendrá mayor valor cuanto menor sea su superficie. En nuestra área de estudio son raros los alcornocales, fresnedas, etc. y por el contrario, los encinares no lo son.

El proceso seguido para la obtención de este mapa fue:

- Del mapa de vegetación y ocupación del suelo, a escala 1:50.000, se extrajo un informe de la superficie de cada especie dominante y de la superficie forestal en la ZEPA nº 56. A continuación se calculó el porcentaje de cada mancha respecto al total de la superficie forestal y se asignó a cada unidad cartográfica.
- Los valores obtenidos se clasificaron en cuatro categorías: *valor 5* para todas aquellas que fuesen inferiores al 1%; *valor 4* los comprendidos entre 3 y 1%; *valor 3* aquellas cuyo rango se sitúa entre 3 y 6%; *valor 2* para los superiores al 6%.

Representatividad de la vegetación

Este índice valora la vegetación en función del porcentaje de la vegetación dominante de una categoría determinada respecto al total de la superficie en un entorno regional. Así una formación vegetal será muy representativa si se observa que gran parte de la superficie de

dicha formación a escala regional o nacional está incluida en el área de trabajo, dándose el valor máximo si el 100% de un tipo de vegetación está en esa zona. Así las especies de mayor representatividad para la ZEPA nº 56 son los castañares, alcornocales, los pinares de *Pinus pinea*, etc. Este índice hace referencia, entre otras cosas, al interés e importancia de ese territorio para la conservación de especies puesto que es donde se distribuye de forma principal.

Los pasos realizados fueron: la obtención de los valores de la superficie de cada especie vegetal dominante en la ZEPA nº 56 y en la Comunidad de Madrid. El siguiente paso fue conocer el porcentaje de cada mancha respecto al total de la misma categoría en la Comunidad de Madrid, y asignar esos valores a cada unidad cartográfica.

El resultado se agrupó en cuatro categorías: *valor 5* para las superiores al 45%; *valor 4* aquellos situados entre 45 y 25%; *valor 3* para los incluidos entre 25 y 5%; *valor 2* para todas aquellas inferiores al 5%.

Rareza de la fauna

Con este aspecto se obtiene una valoración de aquellos hábitats que albergan especies con poca presencia en la zona de estudio, por lo que representan enclaves locales de gran importancia. Para calcularlo se procede cómo en el caso anterior, así se determina el porcentaje de superficie de la zona de estudio en la que se encuentra presenta cada especie, valorando cada una de ellas es función de tal cifra.

Los valores obtenidos se clasificaron en cinco categorías: *valor 5* para todas aquellas que fuesen inferiores al 0,2 %; *valor 4* los comprendidos entre 0,2 y 2%; *valor 3* aquellas cuyo rango se sitúa entre 2 y 5%; *valor 2* para los comprendidos entre el 5 al 15%; y, por último, *valor 1* para los superiores al 15%.

Este proceso se realizó para cada una de las especies seleccionadas. A continuación se asignó a cada polígono el máximo de los valores de las especies presentes en él y se reclasificaron en cinco clases.

Representatividad de la fauna

Indica un valor a escala regional de las especies presentes en una zona. Se calcula dividiendo la superficie que ocupa cada taxón en el área de estudio, entre la superficie que ocupa en toda la región. Valores altos suponen que gran parte del área de distribución de una especie se encuentra en el área de estudio, por lo que la importancia de esta zona para su conservación es muy elevada.

El resultado se agregó en cinco clases: *valor 5* para las superiores al 60%; *valor 4* aquellos situados entre 40 y 60%; *valor 3* para los incluidos entre 25 y 40%; *valor 2* para los incluidos entre 10 y 25%; *valor 1* para todas aquellas inferiores al 10%.

Al igual que en caso anterior, este proceso se realizó para cada una de las especies seleccionadas. A continuación se asignó a cada polígono el máximo de los valores de las especies presentes en él y se clasificaron en cinco clases. Como valor final de los índices de distribución se toma el máximo de los valores calculados.

• **Integración de índices para cuantificar la conservación de la biodiversidad**

La integración de los biotopos vegetales y/o faunísticos se ha realizado de la siguiente manera: En un primer paso, la valoración de la vegetación y fauna se sustentó en el valor máximo para cada tipo de los índices anteriores descritos. De este modo se tuvo un valor final para la calidad, cantidad y distribución tanto para la vegetación como para la fauna. Dado que los

índices poseen el mismo grado de importancia parece razonable tener el criterio del máximo valor, con lo que se evita el efecto suavizado de la ponderación.

A continuación, se unieron ambos mapas determinando así la cuantificación del servicio ecosistémico de conservación de la biodiversidad, siguiendo el criterio de máximo valor. Esto permitió conocer las áreas con mayor valor según alguno de los índices seleccionados. Asimismo, los resultados indicaron las áreas sobre las que se debe prestar atención por poseer, al menos, un valor muy alto por alguno de los índices.

Proceso metodológico para cuantificar “La Belleza Escénica”

Para determinar la cuantificación de la belleza escénica se ha utilizado un método indirecto de valoración de la calidad y cantidad del paisaje, combinando escalas cualitativas y cuantitativas. No se han definido unidades de paisajes irregulares sino que el estudio se ha basado en un análisis sistemático de una matriz raster de celdillas de 20 x 20 m y 50 x 50 m (cuando se utilizó el modelo digital de elevaciones). Se utilizó la dimensión visual o perspectiva con el objeto de obtener una valoración del paisaje de la ZEPA en función del atractivo que posee desde el punto de vista estético, además de incluir algunos criterios ecológicos y estructural con lo que se obtuvo una valoración del paisaje acorde a los trabajos que se han ido desarrollando en esta línea.

Calidad visual del paisaje

Teniendo presente que para la valoración de la calidad visual del paisaje no existe una técnica aceptada universalmente y que en su mayoría son métodos subjetivos se llevó a cabo una valoración del paisaje en cada una de las celdas contenidas en el área de estudio.

Para realizar esta valoración nos hemos basado en la metodología aplicada por Martínez Vega *et al.* (2003), quienes realizaron una valoración de la calidad visual y fragilidad del paisaje a un espacio natural protegido. En nuestro caso, para cuantificar la belleza escénica sólo nos centraremos en la valoración de la calidad visual del paisaje, ya que consideramos que la valoración de la fragilidad visual del paisaje no aporta ningún valor relacionado con la cuantificación de la belleza escénica. No obstante, cuando se trata de planificar la ordenación del territorio es una herramienta muy valiosa que apoya la toma de decisiones sobre las posibles actuaciones que se pueden llevar a cabo o no en un determinado sitio.

Con la valoración de la calidad visual intrínseca del paisaje se pretendía mostrar el atractivo visual, así como la calidad ambiental que se deriva de las características de cada punto del territorio. Los valores intrínsecos se definieron en función de la ocupación del suelo, la diversidad morfológica de las unidades de ocupación y su fisiografía. Estos son los elementos incluidos para llevar a cabo la valoración de la calidad intrínseca de paisaje.

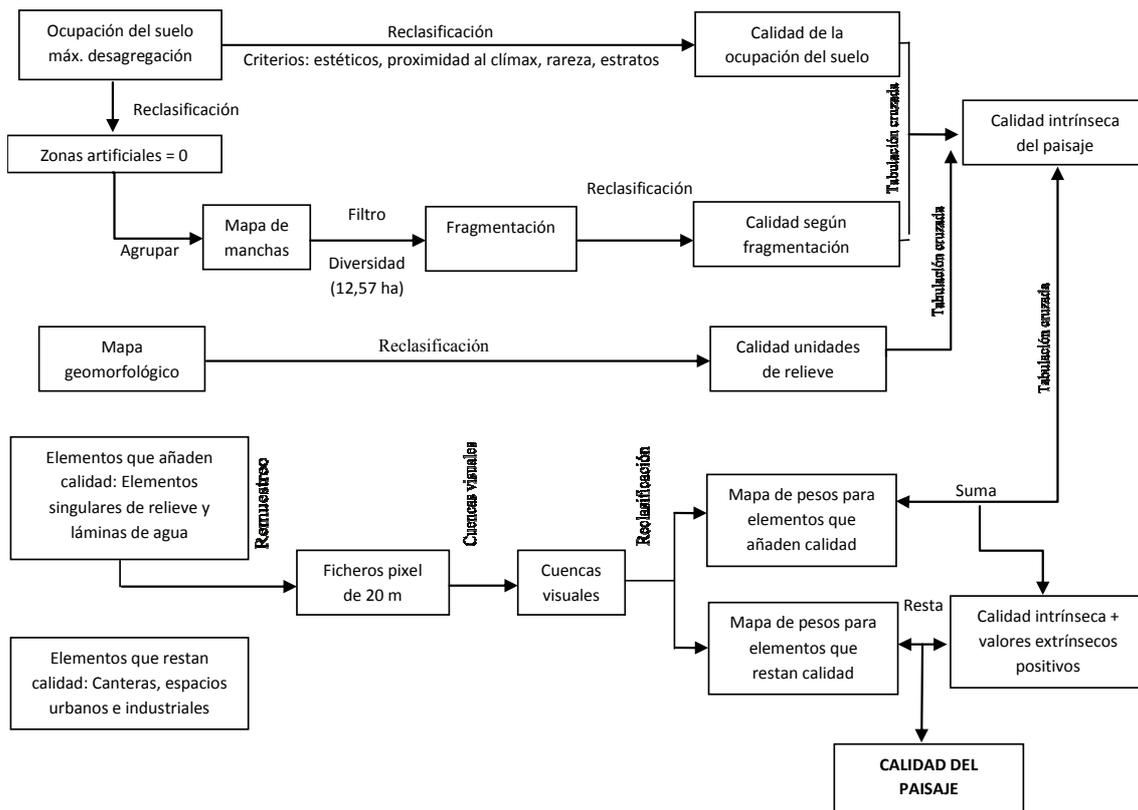


Fig. 23. Esquema de trabajo para la valoración de la calidad visual del paisaje
Adaptado de Martínez Vega *et al.* (2003).

La adaptación del proceso metodológico comenzó con la valoración del mapa de ocupación del suelo, asignándoles a cada una de las categorías un valor en función de la calidad paisajística, incluyendo criterios *estéticos* y *ecológicos*. Los *criterios estéticos* se refieren a las *preferencias visuales* mostradas por la población; los *criterios ecológicos* se relacionaron con las características ambientales de la cubierta vegetal. Los factores considerados han sido *la proximidad al clímax, la rareza y el número de estratos*. Para cada criterio se ha otorgado una puntuación de 1 a 5 (1 mínimo y 5 máximo) siendo la valoración final de cada cubierta un promedio, redondeado al número extremo superior más próximo, de las puntuaciones obtenidas en cada criterio. Se establecieron cinco clases de calidad (muy alta, alta, media, baja y muy baja). La tabla 36 muestra la valoración de la calidad paisajística de acuerdo a criterios estéticos y ecológicos.

Tabla 33. Valoración de los tipos de ocupación del suelo en función de criterios estéticos y ecológicos

Tipo de ocupación del suelo en la ZEPA	Valor estético	Proximidad clímax	Rareza	Estratos	Valor sintético de calidad
Cultivos	2	1	2	0	Baja
Pastizales	3	2	2	1	Medio
Mosaicos con cultivos/pastos/otras formaciones arbóreo-arbustivas	2	2	3	1	Baja
Matorral	3	3	2	2	Medio
Roquedo	4	1	4	0	Alta
Pinares	4	4	1	4	Alta
Enebrales y sabinales	3	4	5	3	Alta
Fronosas perennifolias	4	5	1	5	Alta
Fronosas caducifolias y marcescentes	5	5	4	5	Muy alta
Urbanizados, actividades industriales, extractivas, áreas de vertedero y zonas degradadas	1	--	--	--	Muy baja*
Embalses	5	--	--	--	Muy alta*

* Sólo se consideraron criterios estéticos.

Otra de las variables incluidas en la valoración del paisaje fue su **homogeneidad o diversidad**. Estudios realizados apuntan que la población tiene mayor preferencia por paisajes diversos, heterogéneos y fragmentados que por paisajes homogéneos y poco variados.

Para incluir esta valoración en el estudio, se generó una variable que mostró la fragmentación de las unidades de ocupación del suelo de la ZEPA. Esta variable se calculó partiendo del mapa de ocupación del suelo.

El nivel de aceptación de este mapa resultó suficiente para considerar una aceptable homogeneidad interna en los recintos que lo integran a escala de trabajo.

Para estimar la **fragmentación visual del paisaje** a partir del mapa de ocupación de suelo se aplicó un filtro de diversidad calculando el número de ocupaciones diferentes en un área circular con un radio de 500 m ya que se consideró que esta era una medida suficiente para valorar la diversidad paisajística. Si en el mapa un pixel dio un valor de 3, ello significa que en un área de 78,54 ha en torno a ese pixel existen un total de 3 ocupaciones diferentes.

El mapa resultante de fragmentación del paisaje se ha recalificado en cinco categorías que oscilan entre una fragmentación muy baja para 1 y muy alta si está entre 5 – 7 manchas.

A continuación se ha realizado una tabulación cruzada entre los mapas de calidad de la ocupación del suelo y el de fragmentación obteniéndose un *mapa de calidad intrínseca previa del paisaje*.

Se ha considerado que la calidad de ocupación del suelo es dominante respecto a la fragmentación que, por tanto, modifica en valor de aquella sólo en algunos casos (tanto en lo que se refiere a la valoración negativa cómo a la positiva), tal y cómo se muestra en la tabla 37.

Así, si la calidad del paisaje es media o alta en función del tipo de ocupación, la fragmentación supone un valor añadido y, por lo tanto, aumenta el valor de la calidad del mapa resultante. En cambio una escasa fragmentación supone una mayor homogeneidad paisajística y esto supone una disminución de la calidad en todas las zonas consideradas.

Tabla 34. Esquema de agrupamiento de la tabulación cruzada de los mapas de calidad de ocupación del suelo y fragmentación

Fragmentación del paisaje	Calidad de la ocupación del suelo				
	Muy baja	Baja	Media	Alta	Muy alta
1	1	1	2	3	4
2	1	2	3	4	5
3	1	2	3	4	5
4	1	2	3	4	5
5	1	2	4	5	5

Un tercer aspecto considerado en la valoración de la calidad intrínseca fue *el relieve*, una variable de gran interés pues las diferencias que se observan en el territorio no se manifiestan exclusivamente en la variación altitudinal sino también en una desigualdad distribucional de los biotopos y usos humanos. Para la valoración de este aspecto del paisaje se ha utilizado un mapa de unidades geomorfológicas que permite distinguir en la ZEPA un total de 29 categorías. A cada una de ellas se le asignó un valor de calidad en función de las preferencias estéticas de la población antes mencionadas, dando como resultado un mapa con cinco categorías de calidad (desde una calidad muy baja, por ejemplo en zonas llanas, a una calidad muy alta, en cañones, hoces...).

El mapa de calidad intrínseca del paisaje obtenido en el paso anterior –síntesis de la calidad de ocupación del suelo y de la fragmentación paisajística- se combinó con el de *calidad de dominios fisiográficos* siguiendo el esquema de agrupamiento que recoge la tabla 38, esto dio como resultado el *mapa final de calidad intrínseca del paisaje* de la ZEPA.

Tabla 35. Esquema de agrupamiento de la tabulación cruzada de los mapas de calidad intrínseca y dominios fisiográficos

Calidad del relieve	Calidad intrínseca (ocupación + fragmentación)				
	1	2	3	4	5
1	1	2	3	4	5
2	1	2	3	4	5
3	1	2	3	4	5
4	1	2	3	5	5
5	1	2	4	5	5

En este caso el mapa de calidad de dominios fisiográficos modificó los valores del mapa de calidad intrínseca previa, pues se consideró que esta variable sólo añadía y no restaba calidad visual paisaje y, por tanto, sólo afectó los valores del mapa de calidad intrínseca cuando representaba valores de calidad altos o muy altos.

El mapa final de *calidad intrínseca* nos indica en suma, la calidad del paisaje en función del tipo de cubierta, su disposición espacial (tendencia a la homogeneidad o heterogeneidad) y sus características fisiográficas.

La valoración de la calidad del paisaje también debe incluir además de las características intrínsecas del punto, la calidad visual del entorno, pues la presencia de determinados elementos o actuaciones pueden añadir o restar calidad al paisaje al encontrarse en el campo de visión de las áreas previamente calificadas.

Entre los elementos que añaden calidad al paisaje se han considerado los elementos singulares geomorfológicos presentes en la ZEPA, así como las láminas de agua. En cuanto a los elementos que restan calidad al paisaje se han incluido canteras, edificaciones y zonas industriales.

Para la valoración de la calidad visual del entorno se calcularon las cuencas visuales de los elementos mencionados considerando una distancia visual de 4 km y una altura media del observador de 1,7 m.

Una vez realizada la ponderación, las cuencas visuales de los elementos positivos se sumaron al mapa de calidad intrínseca. A continuación se restaron de este mapa las cuencas visuales ponderadas de los elementos negativos. El resultado fue *un aumento o disminución del valor de calidad intrínseca del paisaje en función de la coincidencia de una o varias cuencas visuales de elementos positivos y/o negativos*. El mapa resultante fue reclasificado de nuevo en 5 categorías de calidad (de muy baja a muy alta).

El mapa resultante muestra cómo se llevó a cabo la integración de la calidad visual y cómo esto supuso un cambio en los valores de calidad intrínseca calculados anteriormente (tabla 39).

Tabla 36. Esquema de agrupamiento de la tabulación cruzada de los mapas de calidad intrínseca y los elementos que suman o restan calidad al paisaje

Elementos valorados	Cuencas visuales	Calidad visual intrínseca del paisaje				
		1	2	3	4	5
Láminas y cursos de agua, elementos geomorfológicos	Visibles (1)	2	3	4	5	5
	No visibles (2)	1	2	3	4	5
Zonas urbanas, industriales, graveras	Visibles (1)	1	2	3	4	5
	No visibles (2)	1	1	2	3	4

Determinación del valor ambiental del territorio

El valor ambiental se determinó de acuerdo a los resultados obtenidos en la valoración de los servicios ecosistémicos de conservación de la biodiversidad y belleza escénica. Para la determinación del primer servicio ecosistémico se obtuvo información cartográfica de la cuantificación de los valores de flora y fauna, y para la cuantificación de la belleza escénica se obtuvo información cartográfica relacionada con el paisaje.

Con estas variables se realizó una tabulación cruzada de los mapas de flora, fauna y paisaje, obteniendo así, un valor ambiental territorial en la ZEPA aplicando el criterio de máximo valor, de tal manera que el valor de cada punto fuera el máximo de las tres variables estudiadas. Al final se obtuvo un nuevo mapa con una valoración de 1-5, siendo el valor de 1, las zonas con menos valor ambiental, y 5 las zonas con mayor valoración ambiental. El esquema implementado para la tabulación de la información se describe en la tabla 40.

Tabla 37. Esquema de agrupamiento de la tabulación cruzada de los mapas de los servicios ecosistémicos de conservación de la biodiversidad y belleza escénica

Valoración de la flora y fauna	Valoración del paisaje				
	1	2	3	4	5
1	1	2	3	4	5
2	2	2	3	4	5
3	3	3	3	4	5
4	4	4	4	4	5
5	5	5	5	5	5

Simulación hipotética de cambios en los usos del suelo y su influencia en el servicio ecosistémico de conservación de la biodiversidad

¿Cómo pueden aumentar o disminuir los servicios ecosistémicos?

Una vez calculados los servicios ecosistémicos y el valor ambiental del territorio, se dio un paso más y se llevó a cabo una simulación de lo que pasaría en la ZEPA si se incorporan cambios en los usos del suelo, conociendo así, la forma en la que un determinado uso del suelo afectaría positiva o negativamente el servicio ecosistémico. El trabajo se realizó con las variables de flora y fauna, ambas, forman parte del servicio ecosistémico de conservación de la biodiversidad.

El proceso metodológico aplicado, consistió en una comparación del servicio ecosistémico de conservación de la biodiversidad obtenido anteriormente, y el análisis por separado de sus variables (flora y fauna) estableciendo matrices de amenazas. El resultado final fue la “valoración de la conservación de la biodiversidad según uso”.

La *valoración de la conservación de la biodiversidad según uso* es un valor que nos permite conocer de forma aproximada y, basándose en las matrices de amenaza, como los usos propuestos afectarían a la fauna y ocupación del territorio. Se trata, por tanto, de un valor teórico fruto de la simulación de las alteraciones que supondría determinados usos y ocupaciones propuestos.

Si el resultado de éste valor es inferior a la valoración del servicio ecosistémico de la *conservación de la biodiversidad*, indica que se está produciendo una degradación del medio. Si es mayor indica que se produciría un aumento de valor ambiental. Esto proporciona información de cara a posibles actuaciones futuras que, en algunos casos podrían disminuir o aumentar la calidad de los servicios ecosistémicos que se están proveyendo en la zona (fig. 33).

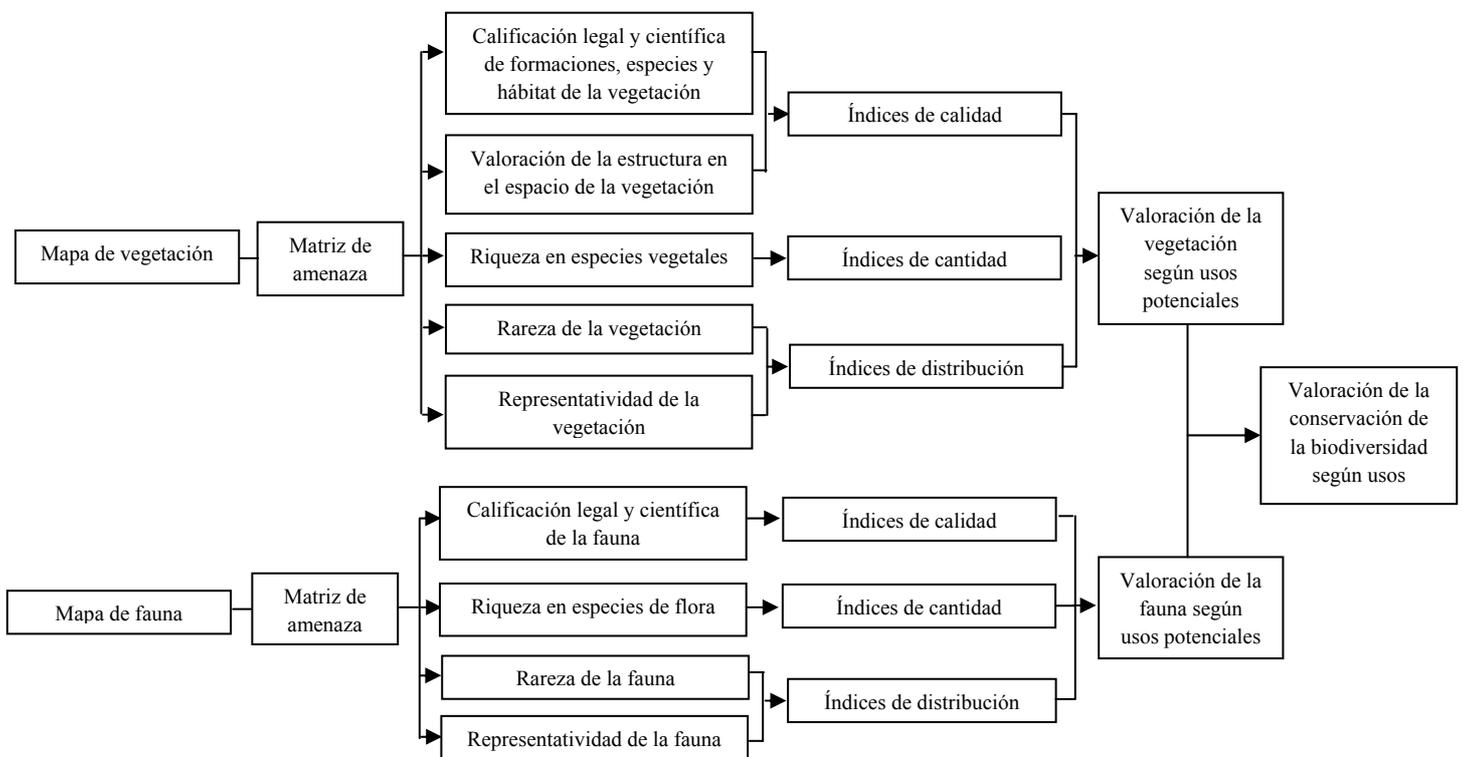


Fig. 24. Esquema metodológico para la valoración de la conservación de la biodiversidad según uso. Adaptado de: Novillo y Romero-Calcerrada (2003).

La integración de los índices para la obtención del valor final, fue la misma que se llevó a cabo para la determinación del servicio ecosistémico de conservación de la biodiversidad.

Un ejemplo, si se produce una pérdida con un uso del suelo que no se da en la zona en la actualidad, indica que la degradación es segura si se cambia el uso. Por ello cada vez que se pretenda introducir nuevos usos u ocupaciones será necesario examinar el valor de *conservación de la biodiversidad por usos*, para comprobar si supone una pérdida, un mantenimiento o una ganancia.

La viabilidad se puede calcular con diversos grados de exigencia. Una política de conservación de los servicios ecosistémicos a ultranza puede imponer que el *valor de conservación de la biodiversidad* no varíe para aceptar cualquier uso. Exigencias menos rigurosas podrían por ejemplo permitir pequeñas pérdidas de valores en los lugares donde éste sea más pequeño. Una idea interesante a considerar es la de imponer que lo que no disminuya sea el valor global del espacio, pudiendo compensarse las pérdidas en algún punto con las ganancias en otros.

Para esta aplicación se han considerado unos usos principales generales considerados, divididos en dos grados de intensidad:

Los *usos urbanos/industriales* se han considerado todos aquellos espacios donde la cubierta natural ha sido sustituida por estructuras inertes. Así se consideran espacios urbanos extensivos aquellos en los que queda parte de la vegetación natural, p. e. urbanizaciones en zonas arboladas o polígonos y zonas industriales de instalación incompleta (con eriales y parcelas intercaladas); los espacios urbanos intensivos implicarían una sustitución completa de las estructuras naturales p.e. bloques de pisos, casas unifamiliares y adosados.

Los *usos agrícolas* se han subdividido en intensivos (p.e. invernaderos o cultivos en regadío) y extensivos (p.e. cultivos herbáceos o leñosos en secano).

Los *usos ganaderos* intensivos serían todas aquellas en las que el ganado está estabulado o naves agropecuarias; mientras que el uso ganadero intensivo es cuando las reses pastan libremente y su alimentación mayoritaria es de origen natural.

Los *usos forestales* intensivos son plantaciones de especies de crecimiento rápido con cortas a hecho y eliminación de matorral; mientras que los usos forestales extensivos son aquellos en los que existen otras especies, los turnos de corta son largos o se realizan otro tipo de actividades (p. e. recogida de piñones, frutos silvestres, etc.). Para evaluar los usos *turísticos-recreativos* se ha subclasificado de la misma manera: usos intensivos donde se localizan infraestructuras de recreo o existe una afluencia masiva de visitantes, y usos extensivos, aquellos en los que la presencia humana es más difusa.

Matrices de amenazas

Se implementaron para estimar las repercusiones de una actividad sobre la distribución de las especies. Resulta fundamental elaborar una serie de matrices de amenaza que reflejen el efecto de los nuevos usos sobre la biota. *Las matrices de amenaza* confrontarán todos los usos actuales y potenciales con cada una de las clases de ocupación actual del territorio y de las especies de fauna. En el caso de la ocupación del territorio, para cada tipo se determina a qué otra evolucionaría si se cambia el uso o la ocupación. El efecto de cada uso sobre la fauna se valora según la siguiente tabla.

Tabla 38. Valor de amenaza para la fauna

Coefficiente	Descripción
1	Supervivencia asegurada
0,5	Supervivencia amenazada
0	Supervivencia inviable

Si en un punto aparece una especie, el valor para esa especie es 1. Si se cambia a un uso cuya matriz de amenaza tiene valor 0.5 para ese taxón porque pone en peligro su continuidad, el resultado es $1 \times 0.5 = 0.5$. Así, una especie se vería amenazada o desaparecería si se implantara un uso nocivo. El valor del coeficiente se aplica a las especies presentes, recalculando los índices anteriores considerando el efecto de las actividades estudiadas y las comunidades resultantes. Para la flora se repite también el cálculo de los índices con la formación vegetal consecuente del cambio o mantenimiento del uso/ocupación.

De esta forma, si los usos propuestos tienden a degradar el medio, queda reflejado en un menor valor de futuro, por lo que en la ordenación territorial se calificarán como inviables. Con este artificio podemos anticipar situaciones futuras, modelando o estimando de forma aproximada, los cambios ambientalmente negativos sobre el territorio.

4.3.8.3. Resultados

Valor del servicio ecosistémico de Conservación de la Biodiversidad

El mapa en el cual se cuantificó la conservación de la biodiversidad muestra una clasificación con cinco valores que van desde una valoración muy baja hasta una valoración muy alta. A continuación se describen los resultados obtenidos:

Valor del servicio ecosistémico de conservación de la vegetación

Las zonas más *valoradas* han sido los bosques maduros bien estructurados tanto de frondosas como de coníferas que sobre todo se encuentran en la zona central, aunque existen otros puntos de alto valor en masas aisladas de encina, rebollo y pino piñonero.

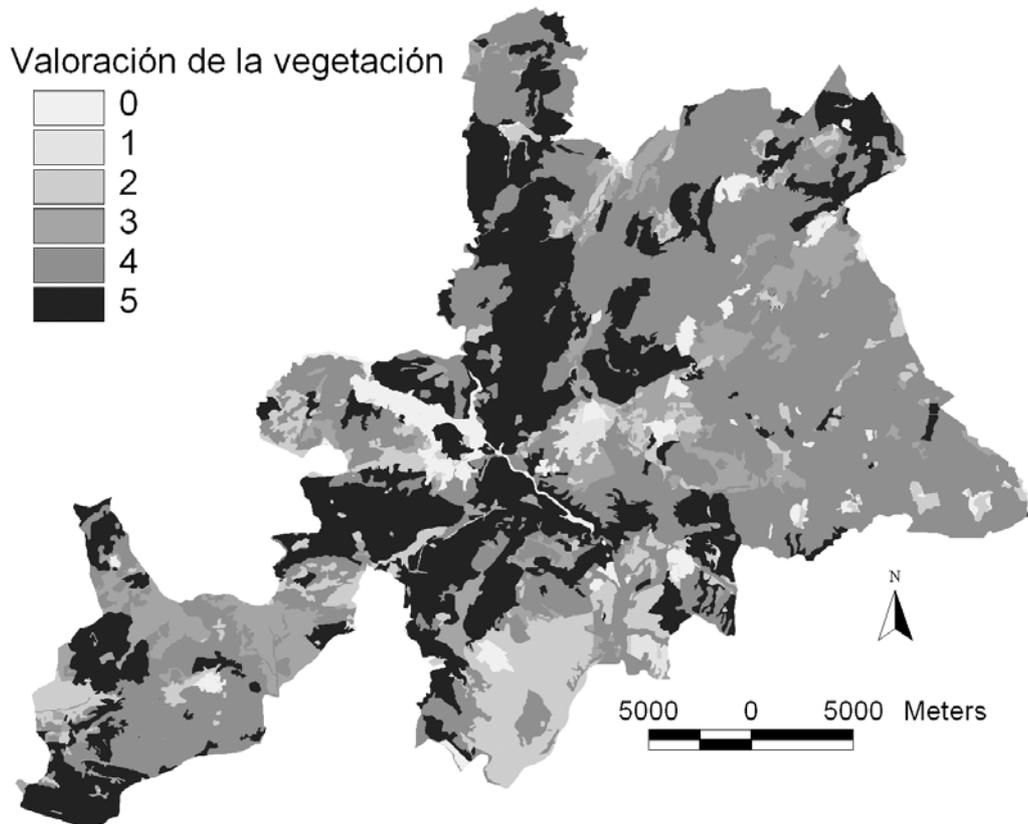


Fig. 25. Mapa sobre cuantificación del valor del servicio ecosistémico de conservación de la vegetación

Valor del servicio ecosistémico de conservación de la fauna

Las zonas de mayor valor se encuentran también en parte central de la ZEPA, sobre todo en la sur, donde existe águila imperial y varios murciélagos.

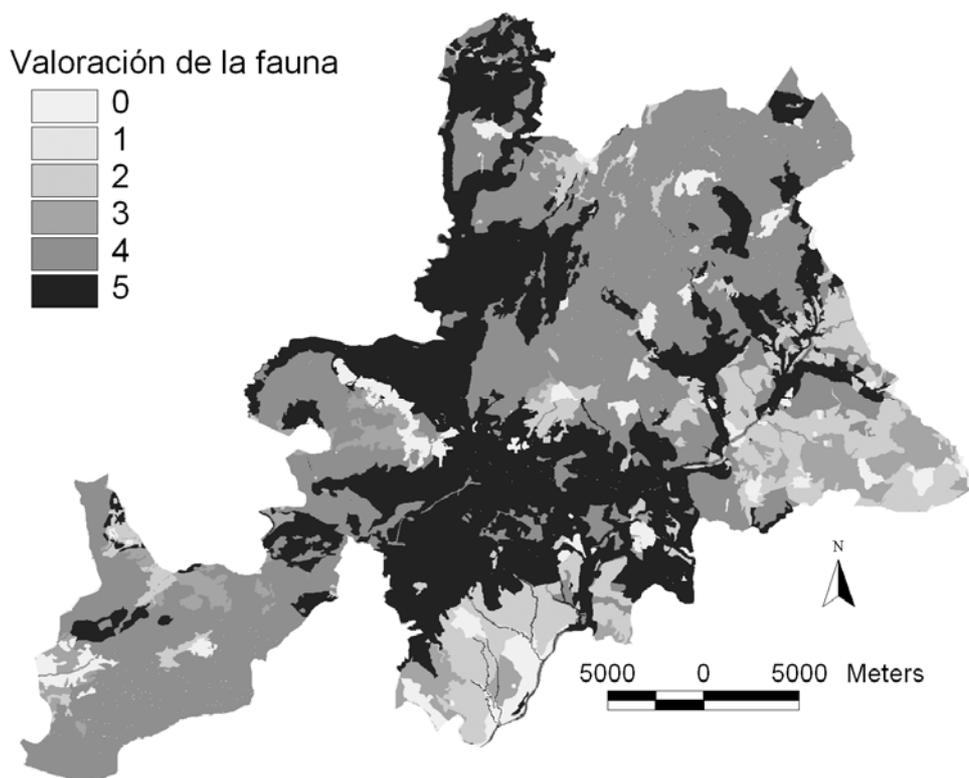


Fig. 26. Mapa del valor del servicio ecosistémico de conservación de la fauna

Valor del servicio ecosistémico de conservación de la biodiversidad

Áreas con valor de conservación de la biodiversidad (5): se localizan principalmente en la franja central de la ZEPA, definiéndose dos ejes principales. Uno norte sur se extiende por los pinares maduros desde Valdemaqueda hasta el embalse de Picadas. El otro este-oeste aparece sobre los pinares y encinares desde el Arroyo Tórtolas hasta la parte baja del río Perales. También se localizan zonas aisladas de arbolado de frondosas sobre todo. La fauna es muy rica, con especies como águila imperial ibérica, lince ibérico y varias especies de murciélagos entre otras.

Áreas con valor de conservación de la biodiversidad (4): ocupa una gran extensión, extendiéndose por las dehesas y encinares del oeste, los terrenos de pastos con arbolado entrecalado del nordeste, o el resto de pinares y zonas de mosaico con arbolado diverso. En cuanto a la fauna, no aparecen varias de las especies anteriores, pero la riqueza sigue siendo alta.

Áreas con valor de conservación de la biodiversidad (3): aparece en zonas de mosaico de menor variedad vegetal y en pastos de menor valor o terrenos de matorral. Las especies más

importantes de fauna están ausentes aunque siguen siendo medios adecuados para taxones como el búho real, la culebra de herradura o el murciélago orejudo meridional.

Áreas con valor de conservación de la biodiversidad (2): se corresponden principalmente con zonas de cultivo, siendo la más importante la de Villa del Prado.

Áreas con valor de conservación de la biodiversidad (1): aparece en alguna zona de cultivos de Navas del Rey y Aldea del Fresno, con escasa fauna.

Áreas Urbanas: se extiende por los suelos calificados como urbanos o residenciales – industriales, servicios, equipamientos, etcétera–.

La figura 36 presentada a continuación define los valores de la cuantificación final de la conservación de la biodiversidad para la zona de estudio.

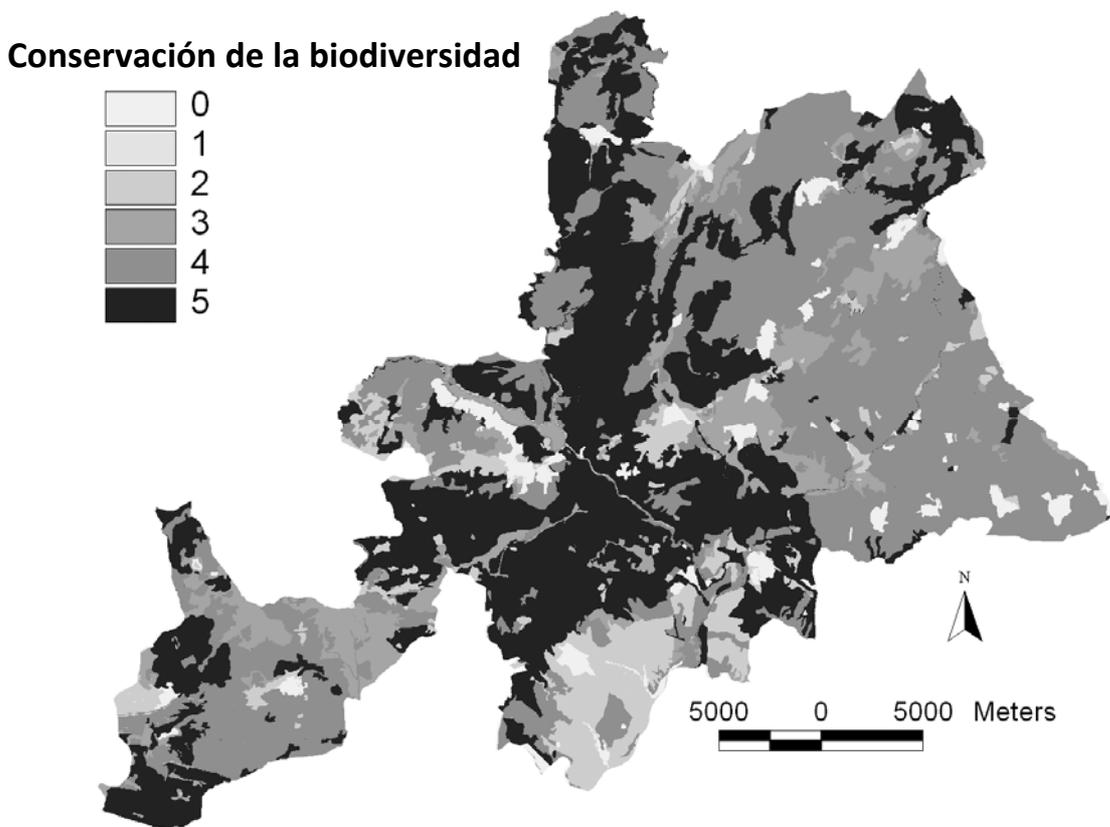


Fig. 27. Mapa del valor del servicio ecosistémico de conservación de la biodiversidad

Valoración del servicio ecosistémico de la Belleza Escénica

Mapa de tipos de ocupación del suelo en función de los criterios estéticos y ecológicos

Fue elaborado a partir de una reclasificación teniendo en cuenta criterios estéticos y ecológicos. Algunos usos de ocupación del suelo relacionados con zonas urbanas, actividades industriales y otras como los embalses se valoraron solamente con criterios estéticos ya que los valores ecológicos no eran aplicables. Los resultados mostraron que la zona tiene un valor sintético de calidad alto (51%) del territorio total. Éste valor se distribuye a lo largo de la ZEPA con áreas mayores en la zona norte-sur y en menor escala en el oeste. El resultado se debe a que la mayoría de estas zonas presenta valores estéticos y ecológicos ponderados con valores altos. La ocupación de suelo está dominada por pinares, frondosas perennifolias y roquedos en

alguno de los casos. Los valores muy altos corresponden a cuerpos de agua valorados desde el punto de vista estético y a frondosas caducifolias. Los valores muy bajos pertenecen a zonas urbanizadas y otras áreas afectadas por actividades humanas.

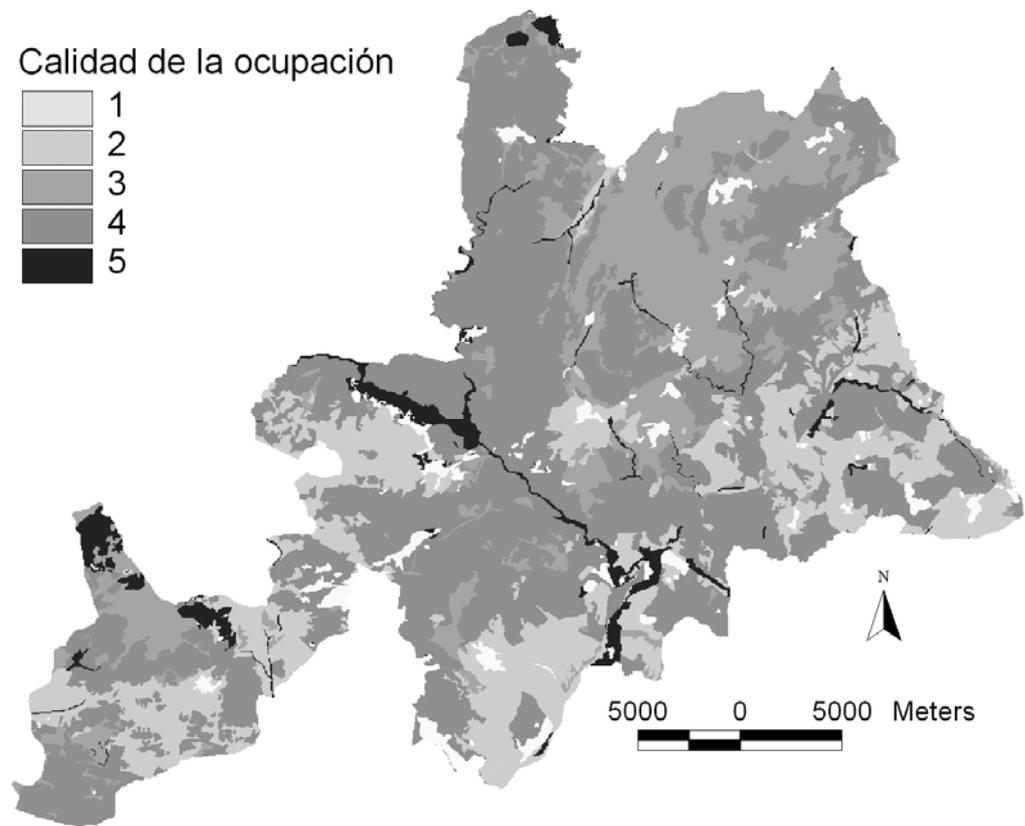


Fig. 28. Mapa de la calidad de la ocupación en función de criterios estéticos y ecológicos

Mapa de fragmentación visual del paisaje

Los resultados muestran que más de un 80% de la zona está compuesta por valores medios y bajos de fragmentación, lo que demuestra la homogeneidad paisajística al haberse trabajado con las tipologías de ocupaciones del nivel más general.

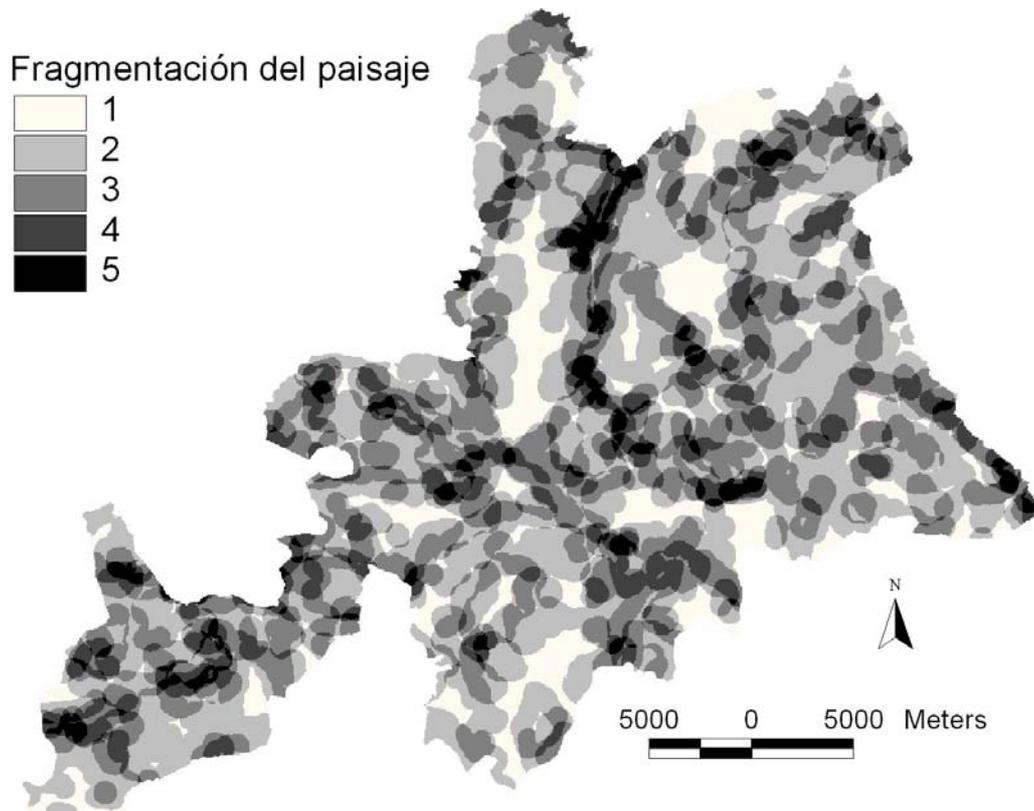


Fig. 29. Mapa de fragmentación del paisaje

Mapa de calidad de ocupación del suelo y fragmentación

El resultado se obtuvo de la tabulación cruzada de los mapas de calidad de ocupación de suelo y fragmentación. Los valores más altos son valores medios con un 35,8 % (mantiene la tendencia del valor sintético de calidad y una fragmentación media, con una concentración de áreas en el cordón norte-sur). Un 28% corresponde a valores altos con una fragmentación entre baja-media. En tercer lugar se encuentra una calidad baja con un 21% concentrado en la zona noreste de la ZEPA. Los valores muy altos se encuentran en los usos como los embalses y frondosas caducifolias, con un 3% del territorio total. A continuación se muestra el mapa de calidad de ocupación del suelo y fragmentación con cinco valores, desde muy bajo hasta muy alto (fig. 39).

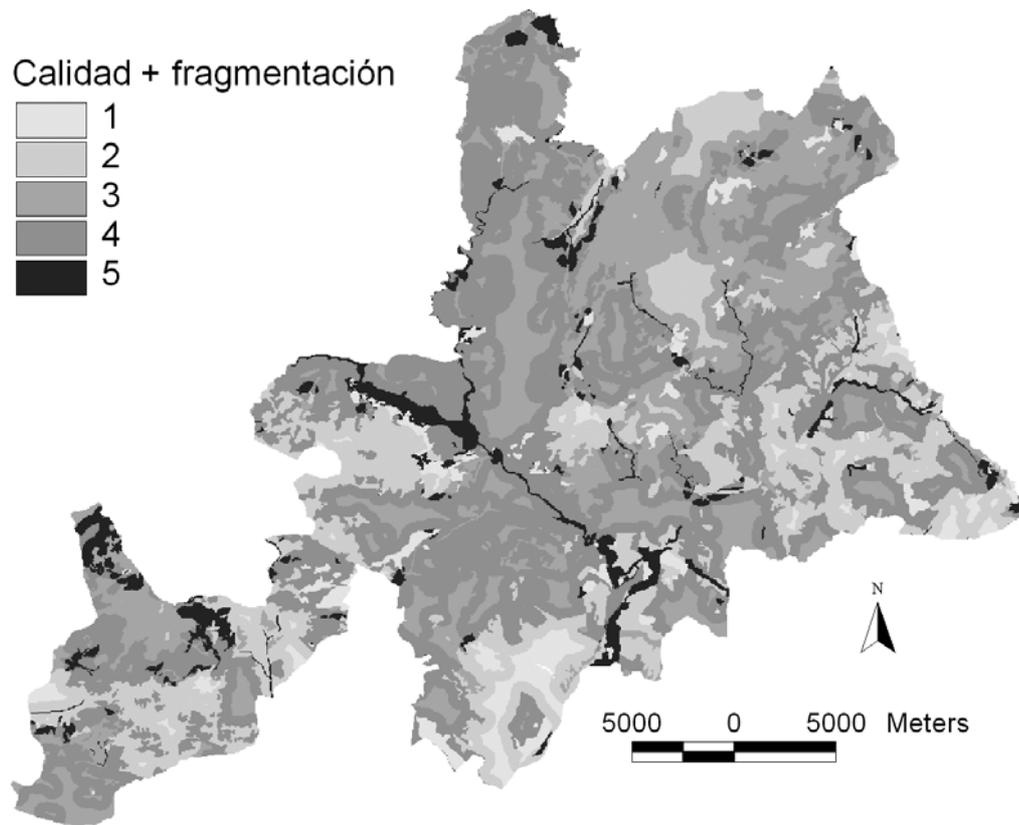


Fig. 30. Mapa de ocupación del suelo y fragmentación

Mapa de calidad de unidades de relieve

Este mapa se realizó mediante una reclasificación de un mapa de dominios fisiográficos. Las zonas más atractivas visualmente fueron las que obtuvieron un valor de 5 y corresponden a los domos y lanchares; hoces y cañones, y taludes y escarpes, sin embargo éste valor apenas representan un 5% de la superficie total de la ZEPA. Los valores de calidad de unidades de relieve altos y muy altos estaban representados por uso de suelo como pinares, frondosas perennifolias y embalses. Los valores con mayor área correspondieron a los valores bajos, entre estos: rampas escalonadas, rellanos, cárcavas, collados entre otros, zonas con características en la que predominan las pendientes suaves y altitudes bajas.

Mapa de la calidad intrínseca del paisaje

El inventario del mapa resultante muestra cómo buena parte de los paisajes del espacio protegido se caracterizan por una *calidad alta* (29,4 % del territorio) o una *calidad media* (27,8 %). En cambio la menor calidad del paisaje se reflejó en los valores extremos, *calidad muy baja* (12,2 %) y *calidad muy alta* (9,6 %). Los resultados mostraron que desde el punto de vista de la belleza escénica la ZEPA cuenta con valores de calidad media y alta (57,2%). Esto nos indica que la calidad intrínseca de la belleza escénica es uno de los principales servicios ecosistémicos a comercializar y conservar en la zona (ver fig. 40). Ésta cuantificación da la pauta para que en la zona se implemente un sistema de PSE relacionado con la belleza escénica.

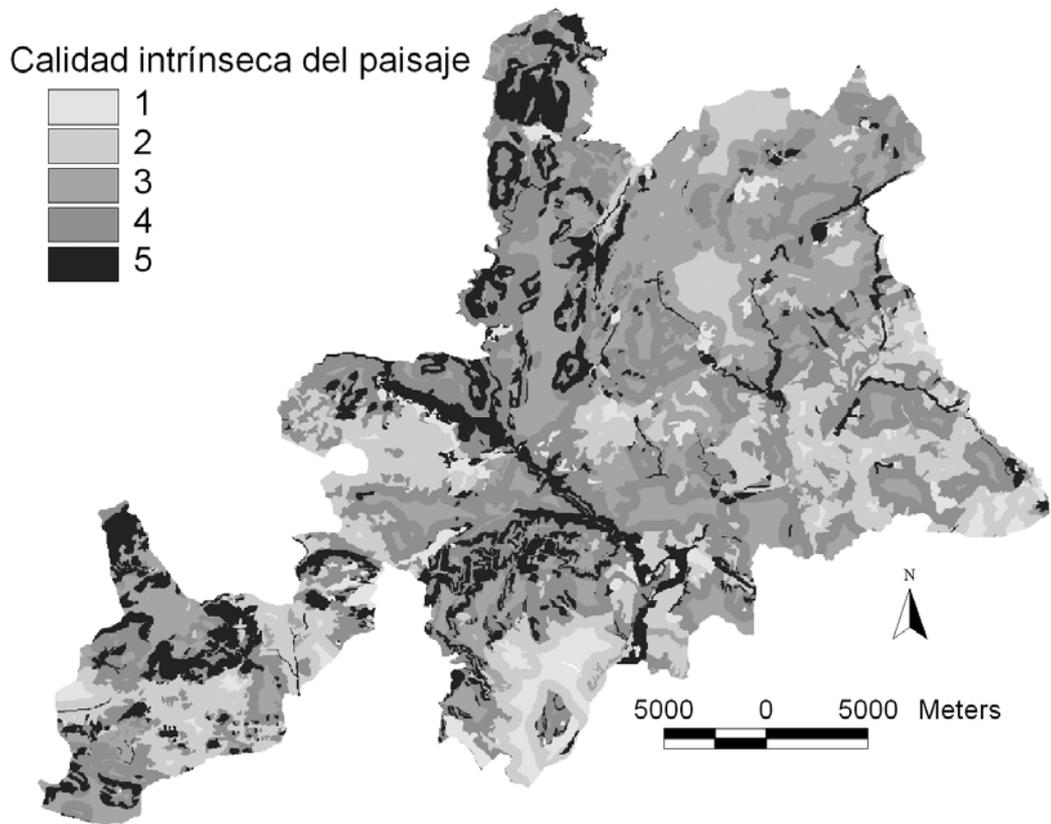


Fig. 31. Mapa de la calidad visual intrínseca del paisaje

Mapa de calidad del paisaje

Se elaboró a partir del mapa de calidad visual intrínseca del paisaje más, los elementos que añadían o restaban calidad al paisaje en función del cálculo de sus cuencas visuales.

Los resultados mostraron que las mayores diferencias se dan en los valores más altos, disminuyendo en un 8% las zonas de valor 4 y aumentando en la misma cuantía las de valor 5.

En la figura mostrada a continuación se puede apreciar el aumento o disminución de superficie según los elementos que suman o restan calidad visual al paisaje.

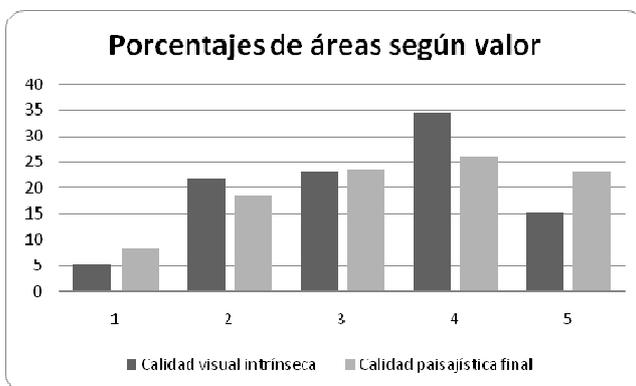


Fig. 32. Comparación de la calidad del paisaje según elementos que suman o restan calidad

La distribución espacial de las categorías de calidad del paisaje se puede observar en la fig. 42. La extensión de las categorías 3, 4 y 5 es muy similar, algo inferior es la de la 2, y sólo un 8 % la de nivel 1. Las áreas de más valor se dan en pinares y frondosas, muchas de estas especies cercanas a los embalses.

La calidad del paisaje muy baja se representó en áreas con uso del suelo como cultivos, pastizales y zonas urbanas o con intervención humana. Es común que estas áreas muestren valores ecológicos muy bajos.

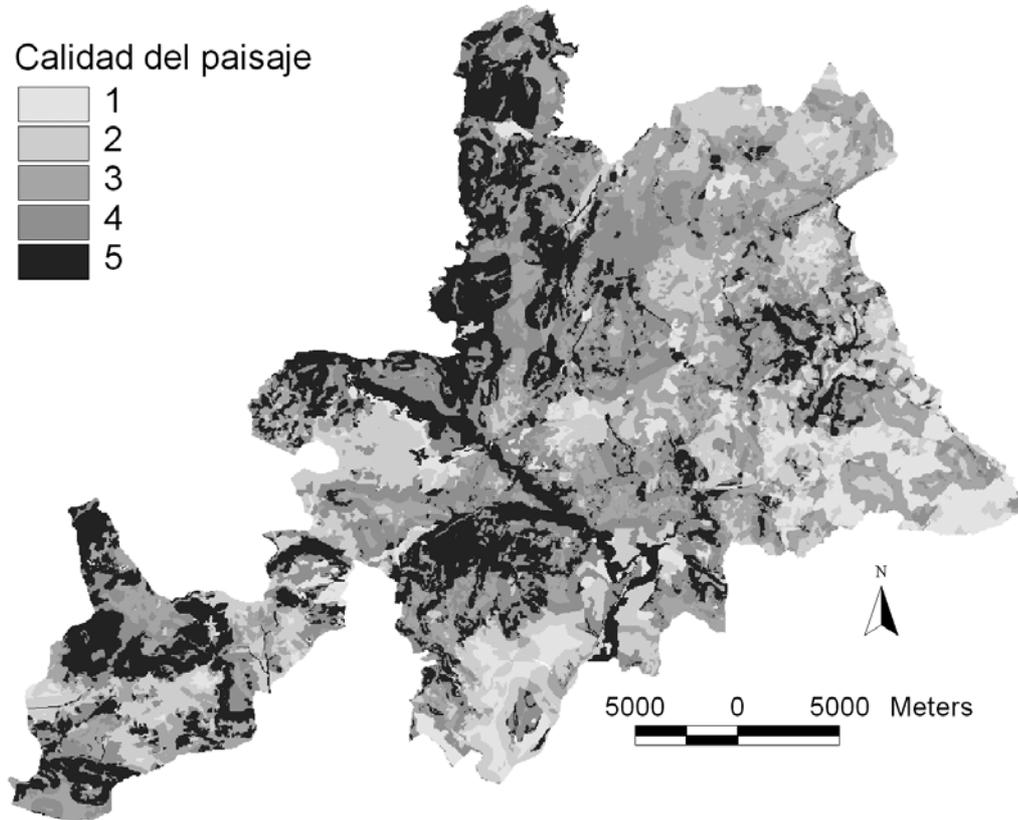


Fig. 33. Mapa de calidad final del paisaje

Resultados del valor ambiental del territorio

Al cruzar el valor de conservación de biodiversidad y el de la belleza escénica, se puede observar cómo prácticamente toda la parte central tiene valor máximo, y el valor 4 rellena las zonas este y oeste. Los valores 3 aparecen principalmente en pastizales y matorrales en un eje suroeste-noreste, mientras que los 2 son grandes zonas de cultivos y los 1 las zonas urbanas. Los datos según superficie quedan reflejados en la siguiente tabla:

Tabla 39. Porcentaje de la superficie según valor ambiental

Valor	Porcentaje
1	2,5
2	7,6
3	9,0
4	35,7
5	45,3

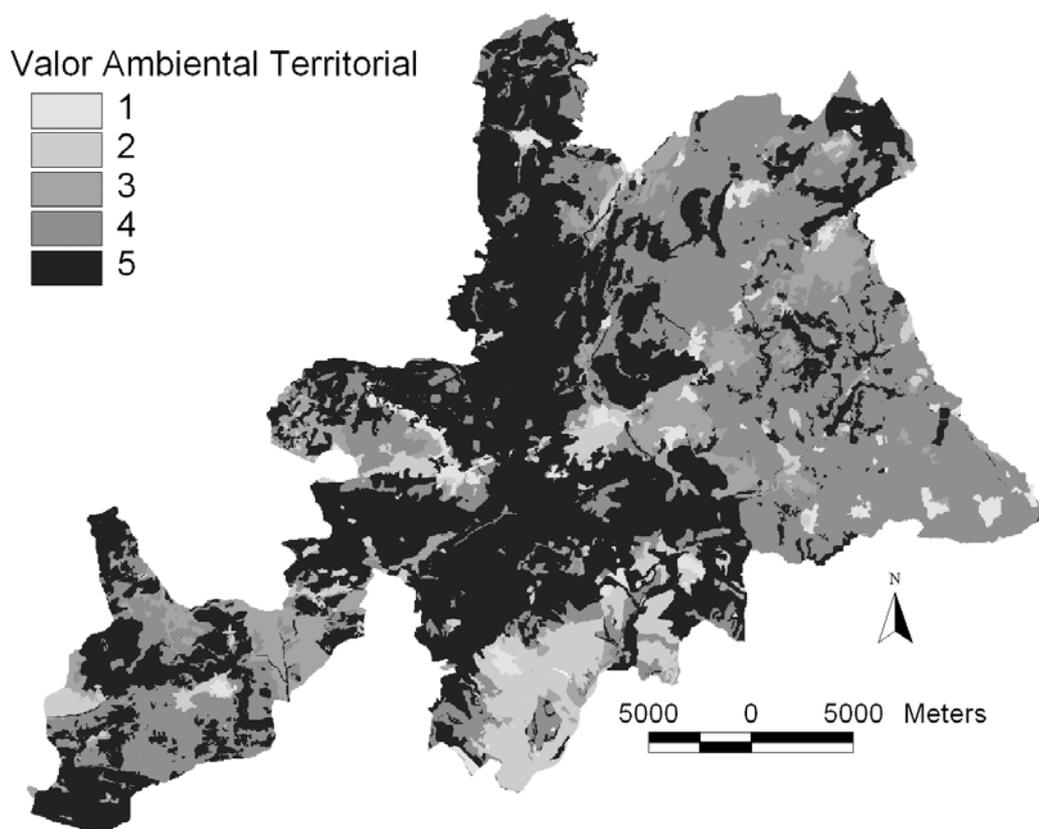


Fig. 34. Mapa de valor ambiental territorial

Resultados de la simulación hipotética de cambios en los usos del suelo y su influencia en el servicio ecosistémico de conservación de la biodiversidad

Dado los grandes valores que atesora este espacio protegido, los márgenes de cambio de uso son pequeños. Si se impone la no pérdida de valor de conservación de la biodiversidad (además de los condicionantes legales específicos), los usos más agresivos como el urbano o el agrícola intensivo tienen poco margen. Sin embargo los más protectores como los forestales extensivos y los ganaderos extensivos son compatibles en casi todo el territorio.

En cuanto al uso turístico, los usos más intensivos (área de recreo, camping..), se pueden localizar en zonas, generalmente arboladas, en las que no se producen molestias a las especies más susceptibles de padecer estos problemas. Se pueden dar en las zonas orientales de encina y otras masas arbóreas adecuadas, alrededores de los embalses y algunos ríos. Los extensivos, son en general compatibles con la conservación de los recursos naturales, siendo necesarias si acaso, restricciones en las zonas de nidificación de águila imperial, cigüeña negra.

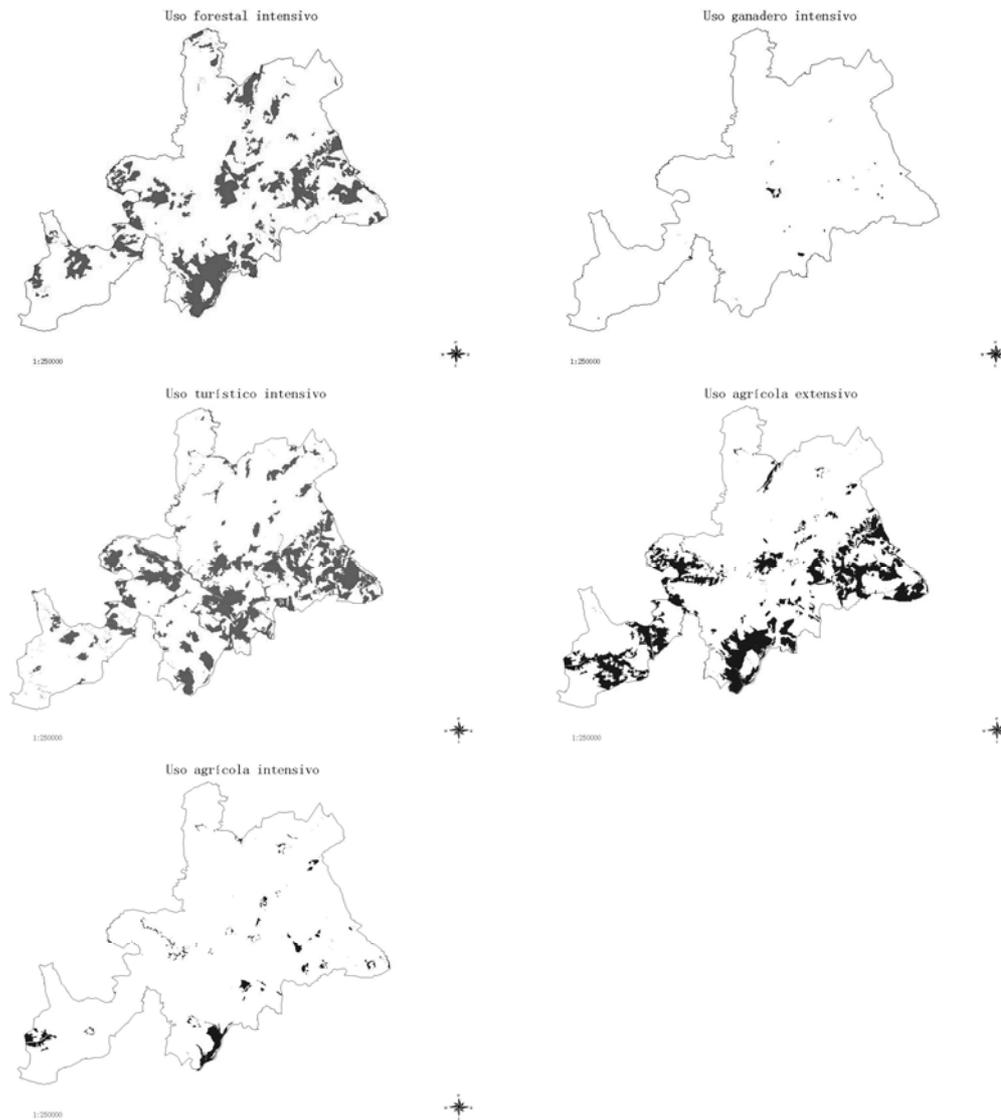


Fig. 35. Usos compatibles con la conservación del valor ambiental

4.3.8.4. Lecciones aprendidas

- Queda demostrado que los estudios realizados sobre la calidad visual del paisaje, más, los estudios de la flora y la fauna son fundamentales para la realización de una adecuada cuantificación de los servicios ecosistémicos.
- La metodología propuesta permite integrar la fauna y la vegetación, yendo más allá del mero inventario, permitiendo la valoración biofísica del territorio y a su vez facilitar la asignación de usos compatibles con la conservación.
- La creación de cartografía de flora, fauna y paisaje es clave para obtener resultados fiables. Para ello es necesario realizar un esfuerzo inicial en la recopilación de la información y por consiguiente su adecuado manejo.
- Se necesita una comprensión más profunda de las consecuencias de la actividad humana y los cambios de usos sobre el medio ambiente. Hacen falta investigaciones que permitan conocer de forma más puntual las consecuencias reales ocasionadas por diferentes usos del suelo y como esto afecta la calidad de los servicios ecosistémicos.

- Una buena definición de los usos a estudiar permite perfilar las matrices de amenazas, útiles para simular situaciones futuras relacionadas con la “conservación de los servicios ecosistémicos según su uso”.
- La carencia de información disponible ha sido una de los principales problemas encontrados al momento de aplicar el proceso metodológico.
- Las valoraciones obtenidas de los servicios ecosistémicos representan solamente una estimación de la cuantificación de servicios ecosistémicos existentes en la zona. Es importante recordar que existen muchas metodologías, y cada una de ellas es adaptada de acuerdo a la realidad de cada sitio.

4.3.9. Conclusiones

- Para afrontar la expansión urbanística de los municipios de la zona se propone una propuesta que combine los sistemas de incentivos y pagos por servicios ecosistémicos con unas cuotas límite de terrenos a urbanizar. La puesta en marcha de la propuesta llevara su tiempo y para ello es necesario que los involucrados den el visto bueno al planteamiento y desarrollo, algo que no se presenta fácil si se tiene en cuenta el conflicto de interés que generan las actividades urbanísticas. Por ejemplo, se tendría la oposición de quienes han invertido dinero en terrenos para especular y verían decrecer sus potenciales ganancias al ofrecer a los compradores y constructores un mercado más amplio en el que competir; pero precisamente este es uno de los fenómenos que se pretende combatir en aras de una mejor transparencia y mejor gestión municipal.
- La financiación municipal en función de la calidad ambiental que ofrezcan los territorios puede ser una alternativa que a fecha de hoy, y acompañada con fuertes medidas de control, que vigilen encarecidamente los procesos de recalificación del suelo pueda suponer una alternativa al actual sistema de financiación por recalificaciones. Modificar el actual sistema de financiación municipal cuando los PGOUs se siguen tramitando facilitando el enriquecimiento atroz de sus gestores y propietarios (muchas veces con estrechos vínculos), requiere actuar con cuidado y establecer un modelo piloto para evaluar los resultados. La ZEPA 56 puede ser dicho caso de estudio piloto.
- Si este mecanismo resultara viable, eficiente y sostenible, la construcción de una autovía no supondría el impacto acumulado potencial que ahora implica, perdiendo magnitud el actual conflicto. Sin embargo, mientras tanto, el impacto acumulado de los tramos de la carretera M-501 no podrá verse resuelto y seguirá siendo origen de conflictos. Una sugerencia básica al respecto es paralizar su construcción como ya están siendo parados los distintos planes urbanísticos³⁸ hasta no tener una solución estable a largo plazo.
- Por otra parte, un principio básico de prudencia recomienda no comenzar ningún desarrollo de planes de ordenación y urbanismo inferiores hasta que no esté desarrollado y aprobado el de orden superior, no hacer nada que pueda ser irreversible. Por este principio el PORN de la ZEPA debería ser aprobado ante de comenzar cualquier otra actuación o aprobar planes urbanísticos y el impacto ambiental acumulado, con especial consideración al incremento del urbanismo en la zona debería ser considerado tal y como exige la Unión Europea previo a cualquier estudio de impacto ambiental de carácter local.
- La desvinculación tradicional de los habitantes a la zona de estudio³⁹ dificulta más cualquier proceso de desarrollo local. En este sentido, la adopción de medidas educativas,

³⁸ La Comunidad de Madrid ha suspendido por ahora la aprobación de los PGOU de la ZEPA hasta las elecciones de mayo de 2007. Diario El Confidencial.com (5 de febrero de 2007).

³⁹ Hay poca sensación de “orgullo del entorno”, casi al contrario, “tanta ZEPA y tanta protección no nos deja desarrollarnos”. Este es un discurso repetido desde los cargos municipales que ha calado profundamente en la población. El hecho de la aparición del lince fue casi un cataclismo en lugar de utilizarlo como símbolo de la calidad

culturales y económicas que valoricen el propio territorio puede suponer el comienzo de un proceso de desarrollo local más participado, integrado y sostenible. Una buena medida sería comenzar por crear un centro de interpretación de la ZEPA, una puesta en valor de sus recursos naturales⁴⁰, o un apoyo decidido a sus grupos LEADER o PRODER.

- Consideramos que la propuesta metodológica es una herramienta objetiva y útil para la cuantificación de los servicios ecosistémicos estudiados a escala regional. Conocer su estado actual proporciona información de primera mano para los gestores y planificadores interesados en conservar dichos servicios ecosistémicos, además de la posibilidad de implementar un sistema de PSE.
- La adecuada cuantificación de estos servicios ecosistémicos supone una contribución a los actuales sistemas de PSE ya que uno de los principales inconvenientes encontrados durante la puesta en marcha de estos sistemas se relaciona con una inadecuada cuantificación del servicio ecosistémico que se pretende ofertar.
- Al momento de valorar las variables de flora y fauna se tuvo como principal problema la escasa información disponible, aspecto que dificultó la determinación del grado de conservación de las especies. Asimismo, existió una carencia de información cartográfica relacionada con la distribución de las especies.
- Valorar el paisaje mediante un método combinado en el que se consideraron criterios estéticos y ecológicos permitió la realización de una valoración más acorde a la realidad. La mayoría de los métodos de valoración del paisaje son métodos basados en una valoración subjetiva.
- El mapa final de valoración de la calidad visual del paisaje se vio influenciado por la inclusión de las cuencas visuales de los elementos que sumaban o restaban calidad visual. Este aspecto nos demuestra la importancia del contacto visual en la metodología y a su vez nos permite conocer cuáles son los puntos en el terreno que tienen una mayor o menor visibilidad.
- Una valoración ambiental del territorio alta define que la zona estudiada presenta altos valores ecológicos, ambientales y estéticos que merecen ser gestionados de manera adecuada. El resultado es un indicador de la calidad de conservación de la zona, esto nos ayuda al planteamiento de políticas de gestión adecuadas y acordes con el grado de conservación de las zonas con altos valores de biodiversidad y belleza escénica.
- La delimitación de unidades homogéneas a través de la valoración territorial ofrece múltiples ventajas. Si este proceso se realiza previamente a la declaración de un espacio protegido, se facilita la definición de sus límites y se asegura que se protegen los ecosistemas y servicios ecosistémicos más importantes.
- La simulación de un cambio de uso analizada a través del valor de conservación de la biodiversidad según usos, es un indicador que nos muestra la forma en la que el servicio ecosistémico puede aumentar o disminuir en función de las actuaciones realizadas, una medida fundamental al momento de realizar un seguimiento y evaluación del estado actual de conservación del servicio ecosistémico.

ambiental del entorno (Concha Velasco, comunicación personal a partir de los resultados y opiniones vertidos en el desarrollo de la Agenda 21 Local en la Comarca Sierra Oeste incluida en la ZEPA).

⁴⁰ Véase por ejemplo la ordenación de recursos turísticos del Pantano de San Juan. Trabajo realizado por la Universidad Rey Juan Carlos para el Grupo de Acción Local Sierra Oeste.

4.4. PROPUESTA DE UN SISTEMA DE PSE A ESCALA AUTONÓMICA APLICADO A LA COMUNIDAD DE MADRID

4.4.1. ¿Es necesario un modelo de PSE para la Comunidad de Madrid?

La Comunidad de Madrid (CAM) tiene una superficie de 8.021,80 km², Su población estimada es de 6.489.680 habitantes (INE, 2011)⁴¹, la cual se concentra en el área metropolitana. Tiene la segunda economía española tras Cataluña, y su PIB representa el 17,6 % del PIB de España⁴² gozando en 2009 de la segunda mayor renta por habitante de España (30.029 €) por detrás del País Vasco (30.703 €) y seguida por la comunidad de Navarra (29.598 €)⁴³. La CAM presenta dos climas diferenciados, consecuencia de su ubicación entre el Sistema Central y el valle el Tajo y su relieve está definido por tres grandes unidades: la sierra y la llanura del río Tajo, separadas entre sí por el piedemonte. Tiene un 62% de sus tierras entre 600 y 1.000 metros de altura, y un 18 % entre 1.000 y 2.000 m. Las tierras de cultivo ascienden a 234.000 ha, de las que un 35% se dedica a cultivos herbáceos y un 17% a cultivos leñosos. En la CAM hay unas 8.700 explotaciones agrarias, de las cuales un 26% son ganaderas de herbívoros (un 11% de vacuno de carne y un 13% de ovino y caprino), otro 18% son de olivar y el 17% de viñedo.

La tabla 43 muestra el valor económico total de los ecosistemas forestales de la CAM de acuerdo con el proyecto VANE⁴⁴. Este proyecto VANE realizado por Grupo TRASGA y aplicado a la CAM estudió la relación entre Usos del Suelo y la valoración de Servicios Ecosistémicos, intentando clarificar si los distintos tipos de uso del suelo tienen un valor similar en los servicios ecosistémicos que ofrecen. Los servicios ecosistémicos que fueron valorados son la biodiversidad, control de la erosión, la fijación de dióxido de carbono y el uso recreativo.

El proyecto VANE incorporó valores de mercado (producción de madera, piñones, ganadería...) a los que le sumó diversos externalidades procedentes de cuatro servicios ecosistémicos. El método de valoración empleado en VANE para cada uno de estos servicios ecosistémicos de forma resumida fue el siguiente:

⁴¹ Contabilidad Regional de España., INE.

⁴² Situándose en segundo lugar tras el 18,7 % de Cataluña, según el INE.

⁴³ Eurostat. Contabilidad Nacional. 2009. Primera estimación.

⁴⁴ En este apartado se utilizan los datos sintéticos del proyecto VANE aun no publicados (Valoración de Servicios Ambientales realizado por la empresa TRAGSA para el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). Parte de este capítulo se hizo trabajando estrechamente en colaboración con dicha empresa a lo largo de la realización de esta tesis doctoral a través de un artículo 83.

Tabla 40. Valor Económico Total de los Ecosistemas Forestales de la Comunidad de Madrid

Elemento	Superficie(ha)	Valor anual(€/año)	Val. anual medio del recinto(€/ha/año)	Valor (€) (2% desc.)
Total Captura de carbono en suelo agrícola	802.278	177.678,90	0,22	8.883.945,00
Total Captura de carbono por el arbolado forestal	802.278	13.055.043,84	16,27	652.752.192,00
Total Captura de carbono por el matorral	802.278	10.830.343,68	13,5	541.517.184,00
Total Caza mayor	802.278	268.661,26	0,33	13.433.063,00
Total Caza menor	802.278	1.467.846,24	1,83	73.392.312,00
Total Conservación de la diversidad biológica	802.278	9.126.436,48	11,38	456.321.824,00
Total Control de la erosión	802.278	6.650.785,92	8,29	332.539.296,00
Total Pesca en aguas continentales	802.278	448.926,68	0,56	22.446.334,00
Total Producción Agraria	802.278	60.585.953,28	75,52	3.029.297.664,00
Total Producción de Hongos	802.278	3.209.633,92	4	160.481.696,00
Total Producción de Leña	802.278	228.962,30	0,29	11.448.115,00
Total Producción de Madera	802.278	2.708.876,80	3,38	135.443.840,00
Total Producción de Piñones	802.278	82.297,95	0,1	4.114.897,50
Total Producción Ganadera Forestal	802.278	2.453.609,76	3,06	122.680.488,00
Total Provisión de Agua para uso agrícola	802.278	101.765.253,12	126,85	5.088.262.656,00
Total Provisión de Agua para uso doméstico	802.278	378.226.565,12	471,44	18.911.328.256,00
Total Provisión de Agua para uso energético	802.278	4.591.804,48	5,72	229.590.224,00
Total Provisión de Agua para uso industrial	802.278	16.222.894,08	20,22	811.144.704,00
Total Servicio recreativo en el interior	802.278	20.204.814,08	25,18	1.010.240.704,00
Total Tratamiento de vertidos en aguas continentales	802.278	7.773.072,64	9,69	388.653.632,00

Datos del proyecto VANE. Para obtener estos valores el primer paso fue valorar los distintos polígonos de la cartografía de usos del suelo a partir de los *raster* de valoración. El cruce es sencillo, estableciendo el sumatorio del valor de todos los píxeles que estén dentro de un polígono vectorial. A continuación se dividió entre el área obteniéndose el valor medio por hectárea para cada polígono. Finalmente se obtuvo la misma capa vectorial de usos del suelo en cuya tabla de atributos se añadieron dos columnas nuevas. Una era el valor anual total del recinto (€/año) y otra el valor medio anual (€/año/ha).

Biodiversidad: se evaluó en base al esfuerzo económico soportado por la sociedad española para mantener en un buen estado sus especies animales y vegetales, es decir, los costes reales en conservación. El reparto de valor se realizó a cada celda del mapa en función del número de especies y de su grado de amenaza, establecido por el Inventario Nacional de Biodiversidad (INB) usando una cartografía particular para este servicio.

Control de la erosión: o servicio de retención de suelo, se ha valorado por el método de los costes evitados. En concreto, se ha evaluado el coste que supondría la desaparición de la vegetación del terreno, y por lo tanto el consecuente aumento de la erosión. Para ello se han considerado los efectos *ex situ* de esta pérdida en los vasos de los embalses receptores de sedimentos, en los cuales se evita incurrir en costes de limpieza, dragado, etc.

Captura de carbono: en este trabajo se tuvo en consideración la fijación de carbono en la masa forestal, en matorral y en suelo agrícola. En su valoración se consideró la totalidad del incremento anual de biomasa que fija carbono de manera estable, evitando los incrementos susceptibles a talas a corto y medio plazo. En la parte agrícola sólo se consideraron los olivos, todos ellos por igual por las escasas fuentes de información existentes. Es a partir de estos olivares sobre los que se ha desarrollado el aporte de un posible sistema de PSE a la Comunidad de Madrid

Servicio recreativo: en este trabajo se consideró únicamente el servicio recreativo proporcionado por el medio natural del interior esta valorado mediante una transferencia de resultados a partir de la disposición a pagar por los visitantes (DAP). Se aplicaron dos modelos de valoración, uno específico para espacios naturales protegidos, y otro genérico aplicable al resto de unidades del paisaje. La tabla 44 muestra los valores económicos de algunos bienes y servicios ambientales que arroja VANE para toda España.

Tabla 41. Valor económico de los ecosistemas forestales españoles

Elemento	Superficie (ha)	Valor anual España (€/año)	Val. anual medio(España) (€/ha/año)	Valor en la CAM (€/ha/año)
Producción de Madera	24.136.439	432.201.564,16	17,91	3,38
Producción de Leña	24.136.439	15.800.648,96	0,65	0,29
Servicio recreativo	24.136.439	128.232.058,88	5,31	25,18
Captura de carbono por el arbolado forestal	24.136.439	1.884.361.687,04	78,07	16,27
Captura de carbono por el matorral	24.136.439	671.583.027,20	27,82	13,5
Captura de carbono en suelo agrícola	24.136.439	-	-	0,22
Conservación de la diversidad biológica	24.136.439	561.957.191,68	23,28	11,38
Control de la erosión	24.136.439	371.814.318,08	15,4	8,29

Fuente: Proyecto VANE.

Si comparamos los valores hallados en la CAM con (tabla 44) se observa que la producción de madera y leña de la CAM es menos que la media nacional. Lo mismo sucede con la captura de carbono forestal siempre más baja que el español. También el valor económico de la biodiversidad es menor. En relación al servicio de fijación de carbono, dado que el precio se fija a nivel internacional y que la producción de madera es menor que por ejemplo en la cornisa cantábrica, es razonable que así suceda. También en relación a la biodiversidad, es

razonable pensar que los espacios naturales de la CAM son menores en tamaño absoluto y albergan menos biodiversidad, que a su vez es medida por criterios comunes en todo el territorio nacional. Sin embargo, donde aparece una diferencia significativa a favor de la CAM es en el valor recreativo del territorio. Esto es así porque el valor del recreo se mide en relación no exclusivamente al tamaño y valor intrínseco del lugar sino de la demanda, la cual como se ha visto, en Madrid está formada por un gran número de personas concentradas en una gran metrópoli, y con una de las rentas per cápita más altas de España. Un dato en consonancia con este último es el alto valor que tiene la provisión de agua para uso agrícola, y sobre todo doméstico en la CAM ((126 €/ha y 471 €/ha respectivamente). En este sentido es importante mencionar de nuevo el peso de la gran demanda de agua de la CAM. El principal valor de nuestros ecosistemas, al menos de los forestales, es el de garantizar el agua de riego y sobre todo de consumo humano para los más de seis millones de habitantes de Madrid.

Procedente de la Ley 16/1995 Forestal y de Protección de la Naturaleza de la Comunidad de Madrid, el Plan Forestal de la Comunidad de Madrid 2000-2019 es la herramienta de inversión pública para cuidar estos ecosistemas forestales. Contiene las directrices, programas, actuaciones, inversiones y fases de ejecución de la política forestal y de conservación de la naturaleza, y establece los mecanismos de seguimiento y evaluación necesarios para su cumplimiento. Tiene una vigencia de 20 años, y representa una inversión global de 1.153.505.074 €, lo cual implica un presupuesto de gasto media anual de 57.675.253 €/año.

De acuerdo con el Tercer Inventario Forestal Nacional, la CAM tiene 421.327 ha forestales, de las cuales 258.105 son de arbolado y 163.221 desarboladas. Esto supone una inversión media de la cantidad 136,9 €/ha forestal en la CAM.

Si se compara este valor con el propuesto en el epígrafe 3.8.1. ¿Cuánto valen los bosques españoles? Dado por la Sociedad Española de Ciencias Forestales (2009), la inversión forestal pública en España era de 40,8 €/ha, o incluso comparándola con la recomendada por el Plan Forestal Nacional, aprobado en 2002, que recomendaba 52,3 €/ha, nos encontramos en que la inversión en el cuidado de los servicios ecosistémicos forestales en Madrid está ampliamente cubierta. Desde esta perspectiva puede no tener sentido económico plantear un sistema de PSE como herramienta adicional para la conservación de la naturaleza y la biodiversidad en los ecosistemas forestales de la CAM.

Sin embargo, hay dos factores que resaltar, el primero es el enorme valor del agua para los madrileños según se deduce de la tabla43 obtenida a partir de los valores de VANE. El segundo es que toda la inversión considerada para los servicios ecosistémicos está exclusivamente centrada en el ámbito forestal, no en el agrícola. Por este motivo, y volviendo a hacer uso de los valores obtenidos en el proyecto VANE parece oportuno profundizar en una mayor desagregación del valor de los servicios ecosistémicos de la CAM.

4.4.2. El valor de los servicios ecosistémicos no forestales en la CAM

La valoración específica de los servicios ecosistémicos para la CAM se hizo a partir de la realizada en el trabajo de Valoración de los Activos Naturales de España (VANE) para toda España, si bien en Madrid, en colaboración con la empresa TRAGSA y como parte del proyecto “Articulación de contratos territoriales a través de un sistema de pago por servicios ambientales (Ref.: tec0002127) realizado también para el MAGRAMA se amplió la información de existente del VANE pormenorizando el análisis de los valores de los servicios ecosistémicos de la CAM en cuatro niveles de agregación y ampliándolos a terrenos agrícolas además de los forestales del VANE original. El primer nivel (CLAS 1) con 11 tipos de uso del suelo, el segundo (CLAS 2) con 56, el tercero (CLAS 3) con 166 y el último (CLAS 4) de mayor desagregación con

644 tipos de uso del suelo. Esta clasificación se puede consultar en el anexo 8 de la tesis, en el cual se detalla parte de la metodología así como la leyenda del Mapa de Usos del Suelo de la CAM empleada. En total, el mapa de CLAS4 contó con 7.340 polígonos diferenciados y por tanto caracterizados en la tabla de atributos. Este número fue el número de muestra total al realizar el análisis estadístico. La cartografía empleada de usos de suelo fue la ofrecida por la CAM para la clasificación sistemática de las unidades de vegetación de dicha Comunidad, incluyendo usos agrícolas. La identificación de los distintos activos existentes en el territorio se realizó adoptando el Mapa Forestal de España (MFE) como cartografía de base, siendo éste complementado con “CORINE Land Cover 2000” para el desglose de los cultivos agrícolas.

El objetivo de este análisis pormenorizado fue el de establecer si existía relación entre el valor de los servicios de los ecosistemas y el tipo de uso del suelo. Más concretamente se intentó establecer a qué usos del suelo se les podía asociar un valor ambiental medio dependiente únicamente de la tipología del uso del suelo. Una vez realizado esto, se intentó establecer el valor ambiental medio para cada servicio a los usos del suelo donde ese valor tiene una media significativa.

El primer paso, al igual que el VANE, fue el de valorar los distintos polígonos de la cartografía de usos del suelo a partir de los *raster* de valoración. El cruce de nuevo fue sencillo, estableciendo el sumatorio del valor de todos los píxeles que estén dentro de un polígono vectorial. A continuación se dividió entre el área y así conseguimos el valor medio por hectárea para cada polígono. Finalmente se obtuvo la misma capa vectorial de usos del suelo en cuya tabla de atributos se añadieron las dos columnas de valor anual total del recinto (€/año) y otra el valor medio anual (€/año/ha). Para verificar la validez de los datos el siguiente paso fue calcular la media y la desviación típica de los recintos que sean del mismo tipo de uso. Este paso se realizó para los cuatro niveles de agregación. Con el fin de conocer la representatividad de la media se utilizó el Coeficiente de Variación. C.V. calculado como la división entre la desviación típica (σ_x) y la media (\bar{x}). Generalmente se da en valores porcentuales mostrando una mejor interpretación del grado de variabilidad:

$$C.V. = \frac{\sigma_x}{\bar{x}} \cdot 100\%$$

Se estableció un valor menor o igual a 70% de Coeficiente de Variación para considerar la media calculada como representativa para un uso del suelo. En el anexo 8 se presentan los resultados del análisis para cada una de las CLAS 1 a 4 en los cuales se estudió si la media del valor por hectárea de cada servicio era una media representativa para cada tipo de uso del suelo en la CAM. Los mejores resultados se obtuvieron con la clasificación a nivel CLAS 2, que cuenta con 56 tipos diferentes de uso del suelo (ver anexo 8). En la tabla 45 se muestran las medias que poseen un coeficiente de variación inferior al 70%.

Tabla 42. Identificación de usos del suelo con valor de servicios ambientales definidos por su uso del suelo

Media representativa (€ ₂₀₀₅ /ha/año)	Servicios Ecosistémicos				
	USOS (CLAS 2)	Erosión	Biodiversidad	Fijación CO ₂	Recreativo
Cultivos de secano					62,4
Cultivos de regadío					
Regadíos alternando con secanos (regados con pozos)				41,9	
Cervunales y pastizales húmedos en vertientes y cumbres serranas					
Pastizales mesófilos no parcelados					
Pastos reticulares (>50% son pastos)					
Pastos xerofíticos					
Lastonares de cumbre					
Helechares	77,2		177,1	1,8	280,6
Predomina el olivar (>50% olivar, secano <25% y >25% no cultivos)	8,5	16,7		56,4	103,5
Predomina el cultivo de secano (>50% secano, <25% olivar, >25% no cultivos)					63,4
Mezcla de olivar y secano (25-50% ambos)		13,7			79,0
Olivares y secanos <50%	8,1	17,0	14,6	49,0	88,8
Secanos <50%					70,3
Matorrales calizos o de tránsito calizo-gipsícola, con roca aflorante no apreciable o presente en los rebordes del páramo pontiense	9,4	20,1		56,7	114,0
Matorrales gipsícolas	6,3				82,3
Retamares					76,7
Jarales					128,7
Cantuesares, tomillares y otros acidófilos de pequeña talla					101,4
Matorrales acidófilos montanos con predominio de leguminosas (escobonales, codesares y otros)					
Brezales				6,5	83,4
Piornales y otros matorrales de altura	30,4				
Coscojares	8,3	21,9		48,7	115,3
Afloramientos rocosos con grado de cubierta >50%					151,2
Pinares de <i>Pinus sylvestris</i>	35,3		192,4		259,7
Pinares de <i>Pinus nigra</i>	29,9		170,9	9,2	239,4
Pinares de <i>Pinus pinaster</i>			120,9		185,8
Pinares de <i>Pinus pinea</i>					133,4
Pinares de <i>Pinus halepensis</i>	6,5			45,9	174,5
Pinares de <i>Pinus uncinata</i>					
Pinares mezcla de <i>Pinus pinaster</i> y <i>Pinus silvestris</i>	41,4	32,7	175,6		256,0
Pinares mezcla de <i>Pinus silvestris</i> y <i>Pinus nigra</i>	41,3	32,4	165,8		243,0
Pinares mezcla de <i>Pinus pinaster</i> y <i>Pinus pinea</i>			92,9	5,1	152,8
Pinares mezcla de <i>Pinus pinaster</i> y <i>Pinus nigra</i>	59,4	23,6	137,5		224,2
Pinares mezcla de <i>Pinus pinaster</i> , <i>Pinus silvestris</i> y <i>Pinus nigra</i>	42,6	31,3	178,5		256,0
Pinares mezcla de <i>Pinus silvestris</i> y <i>Quercus pirenaica</i>	24,0	25,2	194,7	3,8	247,8
Enebrales predominantes (>75% mancha enebro)					
Enebrales en mezcla con encina (ambos >25%, uno >50%)			71,9		166,2

Tabla 45. Identificación de usos del suelo con valor de servicios ambientales definidos por su uso del suelo (continuación)

Media representativa (€ ₂₀₀₅ /ha/año)	Servicios Ambientales					
	USOS (CLAS 2)	Erosión	Biodiversidad	Fijación CO ₂	Recreativo	TOTAL
Sabinares						
Encinares arbóreos (arbolado acompañante 5-20% con letra)						77,0
Encinares arbóreo-arbustivos						
Alcornocales	18,2	18,8	87,3	13,0		137,3
Quejigares arbóreos y arbustivos	9,9					157,7
Melojares						154,0
Fresnedas			101,6			158,1
Castañares						257,7
Robledales						
Acebedas						
Hayedos	4,1		247,4	5,2		291,5
Abedulares						
Vegetación de ribera						137,4
Urbanizados						
Actividades industriales y vertederos						
Áreas extractivas						
Áreas incendiadas		18,8	110,4	5,4		149,2
Embalses						

De esta tabla cabe destacar que en la CAM y en relación a la erosión existen determinados usos de suelo asociados a dicho servicio ecosistémico, estos son fundamentalmente los helechares, pinares, y bosques de frondosas así como en menor medida los olivares, matorrales, y piornales. En relación a la biodiversidad vuelven a sobresalir los olivares, matorrales calizos, coscojares, pinares y alcornocales. En fijación de carbono sobresalen los bosques de pinar y caducifolios, y en el uso recreativo aparecen regadíos, sobre todo olivares, matorrales y algunos bosques de frondosas.

Cabe destacar la importancia para prácticamente todos los servicios ecosistémicos que tiene el mayor cultivo agrícola leñoso (sólo por debajo del 35 % se dedica a cultivos herbáceos) de toda la CAM, es decir, el olivar con un 18 % de los usos del suelo.

De este análisis, y dado que no existen medidas que compensen las externalidades ambientales del olivar, si parece interesante plantear algunas medidas en consonancia con la Política Agraria Europea que valore y compense los servicios ecosistémicos de la agricultura. Dado que para el objeto de esta tesis, no se puede establecer un modelo para cada cultivo, se propone un modelo de compensación para el olivar como ejemplo de lo que se podría desarrollar a través de un plan madrileño de compensación de servicios ecosistémicos, que podría incluso estar co-financiado por la Unión Europea, como hemos visto en el epígrafe “3.4 Los pagos por servicios ecosistémicos en la política agraria europea”, especialmente en las que podrán ser “Áreas de Interés Ecológico” de olivar. Como se mencionó en dicho capítulo, estas AIEs están financiadas por el primer pilar de la Unión Europea⁴⁵, por lo que sería necesario para aplicar esta política de PSE hacerlas compatibles con el Próximo Plan de Desarrollo Rural

⁴⁵ El primer pilar no permite en líneas generales la planificación o espacialización concreta de las medidas, lo que complica de algún modo aplicar directamente las medidas que se proponen en el siguiente epígrafe sin pasar a través del segundo pilar.

de la CAM con co-financiación del segundo pilar. No es el objetivo de esta tesis llegar a explicar cómo podría hacerse, pues esto debe ser el fruto de un debate político, al igual que se hizo para el caso de aplicación de PSE a nivel comarcal y local, mostrar las líneas generales de cómo podría aplicarse un sistema de PSE en este caso. Aquí se propone emplear la figura del contrato territorial también explicado en capítulos anteriores. Por todo ello lo que se propone a continuación son medidas concretas que se podrán articular dentro de los contratos territoriales para tener en cuenta las externalidades que producen los olivares de la CAM, y que a diferencia de los ecosistemas forestales, no obtienen compensación alguna por parte de la sociedad.

4.4.3. ¿Cómo compensar los servicios ecosistémicos de los olivares?

Se puede observar fácilmente como los problemas asociados a la conservación de la biodiversidad en el olivar pueden dividirse en tres tipos de estructuras: daños asociados a la destrucción de estructuras lineales tales como los arroyos o los cambios de pendiente, destrucción de estructuras puntuales tales como pequeños bosques y cuestiones que afectan a casi toda la superficie de las fincas observadas por igual⁴⁶. La más importante de ellas la presencia de herbicidas y la erosión que desemboca la formación de grandes barrancos con la consiguiente pérdida de suelos fértiles de olivar en sus proximidades.

En relación a la erosión se observó como el cultivo del olivo cubriendo las proximidades de los arroyos generaba una dinámica erosiva de gran magnitud (fotografías del anexo 1). Estos dos factores –erosión y venenos –, tienen su origen en la dinámica del coste de oportunidad. No dando otra opción económica a la tierra que sus olivos, compensa al propietario perder a largo plazo parte de los mismos a cambio de un beneficio inmediato. Esta dinámica es aún más clara entre fincas diferentes, compensa maximizar el uso del territorio en la finca propia especialmente si los daños que genera la plantación en el margen de los arroyos de sus olivos perjudica al vecino aguas abajo y no a la propia finca. Estas dos cuestiones – veneno y erosión – no tienen una dinámica puntual o lineal, sino más bien superficial. Afectan en general a toda la superficie cultivada con mayor o menor intensidad.

Se observó asimismo que los olivares tiene entre sí pequeños matices que los hacen diferentes unos de otros: existen cambios de suelo, si bien lo cambios más evidente en los olivares están relacionados con su exposición (las umbrías tienden en general a mantener más hierba), al tipo de cultivo (arado o curado con veneno con o sin aplicación de la condicionalidad⁴⁷ agraria) y al marco de plantación. De esto tres factores, el modelo de cultivo es el que más permite distinguir un olivar de otro. Esto en líneas generales puede ser laboreo⁴⁸, no laboreo con suelo

⁴⁶ Estas observaciones fueron realizadas conjuntamente por el autor, su director de tesis y el equipo de trabajo de TRAGSA del proyecto “Articulación de contratos territoriales a través de un sistema de PSE (Ref.: tec0002127) en el cual se detallan con más profundidad en diversos puntos de España.

⁴⁷ La Reforma de 2003 de la Política Agrícola Común (PAC) incluyó el nuevo concepto de la Condicionalidad dentro de la Política Agrícola Común. Este concepto, que tiene entre sus principales objetivos la conservación del medioambiente y del medio rural, la mejora de la sanidad animal y la producción de alimentos y piensos aplicando los principios de seguridad alimentaria y de bienestar animal, implica que los agricultores y ganaderos deban cumplir una serie de Requisitos Legales de Gestión y de Buenas Condiciones Agrarias y Medioambientales, para no ver reducidas, o incluso eliminadas, las ayudas directas que vienen recibiendo de la PAC. El Reglamento (CE) 73/2009 del Consejo, de 19 de enero de 2009, cuya transposición en España se realizó mediante el Real Decreto 486/2009, de 3 de abril, define dichas medidas.

⁴⁸ El laboreo trata de conservar el terreno sin nada de vegetación mientras dura el año, es el más utilizado. Los instrumentos que se utilizan para realizar las tareas de limpieza del terreno son los de cultivo vertical (cultivadores y vibrocultores), estas tareas son unas de las más superficiales. El orden en que realizan las labores a lo largo del año será: 1.- Después de la recogida de la oliva, se prepara el terreno para que pueda introducirse mejor el agua. 2.- Antes de llegar el verano se ha de realizar entre dos y cuatro labores para quitar las malas hierbas (según las lluvias

desnudo⁴⁹, el laboreo reducido⁵⁰ y el cultivo del olivo con cubierta vegetal⁵¹. Estos tipos de cultivo pueden generar más o menos servicios ecosistémicos, si bien la política de condicionalidad agraria se orienta sobre todo a disminuir la erosión. Así, son requisitos fundamentales de esta condicionalidad no labrar los recintos de olivar con pendientes iguales o superiores al 15 % (salvo que se adopten formas especiales de cultivo como bancales, cultivo en fajas, se practique un laboreo de conservación o se mantenga una cobertura de vegetación total del suelo). Este interés por el suelo contrasta con el interés por la diversidad, la mejora en la calidad de las aguas, o la importancia de los humedales estacionales. Es más, en algunos casos puede tender de un modo indirecto a perjudicar dichos servicios. Por ejemplo, la condicionalidad permite que se mantenga el suelo desnudo en los ruedos de los olivos mediante la aplicación de herbicidas siempre y cuando se mantenga una cubierta vegetal en las calles transversales a la línea de máxima pendiente cuya superficie nunca será inferior al 33 % de lo que tenga la calle.

Si bien no se ha hecho aquí un estudio comparativo de cómo estos tipos de uso pueden o no favorecer diversos servicios ecosistémicos, lo que sí se aprecia es que las políticas de buenas prácticas agrícolas, enfocadas a luchar contra la erosión fundamentalmente, dejan al margen aspectos importantes como la biodiversidad, y sobre todo el uso ecológico de micro sitios no aptos para el cultivo. Tímidamente, y sin concretar, por ejemplo, la Junta de Andalucía recomienda como una práctica para luchar contra la erosión “respetar y favorecer la

que caigan), así se prepara el terreno para el verano. 3.- Ya en verano se hacen labranzas más superficiales con gradas de púas o rastras. 4.- Al final solo queda acondicionar la plantación para el proceso de recolección. Se trata de solidificar el terreno mediante un rulo para realizar la recogida de la aceituna con el menor coste posible. Los problemas de este método son que beneficia los daños del suelo por erosión, y que provoca grietas en las raíces produciendo una desproporción en el desarrollo y la producción del olivo.

Cabe destacar en este punto el papel que tienen la denominadas “buenas prácticas en el manejo de suelos en el olivar”, enfocadas todas ellas a minimizar el riesgo de erosión que se ve evidente en gran parte de los olivares de Torredonjimeno entre otros muchos lugares. La herramienta política es la denominada condicionalidad, esto es, el requisito de condicionar el pago de las ayudas directas de la Política Agraria Común al cumplimiento en las prácticas agrarias de una serie de requisitos y condiciones. El incumplimiento de los mismos supondrá para el beneficiario la disminución e incluso la exclusión, de las mencionadas ayudas directas.

⁴⁹ El “no laboreo con suelo desnudo” consiste en que el suelo quede despojado de la maleza durante todo el año a través del uso de herbicidas. Estos varían según la época en la que se aplican: si se aplica en otoño, a mitad de otoño después de las primeras lluvias, o en primavera (donde se utilizarán herbicidas de traslocación para eliminar la maleza perenne). Los problemas que genera el cultivo sin laboreo son la alteración de la flora hacia especies de maleza, que no han podido ser controladas de una forma eficaz con los herbicidas residuales; y las zanjas más profundas que se producen por la erosión de las aguas donde está situado el desagüe natural así como posibles repercusiones en la fauna local silvestre.

⁵⁰ El “laboreo reducido” combina labores de distinta intensidad con la aplicación de herbicidas bajo la copa de los olivos, zona que queda sin labrar durante todo el año. Presenta algunas variantes: Semi-laboreo cuando se usan herbicidas residuales, aplicándolos bajo la copa del olivo, realizando las labores cruzadas solo en el centro de las calles, y mínimo laboreo: en este tipo se utilizan herbicidas residuales en toda la plantación. Y cada año se debe hacer alguna labor en el centro de las calles de los olivos, pero de forma muy superficial, cuando veamos que la capa exterior está seca (esta tarea se realiza con un vibrocultor).

⁵¹ El cultivo del olivo con cubierta pretende solucionar de una forma eficaz el problema de la erosión. Existen cuatro tipos de cubierta: cultivo con cubierta inerte (con las hojas que se han caído, y con los trozos de poda, todo bien cortado en trozos pequeños, y bien distribuido por toda la superficie), cultivo con cubiertas vegetales vivas (durante el período lluvioso se crea la cubierta vegetal y al final del invierno cuando se tiene suficiente cobertura se riega y se deja sobre el suelo, para evitar que se produzca erosión y se siega, a veces con desbrozadoras o segadoras o a través del uso de herbicidas de contacto o traslocación (siega química). Esta última es la más aconsejada, entre los agricultores por serla más sencilla, que evita el rebrote, y más económica. En otros sitios también se empleó el pastoreo con ganado ovino (siega a diente), el cultivo con cubierta viva de cebada o de leguminosas.

vegetación natural de lindes, setos, árboles aislados, bordes de montes, riberas de arroyos, cursos de aguas o zonas de desagüe... etc (Junta de Andalucía, 2003).

Una última observación es que el sistema de incentivos actual – subvenciones a los olivos plantados - en su totalidad tiende a arañar al territorio el más mínimo resquicio sobre el cual poner otro olivo de dudosa rentabilidad o incluso de nula rentabilidad sin las subvenciones agrícolas.

En relación a los servicios ecosistémicos que presentan los olivares en Madrid, y por extensión probablemente en cualquier territorio donde predomine el cultivo extensivo de olivar, pensamos que estos pueden clasificarse en tres tipos de estructuras:

- Puntuales: pequeños bosques, áreas de inundación, charcas, zonas no cultivadas por su pendiente, proximidades de cortijos abandonados o en uso;
- Lineales: arroyos, arroyaderos y bosques y matorrales remanentes en las riberas de los arroyos, setos y estructuras arbóreas lineales producto de los cambios de propiedad o de pendiente que por su desnivel impiden el laboreo, y
- Superficiales: zonas con yesos, suelos pobres con olivares que no llegan a crecer por una parte, y por otra los propios olivares en sí.

Cada una de estas estructuras está acechada por presiones y peligros diversos. Las dos primeras tienen que ver con el interés del olivicultor en general de maximizar la superficie plantada, actitud que es potenciada por la actual política de subvenciones en función de pies plantados. En este caso cualquier política de PSE debe tener en cuenta el efecto negativo de esta política en los servicios ecosistémicos y en caso de no modificarse, ofrecer como mínimo un incentivo equivalente o algo mayor a la subvención actual por pie si se quiere cambiar su uso.

En relación a las estructuras superficiales, las medidas más “ecológicas” que se proponen proceden generalmente de la condicionalidad (si bien en algunos pocos lugares se aplica la agricultura ecológica con limitaciones algo mayores). Esta política tiende a enfocarse de un modo voluntario en uno de los problemas que percibe el olivicultor, la pérdida de suelo como único servicio ecosistémico, pero deja al margen la afección hacia la biodiversidad.

La tabla 47 muestra una propuesta de características de cada una de dichas estructuras, así como de las exigencias que se le pueden plantear al dueño, la forma de medir los servicios propuestos y un precio orientativo a pagar por dichos servicios⁵². Dicha tabla se resume en la tabla 46.

4.4.4. Propuesta de modelo de PSE para olivares madrileños

A la vista de estos resultados, parece adecuado utilizar los sistemas de PSE en el olivar madrileño, y por extensión al español. Éste tendría la ventaja de actuar simultáneamente sobre estructuras puntuales, lineales y espaciales usando las medidas propuestas en la tabla 47.

Mediante un contrato territorial con el propietario se podría negociar la cantidad y extensión de estructuras puntuales y lineales que se pondrían bajo el marco de dicho contrato. Este

⁵² Este precio se calculó a partir del estudio de rentabilidad de dos fincas olivareras. De nuevo los detalles se encuentran en el proyecto “Articulación de contratos territoriales a través de un sistema de PSE” (Ref.: tec0002127) del cual aún no se ha obtenido permiso para mostrar resultados cuantitativos a fecha de hoy.

trabajo requiere contar con algún experto (ingeniero relacionado con las ciencias naturales, ambientólogo o biólogo) que pudiera valorar cada una de estas medidas y pactar con el propietario unas actuaciones o no actuaciones específicas y un precio por ellas en el contrato territorial. Ello exige un conocimiento del propietario, directo o a través del encargado de su finca y una verificación in situ. Para ello se podrían usar las estructuras comarcales y de desarrollo rural ya vigentes. Esta verificación por parte del experto bien podría ser una atribución adicional que asuman los Grupos de Desarrollo Rural o Grupos de Acción Local definidos en el Plan de Desarrollo Rural de la CAM. Éstos basados en una estructura subsidiaria y descentralizada, podrían ser los agentes más eficaces para como extensionistas del PSE dentro de su estructura comarcal.

Por otra parte, una política PSE difícilmente generará resultados si no existe una política educativa o de extensión agraria que actúe complementándola. Es necesario combinar cualquier política de PSE con la concienciación de la importancia de las externalidades de los olivares. Concienciación más pago puede ser una fórmula más eficiente que el exclusivo pago de servicios, ya que ésta última a solas podría ser interpretada como un cambio más de nuestra política agraria aplicada a los olivares sin favorecer la apreciación de valores como la biodiversidad o el paisaje, y sin su valoración social, difícilmente es posible que lleguen a tener valor económico, aunque sea como externalidad.

Tabla 43. Resumen de las medidas potenciales en función de las estructuras puntual, lineal o espacial aplicables al olivar

Tipo de estructura	Pareja de especie en extinción	Rapaces u otras especies en extinción	Madriguerras de mamíferos medianos y grandes no de caza	Riqueza florística	Carbono fijado	Costes de ejecución de repoblación /mejora	Metros lineales adecuadamente conservados	Costes de obra de la mejora de cauce	Presencia de especies acuáticas
Pequeños bosques									
Áreas húmedas temporales									
Zonas con gran pendiente									
Proximidades asilvestradas									
Arroyos permanentes									
Riberas de arroyos permanentes									
Cauces no permanentes									
Setos o estructuras lineales arboladas									
Suelos pobres con olivar no apto									

Tabla 44. Medidas propuestas para la compensación de servicios ecosistémicos en el olivar

Estructura que provee servicios ecosistémicos	Servicio provisto	Exigencias al dueño /custodio	Medición	Precio orientativo
Estructuras puntuales (el pago de los servicios ecosistémicos de las estructuras podrán tener un máximo por cada 100 hectáreas propuestas)				
Pequeños bosques	Refugio para la biodiversidad Fijación de carbono	Mantenimiento de unos límites no arables. Inventario, seguimiento y protección efectiva de especies valiosas nidificantes o con madrigueras o cobijo en el bosque. Mejora/enriquecimiento forestal.	Delimitación de límites – fotografía del verificador del año anterior. Estimación volumétrica de carbono almacenado. Restos animales que justifiquen su presencia o avistamiento. Árboles plantados o a plantar verificados.	200-400 €/ha/año ⁵³ por biodiversidad según su riqueza florística. 4 €/tn carbono fijado (precio actual del mercado voluntario). Coste de ejecución de repoblación/mejora. 150 € adicionales por paraje de especies en algún tipo de peligro de extinción anidando. 50 € por la presencia de rapaces u otras especies en peligro de extinción. 20-100 €/madrigueras de tejones, y otros mamíferos grandes.

⁵³ Este precio se ha tomado usando como referente el valor actual de pago por Servicios Ambientales de Costa Rica por hectárea de bosque preservados.

Tabla 47. Medidas propuestas para la compensación de servicios ecosistémicos en el olivar (continuación)

Estructura que provee servicios ecosistémicos	Servicio provisto	Exigencias al dueño /custodio	Medición	Precio orientativo
Estructuras puntuales (el pago de los servicios ecosistémicos de las estructuras podrán tener un máximo por cada 100 hectáreas propuestas)				
Áreas húmedas o de inundación temporal como charcas	Refugio para la biodiversidad	<p>Mantenimiento de unos límites no arables y encharcables.</p> <p>Inventario, seguimiento y protección efectiva de especies valiosas nidificantes o con madrigueras o cobijo en el bosque.</p> <p>Mejora/enriquecimiento forestal.</p>	<p>Delimitación de límites – fotografía del verificador del año anterior. Fotografía aérea.</p> <p>Restos animales que justifiquen su presencia o avistamiento.</p> <p>Árboles plantados o a plantar verificados</p>	<p>200-1000€/ha/año por biodiversidad según su riqueza florística. Nótese que se ha aumentado la cuantía máxima por la singularidad que presentan las zonas húmedas en el olivar.</p> <p>Coste de ejecución de repoblación/mejora.</p> <p>150 € adicionales por pareja de especies en algún tipo de peligro de extinción anidando.</p> <p>50 € por la presencia de rapaces u otras especies en peligro de extinción.</p> <p>20 €/madrigueras de tejones, y otros mamíferos grandes y grupos de aves acuáticas.</p>
Zonas no cultivadas por su pendiente	<p>Refugio para la biodiversidad</p> <p>Reducción de la erosión</p> <p>Fijación de carbono</p>	<p>Mantenimiento de unos límites no arables vinculados a la mejora/enriquecimiento forestal/pascícola de dichas zonas.</p> <p>Inventario, seguimiento y protección efectiva de especies valiosas nidificantes o con madrigueras o cobijo en la zona</p>	<p>Delimitación de límites – fotografía del verificador del año anterior. Fotografía aérea.</p> <p>Restos animales que justifiquen su presencia o avistamiento.</p> <p>Árboles plantados o a plantar verificados</p>	<p>200-400 €/ha/año⁵⁴ por biodiversidad según su riqueza florística.</p> <p>4 €/tn carbono fijado. Siempre que se hagan plantaciones de enriquecimiento.</p> <p>Coste de ejecución de repoblación/mejora.</p> <p>150 € adicionales por paraje de especies en algún tipo de peligro de extinción anidando.</p> <p>50 € por la presencia de rapaces u otras especies en peligro de extinción.</p> <p>20 €/madrigueras de tejones, y otros mamíferos grandes.</p>

⁵⁴ Este precio se ha tomado usando como referente el valor actual de pago por Servicios Ambientales de Costa Rica por hectárea de bosque preservados.

Tabla 47. Medidas propuestas para la compensación de servicios ecosistémicos en el olivar (continuación)

Estructura que provee servicios ecosistémicos	Servicio provisto	Exigencias al dueño /custodio	Medición	Precio orientativo
Estructuras puntuales (el pago de los servicios ecosistémicos de las estructuras podrán tener un máximo por cada 100 hectáreas propuestas)				
Proximidades de cortijos abandonados o en uso pero asilvestradas y conservadas.	Refugio para la biodiversidad. Reducción de la erosión. Fijación de carbono.	Mantenimiento de unos límites no arables vinculados a la mejora/enriquecimiento forestal/pascícola de dichas zonas. Inventario, seguimiento y protección efectiva de especies valiosas nidificantes o con madrigueras o cobijo en la zona.	Delimitación de límites – fotografía del verificador del año anterior. Fotografía aérea. Restos animales que justifiquen su presencia o avistamiento. Árboles plantados o a plantar verificados.	200-400€/ha/año por biodiversidad según su riqueza florística. 4 €/tn carbono fijado. Siempre que se hagan plantaciones de enriquecimiento. Coste de ejecución de repoblación/mejora. 150 € adicionales por paraje de especies en algún tipo de peligro de extinción anidando. 50 € por la presencia de rapaces u otras especies en peligro de extinción. 20 €/madrigueras de tejones, y otros mamíferos grandes.
Arroyos permanentes (Espejo de agua mínimo presente durante todo el año).	Refugio para la biodiversidad. Reducción de la erosión. Fijación de carbono. Mejora de la escorrentía y situación hidrológica.	Mantenimiento de unos límites no arables y encharcables. Inventario, seguimiento y protección efectiva de especies valiosas de peces entre otros animales acuáticos. Mejora de cauces.	Delimitación de límites – fotografía del verificador del año anterior. Fotografía aérea. Restos animales que justifiquen su presencia o avistamiento. Actuaciones de restauración de mejora o estabilización de cauces.	200 €/cien metros lineales adecuadamente conservados por biodiversidad. Coste de ejecución de la mejora del cauce si fuera el caso. 150 € adicionales por pareja de especies en algún tipo de peligro de extinción en el arroyo. 50 € por la presencia de otras especies en peligro de extinción. 20 €/madrigueras de especies acuáticas silvestres (tortugas, truchas, cangrejos...).

Tabla 47. Medidas propuestas para la compensación de servicios ecosistémicos en el olivar (continuación)

Estructura que provee servicios ecosistémicos	Servicio provisto	Exigencias al dueño /custodio	Medición	Precio orientativo
Estructuras puntuales (el pago de los servicios ecosistémicos de las estructuras podrán tener un máximo por cada 100 hectáreas propuestas)				
Riberas de arroyos permanentes.	<p>Refugio para la biodiversidad.</p> <p>Reducción de la erosión.</p> <p>Fijación de carbono.</p> <p>Mejora de la escorrentía y situación hidrológica.</p>	<p>Mantenimiento de unas riberas forestales.</p> <p>Inventario, seguimiento y protección efectiva de especies valiosas de peces entre otros animales acuáticos.</p> <p>Mejora de cauces.</p>	<p>Delimitación de límites – fotografía del verificador del año anterior. Fotografía aérea.</p> <p>Restos animales que justifiquen su presencia o avistamiento.</p> <p>Repoblaciones o restauración de mejora o estabilización de cauces.</p>	<p>350-500 €/ha/año adecuadamente conservada para biodiversidad. También puede estimarse como 200 € por cada 100 metros lineales de ribera o 50 si la estructura está dividido en tramos.</p> <p>Coste de ejecución de restauraciones de riberas.</p> <p>150 € adicionales por pareja de especies en algún tipo de peligro de extinción en el arroyo.</p> <p>50 € por la presencia de otras especies en peligro de extinción.</p> <p>200€/madrigueras de especies acuáticas silvestres (nutrias).</p>
Arroyos, o cauces no permanentes.	<p>Diversidad.</p> <p>Reducción de la erosión.</p>	<p>El validador debe decidir si el arroyo debe seguir o es fruto de malas prácticas. Si fuera el segundo caso aplicarán ayudas a su transformación en olivar, con medidas adicionales para evitar que se vuelvan a formar.</p> <p>Si el cauce, aunque temporal es un cauce permanente entonces debe procurarse su estabilización mediante el enriquecimiento interior que evite la escorrentía y la erosión y la creación de unas pequeñas riberas de árboles, juntos o arbustos que lo estabilicen.</p> <p>En este caso, una vez estudiadas las medidas de conservación de delimitación de límites – fotografía del verificador del año anterior.</p> <p>Presencia de aves y otros pequeños animales que se benefician de su cobijo.</p> <p>Repoblaciones o restauración de mejora o estabilización de cauces.</p>		<p>En caso de resultar un arroyo aprobado.</p> <p>100 € por cien metros lineales adecuadamente conservados por biodiversidad.</p> <p>Coste de ejecución de la mejora del cauce si fuera el caso.</p> <p>20 €/madrigueras de especies acuáticas silvestres (tortugas, truchas, cangrejos...).</p> <p>A estos costes se le podrá sumar los propios de la presencia creada o ya existente de una estructura lineal de ribera.</p>

Tabla 47. Medidas propuestas para la compensación de servicios ecosistémicos en el olivar (continuación)

Estructura que provee servicios ecosistémicos	Servicio provisto	Exigencias al dueño /custodio	Medición	Precio orientativo
Estructuras puntuales (el pago de los servicios ecosistémicos de las estructuras podrán tener un máximo por cada 100 hectáreas propuestas)				
Setos o estructuras arboladas o semi-arboladas entre lindes o campos.	Refugio de biodiversidad. Posible reducción de erosión.	Mantenimiento de unos límites no arables y en estado de asilvestramiento. Inventario, seguimiento y protección efectiva de especies valiosas nidificantes o con madrigueras o cobijo en el bosque. Mejora/enriquecimiento forestal.	Delimitación de límites – fotografía del verificador del año anterior. Estimación volumétrica de carbono almacenado. Restos animales que justifiquen su presencia o avistamiento. Árboles plantados o a plantar verificados.	200-400 €/ha/año por biodiversidad por cada cien metros una franja en función de su grosor. 4 €/tn carbono fijado. Siempre que se hagan plantaciones de enriquecimiento. Coste de ejecución de repoblación/mejora. 150 € adicionales por paraje de especies en algún tipo de peligro de extinción anidando. 50 € por la presencia de rapaces u otras especies en peligro de extinción. 20-100 €/madrigueras de tejones, y otros mamíferos grandes.
Suelos pobres (yeso, margas, encharcadas) no aptos para el cultivo del olivar.	Refugio para la biodiversidad. Reducción de la erosión. Fijación de carbono. Mejora de la escorrentía y situación hidrológica.	Delimitación de zonas para su cambio de uso de agrícola a forestal. Mejora/enriquecimiento forestal.	Delimitación de límites – fotografía del verificador del año anterior. Árboles plantados o a plantar verificados.	100 €/ha/año durante cinco años en concepto de coste de oportunidad. Coste de ejecución de repoblación/mejora y paso automático a clasificar como pequeños bosques enclavados en el olivar. 150 € adicionales por paraje de especies en algún tipo de peligro de extinción anidando. 50 € por la presencia de rapaces u otras especies en peligro de extinción. 20-100 €/madrigueras de tejones, y otros mamíferos grandes.
Suelos fértiles con olivos de producción adecuada.	Refugio para la biodiversidad. Reducción de la erosión. Fijación de carbono. Mejora de la escorrentía y situación hidrológica.	Mantenimiento de buenas prácticas en el olivar tales como las requeridas por la condicionalidad, agricultura ecológica, etc... Mantenimiento del olivar sin presencia de venenos.	Verificación in situ del estado del suelo. Presencia de especies propias del olivar (liebres, conejos perdices...). Ausencia de cualquier tipo de veneno.	Si la tierra es cultivada en cultivo ecológico, un porcentaje del coste de oportunidad del paso de cultivo normal a ecológico. De igual modo se puede hacer subvencionando parcialmente el paso a unos estándares del tipo que se definan más exigentes con el mantenimiento del suelo, la biomasa subterránea (presencia de raíces de herbáceas por ejemplo) y la biodiversidad.

4.5. PROPUESTA DE UN NUEVO MODELO NACIONAL DE GESTIÓN FORESTAL MUNICIPAL

La propuesta se divide en tres partes. La primera propone un modelo nuevo de gestión y política forestal para los montes municipales de utilidad pública basado en un concepto de “pirámide de participación”. La segunda analiza diferentes municipios forestales españoles asociados a REMUFOR con el fin de ajustar el modelo e identificar en que estadio de la pirámide en el que se encuentran y verificar la propuesta. La tercera parte establece unas conclusiones propias a la vista de la verificación del modelo por una parte, y por otra unas conclusiones generales.

4.5.1. Propuesta de integración de los municipios forestales españoles en la gestión de sus montes de utilidad pública

Introducción

Se plantea una propuesta progresiva de gestión forestal municipal que sigue metodológicamente el camino de la “participación en el desarrollo rural”.

Tras varios meses de entrevistas con los ayuntamientos, la Red de Municipios Forestales (REMUFOR) ha tomado conciencia de que el grado de participación que los diversos municipios requieren en la gestión de sus montes es muy variable. Desde municipios como Cazorla en el que sus montes de Utilidad Pública pertenecen a la Junta de Andalucía, y una mayor participación del ayuntamiento puede transformarse en un apoyo a la gestión de la Junta, a municipios como Enguera, donde los montes pertenecen al ayuntamiento, y cuya gestión y aprovechamientos podría ser íntegramente cedida al ayuntamiento por parte de la Comunidad Valenciana ganándose en eficiencia y eficacia en la gestión de los montes y lucha contra el paro. A expensas de los resultados de campo que se están investigando en este momento, y que podrán arrojar una visión más completa de cómo la participación de los ayuntamientos podrá suponer a partir del estudio de casos una mejora en la gestión, sí se puede afirmar que cada ayuntamiento está en una circunstancia diferente.

Para poder proponer un modelo válido para todos ellos, se ha considerado que lo más adecuado sería un “modelo escalonado”, donde los ayuntamientos puedan identificarse con un escalón de la “*escalera de la gestión forestal municipal*”. Para ello, se propone como escalera, el mismo modelo que se emplea en otros ámbitos de participación relacionados con el desarrollo rural, el modelo de Orduna (2000) de participación creciente en procesos de asunción de responsabilidades concernientes al desarrollo rural.

Metodología básica

Este modelo parte de considerar que la asunción de responsabilidades administrativas y de gestión forestal por parte de los municipios es sencillamente un proceso más de desarrollo local, definiendo éste como el “*proceso global de crecimiento económico y cambio social, protagonizado por una población asentada en un territorio, que participa activamente en el aprovechamiento sostenible de los recursos a su alcance (humanos, materiales, naturales, financieros y sociales) para la mejora de sus condiciones de vida*”.

Por ello, participar en desarrollo local para la satisfacción de las necesidades colectivas, significa de acuerdo al modelo de Orduna (2000) ascender por la siguiente escalera:

1. Dar parte: COMUNICAR, INFORMAR, NOTIFICAR (manifestar la demanda social).
2. Tomar parte: INTERVENIR, ACTUAR (actuar e intervenir para satisfacer las necesidades sociales).

3. Tener parte: COMPARTIR COSAS, SENTIMIENTOS E IDEAS (Tener sentimiento de comunidad, crearse un proyecto común, construir un local social, etc.).
4. Formar parte: UNIRSE PARA COOPERAR EN ALGO (Organizarse en un Grupo de Acción Local; crear una asociación).
5. Repartir: RECIBIR UNA PARTE DE ALGO QUE SE DISTRIBUYE (Distribución de responsabilidades, beneficios, tareas y cargos; Reparto de ventajas y beneficios).

Este modelo está basado en el hecho de que las personas que forman parte de un proceso de desarrollo local basado en su demanda social experimentan un sentimiento de pertenencia, se sienten integrados en una organización común y se reparten las obligaciones y derechos para resolver las necesidades colectivas y mejorar las condiciones de vida propias y de aquellos que les rodean. Esta máxima trasladada al ámbito de la gestión forestal se puede interpretar afirmando que las personas que viven en un municipio propietario de montes pueden si la gestión de dicho monte se realiza de un modo próximo a ellos y con su participación sentirse integrados mejor en su municipio y en su territorio con sus montes, mejorando las posibilidades que dicho monte ofrece para el bienestar de todo el municipio.

Existen diferentes formas y grados de participación, desde fórmulas de participación superficial y pasiva (exposición a información pública de los proyectos o la consulta, a través de encuestas o sondeos, de las demandas sociales) hasta propuestas de participación profunda y activa, orientadas a la toma de decisiones y el control ciudadano de la gestión pública. Así, la participación puede darse en varios niveles (figura 45). El primero es la **asistencia**, como mera presencia física. Implica acudir a una actividad organizada y decidida por otros y actuar como público o como receptor (más o menos pasivo) de la acción programada. El grado de compromiso es mínimo o inexistente, al igual, generalmente, que el grado de enriquecimiento personal obtenido tras la participación. La segunda es la **colaboración** como modo de tomar parte, intervenir en actividades cuyo control básico o responsabilidad principal es ajena al participante. La participación como colaboración se sitúa como estado intermedio entre la exclusión, la asistencia o la dependencia y la autonomía o autogestión. Se caracteriza especialmente por su condición temporal: terminado el asunto que mueve a colaborar, acaba la relación. La **co-operación** significa implicación responsable, directa, activa y efectiva en una tarea colectiva, y más aún, en tanto que actividad de grupos, como el trabajo conjunto que permitirá conseguir un fin común. En cierto sentido, puede emplearse como sinónimo de *ayuda mutua*, concepto que más adelante trataremos con mayor detenimiento. La **co-decisión** es el grado más elevado de participación, que, por lo tanto, demanda mayor proporción de responsabilidad a los participantes, en la medida en que decidir es una forma de ejercer poder. En este nivel, se considera la participación como la incorporación de las personas, de los grupos, de las distintas instituciones sociales, con carácter solidario, en las decisiones colectivas. La clave está en la toma de decisiones, tarea fundamental y característica de este nivel participativo. Por último está la **gestión propia y total de los montes de los ayuntamientos**, que sin renunciar a co-ordinar acciones con la comunidad autónoma, el ayuntamiento planifica, propone, gestiona, y por último reparte y recibe una parte de algo que se distribuye (distribución de responsabilidades, beneficios, tareas y cargos y reparto de ventajas y beneficios como pueden ser los PSE).

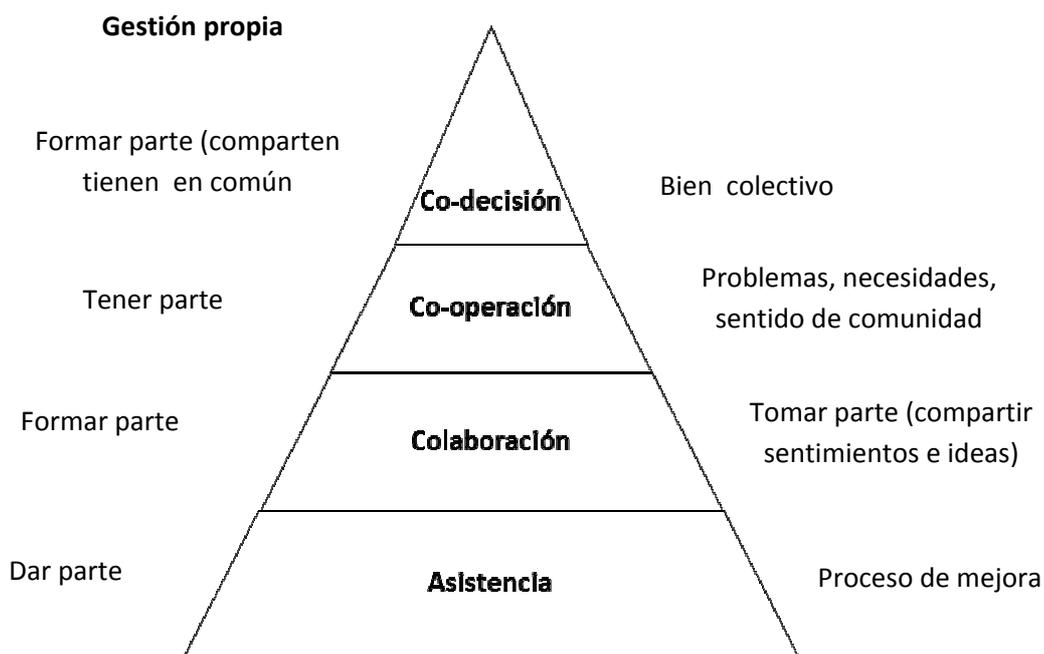


Fig. 36. Pirámide de la evolución de la participación en un proceso de desarrollo

A lo largo de los siguientes epígrafes se desarrollarán las posibilidades que cada uno de estos grados de participación en la gestión de los montes de utilidad pública propiedad de los ayuntamientos presenta. El objetivo tiene dos propósitos:

- 1) Por una parte cada ayuntamiento podrá verse reflejado en alguno de estas etapas y por tanto podrá juzgar si le parecen adecuadas las reivindicaciones o exigencias que el pleno desarrollo de dicha etapa conlleva.
- 2) Los ayuntamientos en colaboración con las entidades autonómicas de gestión de montes podrán diseñar pasos que permitan subir por la escalera de la gestión foresta municipal, de modo que cada paso pueda darse sobre la base de los anteriores planteando hojas de ruta para los municipios que podrán visualizar cual sería el estado ideal de gestión forestal municipal que desean a largo plazo.

Por último, el análisis de distintas exigencias que cada etapa lleva consigo puede facilitar el consenso entre los municipios en cuestiones básicas que planteen como metas, y por lo tanto como objetivos a lograr a través de REMUFOR.

La figura 46 muestra una síntesis de los pasos progresivos que pueden dar los ayuntamientos y las exigencias que tiene cada uno de estos pasos.

Gestión propia de los montes

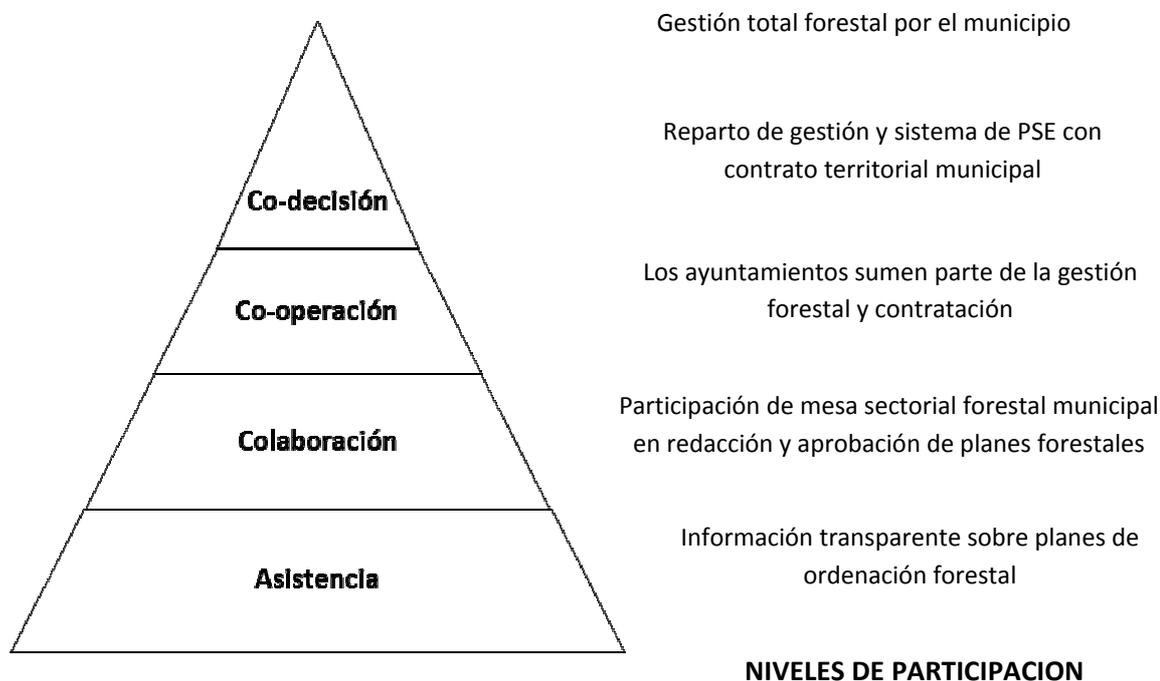


Fig. 37. Pirámide de la evolución de la participación en un proceso de desarrollo

Primera etapa: Comunicar, Informar

Muchos municipios desconocen los planes de gestión y de ordenación de montes propiedad suya. Se propone en primer lugar **informar** a los ayuntamientos, y por lo tanto que éstos puedan **exigir que todos los proyectos que tengan lugar o afecten a los montes de los municipios sean considerados como documentos públicos** y como tales queden permanentemente expuestos (vía internet cuanto menos) al escrutinio e información pública, no sólo de la autoridades municipales, sino de todos. Es decir, que los planes de ordenación, planes quinquenales, planes anuales, Planes de Ordenación de Recursos Forestales (PORF), Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN), Planes de Acción Territorial (PAT), planes de urbanismo etc... queden publicados permanentemente en una página web para que cualquiera pueda tener información actualizada sobre los planes que la administración autonómica tiene sobre los montes de los ayuntamientos en cualquiera de sus actuaciones, licitaciones, contrataciones de obras, de marcado de árboles, saca o cualquier otra actuación en los montes de los ayuntamientos.

Sin una información transparente y completa de la documentación que hace relación a la gestión forestal es imposible cualquier otro nivel de participación. Así mismo, esta información pública de los documentos de gestión y planificación de los montes puede poner de relieve no sólo las discordancias, sino lo que es más importante, las deficiencias o carencias que puede tener la gestión. Un plan de ordenación que no se publica puede poner de manifiesto que es un plan que aún no se ha acometido, con lo que el ayuntamiento puede poner en marcha actuaciones para presionar a la administración autonómica para que dicho plan de gestión comience, y por lo tanto el inicio de pasos siguientes como la propia gestión o atribución de

responsabilidades en la elaboración del plan y gestión de sus montes. La información es el final del abandono.

Segunda etapa: Colaborar

Colaborar implica dejar el liderazgo a otros pero trabajar con ese otro para lograr un objetivo común. Si un ayuntamiento y sus habitantes están informados pueden dar este paso. Esta colaboración en la redacción de planes y en la gestión de los montes puede tener muchas dimensiones.

A una escala comarcal se propone **la creación de una mesa sectorial forestal, consejo comarcal o cualquier otra figura⁵⁵ formada por los ayuntamientos de las comarcas o provincias de la comunidades autónomas** en la cual se pueda incidir en la redacción de cualquier tipo de planificación forestal a escala comarcal, ya se trate de, PORF, PORN, o PAT de cualquier tipo. Cualquiera de estos modelos de planificación sin una participación, colaboración en cuanto a aporte de insumos, necesidades y preferencias locales transmitidas a través como mínimo de los ayuntamientos, creará planes incompletos y menos sostenibles.

A una escala municipal, los ayuntamientos deben poder participar en la redacción de los planes de ordenación de montes, por ello deben poder **exigir estar presentes y ser consultados en la redacción de cualquier documentación oficial relativa a la gestión de sus montes**. Sin esa presencia específica en la planificación, será imposible encontrar las tareas específicas que podrán desarrollar con mayor eficiencia y eficacia.

La colaboración local y comarcal serán claves para encontrar en cada municipio las funciones que pueden ser desarrolladas por los ayuntamientos, así como para encontrar sinergias de actuaciones adicionales (por ejemplo en el uso público, o en la cuestión cinegética...) que sin el concurso de los ayuntamientos desde el momento de la planificación pudieren no realizarse con la merma que para los montes esto significaría. En Flores-Velásquez *et al.* (2008) se pone un ejemplo claro de esta cuestión.

Otro aspecto reseñable para la participación de los ayuntamientos en la gestión de sus montes es la necesidad de clarificar y agilizar las normativas relacionadas con las actividades y usos prohibidos, permitidos y sobre todo los autorizables en los montes de Utilidad Pública (UP). Aquí nos sumamos a la exigencia reflejada por la Asociación de Ingenieros de Montes (2010) en su informe "Líneas estratégicas en el sector forestal" "*de clarificación y desarrollo de la normativa forestal que permita la definición de derechos y obligaciones de los agentes actuantes en el medio: propietarios, maderistas, ganaderos, empresas de turismo rural, empresas de servicios forestales, usuarios (y nosotros añadimos entidades locales). Esta clarificación debe ir encaminada a generar un cambio en el modelo normativo de necesidad de autorización previa para todo a control de cumplimiento de obligaciones objetivas, a semejanza de la línea establecida por la Directiva de servicios*" como ilustra Macicior (2011).

⁵⁵ Esta figura puede quedar recogida por Ley (por ejemplo allí donde la comarcalización está sustituyendo a las diputaciones en sus tareas y atribuciones), pero también puede ser reconocida ad hoc por la administración forestal autonómica competente en materia forestal.



Fig. 38. Esquematización de las posibles alternativas de clarificación y desarrollo de la normativa forestal. Maciñor (2011).

La figura 47 pretende mostrar como la falta de desarrollo de usos permitidos y prohibidos genera una indefensión del administrado ante una legislación que le obliga a solicitar permiso para multitud de actuaciones en terrenos de su propiedad o sobre expectativas empresariales sin que un desarrollo normativo delimite sus derechos y obligaciones. Esto también sucede para las posibles actuaciones que pudiera querer desarrollar un ayuntamiento en sus montes de utilidad pública (y de libre disposición en gran medida también).

Así pues, nos unimos a la recomendación de la asociación de Ingenieros de Montes de solicitar que se desarrolle una legislación que por una parte determine que actividades ahora sometidas a autorización previa son de importancia y cuáles no, de forma que se diferencie su tramitación, y por otra establezca de forma más general el silencio administrativo positivo en periodos relativamente rápidos de tiempo.

Un ejemplo de clarificación importante para los ayuntamientos como montes de Utilidad Pública puede ser por ejemplo el concepto de “notificación”. En concreto esta cuestión aparece recogida en la Ley de Montes en su artículo 37 cuando afirma que “*cuando exista proyecto de ordenación, plan dasocrático o instrumento de gestión equivalente, o el monte esté incluido en el ámbito de aplicación de un PORF y ésta así lo prevea, el titular del monte deberá notificar previamente el aprovechamiento... En caso de no existir instrumentos, estos aprovechamientos requerirá autorización administrativa previa”*. Una notificación no es una autorización por silencio administrativo positivo. Así pues, el hecho de que se notifique no reduce la indefensión de un ayuntamiento en una proposición de actuación antes la administración autonómica, que se mueve en una amplia banda de decisión no clarificada ni sujeta a criterios. Así mismo la autorización administrativa no está sometida a unos criterios claros no discriminatorios, o que actúen por justificación por razón de notorio interés general (régimen de autorización artículo 9). Sería más adecuado para todos aquellos usos no prohibidos (es decir los autorizables y permitidos de la figura 47) sustituir las autorizaciones administrativas por comunicaciones o declaraciones responsables, de modo que éstas pudieran comprobarse a posteriori de acuerdo a unos criterios claros. De ese modo la administración dicta normas y controla su cumplimiento, pero permite una agilidad administrativa para desarrollar con celeridad la gestión del monte, agilizar los procesos y dar al ayuntamiento (o a cualquier promotor o agente) seguridad jurídica a la hora de desarrollar iniciativas en los montes de U.P. entre otros.

Por último, cabe destacar la necesidad de plantear una fluida colaboración entre las administraciones autonómicas forestales y los municipios a la hora de que éstos últimos puedan redactar planes de desarrollo municipal que trasciendan el casco urbano. Teniendo en cuenta que la asistencia a los vecinos que viven en las áreas forestales remotas de los cascos urbanos (fincas rústicas alejadas por ejemplo) recae en los municipios, el mantenimiento de carriles con uso forestal (pero que también puedan servir como vía de evacuación de las personas en casos de fenómenos como grandes nevadas o incendios, por poner solo un ejemplo, requiere una colaboración estrecha en la planificación de actividades que hagan tanto el municipio como la comunidad autónoma. De nuevo aquí también aparece reflejada la necesidad de que en la planificación forestal a cualquier escala se tomen en consideración las necesidades, exigencias y posibles aportes que puedan hacer los ayuntamientos, no solo propietarios de terrenos forestales, sino con terrenos forestales incluidos en su término municipal sean o no de utilidad pública.

Tercera etapa: Co-operar

La *co-operación*, como hemos visto, significa que los ayuntamientos no sólo exigen, informan o asumen parte del trabajo organizado en última instancia por la administración forestal autonómica, sino que además se implican de forma responsable, directa, activa y efectiva en la gestión de los montes.

Sin colaboración previa no es posible asumir de modo directo, responsable y efectivo una parte de la gestión o co-gestión de los montes. En el ámbito de la co-operación, se requiere abordar dos cuestiones básicas, la co-operación en el ámbito de la planificación, y en el ámbito de la gestión. En este último campo sí parece que un principio de subsidiariedad básica permite afirmar que la gestión de múltiples actuaciones en el monte pueda recaer más plenamente en los ayuntamientos de acuerdo a criterios básicos de eficiencia, eficacia, adicionalidad⁵⁶ y creación de empleo.

En este sentido, muchos municipios han visto que si pueden colaborar en la redacción de los planes de gestión forestal, ordenaciones, PORF, PAT, etc... podrán sin duda asumir los compromisos de gestión y por lo tanto reclamar transferencias en la gestión de trabajos directos que requieran contratación de personal (marcado, saca, reparación de vías, construcción de aljibes). En la tabla 48 se muestra los volúmenes de contratación de personal por millón de euros en función de las diversas actuaciones frecuentes que pueden ser realizadas en un monte basada en los niveles de contratación y preciso de las empresas públicas forestales. Muchos ayuntamientos podrán ver en esta tabla atribuciones que pueden exigir, asumir y desarrollar de modo más eficiente y eficaz. Así mismo podrán en colaboración con la administración autonómica de los montes encontrar los cauces adecuados para descentralizar estas contrataciones de modo que se hagan en conformidad con el plan de actuación sobre el monte que se había planificado previamente.

⁵⁶ Por adicionalidad se entienden aquí dos conceptos diferentes. La capacidad que los ayuntamientos pueden tener para incrementar el tamaño de las actuaciones por el mismo dinero al disponer de una gestión más local y permanente sobre sus montes (vinculada a la eficiencia), y en segundo lugar también se entiende por adicionalidad a las medidas adicionales que la participación de los ayuntamientos podría suponer para los montes. Por ejemplo, la capacidad de unir empleo local temporal en el monte con empleo fuera del monte y más urbano garantizando así por ejemplo una contratación más permanente de la población local, e incrementando potencialmente el afecto que los locales puedan tener por su monte al sentirse más vinculados a él por ser su medio de trabajo. Otras sinergias adicionales pueden venir derivadas de las actuaciones adicionales que puedan ser ejecutadas por asociaciones vecinales, asociaciones de propietarios, grupos de custodia del territorio, que pueden integrar los Consejos Municipales de Medio ambiente tal y como proponen las Agendas 21.

Tabla 45. Empleos forestales por año y por millón de euros

Tipo de trabajo forestal	Empleos por año totales	Empleos/año millón de € invertido en el monte
Trabajos forestales:	20.000 empleos/año ⁵⁸	
Replantaciones manuales		25-28 empleos/año/10 ⁶ €
Replantaciones mecanizadas		15 empleos/año/10 ⁶ €
Trabajos silvícolas manuales		25-30 empleos/año/10 ⁶ €
Trabajos silvícolas no mecanizados		8-10 empleos/año/10 ⁶ €
Mejora de cauces		20 empleos/año/10 ⁶ €
Incendios forestales	40.000 empleos/año ⁵⁹	
Obras e infraestructura ⁵⁷		15 empleos/año/10 ⁶ €
Aprovechamientos forestales	25.000 empleos/año	
Espacios naturales	10.000 empleos/año	
Cotos de caza	15.000 empleos/año	
Empleos de la administración	10.000 empleos/año	
Servicios		30 empleos/año/10 ⁶ €
Suministros		4-6 empleos/año/10 ⁶ €

Fuente: Gómez Mampaso (2011).

Un ejemplo, entre otros muchos que se podría encontrar, a medida que los municipios puedan involucrarse activamente en la gestión del uso público y las labores forestales, podría ser las interacciones entre sociedades de cazadores y conservación. Muchas veces la guardería que más presente está en un bosque no es necesariamente la autonómica, que a pesar del buen trabajo que realiza, en muchas ocasiones resulta insuficiente para garantizar la conservación de los montes. Sin embargo la guardería de los cotos de caza, con un ámbito más local en muchos casos si es una presencia continuada en los montes que tienen su caza acotada y arrendada. La interacción entre uso público, guardería de caza de cotos y sociedades de caza es un ámbito demasiado local como para que habitualmente la administración autonómica llegue a involucrarse activamente. Un ayuntamiento sin embargo tiene el potencial de crear mesas de concertación, de apoyar, contratar y facilitar que una guardería de caza pueda por ejemplo asumir más tareas de vigilancia a la vez que la de la caza en distintas temporadas. En determinados momentos del año con veda de caza, un convenio entre ayuntamientos y sociedades puede facilitar que precisamente estos guardas, que son quienes mejor conocen su territorio, puedan colaborar en tareas de educación ambiental o de mantenimiento de uso público.

Otro ámbito fundamental de co-operación es el del establecimiento de sistemas de PSE de dimensión local. De nuevo en Flores-Velásquez *et al.* (2008) se muestra un ejemplo del mismo. Un pago basado en el paisaje o disfrute de uso público como puede ser a través de un área recreativa es un modelo que requiere una gestión local para poder sacar el valor de las externalidades. La puesta en valor por parte de un ayuntamiento de externalidades con cobro local (áreas recreativas por ejemplo vía parking) refleja una gran capacidad de gestión forestal

⁵⁷ Tanto de incendios como en general.

⁵⁸ Empleos que no trabajan en incendios.

⁵⁹ Combinados con trabajos preventivos.

por parte de los municipios, y puede servir de inicio y catalizador de modelos comarcales y regionales de sistemas de PSE tales como los que se expondrán en el siguiente epígrafe.

Cuarta etapa: Decidir y Co-ecidir:

Existen municipios que pueden gestionar plenamente sus montes de utilidad pública a partir de sus propias **decisiones**. Un ejemplo puede ser el ayuntamiento de Cuenca. A expensas de los medios regionales y nacionales aéreos de lucha contra incendios la gestión puede ser autónoma a nivel municipal. En este epígrafe se propone además de este modelo básico al cual pueden aspirar determinados municipios, un modelo de PSE que contribuya a financiar a dichos municipios en función de los servicios ecosistémicos que provean. En líneas generales el modelo se basa en la cuantificación a nivel autonómico de los servicios ecosistémicos de las distintas comarcas y ayuntamientos. En función de las metas de servicios ecosistémicos que se planteen a nivel autonómico, los ayuntamientos directa o vía comarcas podrán establecer “contratos territoriales municipales de servicios ecosistémicos” con las comunidades autónomas. Estos contratos no existen como tal a fecha de hoy ni están recogidos en la Ley 45/2007 para el desarrollo sostenible del medio rural. Así mismo tampoco existen en el Real Decreto 1336/2011, de 3 de octubre, por el que se regula el contrato territorial como instrumento para promover el desarrollo sostenible del medio rural que regula dicha Ley. Es por ello importante que REMUFOR pueda plantear en siguientes legislaturas la extensión de este contrato a los ayuntamientos. Por otra parte también es importante afirmar que la figura de PSE a ayuntamientos si está recogida en el Plan de Desarrollo Rural Sostenible 2007-2013 específicamente⁶⁰.

Las comunidades autónomas deben establecer sus propias estrategias de compensación y valoración de sus servicios ecosistémicos. Esta estrategia debe tener sus indicadores para poder firmar y verificar los contratos territoriales con los municipios que así lo deseen. Estos contratos pueden abarcar los montes municipales, pero también otras actuaciones posibles de los ayuntamientos como concienciación, lucha contra incendios en todo el municipio etc... Los ayuntamientos deben hacer por su parte dos cuestiones. Una planificación previa de sus actuaciones en servicios ecosistémicos y ordenación de montes de modo que se pueda poner en valor a través de dichos planes los servicios ecosistémicos a comercializar y decidir si son capaces de encontrar compradores adicionales a las administraciones autonómicas. Una vez ejecutadas sus actuaciones deben además emitir un informe de actividades en el cual pongan de manifiesto cómo sus acciones han servido para mantener o aumentar la provisión de servicios ecosistémicos que prestan. La Comunidad Autónoma, del mismo modo que sucede en los procesos de evaluación ambiental, verificará el informe emitido por el ayuntamiento y paga los servicios. A su vez estos fondos procederán de diversas fuentes nacionales y locales, a los cuales tendrán que reportar anualmente para seguir disponiendo de dichos fondos.

Quinta etapa: Gestionar

De acuerdo al artículo 9⁶¹ de la actual Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes, se establece que las administraciones locales gestionarán⁶² los **montes de su titularidad no**

⁶⁰ Sería importante revisar legalmente tanto el real decreto mencionado como el *Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, por el que se aprueba el Plan estratégico del Patrimonio Natural y de la biodiversidad 2011--2017, en aplicación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad* para ver sus implicaciones para los ayuntamientos.

⁶¹ Las entidades locales, en el marco de la legislación básica del Estado y de la legislación de las comunidades autónomas, ejercen las competencias siguientes:

- La gestión de los montes de su titularidad no incluidos en el Catálogo de Montes de Utilidad Pública.

incluidos en el Catálogo de Montes de Utilidad Pública, pudiendo gestionar también **los montes catalogados de su titularidad cuando así se disponga en la legislación forestal de la comunidad autónoma**. En cualquiera de los casos su uso debe ser respetuoso con el medio natural, permitiéndose desarrollar actividades siempre que se realicen sin ánimo de lucro y de acuerdo con la normativa vigente, en particular con lo previsto en los instrumentos de planificación y gestión aplicables, y cuando sean compatibles con los aprovechamientos, autorizaciones o concesiones legalmente establecidos.

Esta situación permite a los ayuntamientos, dependiendo de lo que establezca la legislación de cada comunidad autónoma reclamar la descentralización de la gestión forestal, si bien deja abiertas las modalidades en las que se podrá llevar a cabo dicha descentralización. Corresponde pues a las comunidades autónomas legislar y reglamentar esta posibilidad.

La gestión en términos generales puede dividirse en dos aspectos, la planificación previa y la gestión operativa, o gestión del día a día de los montes.

La Ley 10/2006, de 28 de abril, por la que se modifica la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Monte establece en su artículo 32.3 que corresponde a las comunidades autónomas la aprobación de las instrucciones de ordenación y aprovechamiento de montes. Así mismo exige en los apartados 2 y 4 del artículo 33 que (2) los montes públicos y privados deberán contar con un proyecto de ordenación de montes, plan dasocrático u otro instrumento de gestión equivalente, (4) determinándose el contenido mínimo de los proyectos de ordenación de montes y planes dasocráticos en las directrices básicas comunes para la ordenación y el aprovechamiento de montes establecidas en el artículo 32 de esta Ley. También concluye afirmando que la elaboración de estos instrumentos deberá ser dirigida y supervisada por profesionales con titulación forestal universitaria y deberá tener como referencia, en su caso, el PORF en cuyo ámbito se encuentre el monte.

No existe tanto en la modificación de la Ley como en su versión previa nada que impida a los ayuntamientos redactar sus planes de gestión forestal de sus montes de UP si disponen de los profesionales con titulación forestal requeridos. Lo único que exige la Ley es que dicho plan sea aprobado por la autoridad competente autonómica en el caso de los montes de utilidad pública.

A los ayuntamientos que quieran gestionar operativamente sus montes les conviene extraordinariamente redactar sus propios planes de gestión de modo que desde un principio puedan asumir protagonismo sobre sus montes. Si esto es así, cabe preguntarse por qué no ha habido apenas ayuntamientos que se hayan lanzado a redactar sus propios planes. La

-
- La gestión de los montes catalogados de su titularidad cuando así se disponga en la legislación forestal de la comunidad autónoma.
 - La disposición del rendimiento económico de los aprovechamientos forestales de todos los montes de su titularidad, sin perjuicio de lo dispuesto en el artículo 38 en relación con el fondo de mejoras de montes catalogados o, en su caso, de lo dispuesto en la normativa autonómica.
 - La emisión de informe preceptivo en el procedimiento de elaboración de los instrumentos de gestión relativos a los montes de su titularidad incluidos en el Catálogo de Montes de Utilidad Pública.
 - La emisión de otros informes preceptivos previstos en esta Ley, relativos a los montes de su titularidad.
 - Aquellas otras que, en la materia objeto de esta Ley, les atribuya, de manera expresa, la legislación forestal de la comunidad autónoma u otras Leyes que resulten de aplicación.

⁶² Se define gestión como el conjunto de actividades de índole técnica y material relativas a la conservación, mejora y aprovechamiento del monte (art 6 Definiciones).

respuesta parece ser doble. En primer lugar el hecho de la falta de certeza que los ayuntamientos interesados tienen sobre si su plan será aprobado después del gasto realizado les inhibe de hacerlo. En segundo lugar, el precio de las ordenaciones, que oscilan según precios oficiales entre 20 y 30 €/ha según sea la administración o un particular quien las redacte termina por hacerles considerar que es un gasto inabordable.

Sin embargo ambos factores pueden ser superados. En relación a la primera limitación y volviendo de nuevo al artículo 32.3 de la Ley 10/2006, de 28 de abril, por el cual se *establece que corresponde a las comunidades autónomas la aprobación de las instrucciones de ordenación y aprovechamiento de montes*. La reciente aprobación de la Ley hace que prácticamente salvo de modo excepcional alguna comunidad autónoma⁶³, ninguna haya desarrollado dichas directrices. Por una parte este vacío presenta un problema a los ayuntamientos que no saben a qué atenerse en la posible redacción de la ordenación de sus montes, pero por otra presenta una enorme posibilidad de influir en dichas instrucciones. La presentación de planes de gestión/ordenación bien hechos en esta situación será sin duda una buena forma de hacer ver a las administraciones la capacidad de los ayuntamientos para redactarlos⁶⁴, y en una situación de crisis económica, será fácil lograr que puedan ser aprobados, de modo que la administración asuma un papel exclusivamente de control y garantía, pero no de actor, lo cual está en consonancia no solo con el principio básico de subsidiariedad (mencionado en el primer informe como base de cualquier política forestal y reconocido ampliamente), sino con una situación en la que cualquier ahorro a las administraciones autonómicas será bien recibido.

El problema económico recaería así en el ayuntamiento. Sin embargo, en este punto es necesario detenerse para hacer una profunda reflexión sobre la naturaleza y estado de las ordenaciones actualmente en España. Hasta la fecha las instrucciones de ordenación de montes constan de un amplio inventario seguido de la ordenación propiamente dicha. La razón por la cual el precio de las ordenaciones está en el rango de 20-30 €/ha se halla en el inventario. Las instrucciones de 1971, que daban un gran peso a la madera enfocaban el inventario al conocimiento detallado de las clases diamétricas con una validez de diez años y a partir de un inventario de campo de las mismas. Sin embargo a fecha de hoy numerosos estudios ponen de manifiesto que el valor del monte hoy es otro diferente al de la madera, madera que en muchos de los montes de utilidad pública ni siquiera será extraída a ritmos aproximados a los de su posibilidad.

Así por ejemplo, según la Primera Valoración Económica Integral de los Sistemas Forestales de Andalucía realizada por González Arenas (2007), que incluía distintos valores productivos clásicos (madera, leña, pastos, piñas, corcho, castaña y caza), junto a los valores de recreo (valor de uso y valor del paisaje) y los valores ambientales (valor de la fijación de CO₂ y valor de no-uso) determinó el Valor Económico Integral en 20.453.194.000 € y una renta de

⁶³ Un caso de esto es Castilla León, comunidad autónoma que hace unos años readaptó las instrucciones de ordenación de 1971 adaptándolas al territorio castellano leonés a través del **decreto 104/1999, de 12 de mayo de 1999, de la Junta de Castilla y León, por el que se aprueban las Instrucciones Generales para la Ordenación de los Montes Arbolados en Castilla y León**.

⁶⁴ En este sentido el artículo 9 del decreto de Castilla León de instrucciones de Ordenación de montes recoge que *los estudios de ordenación se promoverán bien por la Dirección General del Medio Natural de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, bien por los propietarios interesados. Las solicitudes de los propietarios de montes incluidos en la Red de Espacios Naturales de Castilla y León, así como las de entidades propietarias de montes de Utilidad Pública tendrán preferencia.*

409.064.000 €. De esta renta tan sólo el 30% se correspondía con valores productivos entre los cuales se encuentra la madera (entre otros muchos).

Si observamos las instrucciones de montes arbolados más recientes publicadas en España, las de Castilla León de 1999, (decreto 104/1999, de 12 de mayo de 1999, de la Junta de Castilla y León, por el que se aprueban las Instrucciones Generales para la Ordenación de los Montes Arbolados), se observa el enorme peso que tiene en la redacción de las instrucciones el aprovechamiento maderero, con un costoso inventario pie a pie en el cual se exige un mínimo nivel de error muestral, lo que encarece tremendamente el precio de la ordenación, haciéndola subir a los 20-30 €/ha. En relación al resto del proyecto de ordenación, el inventario es lo que más peso en tiempo y esfuerzo económico requiere. Por otra parte, el mismo documento reconoce que en aquellas situaciones donde el valor de la madera no sea relevante (dehesas, áreas recreativas o cantones de recreo...) se puede prescindir de dicho muestreo detallado.

Estas instrucciones, de 1999 se hicieron en un tiempo en que el concepto de servicios de los ecosistemas empezaba a estar tímidamente presente en el ámbito forestal, si bien se observa que se halla dicho concepto en “el estado socio-económico”, no en el natural. Se pone todo esto de manifiesto para mostrar cómo las instrucciones de montes arbolados más recientes de España adolecen de un método adecuado para valorar los servicios ecosistémicos. Si a este hecho le unimos que la renta de madera es cada vez más irrelevante en el VET⁶⁵ del bosque, que las clases diamétricas tienen cada vez menos valor en la medida en que la tendencia que se observa en la actualidad es que la rentabilidad de los montes puede estar vinculada a su productividad como biomasas, y que el valor principal que la sociedad otorga a sus masas es el de su existencia, es decir, fundamentalmente prefiere que no ardan a que se corten.

⁶⁵ Introducir el concepto de VET de Pearce (1993).

CAPÍTULO V. ANÁLISIS DE LOS FACTORES PARA EL DISEÑO DE POLÍTICAS DE PSE

5.1. ANÁLISIS DE LOS FACTORES DE UNA POLÍTICA PÚBLICA DE PSE

Un sistema de compensación pública de servicios ecosistémicos en España debería decidir entre las siguientes cuestiones:

5.1.1. Alcance

a. Servicios a compensar: a lo largo de este trabajo se han valorado cinco servicios ecosistémicos (biodiversidad, captura de carbono, provisión hídrica, conservación de suelos y paisaje), y se han elaborado mapas nacionales de los cinco. El Gobierno debe decidir en primer lugar si debe compensar todos en un único conjunto (como por ejemplo el modelo costarricense) o si por el contrario decide compensar determinados servicios en determinadas zonas. Esta decisión estará vinculada, asimismo, al grado de descentralización que se le quiera dar al mecanismo y probablemente al futuro alcance que se le quiera dar a esta política⁶⁶. Las tablas al final de cada una de las cuestiones de diseño muestran ventajas y desventajas resultantes de la forma en la que se aplique las posibles opciones dentro de ésta.

Tabla 46. Ventajas y desventajas de los servicios a compensar

Opción:	Ventajas	Desventajas
Servicios a compensar		
Todos juntos	<p>Puede simplificar las operaciones en cada predio sujeto a PSE.</p> <p>Igualdad de criterios para todo el territorio nacional.</p> <p>Mayor grado de compatibilidad con ayudas comunitarias.</p>	<p>Posibles incentivos perversos.</p> <p>Desequilibrios regionales.</p> <p>Sistema ineficiente a la hora de fomentar servicios más escasos en zonas en las que podrán ser más relevantes.</p>
Servicios discriminados	<p>El PSE se ajusta a las necesidades y potencial local. Se gana en eficiencia.</p> <p>Se pueden poner en valor servicios específicos en función de diversos criterios e importancia regionalizados.</p>	<p>Requiere una descentralización más costosa de planes de PSE (definirlos por ejemplo en cada plan de zona).</p> <p>Puede requerir diversos programas específicos. Todo ello puede ser más costoso.</p>

Otra cuestión importante será la posible incompatibilidad entre servicios. El incremento de un servicio ecosistémico puede implicar la disminución en otro. La fijación de carbono como

⁶⁶ Si se plantea una política de PSE como el futuro mecanismo que suplirá al Real Decreto 4/2001, de 12 de enero, por el que se establece un régimen de ayudas a la utilización de métodos de producción agraria compatibles con el medio ambiente, habrá servicios que tendrán que compensarse con criterios semejantes en toda España. Si por el contrario, el criterio para el programa PSE es desarrollar la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes o articular la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad, parece tener más sentido buscar la discriminación de servicios ecosistémicos por zonas de modo que cada lugar pueda maximizar el servicios ecosistémico que considere prioritario. Por otra parte, la divergencia entre los distintos pagos por servicios por regiones y cuantías tendrá que ajustarse como sea visto en el análisis jurídico a las discriminaciones que permita la Ley 38/2003, de 17 de noviembre, General de Subvenciones, al amparo de la cual se desarrollarían los contratos territoriales.

servicio puede ser más eficaz con plantaciones de crecimiento rápido (por ejemplo eucaliptos), puede afectar seriamente al servicio biodiversidad. Una política común y fija para todo el territorio nacional podría crear incentivos perversos en determinados territorios. Un ejemplo similar sucede en las subvenciones actuales al olivar, cuyo pago por planta contabilizada en el SIGPAC ha fomentado entre los agricultores plantar olivos en territorios no aptos para los mismos incrementando la erosión y la destrucción de islas de biodiversidad en el olivar⁶⁷.

b. Compensación de incrementos vs. compensación de stocks

Existe un antiguo debate sobre la aplicación de un sistema de PSE. ¿Debe éste favorecer los cambios compensando a quienes adquieran una nueva forma de gestionar el territorio más respetuosos con el medio natural, o por el contrario se debe compensar a quienes, fruto de esa gestión desarrollada durante años, presentan ya valores altos en sus indicadores relativos a los servicios ecosistémicos de sus territorios? La primera opción implica fomentar un sistema de PSE que favorezca cambios que se comienzan a pagar desde el momento que empiezan a desarrollarse. Por ejemplo, una repoblación en un erial o en un pasto significa una transformación que a su vez es fijadora de dióxido de carbono adicional. Por otra parte, los propietarios que siempre han mantenido el bosque incluso sin obtener beneficios de él, han permitido que un stock de carbono quedara almacenado en él. Si se compensa a quienes comienzan las repoblaciones, quienes no deforestaron podrían sentirse en una situación manifiestamente injusta, ya que por el hecho de haber generado un servicio ecosistémico de modo gratuito durante años, ahora quedan excluidos del sistema de bonificaciones. Por otra parte, intentar compensar las externalidades que se van a seguir produciendo de un modo gratuito (por ejemplo los bosques que en virtud de la Ley 43/2003, de 21 de noviembre de Montes no pueden volver a revertir en terrenos agrícolas), puede significar un alto coste y una ineficiencia en el sistema, ya que con dicho dinero podría estar garantizándose el incremento de carbono fijado en un territorio. Otra cuestión importante es si un sistema de PSE debe recompensar a quien cumple la Ley, o la Ley debe cumplirse sin recompensa por parte del Estado. Así mismo podría darse el caso de que la Ley estuviera ayudando precisamente a quienes no están cumpliendo la Ley (por ejemplo si financiara repoblaciones en terrenos que fueran deforestados o quemados ilegal o intencionadamente se pretendiera cobrar las ayudas por fijación) o a quienes tienen más facilidad para evadirla. En este sentido es importante que un sistema de PSE no genere fugas, es decir, que no fomente la compensación por servicios ecosistémicos en un territorio a cambio de deteriorar otro jugando con las distintas políticas de subvenciones (por ejemplo esto podría ocurrir si determinadas praderas de montaña dejan de ser pastadas para que crezca un bosque cuyo propietario se beneficiará de un sistema de PSE por incremento en la fijación de carbono, pero a cambio se lleva el rebaño a otro bosque generando un sobrepastoreo que impide la regeneración natural)⁶⁸.

La política de PSE en última instancia debe decidir entre la eficiencia en cuanto al incremento de servicios ecosistémicos que consigue, y que previsiblemente le está exigiendo la sociedad al pagar por ellos, y su justicia en cuanto a su capacidad para constituirse como herramienta de redistribución territorial o de reconocimiento a quienes en virtud de una provisión pasada han mantenido hasta la actualidad dichos servicios.

⁶⁷ Observación personal de autores en la provincia de Jaén realizada durante la investigación que generó este trabajo.

⁶⁸ Un caso semejante podría ser el del ganado caprino en la sierra de las Nieves. La regulación de pastos en el Parque Natural ha podido incrementar la presión que fincas aledañas al parque sufren ahora por parte de dicho ganado disminuyendo la cantidad de alcornoque regenerado (observación personal del autor en Málaga).

A lo largo de ese trabajo, este dilema se ha tenido en cuenta a la hora de elaborar el conjunto de criterios e indicadores generales propuestos con los que medir los servicios ecosistémicos. Éstos se han elaborado de modo que puedan utilizarse tanto para la valoración de stocks como de incrementos. Para ello se ha empleado el tiempo como discriminador de estos dos criterios. Una solución para este dilema parte de compensar ambas cuestiones, con una diferencia temporal. Los incrementos pueden recibir ayudas durante el tiempo que necesiten para convertirse en stock (por ejemplo una repoblación o un “hacking” de rapaces puede recibir una cierta ayuda durante un tiempo, por ejemplo cinco años), mientras que el mantenimiento del servicio se compensa indefinidamente. De este modo quien tiene un bosque recibe una compensación por la externalidad positiva, mientras que el que planta un bosque recibe una ayuda primera para lograr generar su stock del cual se beneficiará a largo plazo generándose a largo plazo un situación que tienda a ser justa entre quienes ya proveyeron el servicio y quienes se incorporan a la provisión. En este sentido, y en concordancia con los parámetros financieros descritos, los incrementos entrarían dentro de las cuentas del Coste de Conservación y mejora ambiental (CC), mientras que los de stocks entrarían dentro de los definidos como Costes Anuales de Oportunidad (CAO). La cuestión clave puede estribar en el hecho de que el CAO por stock genere beneficios mientras que el CC por incrementos cubra los gastos de transformación aun siendo cuantía superiores al CAO anual.

Tabla 47. Ventajas y desventajas del pago de flujos o stocks

Opción:	Ventajas	Desventajas
Pago de flujos o stocks		
Compensación de stocks	<p>Parece más justa ya que reconoce los servicios que se prestan sin discriminar a los que lo viene haciendo desde antaño.</p> <p>Puede servir de instrumento de redistribución de renta territorial al coincidir zonas pobres con proveedoras de servicios.</p>	<p>Puede favorecer un re-equilibrios entre regiones tradicionalmente más pobres que no pusieron en valor todo su potencial⁶⁹.</p> <p>Sistema ineficiente a la hora de fomentar servicios más escasos en zonas en las que podrán ser más relevantes.</p>
Compensación de incrementos	<p>Es más eficiente ya que incrementa la cantidad de servicios ecosistémicos totales siempre y cuando un desarrollo normativo impida su disminución una vez logrados.</p> <p>Sin compensación de incrementos no hay mejoras adicionales.</p>	<p>No reconoce el papel de ecosistemas que se encuentran en un óptimo de provisión de servicios ecosistémicos.</p> <p>Requiere probablemente un sistema de medición y seguimiento más complejo y que puede ser más costoso.</p>

c. Tipos de ecosistemas beneficiarios de los programas PSE

El Organismo responsable del mecanismo debe decidir en relación al alcance el tipo de ecosistema o uso del territorio que será objeto del sistema de PSE. Los bosques serán ciertamente proveedores de servicios ecosistémicos, pero también podrán serlo la mayor parte de ecosistemas agrícolas y ganaderos. Por otra parte, muchos ecosistemas agrícolas son los que precisamente más capacidad tienen de incrementar los servicios ecosistémicos que

⁶⁹ Un caso que pone de manifiesto esta cuestión podría ser el de las comarcas que albergan los grandes pantanos de Badajoz (La Siberia y La Serena). La renuncia al cultivo de las zonas anegadas por los pantanos han permitido la riqueza de otros territorios que ahora podrían verse doblemente beneficiados en la medida en la que aumentarían su provisión de servicios ecosistémicos.

ofrecen en la actualidad. Determinados usos como los intensivos podrían quedar directamente al margen dada su alta rentabilidad y por lo tanto su elevado coste de oportunidad en caso de ser transformada. Por otra parte podrían existir ciertos reductos dentro de dichas comarcas de cultivo intensivo que pudieran precisamente representar “islas” de servicios ecosistémicos dentro de las zonas altamente transformadas. En esta situación de escasez relativa local, podría haber mayor demanda local y por lo tanto un sistema de PSE podría capturar fondos locales para la compensación de dichas externalidades locales escasas.

La política de PSE debe valorar para estos territorios dónde y cómo enfocar su política y decidir por tanto el rango de territorios que serán objeto de sistema de PSE y para cada uno de ellos si se orientará al incremento de los sistema de PSE o al mantenimiento de los que ya provistos.

Por otra parte como probaron Borner and Wunder (2008) en este caso en la Amazonía brasileña, existen diferentes costes de oportunidad para la provisión de servicios en función de variables tales como la distancia a vías de comunicación el tipo de ecosistema, la distancia a centros de comercialización, etc... La política de PSE tendrá que decidir cuál será el coste de oportunidad para cada tipo de ecosistema objeto de la misma. Un pago eficiente en términos de maximizar la cantidad de servicios provistos puede desarrollarse en las zonas que se definan como de menor coste de oportunidad dejando las otras al margen.

Tabla 48. Ventajas y desventajas de los ecosistemas susceptibles de entrar en un sistema de PSE

Opción:	Ventajas	Desventajas
Ecosistemas susceptibles de entrar en un sistema de PSE		
Cualquiera	Con este planteamiento se estaría beneficiando cualquier mejora independientemente de su lugar de procedencia.	Sistema ineficiente a la hora de maximizar la provisión de servicios donde tienen menos coste de oportunidad.
Discriminación positiva de ecosistemas con más capacidad	Es más eficiente ya que se pueden enfocar las políticas allí donde se observa una mayor necesidad de garantizar o incrementar la provisión de servicios ecosistémicos con menor coste.	Puede perder áreas donde a nivel local exista una demanda grande por mantener zonas de esparcimiento o no desarrolladas si no se incluyen potenciales proveedores y demandantes locales.

5.1.2. Escala y beneficiarios

a. Escala de aplicación

El sistema de PSE puede estar diseñado a distintas escalas. Un programa de subvenciones a la producción basado en la cantidad de pies productores (por ejemplo el sistema de subvenciones al olivar en la Unión Europea) está diseñado a gran escala para compensar de modo igualitario a cualquier agricultor con igual número de hectáreas sin una discriminación que considere factores adicionales de productividad o calidad. Del mismo modo se puede pensar en un sistema de PSE basado en macroparámetros (por ejemplo estimación de la cantidad de carbono en función de la zona ecológica en la que se halle la zona proveedora a compensar), pero también puede asumir un carácter más específico intentando discriminar espacialmente la cantidad y calidad de servicios. Un sistema de este segundo tipo tendería más a dirigir los pagos a maximizar determinados aspectos en función de la oferta local. Este modelo probablemente incrementaría los costes de transacción al requerir más esfuerzo en la

identificación de los mismos y en el sistema de verificación y control. En este sentido por ejemplo un sistema de PSE puede basarse en los canales habituales de subvenciones autonómicas con bajo nivel de discriminación o puede descentralizarse aún a niveles comarcales o locales que permitan la ubicación de servicios específicos y su compensación. La primera opción es más sencilla y quizá más barata de aplicar mientras que la segunda es más eficaz y certera a la hora de conseguir incrementar la provisión de servicios ecosistémicos. Esta escala estará relacionada fundamentalmente con dos factores: el grado de descentralización y proximidad al proveedor del organismo verificador (no necesariamente del organismo pagador si fueran dos diferentes) de los contratos territoriales (CT), y el grado de planificación con el que se desarrollen los planes de zona en los que se desarrollen los sistemas de PSE. Si se compensan uniformemente los servicios en todo el territorio nacional el grado de discriminación entre zonas provisoras será menor. Así mismo, el tipo de escala a la que se trabaje generará criterios e indicadores diferentes en cuanto a la cuantificación de los servicios ofertados en cada finca y territorio: un trabajo a escala detallada, implicará la máxima descentralización en la aplicación del mecanismo y unos criterios locales mientras que una a nivel autonómico se basará en parámetros que tengan que ser reconocidos sobre el terreno, solo por ejemplo con fotografía aérea. Más eficacia en la protección implicará más costes y viceversa. Un ejemplo de mecanismo relativamente uniforme es el sistema nacional de PSE de Costa Rica⁷⁰.

En general, sistema nacional como el costarricense no discriminado tenderá a valorar todos los servicios de forma conjunta y con pocos criterios comunes mientras que un sistema a escala detallada requeriría el desarrollo de una cartografía temática para cada comunidad autónoma y probablemente para cada territorio con altos valores en determinados servicios ecosistémicos.

Tabla 49. Ventajas y desventajas de la escala de aplicación del sistema de PSE

Opción:	Ventajas	Desventajas
Escala de aplicación del sistema de PSE		
Escala nacional	<p>Sencillez y bajo coste de aplicación.</p> <p>Menores costes de transacción.</p> <p>No requiere un gran incremento del trabajo por parte de la administración en la implantación del sistema.</p>	<p>La falta de detalle sobre el grado de provisión puede hacer que se compensen servicios donde estos no se generan, o que se compensen sin atender a su valor real de acuerdo a su calidad y cantidad específica para cada lugar.</p>
Discriminación positiva de ecosistemas con más capacidad	<p>Es más eficaz. Se pueden incentivar la provisión de servicios ecosistémicos específicos en la cantidad y lugar donde se consideren más necesarios. También se puede ganar eficiencia al garantizar o incrementar la provisión de servicios ecosistémicos con menor coste de oportunidad.</p>	<p>Mayores costes de transacción, planificación y verificación. La verificación de los servicios debería realizarse de un modo local pudiendo generar un aumento de los costes de los organismos verificadores.</p>

⁷⁰ Mostrado en la primera parte del informe. Consultar www.fonafifo.org.

b. Tipo de propietarios

Se debe tener en cuenta que tipo de propietario se desea que sea el beneficiario del mecanismo. Tradicionalmente los beneficiarios de subsidios agrarios son aquellos que poseen tierras, y la compensación a la producción suele ser proporcional a la parte de finca puesta bajo cultivo. Este modelo traspuesto a los servicios ecosistémicos implicaría que los beneficios de los servicios ecosistémicos serían proporcionales al territorio que los provee independientemente de cualquier otro factor, incluido el trabajo que invierta el propietario en proveerlos. Pero a diferencia de una ayuda agrícola, donde de un modo más o menos directo o indirecto, está en relación a una producción final, en el caso de los servicios ecosistémicos, las ayudas pueden estar ligadas precisamente al caso contrario, es decir al abandono de las actividades que se llevaran a cabo previamente, e incluso al despido de quienes trabajasen en dicha propiedad. En este sentido un sistema de PSE puede estar modificando un régimen agrario con consecuencias sociales. Un ejemplo puede clarificarlo. Un propietario dueño de muchas hectáreas de monte vería en esta política una ayuda importante para la gestión de su finca, hasta el punto de poder decidir abandonar los usos actuales si la finca tuviera un tamaño adecuado y dejar que se “asilvestre” viviendo de las rentas que dicho “asilvestramiento” generase. Frente a esta posibilidad, otra forma de compensar los servicios puede basarse en el trabajo que implique el aprovisionamiento de los servicios. De este modo un pequeño o gran propietario que invierta horas en restaurar su territorio hacia unos usos tradicionales (ésta es por ejemplo la base del mecanismo contrato agrario de la reserva de la biosfera” (CARB) aplicado en la isla de Menorca donde se paga por ejemplo por restaurar viejos muros.

La dificultad de este segundo modelo es que no siempre se podrá estar pagando por mejoras. Es de suponer que a partir de un momento dado las mejoras ya habrán sido realizadas.

De nuevo, este primer modelo puede tender a maximizar los servicios ecosistémicos que ya viene proveyendo un territorio, mientras que el segundo puede actuar más como un mecanismo social con una cierta carga de redistribución de riquezas. De acuerdo con la ecuación fundamental de los sistemas de PSE, el primer tipo de contrato podría asemejarse a un Coste Anual de Oportunidad (CAO), mientras que el segundo lo haría a Coste de Conservación y mejora (CC). Así mismo, la primera formulación, sin excluir a pequeños propietarios, será probablemente más ventajosa para los grandes al generar beneficios sin costes de producción, mientras que la segunda favorecerá a los agricultores autoempleados en sus propiedades al generarles ingresos por trabajo.

Tabla 50. Ventajas y desventajas para el tipo de propietarios en el sistema de PSE

Opción: Tipo de propietario	Ventajas	Desventajas
Propietarios compensados según su coste de oportunidad	Eficiencia. Se estará invirtiendo los fondos del sistema de PSE en maximizar los servicios que se puedan proveer en un amplio rango del territorio. Menores costes de transacción.	La mayor parte de los contratos serán probablemente firmados por quienes dependen menos de sus fincas para subsistir ⁷¹ . EL CAO en grandes fincas puede modificar su uso.
Pequeños propietarios compensados en función de actuaciones	Puede convertirse en una política de apoyo al empleo. Facilita la restauración de terrenos degradados.	Puede disminuir en algunos casos la cantidad de servicios provistos por unidad monetaria invertida. Puede ser limitado en el tiempo sin garantía de sostenibilidad futura acabado el trabajo.

c. Modelo de tenencia de la tierra

El organismo responsable debe decidir si el sistema de PSE se aplica exclusivamente sobre tierras privadas o si también incluye a las públicas y la forma en la que se hace. En ambos casos debe decidir si la compensación debe ser el titular del contrato de PSE, si el propietario del predio objeto de sistema de PSE, o por el contrario quienes cuiden y garanticen los servicios ecosistémicos, o ambos. Tanto en tierras públicas como privadas pueden existir grupos de custodia trabajando. Si estos se hallan sobre tierras privadas parece lógico que el contrato sea firmado con el titular si bien este cede parte de la subvención o subcontrata a los grupos de custodia. Pero también puede darse el caso inverso. El propietario quiere ceder los derechos de gestión de su finca a un tercero, el cual puede ser un grupo de custodia del territorio. La política de PSE debe decidir si admite que no propietarios puedan ser los beneficiarios del contrato. En otros casos incluso podrían generarse contratos con grupos de custodia por trabajar o desarrollar una vigilancia o labores de apoyo a una especie en extinción que campea en un territorio amplio que abarca a más de una finca y se extiende también por terrenos públicos. En este caso, debe decidirse si el grupo en función de su custodia puede considerarse como firmante de un sistema de PSE. Por último, existen numerosos acuerdos de custodia del territorio que implican el uso de terrenos públicos. También en este sentido debe decidirse si se compensa al ayuntamiento propietario por ejemplo de un monte de utilidad pública por sus servicios, o si por el contrario se compensa al grupo de custodia que incrementa o con su trabajo garantiza la provisión de los mismos.

⁷¹ Un ejemplo de esta política puede hallarse en los Certificados de Abono Forestal para el Manejo del Bosque (CAFma) y los certificados para la Protección del Bosque (CPB) que formaban parte de los Incentivos Fiscales de Deducción del Impuesto sobre la Renta creados en 1979 en Costa Rica, antecesores de la actual política de PSE nacional del país dirigida por el FONAFIFO (ver primer informe). Dichos incentivos hoy reconocidos en el artículo 29 de la ley forestal 7575 (y consistentes en exenciones de pago de tributos) beneficiaron fundamentalmente a grandes propietarios, no a pequeñas comunidades o campesinos para quienes las exenciones de pago ni siquiera aplicaban. Posteriormente a estos Incentivos para Reforestar se transformó en una política de Pago por Servicios Ecosistémicos (PSE) que incluyó el Certificado de Abono Forestal para Pequeños Reforestadores (CAFfa/CAF por adelantado), Certificado para la Conservación del Bosque (CCB) y el Pago por Servicios Ecosistémicos (PSE) enfocado a beneficiar a pequeños propietarios, cuidadores de territorios y comunidades. Un análisis más profundo puede comenzarse por Rodríguez, J. 2002. Los servicios ambientales del bosque: el ejemplo de Costa Rica. Revista forestal centroamericana 36:47-53.

En líneas generales se podría afirmar que la inclusión de no propietarios puede complicar el modelo de PSE, ya que probablemente requeriría un programa adicional para no entrar en competencia con propietarios con un coste de oportunidad definido. Por otra esta apertura a diferentes colectivos puede convertirse en un instrumento de mejora en la eficacia de la provisión de los servicios.

Tabla 51. Ventajas y desventajas de la tenencia de la tierra en el sistema de PSE

Opción:	Ventajas	Desventajas
Tenencia de la tierra		
Pago exclusivo a propietarios	<p>Mayor sencillez y menores gastos de transacción.</p> <p>Fácil sustituto de Real Decreto (RD) de ayudas agroambientales.</p> <p>Podría favorecer la contratación de especialistas ambientales para lograr los pagos por servicios</p>	<p>Se podrán dejar atrás muchas actuaciones que los propietarios no sabrían o querrían hacer por sí mismos sin ayuda de entidades de custodia.</p>
Pago ampliado a grupos de custodia y arrendatarios	<p>Más eficacia en la conservación de servicios ecosistémicos y más flexibilidad a la hora de trabajar con terrenos de propiedad por clarificar⁷² y/o públicos.</p> <p>Potenciaría a nivel nacional el movimiento de custodia al darle un soporte económico reconocido permanente.</p>	<p>Implica mayores costes administrativos y mayor complejidad al requerirse probablemente diversos programas de PSE diferenciando propietarios y custodios.</p>

5.1.3. Mecanismo político

a. Sistema centralizado o descentralizado

La primera decisión política a tomar sobre el sistema de PSE debe ser la referente a quien lo gestiona. De acuerdo con el principio de subsidiariedad que dicta que la autoridad debe resolver los asuntos en las instancias más cercanas a los interesados, como queda recogido en el Tratado de la Unión Europea (artículo 5.2 y 5.3), el Artículo 148 de la Constitución Española en el que se definen las competencias que pueden asumir las comunidades Autónomas, y en general toda la tradición de gestión agraria y ambiental española, parece que si bien debe dictarse una normativa y un plan común para toda España de Pago por Servicios Ecosistémicos, debe corresponder a las autonomías adaptar dicho plan y desarrollarlo en sus correspondientes territorios. Así pues, la cuestión de centralización no se plantea aquí como una dicotomía entre la administración central y las autonómicas, ya que se entiende que la administración central, como recoge el artículo 149 de la Constitución debe establecer las *bases y coordinación de la planificación general de las actividades económicas* y ambientales, mientras que el papel de las administraciones autonómicas debe de ser el de desarrollarlas y adaptarlas, Así, y como también establece el artículo 73 de la Ley de Patrimonio Natural y la Biodiversidad, “deber de ser las comunidades autónomas las que regulen los mecanismo y las condiciones para incentivar las externalidades positivas de los terrenos”, como sería el caso de

⁷² Un ejemplo de terrenos de propiedad privada sin tenencia clarificada lo constituyen las parcelas de montes en pueblos del valle del Tiétar en la sierra sur de Ávila, donde el abandono progresivo de parcelas catastradas y la multiplicidad de herederos hace en algunos casos imposible saber quién es jurídicamente el dueño de algunas de dichas parcelas.

un programa nacional de PSE. Lo que se plantea por lo tanto como discusión de hasta dónde debe llevarse dicho principio de subsidiariedad, si hasta el ámbito autonómico o al comarcal e incluso municipal y local.

Las autonomías pueden decidir ser el organismo final encargado de gestionar un programa de PSE en sus territorios o pueden continuar una descentralización a nivel comarcal, e incluso municipal. De acuerdo con el principio básico de los sistemas de PSE, capturar externalidades a fin de invertir los fondos de su venta en conservación en el territorio, existen como hemos ido viendo diferentes ámbitos en los que parte del valor se puede capturar. Un sistema de PSE descentralizado por comarcas e incluso municipios podrá capturar más externalidades que una exclusivamente a nivel autonómico. Esta tercera descentralización implicará obviamente que determinadas comarcas o municipios quieran asumir la creación y gestión de mecanismos más locales en los que puedan comprometer también sus fondos propios así como desarrollar la capacidad de lograr nuevos fondos adicionales. Mientras que un mecanismo a nivel autonómico tendrá la ventaja de utilizar las estructuras ambientales o agrarias ya existentes, una tercera descentralización implicará la creación de capacidades comarcales (ya sea por ejemplo a través de los grupos de acción local definidos en los diversos planes autonómicos de desarrollo rural) o locales (cabildos insulares, ayuntamientos, mancomunidades...) que asuman a través de los sistemas de PSE nuevas competencias dirigidas a velar por la integridad ambientales de sus territorios. Si el nivel autonómico presenta la ventaja de la sencillez, el segundo tipo de mecanismo podría desarrollar una labor más detallada y certera en aquellos territorios que asumieran compromisos. En este sentido, los estudios efectuados hasta la fecha sobre los procesos de descentralización administrativa hasta el nivel local realizados sobre todo en países en desarrollo, vienen a coincidir en que esta descentralización puede ser un éxito cuando existe una demanda y una capacidad local de asumir los nuevos compromisos que ésta implica (Larson y Ribot, 2009).

Tabla 52. Ventajas y desventajas del grado de descentralización del sistema de PSE

Opción: Grado de descentralización	Ventajas	Desventajas
Centralización en las comunidades autónomas	Mayor sencillez y menores gastos de transacción. Fácil sustituto de RD de ayudas agroambientales.	Se podrán dejar atrás muchas actuaciones a nivel local.
Descentralización hasta comarcas y entidades locales	Más eficacia en la conservación de servicios ecosistémicos y más flexibilidad a la hora de negociar con propietarios. Permitiría la puesta en valor de activos ecosistémicos que no pueden llegar a ser descubiertos desde una planificación a nivel autonómica.	Requiere un esfuerzo de formación y probablemente de apoyo en la puesta en marcha de las entidades locales, grupos de acción local o entidades responsables de los sistemas locales de PSE.

b. Mecanismo público o público-privado

Existen diversas posibilidades a la hora de crear una o varias cajas de financiación de los servicios ecosistémicos. Existe la posibilidad de tener distintos fondos de acuerdo a los diferentes servicios, si bien esta opción no plantea ventajas, si no tan sólo complicaciones administrativas, ya que aunque se compensaran de diferente forma los servicios, los fondos no tendrían por qué ser distintos.

La dicotomía fundamental sobre la caja de los fondos de compensación es si debe salir exclusivamente de los fondos del Estado, o si por el contrario debe buscarse la participación en la misma del conjunto de la sociedad por vías alternativas a la recaudatoria de impuestos habitual. Como se pone de manifiesto, existe una distancia entre el gasto público actual en conservación de la naturaleza y el Valor Económico Total estimado de ésta. Los valores de gasto público tienden a mostrar un límite superior del dinero capturable para financiar la conservación de la naturaleza, incluidas las externalidades, por lo que la distancia entre el valor que se estima tienen dichos servicios para la sociedad y el gasto debería proceder de otras fuentes.

La discusión entonces puede centrarse en el grado de participación que pueden tener las entidades que contribuyan a financiar los servicios ecosistémicos en España. Un modelo, similar al costarricense puede estar basado en la emisión de certificados de servicios ecosistémicos que son comprados por la sociedad de forma voluntaria como parte de los programas de responsabilidad corporativa de las empresas, a través de mecanismos de “cap and trade” de corte obligatorio (siguiendo un modelo similar el del protocolo de Kioto). Frente a este modelo se puede proponer otro más participativo donde las empresas no únicamente compran dichos certificados de servicios ecosistémicos expedidos por el gobierno por ejemplo en virtud de sus programas de responsabilidad corporativa o de sus emisiones de carbono producidas, sino que participan activamente en el gobierno, la gestión, orientación y búsqueda de financiación para el Fondo. Pueden incluso constituirse en una Fundación público-privada. La ventaja de este segundo modelo es que involucra más a la sociedad en la conservación de los servicios. Ambas cuestiones son posibles de acuerdo a la legislación actual como muestra el informe legal.

Otra cuestión a considerar es la forma en la que se van a descentralizar los fondos. De nuevo las comunidades autónomas tendrán que elegir entre invitar a participar a la sociedad civil y empresas en la gestión del propio fondo que pudieran constituir, o considerarlos exclusivamente como compradores de los certificados que puedan emitir a nivel autonómico.

En líneas generales, se puede afirmar que la participación en otros ámbitos de la conservación ha sido un modelo de gestión con éxito. Un ejemplo lo puede constituir el modelo de “patronato” aplicado en España a parques nacionales y naturales. En ellos, cuando el Estado comparte la dirección y decisiones sobre un activo ambiental, se logran mejores resultados en términos de aportes, ideas, fondos, capacidad científica etc... que la dirección exclusiva por parte de un organismo oficial responsable. Con la participación la sociedad se involucra, conoce mejor sus activos o servicios ecosistémicos y se puede comprometer mejor a defenderlos, tanto económica como científicamente. En este sentido otros trabajos han mostrado como la creación de sistemas de PSE descentralizados y a niveles muy locales puede suponer un apoyo eficiente a la gestión pública de la conservación de dichos servicios.

Los servicios ecosistémicos: de la subsidiariedad a la adicionalidad

Flores-Velásquez *et al.* (2008) pusieron de manifiesto el papel adicional que podía desempeñar un sistema de PSE a nivel local en apoyo de las políticas públicas⁷³. En el planteamiento de un sistema de PSE en el Pantano de San Juan Madrid basado en el pago de entradas al pantano a desarrollar por el Grupo de Acción Local “Sierra Oeste” con la participación de los diferentes agentes públicos y privados de su territorio, se analizaron tres escenarios diferentes de interacción con la Comunidad de Madrid. El primer escenario suponía que el grupo local se haría cargo de todas las exigencias locales de conservación. En el segundo sólo abordaría aquellas adicionales a las incluidas y desarrolladas ya por el Plan Forestal de la Comunidad de Madrid. El tercer escenario consideraba mantener la situación como en la actualidad. Estos tres escenarios incluían distintas medidas que se consideraron prioritarias a partir del análisis de las acciones de gestión y ordenación discutido por los actores locales para garantizar una correcta provisión de servicios ecosistémicos en la zona. Un análisis de las medidas permitió diferenciarlas entre medidas que ya eran asumidas por la Comunidad Autónoma en su Plan Forestal de otras nuevas que constituían la demanda local (por ejemplo más vigilancia en las áreas recreativas), no contempladas por el Plan Forestal. Por último existía una zona de intersección entre ambas. El trabajo puso de manifiesto como la creación de un sistema de PSE en la zona no sólo aportaba medidas adicionales de conservación al plan (las consideradas adicionales y propias del sistema de PSE), sino que también podía mejorar la eficiencia en el desarrollo de labores incluidas en el plan por agentes locales (medidas en la zona de intersección si eran asumidas por agentes locales).

⁷³ El análisis económico de los tres escenarios propuesto en el artículo así como en el capítulo IV arrojó un balance acumulado de beneficios en servicios ecosistémicos para diez años de 140.748 € para el escenario primero, (el consorcio local solo desarrolla medida adicionales), de 608,904 € cuando se transferían labores al Grupo de Acción Local y de -436.842 € en el caso de mantener la situación actual.

Tabla 53. Ventajas y desventajas de mecanismo público o público-privado

Opción: Mecanismo público o público - privado	Ventajas	Desventajas
Fondos nacionales y locales exclusivamente públicos	Mayor sencillez administrativa. Fácil sustituto de RD de ayudas agroambientales.	Se podrían dejar atrás muchas ayudas y aportes de entidades y agentes involucrados en la gestión de los diversos fondos.
Descentralización hasta comarcas y entidades locales	Incrementa la capacidad de capturar fondos adicionales para distintos sistemas de PSE. Facilita el hecho de que la sociedad a través de sus agentes económicos y sociales se comprometa en la gestión y conservación de sus recursos.	Requiere un esfuerzo adicional de coordinación, invitación y "seducción" a sectores económicos y sociales de la sociedad para que desarrollen un papel activo y donante en el fondo.

c. Modelo agrario: subvenciones o proceso de desarrollo rural

La Unión Europea establece dos pilares para su política agraria, el primero, que continúa siendo preponderante, lo constituye la política de precios y mercados. El segundo es el desarrollo rural, el cual desde la Cumbre de Berlín de 1999 se destacó de forma prioritaria. Una política de PSE puede estar vinculada a ambos pilares. En la medida que sea una continuación del *Real Decreto 4/2001, de 12 de enero, por el que se establece un régimen de ayudas a la utilización de métodos de producción agraria compatibles con el medio ambiente* estará vinculado al primero. En la medida que facilite la articulación de la sociedad civil en comunidades enfocada a lograr mejoras en el territorio por vías alternativas a los precios, lo estará en el segundo. En la Unión Europea, este segundo pilar se ha articulado a través de la creación de grupos de acción local: Éstos en España cubren casi la totalidad de su territorio agrario.

España tiene una superficie agraria y forestal susceptible máxima de recibir pagos por servicios ecosistémicos de 16.831.637 ha en agricultura incluida toda la agricultura⁷⁴ menos la industrial (más viveros flores e invernaderos), a las que sumar 11.546.276 ha forestales y 7.329.335 de prados y pastizales⁷⁵. Esto representa un máximo de 35.707.248 ha (tabla 57).

⁷⁴ La agricultura española produce un 3 % de la riqueza del país (PIB) y emplea a un 6,4 % de los trabajadores (720.000 personas, de las cuales un 38,5 % son trabajadores asalariados). Hay 1.210.000 explotaciones, de las cuales un 4 % sobrepasa las 100 ha. El tamaño medio de una explotación es de 21 ha (UE: 18,5 ha) con grandes diferencias: - tamaño medio de una explotación que produce cereales (40 ha) y tamaño medio de una explotación que produce verduras y hortalizas (6 ha).

⁷⁵ Esta cifra podría aumentarse a 43.281.6737 ha si se consideran todas las tierras consideradas como montes en España y que ascienden a 26.452,00 ha.

Tabla 54. Distribución de la superficie de la tierra por tipo de cultivo

Tipo de cultivo	Superficie	Tipo de cultivo	Superficie
Cereales grano	6.840.985	Frutales cítricos	306.557
Leguminosas	410.730	Frutales no cítricos	1.062.142
Tubérculos	72.420	Viñedo	1.149.749
Industriales	728.898	Olivar	2.456.719
Forrajeros	852.630	Otros cultivos leñosos	59.940
Hortalizas	199.668	Viveros	16.218
Flores y ornamentales	1.707		
Total cultivos herbáceos (A)	9.107.038	Total cultivos leñosos (D)	5.051.325
Superficie en invernadero	65.218		
Barbecho	3.319.193	Huertos familiares	100.904
Otras tierras de labor (B)	3.319.193	Otras tierras de cultivo (E)	166.122
Total tierras de labor (C=A+B)	12.426.231	Total tierras de cultivo (C+D+E)	17.643.678
		Prados y pastizales	7.329.335
		Superficie forestal arbolada	11.546.276
		Otras superficies	13.968.521
		Superficie geográfica	50.487.836

En relación al Plan de Desarrollo Rural Sostenible (PDRS) España tiene una superficie de 42.607.100 ha (el 84,41% de la superficie nacional)⁷⁶ incluidas dentro de él divididas en 219 zonas rurales.

Por otra parte existen 222 comarcas con dichos grupos de acción local operativos. Muchas de las comarcas coinciden espacialmente con las zonas rurales. Si se opta por desarrollar una estructura de PSE enfocada a fomentar el desarrollo rural parece coherente contar con esta estructura ya existente y fortalecerla y capacitarla a fin de que pueda desde un conocimiento concreto de su territorio implantar o seguir sistemas de PSE a distintos niveles, desde el autonómico al local. Si se opta por un modelo más basado en políticas de compensación de precios agrícolas, entonces los grupos de acción local no tienen por qué desarrollar un papel en la articulación de sistemas de PSE.

Así pues, será necesario decidir si se cuenta o no con la estructura de grupos de acción local de apoyo al desarrollo rural en España como apoyo a los sistemas de PSE. Su principal ventaja es que puede ahorrar la duplicación de funciones al estar ya presentes en casi todo el territorio nacional. Por otra parte, si se pretendiera tener un mecanismo adaptado a las comarcas con un profundo conocimiento de los servicios que lo que cada una de ellas puede ofrecer, bastaría para estructura dicho sistema de PSE preparar y dotar a los 222 grupos de acción local con la capacidad logística y preparación técnica para asumir esta labor.

⁷⁶ Dichas zonas poseen una población de 10.579.281 habitantes (22,92% de la población española).

d. Relación entre el organismo de control y el pagador

La Unión Europea a través de sus diferentes reglamentos relativos a la política agraria establece una diferencia entre organismos pagadores y organismos de control, permitiendo también que ambos coincidan.

Grupo de Acción Local en España

Los programas de desarrollo rural LEADER y PRODER cubren respectivamente 25.118.600 y 23.421.900 ha. Estas macro-cifras permiten mostrar cómo tanto el territorio susceptible de recibir pago por servicios ecosistémicos en España, tanto protegido como no protegido prácticamente en su totalidad está cubierto por la red de grupos de desarrollo rural esparcidos en al menos 222 comarcas.

En concreto, la Red Española de Desarrollo Rural (REDR) estima que existen en España 222 grupos de desarrollo rural⁷⁷, en los que trabajan más de 1.500 técnicos, cuya acción se extiende a 7.000 municipios y una labor de los grupos afecta a más de 9.000.000 de personas. De estos grupos, el Ministerio de Medio Ambiente contabiliza 145 grupos desarrollando programas LEADER+ y 162 con PRODER-2. La dotación financiera de los Programas LEADER+ españoles cuenta con un Gasto Público superior a 881 millones de euros, de los cuales un 62,35 % corresponde a la cofinanciación comunitaria y un 37,65 % a las Administraciones Nacionales⁷⁸. Los proyectos subvencionados en la iniciativa LEADER+, se inscriben, con carácter general, en servicios a la población, patrimonio natural, valorización de productos locales agrarios, PYMEs y servicios, valorización del patrimonio cultural y arquitectónico, turismo rural, otras inversiones, formación y empleo, cooperación inter-regional y cooperación transnacional. En el caso del PRODER-2, el Gasto Público total asciende a 797,6 millones de €, con una cofinanciación de la UE del 62,11%. La inversión privada asciende a un mínimo de 671 millones de €, con lo que la inversión real total supera los 1.470 millones de €. Dichos grupos de desarrollo rural cubren casi toda la superficie rural española (251,186 km² LEADER+ con 3.994 municipios (5.921.318 habitantes) y 3.646 municipios con 234.219 km² (7592.927 habitantes) los PRODER-2.

⁷⁷ Este es el número de grupos afiliados a la red pero puede haber más.

⁷⁸ Está prevista una inversión privada mínima por importe de 625,3 millones €, por lo que se calcula que la inversión real total alcanzará al final del periodo, o incluso superará, los 1.500 millones €.

Tabla 55. Ventajas y desventajas del modelo administrativo del sistema de PSE

Opción:	Ventajas	Desventajas
Modelo administrativo		
Subvenciones agrarias	<p>Mayor sencillez administrativa.</p> <p>Fácil sustituto de RD de ayudas agroambientales.</p> <p>La estructura administrativa autonómica es suficiente.</p>	<p>Se podrán perder servicios ecosistémicos al no descentralizar el mecanismo en comarcas.</p> <p>El sistema se convierte en un sustituto de las subvenciones sin que genere un cambio social de las poblaciones hacia sus servicios ecosistémicos.</p>
Proceso de desarrollo rural	<p>Incrementa la capacidad de capturar fondos adicionales para distintos sistemas de PSE.</p> <p>Facilita el hecho de que la sociedad a través de sus agentes económicos y sociales se comprometa en la gestión y conservación de sus recursos.</p>	<p>Requiere un esfuerzo adicional de fortalecimiento y preparación de los grupos de acción local para que puedan asumir competencias de valoración y de extensión ambiental sobre sus territorios.</p>

A nivel nacional se puede por lo tanto optar por cualquiera de estas posibilidades. La cuestión a debatir es si la descentralización generará más o menos eficacia y eficiencia. La aplicación de la condicionalidad requiere que se verifique el uno por ciento de las superficies acogidas a la condicionalidad (requisitos legales de gestión y las buenas condiciones agrarias y medioambientales de acuerdo con los artículos 4 y 5 del Reglamento (CE) no 1782/2003). La distinción entre organismos pagador y de control puede permitir expandir este uno por a casi la totalidad del territorio bajo sistema de PSE. A este respecto, si se asume que una política de PSE, al tratarse de un mecanismo “quid pro quo”, se debe buscar el pago de resultados o servicios allí exactamente donde se producen y en la medida en la que se producen, en lugar de dar ayudas sin contraprestación definida. Para tender a la eficacia, es necesario tener no sólo un control sino una capacidad planificadora sobre el territorio mucho mayor que el que se derivaría de continuar los mecanismos de control propios de la condicionalidad tal y como son aplicados en la actualidad (al 1% de la superficie). Esta cuestión redirige de nuevo a la posibilidad de descentralizar parte de los sistemas de PSE, al menos el control y apoyo a la planificación en los grupos de acción local, los ayuntamientos u otras entidades más próximas al territorio en el cual se busque la aplicación del mecanismo como dictaría la aplicación del principio de subsidiariedad a los sistema de PSE.

Tabla 56. Ventajas y desventajas entre organismo pagador y organismo verificador en un sistema de PSE

Opción: Relación entre organismo pagador y organismo verificador	Ventajas	Desventajas
Organismo único	<p>Mayor sencillez administrativa.</p> <p>Fácil sustituto de RD de ayudas agroambientales.</p> <p>La estructura administrativa autonómica es suficiente.</p>	<p>Se podrán perder servicios ecosistémicos al no descentralizar el mecanismo de verificación en comarcas.</p> <p>No permite la planificación específica de los servicios ecosistémicos a proveer en cada finca en función de sus particularidades.</p> <p>No garantizan una verificación profunda de la provisión.</p>
Organismos diferentes con asesoría sobre la provisión de servicios, y verificación local (municipal, comarcal vía grupos de desarrollo...)	<p>Incrementa la capacidad de planificar eficazmente la provisión de los servicios ecosistémicos.</p> <p>Facilita también la educación de los proveedores al contar con asesores/verificadores con los que negociar los contratos territoriales a partir de un conocimiento amplio de cada finca.</p>	<p>Requiere la creación de un cuerpo de verificadores asesores para la creación de contratos particularizados a los propietarios.</p>

5.1.4. Mecanismo financiero

a. Captación de fondos internacionales, nacionales o locales

Una política de PSE podrá buscar fondos en diversos ámbitos. En el internacional quizá pueda encontrar compradores de créditos de carbono en función de la evolución futura del Protocolo de Kioto, o en la Unión Europea a través de la política agraria y medioambiental común. En un ámbito nacional podrá nutrirse de los presupuestos generales del Estado, multas, tasas y tarifas, pero también de venta de emisiones de servicios ecosistémicos en un mercado interior o exterior como pretende por ejemplo Costa Rica. Así mismo, las distintas comunidades autónomas también podrían repetir estos mecanismos a nivel autonómico. Habrá empresas que potencialmente querrían contribuir al fondo de servicios ecosistémicos nacionales (por ejemplo RENFE), mientras que otras preferirían hacerla probablemente a través de un fondo autonómico (por ejemplo los Ferrocarriles Catalanes o el EUSKALTREN). De nuevo la descentralización permitiría capturar más valor por las externalidades que en un sistema centralizado. Por último, si los sistemas de PSE se descentralizan hasta un nivel comarcal o local podrán captar el valor económico de externalidades que tienen importancia exclusivamente a nivel local, como por ejemplo la belleza escénica (Flores-Velásquez *et al.*, 2008). En general se observa que cuanto más amplia sea la descentralización mayor será el potencial de captura de externalidades. Un mecanismo subsidiario donde lo local es soportado por lo autonómico y este por lo nacional puede ser por tanto el más eficiente en términos de captura adicional de fondos.

Tabla 57. Ventajas y desventajas en el ámbito de captación de fondos de un sistema de PSE

Opción: Ámbito de captación de fondos	Ventajas	Desventajas
Financiación única	<p>Mayor sencillez administrativa.</p> <p>Fácil sustituto de RD de ayudas agroambientales.</p> <p>La estructura administrativa actual puede ser suficiente.</p>	<p>Se captarán menos fondos económicos por externalidades al no descentralizar el mecanismo de captura de fondos en comarcas.</p> <p>No facilita la venta específica de los servicios ecosistémicos a proveer por zonas según intereses locales de empresas y público en general.</p>
Financiación subsidiaria con aportaciones a fondos descentralizados	<p>Incrementa la capacidad de capturar externalidades localmente y de gestionar los servicios ecosistémicos a dicho nivel.</p> <p>Facilita la educación de los compradores del servicio ecosistémico que relacionan su pago con el servicio que reciben de un modo directo.</p> <p>Facilita la creación de distintos mercados ajustados a los compradores de servicios ecosistémicos.</p>	<p>Requiere invertir en creación de capacidades locales en municipios, cabildos o grupos de acción local próximos a la provisión de las externalidades locales.</p>

b. Ayudas vs pagos

Tradicionalmente, la política agraria europea ha venido prestando un apoyo subsidiario en forma de ayudas a la producción. Los sistemas de PSE por definición son pagos. La diferencia estriba en que el pago se materializa en la medida que hay un servicios (producto) que es verificable y cuantificable. Cuantificar los servicios provistos no es una tarea sencilla. Para ello Espinal de Cavo y Martínez de Anguita (2011) definen una serie de principios, criterios, indicadores y verificadores para la evaluación de servicios ecosistémicos. Aun así, la inercia del subsidio puede ser fuerte y haber un cierto rechazo a la verificación de resultados. Muchos agricultores, o incluso muchos intereses políticos pueden abogar por utilizar los sistemas de PSE como una política de continuidad en relación a la de los subsidios.

Por otra parte, los sistemas de PSE se pueden plantear no como el pago a un resultado medible, sino como una ayuda para la elaboración de determinados trabajos (ayudas a la reforestación por ejemplo). En otros casos se puede plantear como sistema de PSE la financiación de las actividades de los grupos de custodia, o la financiación de actividades de educación ambiental o trabajos de restauración del medio por parte de ayuntamientos. El organismo gestor del sistema de PSE debe definir exactamente su concepto de PSE y si finalmente pagará por resultados o por procesos.

En el análisis económico a fin de permitir la posibilidad de contemplar ambas posibilidades se han distinguido entre Costes de Conservación y mejora (CC) y Costes Anuales de Oportunidad (CAO). Este trabajo está realizado desde la hipótesis de que los CAO pueden durar indefinidamente en el tiempo y que son específicamente pagos mientras que los CC son

coyunturales hasta lograr provisionar los servicios. En cualquier caso corresponderá al órgano gestor del fondo definir que considera como sistema de PSE y que no dentro de un marco que habrá de definirse a nivel nacional.

Tabla 58. Ventajas y desventajas de ayudas vs pagos en el sistema de PSE

Opción:	Ventajas	Desventajas
Ayudas vs pagos		
Ayudas	<p>Mayor sencillez administrativa.</p> <p>Fácil sustituto de RD de ayudas agroambientales.</p> <p>La estructura administrativa actual puede ser suficiente.</p>	<p>No hay verificación de la provisión de servicios ni garantías de que se incrementen.</p>
Pagos	<p>Son eficientes y eficaces. Se paga por aquellos que se puede de algún modo estimar y el pago puede ser proporcional a la provisión.</p>	<p>Requiere invertir en instituciones con capacidad de verificar la provisión y dar orientaciones a los oferentes para incrementar su provisión en cantidad y calidad.</p>

c. Reparto vs. Subasta

Los fondos con los que se paguen los servicios ecosistémicos provistos pueden adjudicarse según criterios e indicadores que den lugar a un ranking sobre el cual valorar los servicios provistos. Si se paga en función de la verificación de dichos criterios por parte de un organismo de control, se estará logrando una distribución equitativa, o cuanto menos proporcional a los servicios provistos. Este modelo “equitativo” no tiene en cuenta que las distintas circunstancias de los oferentes son diferentes. Así, habrá algunos que por una mínima cantidad de dinero podrán aceptar mejor el coste de oportunidad que supone cambiar alguna práctica para incrementar la provisión de los servicios ecosistémicos. Si el oferente puede ofertar la cantidad de dinero que considera necesitará para proveer los servicios en un régimen de pública concurrencia, tendrá en cuenta las posibles ofertas de los competidores, bajando así su precio hasta su mínimo coste de oportunidad verdadero. Esto pone de manifiesto la lógica de este sistema seguido en concreto en las subastas de biodiversidad finlandesas (figura 48). Cada dueño entrega al organismo de control y pagador en un sobre cerrado su oferta. Esta es valorada y se comienza el reparto de fondos por aquellas que ofrecen más servicios a menor coste.

Tabla 59. Ventajas y desventajas del reparto vs subasta del sistema de PSE

Opción:	Ventajas	Desventajas
Reparto vs subasta		
Reparto de fondos	Mayor sencillez administrativa. Fácil sustituto de RD de ayudas agroambientales.	No hay una verificación de la cantidad y calidad de la provisión de servicios que permita incrementarlos con un esfuerzo menor de la sociedad.
Subasta de servicios entre proveedores.	Son más eficientes. Se maximiza la cantidad de servicios provistos por unidad económica invertida. Facilitan que los espacios menos útiles agrícolas reviertan a estados más naturales.	Emplea criterios de eficiencia contrarios a los habituales en el reparto de ayudas comunitarias pudiendo generar cambios en la estructura agraria local. Ahora podrían cobrar quienes antes no cobraban y viceversa.

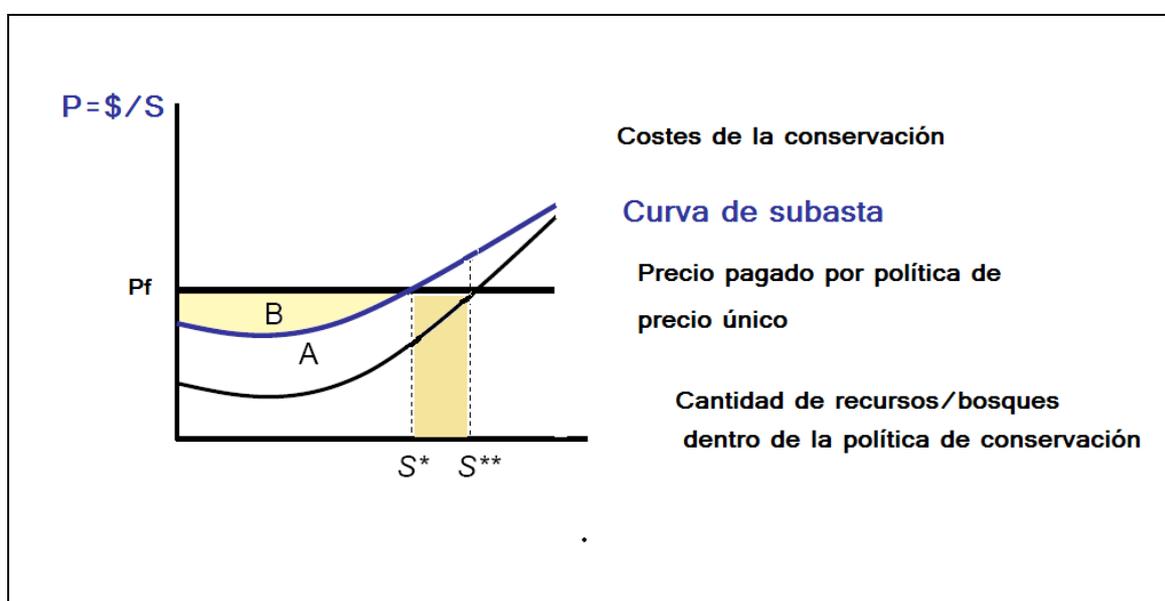


Fig. 39. Eficiencia de la subasta frente al reparto

Modelo teórico de eficiencia de las subastas frente al reparto

La curva A muestra los costes marginales de la conservación. En algunos sitios están muy por debajo del precio que el organismo pagador está dispuesto a pagar P_f . La curva de subasta B se aproxima a la A, si bien los propietarios intentan incrementar sus beneficios por encima de ella. Aun así, permite pasar la cantidad de bosque protegido de S^* a S^{**} al aceptar las principales ofertas por debajo de P_f . Utilizando el dinero ahorrado (volumen por encima de B hasta P_f) para gastarlo en un incremento de superficie equivalente pasando de S^* a S^{**} . Adaptado de Latacz-Lohman y van der Hamsvoort (1998) aplicado al mecanismo finlandés de compensación de biodiversidad en fincas privadas.

d. Sistema de pago diferenciado o único

El organismo que gestione el sistema de PSE debe decidir si compensar los servicios ecosistémicos de un modo conjunto o estableciendo diferentes pagos en función de diversos

criterios o de diversas modulaciones de los mismos. Estos criterios pueden combinar la importancia del servicio con el lugar.

Es previsible que cada comunidad autónoma articule su propia estrategia. Así pues, el sistema nacional de PSE debe decidir si establece unos rangos para los diversos servicios ecosistémicos o si por el contrario busca criterios de reparto de fondos por comunidades independientemente de los servicios que éstas provean. Si opta por cuantificar los principales servicios ecosistémicos en todo el territorio nacional como se ha hecho en este trabajo, podrá asignar a cada comunidad una serie de fondos proporcionales a los servicios que ya ofertan o que potencialmente podría ofertar. Cuanto más homogéneos sean los criterios para todo el territorio nacional más fácil será el reparto de fondos. Por el contrario, si se busca un reparto equitativo de fondos se podrá perder eficacia. Por último se puede pretender que cada territorio maximice los servicios que quiera generando distintas formas de pago (unas comunidades por ejemplo pueden decidirse por pagar stocks mientras que otras pagan incrementos) permitiendo que el reparto se haga con criterios más relacionados con el actual reparto de subvenciones generando menos cambios sociales y económicos en el medio rural.

Un criterio intermedio que incluya unos máximos y mínimos a compensar en función de los distintos servicios ecosistémicos de acuerdo a unos criterios generales para todo el territorio español unidos a la exigencia de co-financiación por parte de las comunidades autónomas de dichos planes puede ser una buena aproximación al problema ya que su aporte sería un indicador del interés que tengan en articular dichos planes: de este modo se estaría dando estabilidad y flexibilidad a la vez al sistema.

Tabla 60. Ventajas y desventajas de los modelos de pago en el sistema de PSE

Opción: Modelo de pagos	Ventajas	Desventajas
Único para todos los servicios	Mayor sencillez administrativa. Valora equitativamente la producción de servicios independientemente del lugar en los que se produzcan.	Elimina flexibilidad para compensar aquellos donde su importancia relativa sea mayor a menor escala. El reparto puede beneficiar a comunidades que menos necesiten dichos fondos para incrementar sus servicios o para mantener una estabilidad socio laboral.
Diferenciados	Flexibilidad y eficacia. Cada territorio puede definir los servicios que le resultan importantes y valorarlos según sus propios criterios locales.	Se generan diversos mercados cuyos servicios pueden tener compradores más locales dejando al margen una cierta uniformidad que requiere un mercado común nacional o internacional como el descrito en Captación de fondos

5.1.5. Niveles de referencia

a. Inicio de la compensación desde un nivel cero o complementario

El plan o programa de pago por servicios ecosistémicos que se establezca debe decidir a partir de qué nivel de provisión es aceptable compensar las externalidades. Puede por lo tanto exigir condiciones previas o compromisos generales previos para comenzar el pago de los servicios. Este nivel puede ser homogéneo para toda España o diferentes según comunidades o lugares.

Para que una finca pueda acogerse a los contratos y recibir las correspondientes ayudas se le podría exigir cumplir una serie de compromisos mínimos, que serán iguales para todas las explotaciones, de manera que permitan discriminar cuáles pueden entrar en el contrato territorial de zona rural y cuáles no. Se proponen compromisos generales los siguientes mínimos:

- a) Comprometerse a cumplir las condiciones que establezca el CTZR.
- b) Someter la explotación a diagnóstico previa.
- c) El titular debe ser mayor de edad, que no esté jubilación o incapacitado para el trabajo.
- d) Estar al corriente de las obligaciones en materia fiscal y de seguridad social.
- e) Cumplir la condicionalidad establecida en la normativa vigente.
- f) Llevar un cuaderno de explotación con las actuaciones que se desarrollan.
- g) Absorber como mínimo una Unidad de Trabajo Agrario –UTA- (agricultor profesional a tiempo completo).
- h) Gestionar correctamente los residuos generados en la finca.

Además de estos compromisos generales se pueden a su vez establecer unos compromisos mínimos ambientales que pueden ser específicos de cada sistema de PSE local o autonómico (por ejemplo no utilizar determinados pesticidas, no presentar un aporte de la finca a contrato de PSE mientras que en otra no se verifican unos mínimos o está sometida a un proceso de degradación intenso, etc...).

Tabla 61. Ventajas y desventajas de los modelos de pago del sistema de PSE

Opción: Modelo de pagos	Ventajas	Desventajas
Compensación desde el nivel 0	Puede facilitar restauraciones y trabajos en terrenos muy degradados.	La sociedad asume el coste total de una provisión que podría ser desarrollada por el propietario ya que podrá "autoconsumirla" ⁷⁹
Compensación subsidiaria a partir de un nivel mínimo	Favorece la responsabilidad de cada propietario en la provisión de servicios ecosistémicos. Es más eficiente y ahorra costes.	

⁷⁹ Se denomina autoconsumo de servicios ecosistémicos al disfrute que un propietario tiene de su propio predio y que queda al margen del precio de mercado que puede establecerse de dicha finca en función de los productos que venda. El paisaje local es un ejemplo de autoconsumo de servicios ecosistémicos.

5.1.6. Sistema de verificación

a. Sistema nacional o local

Un sistema público de PSE debe establecer un sistema de verificación tanto de la provisión de los servicios ecosistémicos como del buen funcionamiento de los posibles sistemas de PSE a niveles autonómicos o locales si fuera el caso. Deben por lo tanto establecerse criterios e indicadores para ambas cuestiones. Estos criterios pueden tener un estándar nacional y un desarrollo regional. Por último queda la cuestión de quién debe verificar el cumplimiento de los criterios. Como se puso de manifiesto, en determinadas circunstancias el monitoreo local por parte de los propios proveedores es más eficiente que el gubernamental, si bien se necesita siempre un contraste. También existe la posibilidad de buscar terceras partes independientes que verifiquen tanto la provisión de los servicios como el buen funcionamiento de los sistemas. En Espinal de Cavo y Martínez de Anguita (2011) se proponen una serie de criterios para evaluar los sistemas de PSE que se generen dentro de una política pública.

Tabla 62. Ventajas y desventajas en el sistema de verificación de un sistema de PSE

Opción:	Ventajas	Desventajas
Sistema de verificación		
Verificación nacional	Genera igualdad en los criterios de provisión de servicios.	Puede resultar más caro.
Verificación local	Favorece la responsabilidad y participación de agentes locales en la verificación de la provisión. Es más eficiente y ahorra costes.	Requiere un alto grado de compromiso y una verificación parcial de resultados.

5.1.7. Grado de participación

a. Definición top-down or bottom-up de los modelos de sistemas de PSE y modelo de participación

Un modelo de sistema de PSE para un país puede definirse a partir de experiencias locales que se replican hasta consolidar un modelo nacional, o puede partir de un modelo nacional que se particulariza para cada región del territorio. Dado que en España no existen realmente experiencias de sistema de PSE locales parece que la alternativa es desarrollar un modelo con un enfoque top-down, si bien debe de tenerse muy en cuenta la necesidad de participación tanto por parte de oferentes como de demandantes a distintos niveles para que el sistema tenga éxito. Para ello, una posibilidad puede ser la creación de una entidad o foro o fondo nacional regulador de los PSE que se replique a distintas escalas administrativas, empezando por las autonómicas. Debe decidirse su formación y el grado de participación de la sociedad civil en él tanto en su definición como en su gestión. Cuanto más participado esté probablemente sea más fácil que actúe como captador de fondos adicionales a los del propio Estado.

En cuanto al modelo de participación es necesario definir a los agentes que van a participar en el proceso de definición de la política de PSE y diseñar el alcance de la participación. Se debe definir si la participación alcanzará a la gestión o solo tendrá un papel consultivo, quien define que agentes pueden entrar en cada nivel, como se reparte el poder y la distribución del mismo entre oferentes y demandantes. A su vez hay tareas indelegables por parte de la entidad gestora, en este caso liderada por la administración.

La entidad participada, cuya misión puede ser la de guiar el mecanismo, puede o no coincidir con el Fondo. Esta participación puede tener distintos niveles, desde un posible órgano consultivo a la gestión del organismo en si encarado del sistema de PSE. De acuerdo con Vatn y Angelsen (2009) las funciones principales nucleares que debe ejercer una entidad gestora de un sistema de PSE a nivel nacional en la gestión de un sistema público de PSE son la responsabilidad general y coordinación entre partes, la captación y trasvase de fondos, sean nacionales públicos o privados, o internacionales, el monitoreo y la emisión de informes, y la verificación de los pagos y del propio mecanismo. Otras cuestiones que pueden tener un grado de participación más abierto son la definición de los servicios ecosistémicos a compensar, los requisitos de los beneficiarios, las formas de verificación, los montos de los pagos así como los diferentes programas con diversas orientaciones.

Tabla 63. Ventajas y desventajas del sistema de verificación de un sistema de PSE

Opción:	Ventajas	Desventajas
Sistema de verificación		
Alto grado de participación pública en la definición y gestión del sistema de PSE	Facilita la captación de fondos y la responsabilidad social y ciudadana hacia los servicios ecosistémicos. Favorece la responsabilidad y participación de agentes en la provisión de servicios. Puede generar políticas con más grado de aceptabilidad.	Quita autonomía a la administración a la hora de elaborar políticas propias o modificarlas.
Sistema exclusivamente público	Puede servir como una continuación de la política agraria tradicional.	Puede convertirse en un sustituto de ayudas agroambientales sin generar un cambio de actitud hacia los servicios ecosistémicos.

5.1.8. Distribución de beneficios

En relación a este criterio, poco se puede decir ya que un sistema de PSE en España no se diseña necesariamente como una política de redistribución de ayuda entre campesinos y habitantes de las ciudades. Se pueden incorporar medidas y exigencias a los sistemas de PSE para que no contribuyan a generar desigualdades o para que de un modelo indirecto faciliten el empleo local. Un ejemplo podría ser las exigencias generales para firmar un CT con sistema de PSE descritas en la referente a Compensación desde nivel cero o complementaria” donde se exige para poder firmar el contrato de PSE por ejemplo que se absorba cómo mínimo 1 UTA (agricultor profesional a tiempo completo). En cualquier caso el uso de un sistema de PSE para fines sociales o de redistribución de la renta puede ser un tema difícil de abordar por dos cuestiones en España. La primera y principal razón es que no está diseñado para tal efecto, la segunda es que existen mecanismos más eficientes para lograr la redistribución de rentas que las políticas de PSE. Esto no quita que se puedan encontrar sinergias entre políticas activas de fomento de empleo y PSE.

CAPÍTULO VI. RESULTADOS

6.1. PROPUESTA DEL MODELO DE POLÍTICA DE PSE PARA ESPAÑA

La captación de la parte del Valor Económico Total (VET) de los ecosistemas que no tiene mercado, es decir de lograr hacer factible un PSE no es sencilla. Es necesario acoplar la oferta y la demanda, lo cual requiere en algunos casos tener un sistema a nivel nacional como por ejemplo la captura de dióxido de carbono, mientras que otros servicios ecosistémicos como la provisión de agua y la belleza escénica (paisaje) pueden ser el mejor escenario para vender dichos servicios a nivel local de una cuenca hidrográfica o Comunidad Autónoma.

Por ello, se considera que un sistema nacional de PSE en un país grande como España debe estar descentralizado a fin de ser eficiente y adaptado a las diferencias ecológicas entre regiones. Pero además de la división por regiones, en nuestro caso comunidades autónomas, debe estar dividido por comarcas/ayuntamientos. Los montes y tierras agroforestales de las distintas comarcas proveen numerosos servicios ecosistémicos a nivel local -un clima agradable, la provisión de agua de riego y consumo humano, una biodiversidad abundante o un suelo fértil- que puede ser compensado también mediante sistemas privados a pequeña escala. Mientras que a nivel nacional e incluso global contribuyen a fijar dióxido de carbono en sus crecientes bosques. Existen pues distintos niveles de planificación en los que un servicio ecosistémico se convierte en externalidad compensable. Por ello es necesario disponer de mecanismos que faciliten la demanda que se genera no sólo a un nivel regional o local, sino nacional o incluso global. Puede darse incluso el caso de llegar a una descentralización de tercer nivel municipal o menor allá donde exista la posibilidad de captar el valor de un servicio sólo a dicha escala. En este sentido pueden tener especial relevancia los grupos de acción local de desarrollo rural. Estos grupos podrían ser los agentes más adecuados para la asesoría y verificación de mecanismos en sus respectivas comarcas, que por otra parte conocen muy bien.

Así, una estrategia española mixta, público-privada de PSE debería intentar captar la demanda de los servicios ecosistémicos a tres niveles como mínimo, nacional, autonómico y comarcal/local. La estrategia se basaría por tanto en los principios de subsidiariedad y de maximización de la captura de beneficios y compensación de oferentes por los servicios ecosistémicos ofertados, encontrando los servicios que permiten el desarrollo de mercados a nivel nacional, autonómico, comarcal y cuando sea posible local a través de la creación de distintos mecanismos “anidados”.

La figura 49 pretende recoger una visión general de todas las posibilidades que se desprenden del mecanismo genérico propuesto en lo que se refiere a captación y aplicación de fondos. En líneas generales, la figura muestra a través de las flechas la dirección de los fondos. Así mismo parte de la posibilidad de compensar terrenos de obtener financiación pública y privada, y que ésta se aplique tanto a terrenos públicos (en este caso sólo montes ya que se entiende que la administración no es propietaria de superficies agrícolas) y privados (agrícolas, forestales o ganaderos).

Además se muestra como existen distintos niveles de captación de fondos. Desde los comunitarios ya sean procedentes del primer o segundo pilar, los presupuestos generales del Estado incluyendo su plan forestal u otros procedentes de posibles desarrollos normativos tales como la Ley de Responsabilidad Ambiental, multas, tarifas, impuestos sobre hidrocarburos etc...- Por otra parte se puede articular la compra de certificados ambientales como se ha visto en el caso costarricense. Todos estos orígenes alimentan un fondo o

fundación que puede coincidir con el Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad prevista en la Ley del mismo nombre la cual se nutre de los presupuestos del programa de desarrollo rural sostenible así como de cualquier otra partida del presupuesto nacional y de aportes vía responsabilidad social corporativa de grandes empresas que operan en España a nivel nacional (por ejemplo Telefónica, Gas natural...). Este fondo en virtud de la distribución de servicios ecosistémicos que ofrezcan las distintas comunidades autónomas es transferido a dicho nivel a excepción de fondos que puedan requerir trabajos de custodia con interés o extensión nacional o que afecten a más de una comunidad.

El segundo nivel que muestra la figura es el autonómico. La figura del fondo puede ser repetida en cada una de las comunidades, permitiendo que también éste se nutra de fondos no sólo procedentes del nivel nacional si no de la emisión de certificados autonómicos, de sus propios presupuestos o de otras posibles fuentes de ingresos que puedan fijar. Un ejemplo de fuente adicional vía impositiva podría ser algún tipo de tarifa o tasa impuesta a la construcción en terrenos de alto valor por ejemplo en concepto de disfrute de paisaje. Este segundo nivel podría compensar los servicios ecosistémicos de grupos de custodia y/o propietarios en sus territorios. En este segundo caso puede ser una continuidad de las políticas actuales de subvenciones además de generar otras líneas o programas específicos para redirigir la política agraria hacia la conservación de sus servicios ecosistémicos.

Esta compensación puede ser la potenciación de sistemas de PSE en determinadas zonas donde su viabilidad sea mayor al encontrar no sólo oferentes sino demandantes específicos (por ejemplo zonas en las que el turismo rural puede estar en peligro por la degradación de los recursos naturales y la existencia de una alta disposición al pago para garantizar el paisaje). En este caso, la zona debe definir su sistema de PSE y la autonomía ofrecer sus fondos y apoyo de modo subsidiario. La experiencia americana muestra como el éxito de los mecanismos pasa por su implementación a nivel local, la concienciación de todos los actores involucrados y su capacidad de funcionar autónomamente, si bien recibiendo ayudas de entidades de orden superior en cuanto a creación de capacidades y, si fuera el caso, económicas.

Con esta proposición política de aplicación de los sistemas de PSE cobran gran importancia tres factores:

- 1) La capacidad de las instituciones locales y ONG de promover o convertirse en agentes promotores de sistemas de PSE uniendo demandantes y proveedores a pequeña escala.
- 2) La capacidad institucional nacional de reconocer dichos sistemas, apoyarlos subsidiariamente para que crezcan y se conviertan en células expansivas de desarrollo sostenible y de la conservación de la naturaleza y por lo tanto englobarlos dentro de una política nacional de PSE.
- 3) La capacidad de instituciones internacionales de reconocer y utilizar estos mecanismos para invertir a través de ellos en conservación de la naturaleza.

Los pasos que las autonomías y la administración española deben dar para poder encuadrar la propuesta específica que aquí se propone se detallan a continuación, de nuevo según Martínez de Anguita y Flores-Velasquez (2011). Estas líneas principales que debería tener una política autonómica de PSE son:

- a.- Un plan regional de PSE que incluya una cartografía de los principales servicios ecosistémicos en la región, una priorización de dichos servicios por comarcas/regiones con unas orientaciones para establecer mecanismos en las mismas (comarcas que a ser posible deberían coincidir con delimitaciones ya existentes desde el ámbito de la conservación, por

ejemplo espacios naturales protegidos, o desde el ámbito del desarrollo rural como pueden ser las comarcas delimitadas en los planes autonómicos de desarrollo rural). El plan debería incluir además los puntos b, c y d siguientes. Dicho plan podría establecer así mismo alguna comarca experimental en la que detallar un plan a escala 1:50.000 o equivalente. En este segundo nivel deberían establecerse criterios comarcales para el PSE. Por ejemplo en zonas de costa el agua y el paisaje pueden ser importantes mientras que en zonas de interior quizá tenga más peso la biodiversidad. Establecer criterios que consideren todos los servicios pero adecuados a cada comarca puede resultar la forma más sencilla de adaptar un plan regional a las comarcas.

b.- Un marco institucional participativo que incluya al sector público partiendo de las Consejerías de Medio Ambiente y que incluya a empresas que se convertirán en donantes al ser beneficiarios de algún servicio ecosistémico, así como entidades conservacionistas y de productores forestales y agrarios. Esta institución no debería ser estrictamente la Administración, ya que al tener una cierta independencia y estar formada por agentes sociales y económicos al igual que públicos (las cajas de ahorro son un ejemplo de ello), por ejemplo una Fundación, podrá ejercer mejor sus dos funciones, que son: coordinar y apoyar los distintos sistemas de PSE en las comarcas y convencer a los diferentes beneficiarios de los servicios ecosistémicos (empresas, particulares) de sumarse al pago de los mismos; pago que se realizará a quienes los proveen, que pueden ser propietarios pero también entidades de custodia o de selvicultura. Deberían participar además los grandes ayuntamientos, consorcios hoteleros y demás industria. Especialmente importante resulta el caso de las Comunidades Autónomas en la franja litoral, ya que en muchos casos, sobre todo en el mediterráneo, puede darse el caso de que sin un buen clima pierdan turismo.

c.- Esta institución no sólo coordina y paga, sino que además “seduce” a la sociedad para que contribuya al financiamiento de los servicios ecosistémicos. Esto implica una inversión previa en publicidad, pero sobre todo implica la contratación de personas especialistas en el tema. Se pueden organizar desayunos con empresas, concursos, legislación ad hoc que de beneficios fiscales, sociales o de imagen a quienes participen, etc. Quizá el caso más avanzado de seducción empresarial española para la compensación de servicios ecosistémicos, en este caso de la biodiversidad, pueda encontrarse en el proyecto Life “Business and Biodiversity” que implica a la propiedad privada en la conservación de la Biodiversidad. Además de esta fundación o fundación paraguas institucional debe alentarse la creación de instituciones parecidas en las comarcas que, de nuevo, gestionen el mecanismo a nivel comarcal, es decir, que paguen y definan las políticas y criterios de PSE comarcales con fondos de la institución de PSE a nivel autonómico, pero que también puedan “seducir” a un nivel comarcal. Por ejemplo, una cadena hotelera con hoteles en lugares bellos o playeros puede tener como interlocutor para ser “seducida” a la institución- fundación autonómica, mientras que un pequeño hotel rural puede más fácilmente contribuir a la institución comarcal que revierta a la conservación de ecosistemas locales de los que el hotel es consciente de que se beneficia. A este nivel vuelven a ser protagonistas indispensables propietarios forestales entre otros concededores y cuidadores de su comarca, así como ayuntamientos (Alcaldes/Concejales) y consorcios de desarrollo, sobre cuya infraestructura pueden montarse los sistemas de PSE. Por último, hay determinados lugares en determinadas comarcas que pueden a su vez generar un sistema de PSE de menor escala. Un ejemplo de ello puede ser una micro-reserva que cobra entradas o que encuentra beneficiarios. Lo importante es que el principio de subsidiariedad se aplique desde el ámbito más amplio (Institución Autonómica) y que se fortalezca la creación de entidades de PSE más próximas al territorio que marquen los criterios con los que medir y compensar los servicios ecosistémicos. En este sentido, es importante recordar que el principio de eficiencia exige que se pague siempre la mínima cantidad que permite comprar el servicio.

Todo el dinero extra que se “regale” implica menos dinero para comprar nuevos servicios ecosistémicos. En algunos casos el método de las subastas puede ser el más eficiente al captar la disposición mínima al cambio de los propietarios. Además de esta captura local de fondos siempre están los fondos europeos así como los tramos autonómicos para el agua o la gasolina. La opción de los impuestos (ecotasas) suele salir bien cuando la sociedad percibe antes de sufrirlos que de verdad responderán a una mejora de su bienestar.

d.- Un mecanismo mixto de PSE lleva implícito dos elementos adicionales: el contrato con el productor de los servicios y el mecanismo de verificación. Respecto al primero, un análisis de la actual legislación española muestra que lo más sencillo parece ser incorporar los sistemas de PSE dentro de algún marco autonómico de Contrato Territorial (como el de la Ley de Desarrollo Rural Sostenible pero a nivel autonómico como han hecho Cataluña y Baleares en España). El segundo elemento es la verificación de que el servicio vendido efectivamente es real. Esa verificación para que sea objetiva debe hacerse a nivel autonómico, es decir, si bien se hace certificando contra los criterios comarcales debería ejecutarla una agencia regional menos susceptible de ser influida a nivel local o comarcal. Para ello deben establecerse claramente los criterios de valoración comarcales dentro del plan autonómico y debe contratarse a algún verificador externo. Por último los resultados deben mostrarse claramente a la sociedad.

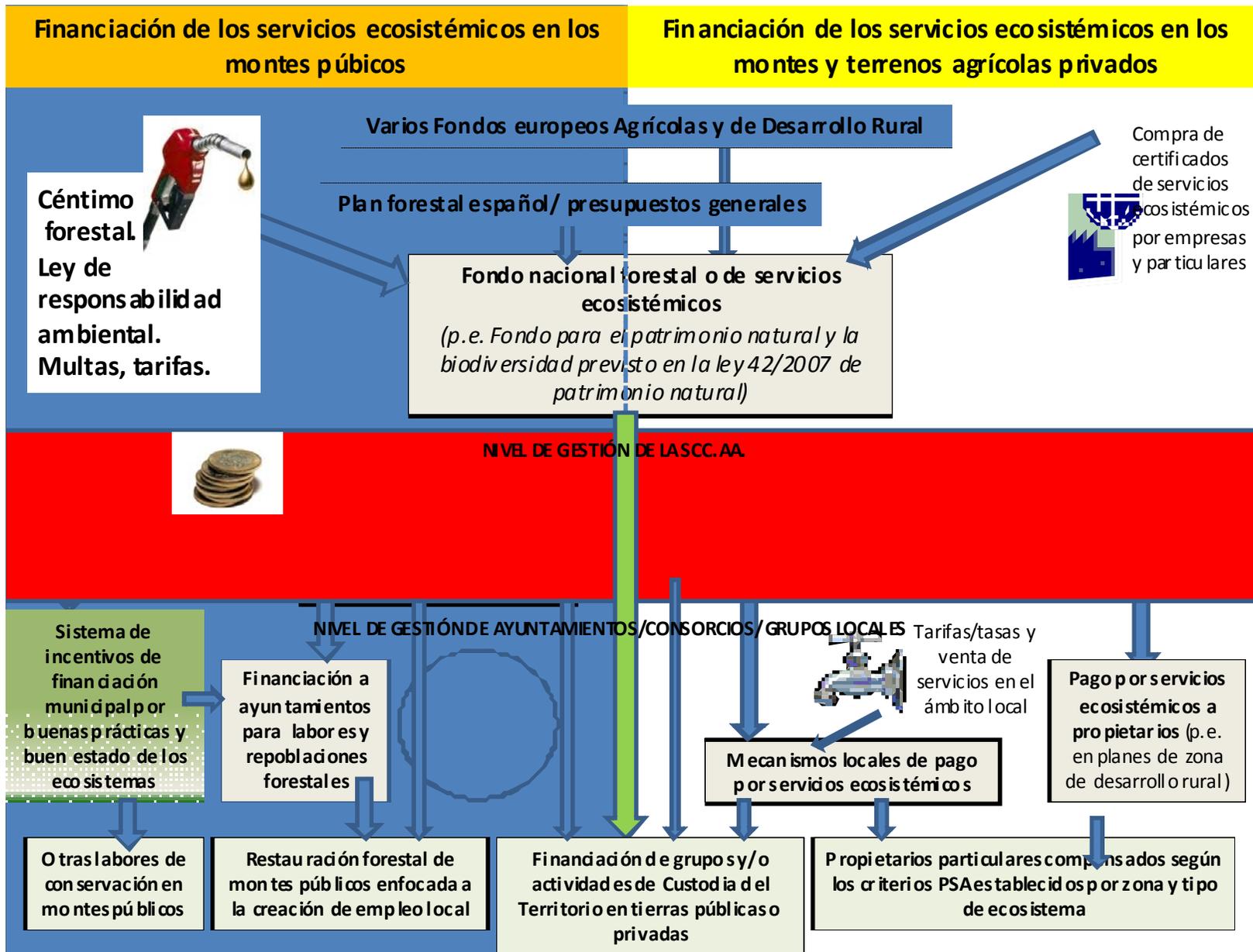


Fig. 40. Posible modelo mixto público - privado de PSE para España.

El modelo final que se propone para España consiste en crear a nivel nacional y al amparo de la Ley de Patrimonio Natural, el Fondo de Biodiversidad, que se nutre mayoritariamente para la reforestación de tierras públicas del céntimo forestal, y del plan forestal español, y para la compensación de servicios ecosistémicos provistos por tierras agrarias (forestales y agrícolas) tanto de fondos europeos como de la compra de certificados ambientales a nivel nacional. En el ámbito de pagos por servicios a montes públicos el objetivo fundamental es la creación de empleo a través de los ayuntamientos y comunidades autónomas en la reforestación de sus montes. Así mismo es posible crear un fondo adicional para iniciativa las buenas prácticas ambientales agrarias de los municipios a partir de dichos fondos. En el ámbito de las tierras privadas se aplica el principio de subsidiaridad replicando el modelo nacional a escala autonómica de modo que estas puedan también si lo desean crear sus propios sistemas de certificados ambientales autonómicos. Por último, como indica la figura 49, a fin de captar el máximo posible de ingresos por ventas de servicios ecosistémicos, las comunidades pueden descentralizar de acuerdo a sus criterios los sistemas de PSE (por ejemplo por comarcas, zonas incluidas en los PORN o PORFs). La figura sintetiza la propuesta política de mecanismo de PSE para España, tanto para tierras particulares como para montes públicos. Las entidades de custodia se nutren tanto directamente del fondo nacional como de los autonómicos y pueden convertirse en organizaciones comarcales de gestión de sistemas de PSE operando tanto sobre los montes públicos como sobre los particulares que deseen adherirse a los mecanismos locales. Las entidades podrían no solo hacer custodia sino lograr los fondos que requieren para hacerlo.

Para el desarrollo de una política como la anteriormente descrita sería necesaria que el Estado realizará las siguientes tareas:

- 1)** Identificación, mapificación y cuantificación de los servicios ecosistémicos de España y a nivel autonómico como base para políticas autonómicas (ya hecho).
- 2)** Activación del Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad.
- 3)** Creación de un Consejo Nacional regulador de los PSE para España con empresas, asociaciones y administración y replicar el mismo en las comunidades autónomas.
- 4)** Establecimiento de un programa nacional de PSE consensuado con las comunidades autónomas, acorde a las directivas europeas y sus fondos, y el posible Consejo Nacional de servicios ecosistémicos o la sociedad en general a través de un proceso de participación pública.
- 5)** Establecimiento de un mecanismo de apoyo, control, seguimiento y verificación común de PSE autonómicos.
- 6)** Establecimiento de un sistema de emisión de certificados ambientales y un plan para lograr su venta a través del estudio de las posibilidades que brindan mecanismos tales como la responsabilidad corporativa o la Ley de Responsabilidad Ambiental entre otras.

Este primer nivel de política de PSE serviría de marco para los diversos mecanismos autonómicos, comarcales y locales de modo que replicaran el sistema a nivel autonómico.

6.2. PROPUESTA DE PSE A NIVEL COMARCAL

En un tercer nivel comarcal se puede optar por varias vías.

1.-Apoyo a posibles sistemas de PSE a niveles más locales. En este caso, los grupos de acción local o los municipios que desearan articular un sistema de PSE adicional al pago que pudieran hacer las autonomías en función de sus políticas. Un ejemplo claro se puede ver en la creación de un sistema de PSE para el pantano de San Juan en la provincia de Madrid a partir del Grupo de Acción Local Sierra Oeste documentado en Flores-Velásquez *et al.* (2008). Los municipios, cabildos, grupos de acción local o mancomunidades podrían con la aprobación de la entidad de PSE autonómica disfrutar de un apoyo subsidiario en la medida que son capaces de captar fondos locales a partir de externalidades capturadas.

2.- Utilización de grupos de acción local, cabildos, municipios o mancomunidades como mecanismos de apoyo y extensión a los potenciales oferentes de servicios ecosistémicos de modo que sepan cómo potenciarlos, incrementarlos y conservarlos. Esta opción implica la delegación de las funciones de control, pero no de pago a los organismos locales. Este podría ser el caso de un Grupo de Acción Local que ayuda a propietarios a incrementar su provisión, forma parte de la definición del contrato territorial, verifica la provisión y emite un informe tras recorrer la finca con los mapas y cláusulas que el contrato territorial previsto en la Ley de Desarrollo Rural hubiera previsto para dicho previo revisando el grado de cumplimiento.

3.- Tal y como prevé el eje 4 del PDRS (Medio ambiente), dentro de su artículo 21 sobre conservación de la naturaleza y gestión de los recursos naturales, en la línea CA.6. de *apoyo a iniciativas de protección del medio ambiente* incluye en su modalidad 1, *realizar transferencias de capital instrumentadas mediante suscripción de convenios de colaboración con Corporaciones Locales cuyo objeto sea la conservación de la naturaleza y mejora del medio ambiente...para actuaciones de inventariación, conservación, restauración o uso sostenible de la diversidad biológica o geológica, de los recursos o de los espacios naturales, de protección del paisaje, de educación o de formación ambiental, de custodia del territorio, de apoyo al voluntariado ambiental, denominándolos PSE.*

4.- Se articula el mismo principio enumerado anteriormente pero enfocado a instituciones sin ánimo de lucro desarrollen funciones de custodia del territorio. Esta articulación puede ser diferente a la municipal ya que puede abarcar extensiones mayores o programas específicos de conservación que trasciendan unos límites municipales o comarcales. Esto grupos pueden hacer también de intermediarios entre propietarios que cumpliendo con el fin que busca el contrato suscrito con la entidad de custodia, ofrezcan servicios ecosistémicos destinados a tal fin.

5.- Los ayuntamientos podrán recibir ayudas (por ejemplo pagos subsidiarios a un aporte realizado en especie o dinero por dicha entidad contra resultados) en concepto de pago por servicios ecosistémicos para la gestión y conservación de sus montes, para la organización de guarderías locales, brigadas locales contra incendios... todo ello con enfoque de lucha contra el paro basada en la conservación. Los ayuntamientos deberían justificar adecuadamente la necesidad de la ayuda y los servicios que brindarán a cambio.

Un sistema de PSE además puede descentralizarse hasta un nivel municipal (con ayuntamientos que lideren el sistema de PSE por ejemplo). La estructura básica para desarrollar una oferta municipal o comarcal de servicios ecosistémicos implicara:

a.- La identificación, mapificación y cuantificación de los servicios ecosistémicos de la comarca/municipio con un nivel de conocimiento in situ del territorio (figura 50).

b.- La creación de un mecanismo local que podrá tener más o menos capacidad de gestión. Recolección de fondos, asesoría a propietarios o verificación según se acuerdo con el mecanismo autonómico correspondiente.

c.- Creación de un Consejo comarcal/municipal de PSE con empresas locales, asociaciones, administración y ONGs.

d.- Definición del papel del sistema de PSE local dentro del autonómico y definir en qué medida será un mecanismo de apoyo, control, seguimiento o verificación.

e.- Establecimiento si fuera el caso de un sistema de emisión de certificados ambientales y de participación de compradores a nivel local. En algunos casos se puede pensar en parkings para sitios de gran interés, cobro de algunas entradas, sugerir la contribución a hoteles locales.

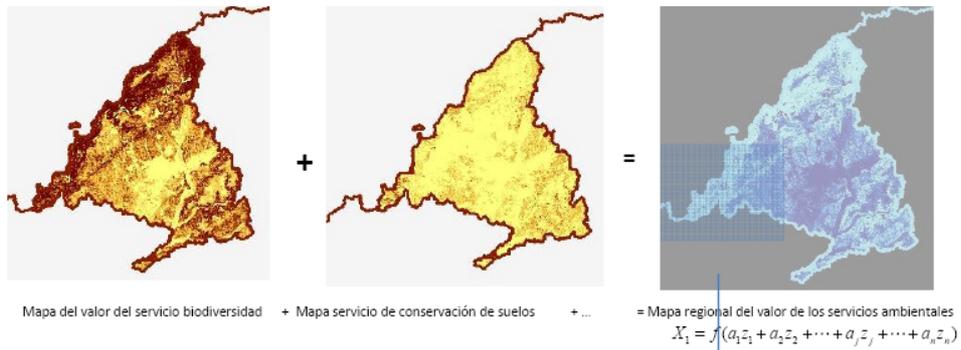
Este modelo debe estar encajado en una política autonómica que a su vez forme parte de un plan de PSE a nivel nacional para toda España.

La interacción de distintos niveles en la gestión forestal y los sistemas de PSE

Flores-Velásquez *et al.* (2008) pusieron de manifiesto el papel adicional que podía desempeñar un sistema de PSE a nivel local en apoyo de las políticas públicas. En el planteamiento de un sistema de PSE en el Pantano de San Juan, Madrid, basado en el pago de entradas al pantano a desarrollar por los ayuntamientos de San Martín de Valdeiglesias, Pelayos de la Presa y Navas del Rey, así como por el Grupo de Acción Local "Sierra Oeste" con la participación de los diferentes agentes públicos y privados de su territorio, se analizaron tres escenarios diferentes de interacción con la Comunidad de Madrid. El primer escenario suponía que el grupo local se haría cargo de todas las exigencias locales de conservación. En el segundo sólo abordaría aquellas adicionales a las incluidas y desarrolladas ya por el Plan Forestal de la Comunidad de Madrid. El tercer escenario consideraba mantener la situación como en la actualidad. Estos tres escenarios incluían distintas medidas que se consideraron prioritarias a partir del análisis de las acciones de gestión y ordenación discutido por los actores locales para garantizar una correcta provisión de servicios ecosistémicos en la zona. Un análisis de las medidas permitió diferenciarlas entre medidas que ya eran asumidas por la Comunidad Autónoma en su Plan Forestal de otras nuevas que constituían la demanda local (por ejemplo más vigilancia en las áreas recreativas), no contempladas por el Plan Forestal. Por último existía una zona de intersección entre ambas. El trabajo puso de manifiesto como la creación de un sistema de PSE en la zona no sólo aportaba medidas adicionales de conservación al plan (las consideradas adicionales y propias del sistema de PSE), sino que también podía mejorar la eficiencia en el desarrollo de labores incluidas en el plan por agentes locales (medidas en la zona de intersección si eran asumidas por agentes locales).

El análisis económico de los tres escenarios arrojó un balance acumulado de beneficios en servicios ecosistémicos para diez años de 140.748 € para el escenario primero, (el consorcio local solo desarrolla medida adicionales), de 608,904 € cuando se transferían labores al Grupo de Acción Local mediante una gestión compartida y de - 436.842 € en el caso de mantener la situación actual.

AMBITO REGIONAL O AUTONÓMICO



AMBITO COMARCAL

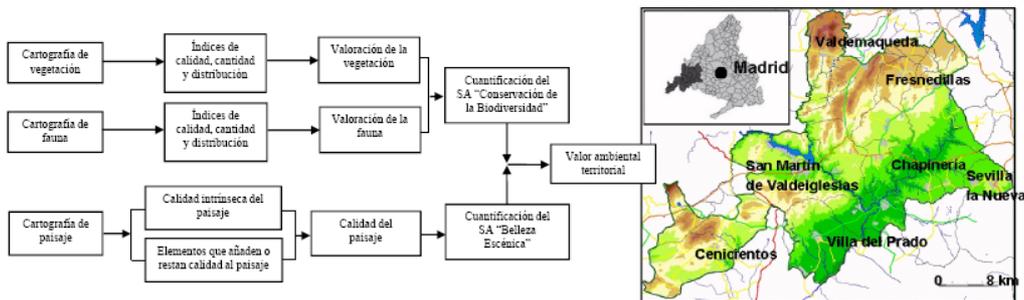


Fig. 41. Modelo regional de cuantificación y presentación de cartografía regional de servicios ecosistémicos a las comarcas o ayuntamientos

6.3. LOS MONTES MUNICIPALES COMO RECEPTORES DE COMPENSACIONES POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Basados en el trabajo de Martínez de Anguita y Flores-Velásquez (2011) y Flores-Velásquez *et al.* (2008), se propone una adaptación del modelo genérico del sistema de PSE público-privado aplicable a España a través de las comunidades autónomas a los montes de utilidad pública de los municipios.

La figura 51 muestra en azul los posibles caminos que en función del lugar de la escalera de la gestión forestal de los municipios estos se hallen y pueden llegar los diversos pagos por los servicios ecosistémicos propuestos. Este esquema está obviamente en relación al modelo de gestión propuesta. Las flechas rojas muestran el camino de la verificación de los indicadores en sentido opuestos. De este modo los fondos ya sean propios españoles o del FEADER pueden a través de ayuntamientos o mancomunidades llegar tanto a los fondos de compensación de montes (gestionados por los ayuntamientos dichos fondos) o pueden apoyar los sistemas de PSE que los ayuntamientos y mancomunidades o grupos de desarrollo local puedan generar para capturar el valor de las externalidades a nivel local.

En este flujo de información (formado por criterios e indicadores⁸⁰) que fluye en sentido opuesto a los fondos es fundamental la integración de la ordenación con la concepción de los servicios de los ecosistemas desde una perspectiva espacial, de modo que sean estos, los que a su vez tienen más valor para la sociedad los que marquen la nueva pauta de lo que deben ser las ordenaciones de montes municipales en el futuro. En este sentido, la cartografía espacial será la clave (LIDAR, Landsat, Spot) así como el establecimiento de modelos a través de los sistemas de información geográfica. Estos, siguiendo en consonancia con el resto de los informes están llamados a sustituir el inventario pie a pie.

Por último, este mecanismo entra dentro de lo que debe ser una política nacional y autonómica de PSE sin la cual apenas tiene sentido la propuesta que aquí se realiza.

⁸⁰ Véase al respecto la tesis doctoral Criterios e Indicadores de Fany Mariela Espinal desarrollada en este equipo de investigación y defendida en 2012.

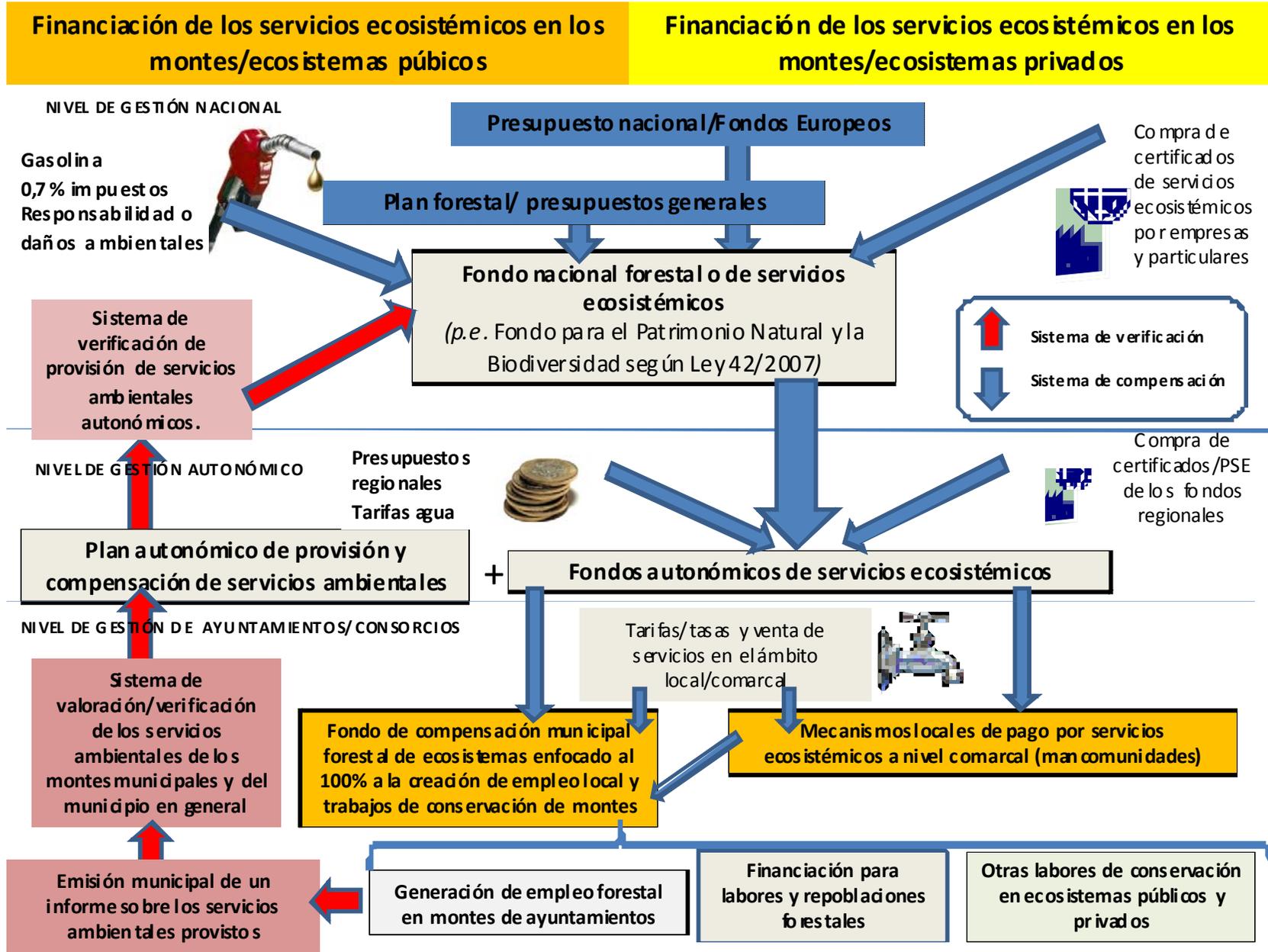


Fig. 42. Modelo de PSE aplicable a los montes de los ayuntamientos

6.4. ADAPTACIÓN DE LOS CONTRATOS TERRITORIALES A LOS SISTEMAS DE PSE

Sobre la adaptación de los contratos territoriales a los sistemas de PSE propuestos, se pueden afirmar dos cuestiones:

- La primera es que el sistema de PSE permite llegar a un nivel de conservación autofinanciado superior al de la situación actual.
- La segunda es que un sistema de PSE puede implicar a la población rural al atribuirle no únicamente las medidas adicionales, sino parte de las responsabilidades de las subsidiarias, - generando por ejemplo la posibilidad de que se creara a nivel municipal una guardería rural autofinanciada adicional a la de la comunidad autónoma, lo cual repercute obviamente en el empleo regional y el despoblamiento-.

Estas dos cuestiones pueden constituir el enfoque y la vertebración de los contratos territoriales mediante los sistemas de PSE debiendo incrementar tanto por **adicionalidad** como por **subsidiaridad y cohesión con otras medidas** fortaleciendo las actuaciones de conservación de la naturaleza con tres agentes fundamentales:

1. Al **propietario agrario**: protagonista principal de la conservación de su territorio y beneficiario último de las medidas que se propongan en el contrato territorial. El propietario pasa de ser beneficiario pasivo de una subvención a firmar un contrato por el cual se ve reconocido, valorado y compensado el servicio ecosistémico que presta. Este enfoque alternativo al del subsidio tiene una doble ventaja: reconoce la multifuncionalidad del espacio rural, como exige la Política Agraria Europea (Martínez de Anguita, 2006) y garantiza una sostenibilidad ecológica y parcialmente económica y social a largo plazo. En relación a la primera ventaja, la sociedad deja de percibir el campo como un sector que lastra la economía nacional al ser el beneficiario de numerosas ayudas cuya última función, necesaria pero cara al llevarse una gran mayoría del presupuesto comunitario, es la de mantener un campo activo y evitar el despoblamiento a las ciudades. Por otra parte la política de PSE contribuye a mejorar la Política Agraria Europea en relación a los precios subsidiados y la competencia internacional, especialmente en lo que a las negociaciones del GATT se refiere. La sociedad ya no paga al productor agrario un subsidio que puede llegar en algunos casos a dificultar la competencia al productor de un país en desarrollo, sino que reconoce un servicio que le es próximo y lo compensa: la conservación del espacio que habita. Por otra parte la conservación se vuelve objeto de mercado frente a su actual ubicación como objeto de subsidio. De este modo pueden establecerse criterios e indicadores de producción de servicios ecosistémicos, de valoración de la calidad natural de ecosistemas agrícolas y naturales, y por lo tanto de pago en función de su contraprestación medida y valorada cada cierto período de tiempo.
2. Las **entidades locales destinadas a la conservación**: los sistemas de PSE pueden suponer un apoyo tanto a GAL que de acuerdo a la actual Política de Desarrollo Rural 2007-2013 (y es de suponer que no cambiará mucho esta orientación general en el siguiente periodo para el cual se proponen los contratos territoriales) tienen como objetivos principales la mejora de la competitividad, el medio ambiente y la gestión del suelo y la mejora de la calidad de vida y diversificación del medio rural (Martínez de Anguita, 2006). Además se desarrolla más ampliamente la cuestión de los sistemas de PSE y su relación con los GAL. Pero no sólo apoya a los diversos GAL, sino también a cualquier otra entidad de conservación o de Custodia del Territorio. En relación a estas últimas y su posible vinculación a los sistemas de PSE, el paso de sus contratos de custodia a servidumbres de servicios ecosistémicos podría suponer una garantía de estabilidad tanto para las organizaciones como para los servicios ecosistémicos provistos.

3. La “**municipalización**” de la **conservación de la naturaleza**: esta última cuestión puede ser además clave para garantizar la sostenibilidad ecológica y contribuir parcialmente a la económica del medio rural. Para entenderlo es fundamental comprender que la situación actual de los municipios de España en relación a la conservación de sus territorios: las competencias reales o sentidas que tienen los alcaldes y sus equipos sobre aquello que excede el casco urbano de su municipio es prácticamente nula. Esto genera entre otras cosas una desafección de los habitantes rurales de su medio que dificulta la sostenibilidad o permanencia en armonía de ambos: de paisanos y paisaje. En la medida que no es competencia suya cuidarlo, (para eso consideran, está la Comunidad Autónoma), se produce un distanciamiento afectivo y real de las personas y sus territorios: no hay debates municipales sobre el estado del medio natural circundante del pueblo frente a los incendios o la degradación solo existe la queja al organismo superior, o no existe un conocimiento u orgullo sobre la presencia de especies propias o endemismos en los pueblos (para eso están los museos de los espacios naturales gestionados a nivel autonómico o nacional). Un ejemplo puede clarificarlo: si bien en el ámbito de la seguridad ciudadana tenemos a nivel nacional a la guardia civil, a nivel autonómico la policía nacional o autonómica y a nivel municipal la policía municipal, cuando nos trasladamos al ámbito de la conservación de la naturaleza, existe a nivel nacional una coordinación nacional y a nivel autonómico una guardería regional. Sin embargo no existe ninguna figura municipal que garantice o promueva la mejora de los servicios ecosistémicos del territorio en un municipio, especialmente fuera del casco urbano. Esto es así por el elevado coste frente a la escasa retribución que tendría una figura municipal (por ejemplo un cuerpo de guarda forestal local o municipal). Un adecuado sistema de PSE puede invertir esta situación generando un movimiento de municipalización de conservación de la naturaleza. Para ello es necesario que los servicios ecosistémicos sean cobrados por quienes los producen y sus beneficios sean tangibles para los municipios en los que se producen.

Directrices generales para la articulación de los contratos territoriales mediante sistemas de PSE

Un sistema de contratos territoriales basados en un sistema de PSE para España que suponga una ayuda de carácter adicional tanto para la sostenibilidad de inversiones agrarias como del medio natural rural en general mediante la compensación de la buena gestión del paisaje apoyada desde el sector público debe basarse en tres principios fundamentales a garantizar por el sistema de PSE: **subsidiariedad, adicionalidad y cohesión o integración**.

- La **subsidiariedad** consiste en el principio por el cual “una estructura de orden superior no debe interferir en la vida interna de un grupo social de orden inferior, privándole de sus competencias, sino que más bien debe sostenerle en caso de necesidad y ayudarle a coordinar su acción con la de los demás componentes sociales con miras al bien común”. Un sistema de PSE es la forma más directa por la cual puede reconocerse el valor de un servicio ecosistémico provisto mediante el trabajo de una estructura de orden inferior que proveen un bien común. Un ejemplo puede clarificarlo: Un propietario forestal trabaja sólo o en colaboración con una organización conservacionista para conservar el águila imperial en una determinada Comunidad Autónoma. Hasta la fecha lo hace en base a subvenciones de la comunidad, nacionales o europeas y no tiene garantizada su continuidad. El sistema de PSE parte del reconocimiento social del bien provisto, en este caso, la continuidad de la existencia de dicha águila. A dicha externalidad se le atribuye un valor económico, y por lo tanto la provisión anual se convierte en un servicio compensado como sucede en un mercado por el cual la organización tiene garantizada su financiación, y por lo tanto la estabilidad de la población de la especie protegida queda garantizada. Por último, el propietario se ve reafirmado en su percepción del águila como un bien. El principio del

sistema de PSE se basa en que es más justo y estable (y por lo tanto sostenible) reconocer el valor de lo que se provee que garantizarlo mediante subvenciones. Un ejemplo lo clarifica: si una persona quiere pan de calidad todos los días le paga al panadero una buena barra de pan y éste se la proporciona, esto es el equivalente a una política de PSE. En la actualidad el sistema de subvenciones sería equivalente a que la persona diariamente proporcione una subvención al panadero sin la garantía de llevarse un buen pan a casa y sin poder valorar si el pan valía lo que ha pagado. La subsidiaridad –que no debe confundirse con el hecho de dar subsidios, pues en este caso la filosofía es precisamente la opuesta como se ha intentado explicar- es precisamente el valor político por el cual la sociedad reconoce y valora desde una visión de bien común el trabajo local en conservación que dicho propietario o Grupo Local, ya sea un GAL contemplado en las directrices de política rural española, un conjunto o asociación de propietarios o una asociación conservacionistas o de custodia ven garantizado el bien que proveen.

- La **adicionalidad** se define aquí como el principio por el cual una inversión pública genera la provisión de un bien de mayor cuantía que aquél al que compensa, es decir genera un mecanismo adicional de conservación además de aquel de mercado. Un ejemplo puede clarificarlo: un propietario o una asociación protege el águila imperial y es compensada por ello, de este modo aprovecha sus instalaciones para comenzar un trabajo sobre el búho real que no está compensado (al menos todavía) pero que apenas cuesta aprovechando la infraestructura generada por el águila. Así, la implantación de un sistema de PSE tiene una doble aplicación. Además de para el caso objeto de PSE a través del reconocimiento del trabajo y su compensación subsidiaria en los contratos territoriales (que no mediante subsidios que es todo lo opuesto), el sistema de PSE es capaz de darle valor a bienes y servicios ecosistémicos a una dimensión local no reconocida necesariamente desde lo definido como bien público (caso del búho real). Es decir, si una serie de propietarios comienzan a conservar un servicio ecosistémico reconocido por el principio de subsidiaridad como bien común, fácilmente podrán pasar a otros no necesariamente reconocidos. El artículo de Flores-Velásquez *et al.* (2008) pone precisamente de manifiesto como el fortalecimiento de un Grupo Local dedicado a la conservación puede comenzar a hacer actividades nuevas que expandan la conservación porque ha sido apoyado en su base. Estas son las actividades adicionales. Por otra parte existe el denominado efecto cultural. Muchas personas que empiezan a conservar un bien ambiental por su compensación acaban asumiendo la cultura de que dicho bien merece protección, por lo que comienza a verse negativamente en dicho territorio su eliminación. Un ejemplo lo clarifica: un grupo de propietarios y conservacionistas recupera una población de quebrantahuesos en Andalucía y da a conocer su trabajo en su territorio. El quebrantahuesos comienza a considerarse un símbolo de orgullo territorial, incluso llega convertirse en un motivo turístico. La población en su mayoría, si recibe una adecuada educación ambiental, introduce en su cultura dicho bien ambiental generando una protección social adicional.
- Por último la **cohesión o integración** entendida como la articulación entre las medidas locales y regionales o nacionales a favor de una misma política queda garantizada precisamente por la existencia de un mecanismo financiero que imprime las directrices de conservación financiadas que se dan en cada territorio. Dado que el sistema de PSE se incorpora dentro del contrato territorial que a su vez queda enmarcado por las Directrices Estratégicas Territoriales de Ordenación Rural de cada territorio, es razonable pensar que sea este sistema el que facilite la articulación de las diferentes medidas garantizando la cohesión de la política regional de la cual se ha partido. Por ello, el PSE debe ser el mecanismo constitutivo del contrato territorial entendido como el instrumento que

establece el conjunto de compromisos a suscribir entre las Administraciones Públicas y los titulares de las explotaciones agrarias que orienten e incentiven su actividad en beneficio de un desarrollo sostenible del medio rural. Así lo demuestran Flores-Velásquez *et al.* (2008), quienes señalan como un sistema de PSE en España puede ser diseñado de modo que actúe como instrumento de cohesión entre la gestión territorial y la financiación regional-local. Por último esta integración debe tener en cuenta no sólo al trabajo realizado desde las entidades públicas, sino el de cualquier entidad local incluyendo por ejemplo a las entidades de Custodia del Territorio como así lo indica la nueva Ley 42/2007 o formando parte de los PORN definidos en la Ley de Montes 43/2003.

CAPÍTULO VII. CONCLUSIONES

- Para que la política de PSE en España sea eficiente es necesario que el sistema de PSE diseñado a nivel nacional este descentralizado en los niveles autonómico, comarcal y local, con un mayor protagonismo a las autoridades correspondientes en cada nivel. Esto permitirá una mejor adaptación a la realidad territorial de los ecosistemas y a las diferencias ecológicas entre regiones.
- En la implementación de una política nacional de PSE es necesario realizar una cuantificación de servicios ecosistémicos, la activación del Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, la creación de un Consejo Nacional regulador de los PSE, el establecimiento de un programa nacional de PSE consensuado, el establecimiento de un mecanismo de control, seguimiento y verificación, y el establecimiento de un sistema de emisión de certificados ambientales.
- El éxito de una política de PSE en España se basa en el papel subsidiario, integrador y adicional que juegue el Estado en su definición. Además es fundamental que las instituciones locales se conviertan en agentes promotores del sistema, tener la capacidad institucional nacional de reconocer los sistemas de PSE y apoyarlos subsidiariamente para que crezcan y que las instituciones internacionales reconozcan estos sistemas y los utilicen para invertir en la conservación.
- La estrategia para la implementación de la política de PSE se debe enfocar en un modelo público-privado que capture la demanda de servicios ecosistémicos a nivel nacional, autonómico, comarcal y posiblemente local, basándose en el principio de subsidiariedad y la identificación de entidades locales acompañantes como principales concededores del territorio.
- El análisis del marco legal europeo, nacional y autonómico demuestra que es posible la implementación de sistemas de PSE en España como una herramienta de conservación compatible con otras iniciativas como los contratos territoriales de explotación.
- La implementación de los sistemas de PSE debe contar con una estrategia de captación de fondos a nivel Comunitario, Nacional, Autonómico y de ser posible Municipal, con el fin de alimentar un fondo común que podría ser el Fondo del Patrimonio Nacional y de la Biodiversidad. Con esto se asegura que la posibilidad de implementar un sistema de PSE a cualquiera de los niveles sea mayor ya que sus costes de implementación podrían ser cubiertos. El estudio de caso a nivel local en el pantano de San Juan es un ejemplo de los altos costes de implementación de un sistema con un valor por encima del millón de euros.
- Para que la política de PSE se implemente a nivel autonómico es necesario contar con un plan regional de PSE que incluya la oferta de los servicios ecosistémicos, un marco institucional participativo, una institución que coordine y la vez seduzca a nuevos demandantes, y un modelo mixto que incluya el contrato mixto con el productor de servicios y la forma de verificación.
- El éxito para el desarrollo de un sistema de PSE a cualquier escala dependerá de una acertada planificación, del desarrollo de una metodología para la cuantificación de la oferta de servicios ecosistémicos, y de la adecuada identificación de los potenciales oferentes y demandantes. Además de estos aspectos es necesario considerar factores externos como la voluntad política y la aceptación social de los sistemas de PSE como una

alternativa que contribuya a la gestión de los servicios ecosistémicos degradados a la vez que se generan beneficios para toda la sociedad.

- Un sistema de PSE puede ser desarrollado a nivel municipal mediante un proceso liderado por los ayuntamientos o un GAL delegando en ellos las funciones de control pero no las de pago. Además el sistema podría tener como incentivo la generación de puestos de trabajo que serían cubiertos por la población local de la zona.
- La adaptación de los contratos territoriales a los sistemas de PSE se basa en los principios de subsidiariedad, adicionalidad y cohesión o integración, por una parte los PSE puedan llegar a un nivel de conservación autofinanciado y por otra la población local se implique al atribuirle medidas adicionales y responsabilidades para fortalecer las actuaciones del propietario agrario, las entidades locales de conservación y la municipalización de la conservación de la naturaleza.
- Al implementar un sistema de PSE a nivel local se demostró que el desarrollo de una gestión público – privada es mucho más rentable económicamente que el desarrollo de una gestión por separado (pública o privada).

En relación a la subsidiariedad como principio fundamental de una política de PSE, la primera consideración es que es necesario “capturar” los distintos tipos de valor económico que los servicios que un ecosistema tiene para distintos grupos de personas. Es necesario acoplar la oferta de un territorio a las distintas demandas de servicios ecosistémicos que existen sobre él. Para ello es necesario articular una política basada en la subsidiariedad ambiental. La subsidiariedad ambiental afirma que ni el Estado ni ninguna sociedad más amplia debe suplantar la iniciativa y la responsabilidad de las personas y sus asociaciones generadas para lograr la conservación de los servicios ecosistémicos a nivel local, pero que sí debe apoyar subsidiariamente y coordinar aquellas tareas que no pueden hacer los grupos menores. De este modo se podrán generar modelos de PSE anidados enfocados a la maximización de la captura de beneficios para la compensación de oferentes por los servicios ecosistémicos que se oferten. Esta subsidiariedad realmente implica la descentralización de la oferta y la demanda de modo que se pueda canalizar la compensación de los diferentes servicios de un mismo ecosistema desarrollando diversos tipos de mercados a nivel nacional, autonómico, comarcal, y cuando sea posible local.

En síntesis, la subsidiariedad ambiental permite generar una arquitectura política en la cual distintos sistemas de pago por servicios ecosistémicos convivan “anidados” en el marco de un sistema nacional descentralizado y adaptado a las diferencias ecológicas entre regiones. En dicho sistema el papel del Estado no debe por lo tanto limitarse a ser un pagador de un “bien público”, sino más bien a **desarrollar sistemas de captura del valor de los ecosistemas en los cuales involucrar al máximo posible de agentes económicos beneficiarios de los mismos.**

BIBLIOGRAFÍA

- Alcaraz Ramos, M. (2007). *El estado de derecho frente a la urbanización urbanística*. Wolters Kluwer España, S.A., Getafe, Madrid.
- Allen, B.; Buckwell, A.; Baldock, D.; Menuade, H. (2012). Maximizing Environmental Benefits through Ecological Focus Areas. The UK statutory conservation, countryside and environment agencies. <Accesible en URL: <http://www.lupg.org.uk>> Consultado el 10 de Septiembre de 2012.
- Alli Aranguren, J. (2008). Del indicio a la prueba de la corrupción urbanística. *Auditoría Pública* 46: 85-96.
- Allué-Andrade, M. (2007). Plan para la recuperación del Águila Imperial Ibérica, objetivo: mantener el vuelo imperial. *Quercus*: 8-11.
- Alvarez-Urria P.; Zamorano C. (2007). La biodiversidad en España. En: Indicadores del Observatorio de Sostenibilidad en España (OSE). *Ambienta*: 75-77.
- Angelsen, A. (2009). *Realizing REDD+: National strategy and policy options*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Denmark.
- Andino, J. (2005). *Planificación del manejo de los recursos naturales con base en los servicios ambientales prioritarios en la subcuenca del lago de Yojoa, Honduras*. Tesis de master, Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica.
- Angelsen, A. (2008a). How do we set the reference levels for REDD payments? in Angelsen, A. (ed.) *Moving Ahead with REDD: Issues, Options and Implications*. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Angelsen, A. (2008b). *Moving ahead with REDD. Issues, options and implications*. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Angelsen, A.; Streck, C.; Peskett, L.; Brown, J.; Luttrell, C. (2008). What is the right scale for REDD. In Angelsen, A. (ed.) *Moving ahead with REDD. Options and Implications*. CIFOR. Indonesia.
- Arriaza, J.; Cañas-Ortega, F.; Cañas-Madueño, J.A.; Ruiz-Aviles, P. (2004). Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 69: 115–125.
- Arthur, L.M.; Daniel, T.C.; Boster, R. S. (2002). Scenic assessment: An overview. *Landscape Planning* 4: 109–129.
- Asociación de Ingenieros de Montes. (2010). Informe de Situación de los bosques y del Sector Forestal en España 2010. <Accesible en URL: <http://www.secforestales.org/>> Consultado el 18 de Octubre de 2011.
- Azqueta, D. (2000). *Introducción a la economía ambiental*. Mc.Graw-Hill/Interamericana de España.
- Barrantes, G. (2000). *Aplicación de incentivos a la conservación de la biodiversidad en Costa Rica. Estudio de caso a ser presentado en la Secretaria del Convenio de Diversidad Biológica*. Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). Ministerio de Medio Ambiente y Energía (MINAE). Costa Rica.
- Barzey, R. (2001). Valoración económica del potencial ecoturístico de la isla de Ometepe. En: PASOLAC, FUNDENIC, (eds.) *Pago por servicios ambientales II foro regional: experiencias replicables en América Central*: 17. PASOLAC, FUNDENIC, Managua, Nicaragua.
- Basora Roca, X.; Sabate i Rotes, X. (2006). *Custodia del territorio en la práctica: manual de introducción a una nueva estrategia participativa de conservación de la naturaleza y el paisaje*. Xarxa de Custodia del Territori. Fundacio Territori i Paisatge, Barcelona.
- Biénabe, E.; Hearne, R. (2005). Public preferences for biodiversity conservation and scenic beauty within a framework of environmental services payment. *Forest Policy and Economics* 9: 335-348.

- Boyd, J.; Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616–626.
- Börner, J.; Wunder, S. (2008). Paying for avoided deforestation in the Brazilian Amazon: From cost assessment to scheme design. *International Forestry Review* 10 (3): 496–511.
- Brown, D.; Seymour, F.; Peskett, L. (2008). How do we achieve REDD cobenefits and avoid doing harm? In: Angelsen, A. (ed.) *Moving Ahead with REDD: Issues, Options and Implications*. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Butler, S. J.; Boccaccio, L.; Gregory, R. D.; Vorisek, P.; Norris, K. (2010). Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137:348–357.
- Campos, P.; Caparrós, A.; Oviedo, J. (2007). Comparing payment-vehicle effect in contingent valuation studies for recreational use in two protected Spanish forests. *Journal of Leisure Research* 39 (1): 60-85.
- Campos, J.; Alpizar, F.; Louman, B.; Parrota, J. (2005). An Integrated Approach to Forest Ecosystem Services. En: Mery, G.; Alfaro, R.; Kanninen, M.; Lobovikov, M. (eds.) *Forest in the Global Balance – Changing Paradigms*: 97-116. IUFRO World, Helsinki.
- Campos, P. (2000). An Agroforestry Account System. En: Joebstl, H.; Merlo, M.; Venzi, L. (eds.) *Institutional Aspects of Managerial and Accounting in Forestry*: 9-19. IUFRO y University of Viterbo, Viterbo.
- Campos, P. (1999). An agroforestry economic accounting system. En: Merlo, M.; Jöbstl, H.; Venzi, L. (eds.) *Institutional aspects of managerial economics and accounting in forestry*. IUFRO y University of Viterbo, Viterbo.
- Cañas, I.; Ruiz, M. (2001). Método de valoración del impacto paisajístico. En: Ayuga, F. (ed.) *Gestión Sostenible de Paisajes Rurales. Técnicas e ingeniería*: 53-75. Mundi-Prensa, Madrid.
- Carson, R.; Haneman, M.; Mitchell, R. (1986). Determining the demand for public goods by simulating Referendums at Different tax prices. University of California, San Diego. <Accesible en URL: <http://www.ug.edu.au/economics/johnguigini/Journalarticles94/CVDCF94.ps>> Consultado el 22 de Septiembre de 2007.
- Christensen, N.; Bartuska, A.; Brown, J. (1996). The report of the Ecological Society of American Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. *Ecological Applications* 6 (3): 665-691.
- Clark, T. (2002). *The policy process. A practical guide for natural resource professionals*. Yale University Press, New Haven.
- Clarke, J.; Cook, S. K.; Harris, D.; Wiltshire, J. J.; Henderson, I. G.; Jones, N. E.; Boatman, N. D.; Potts, S. G.; Westbury, D. B.; Woodcock, B. A.; Ramsay, A. J.; Pywell, R. F.; Goldsworthy, P. E.; Holland, J. M.; Smith, B. M.; Tipples, J.; Morris, A. J.; Chapman, P.; Edwards, P. J. (2007). The SAFFIE project report. Boxworth, UK: ADAS.
- Comisión de Comunidades Europeas. (2007). *Libro Verde sobre la utilización de instrumentos de mercado en la política de medio ambiente y otras políticas relacionadas*. Bruselas. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. (1999). *Plan forestal de la Comunidad de Madrid 2000-2019*. Capítulo VI: 33. Comunidad de Madrid, Madrid.
- Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). (1997). *Valoración económica y análisis de los visitantes del área recreativa piloto del pantano de San Juan*. CSIC, Madrid.
- Cordero-Camacho, D. (2008). Esquemas de pagos por servicios ambientales para la conservación de cuencas hidrográficas en el Ecuador. *Investigaciones Agrarias y Recursos Forestales*: 17(1): 54-66.
- Cortez, R.; Saines, R.; Griscom, B.; Martin, M.; De Deo, D.; Fishbein, G.; Kerkering, J.; Marsh, D. (2010). *A nested approach to REDD: Structuring effective and transparent incentive*

- mechanisms for REDD+ implementation at multiple scales.* The Nature conservancy, U.S.A.
- Cotula, L.; Mayers, J. (2009). *Tenure in REDD: start-point or afterthought?*. International Institute for Environmental and Development (IIED), London.
- Cuadernos del sureste, (2003). El flujo de la corrupción. *Cuadernos del sureste* 11: 48-69.
- Daily, G.; Alexander, S.; Mooney, P.; Postel, S.; Schneider, S.; Tilman, D.; Woodwell, G. (1997). Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. *Issues in Ecology* 1(2): 1-18.
- Davis, R. (1963). Recreation planning as an economic problem. *Natural Resources Journal* 3: 239-249.
- De Hek, S.; Kiersch B.; y Mañón, A. (2004). Aplicación de Pagos por Servicios Ambientales en manejo de Cuencas Hidrográficas: lecciones de experiencias recientes en América Latina. *Comunicación presentada al Taller en Pago por Servicios Ambientales*. Barcelona.
- Diario A21. (2008). Entrevistas: un municipio ahogado por la ZEPA. <Accesible en URL: http://www.a21.es/periodico/index.php?option=com_content&view=article&id=308:un-municipio-ahogado-por-la-zepa&catid=33:entrevistas&Itemid=73> Consultado el 10 de Febrero de 2009.
- Díaz, M.; Martí, R.; Gómez Manzaneque, A.; Sanchez, A. (1994). *Atlas de aves nidificantes en Madrid*. Agencia de Medio Ambiente y SEO, Madrid.
- Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Ministerio de Medio Ambiente (DGCN-MIMAM). (2003). *Formulario oficial de la Red NATURA 2000. Zona de Especial Protección para las Aves de los ríos Alberche y Cofio*. DGCN-MIMAM, Madrid.
- Ecologistas en Acción. (2009). Irregularidades urbanísticas en San Martín de Valdeiglesias. <Accesible en URL: <http://www.ecologistasenaccion.org/spip.php?article13260>> Consultado el 10 de Febrero de 2009.
- Ecologistas en Acción. (2008a). Desmesurado crecimiento urbanístico en el entorno de la M-501. <Accesible en URL: <http://www.ecologistasenaccion.org/spip.php?article11603>> Consultado el 10 de Febrero de 2009.
- Ecologistas en Acción. (2008b). Villamantilla y Villa del Prado sacan tajada de la M-501. <Accesible en URL: <http://www.ecologistasenaccion.org/spip.php?article11986>> Consultado el 10 de Febrero de 2009.
- Ecologistas en Acción. (2008c). El Tribunal Superior de Justicia anula el primer proyecto especulativo de la M-501. <Accesible en URL: <http://www.ecologistasenaccion.org/spip.php?article11923>> Consultado el 10 de Febrero de 2009.
- Ecologistas en Acción. (2006a). Denuncian la construcción de un instituto sobre una vía pecuaria y una zona verde. <Accesible en URL: <http://www.ecologistasenaccion.org/spip.php?article5603>> Consultado el 10 de Febrero de 2009.
- Ecologistas en Acción. (2006b). *Análisis del borrador de la ZEPA “Encinares del río Cofio y río Alberche”. Estudio comparativo entre el borrador de 2001 y el borrador de 2005*. Ecologistas en Acción, Madrid.
- Ecologistas en Acción. (2006c). Análisis sobre la accidentalidad de la M-501. II parte. <Accesible en URL: <http://www.ecologistasenaccion.org/article5565.html>> Consultado el 10 de Febrero de 2009.
- Ecologistas en Acción. (2004). Impunidad urbanística en el oeste madrileño. <Accesible en URL: <http://www.ecologistasenaccion.org/spip.php?article83>> Consultado el 10 de Febrero de 2009.

- Espinal de Cavo, F. M.; Martínez de Anguita, P. (2011). Principios, criterios, indicadores y verificadores para la evaluación de sistemas de pagos por servicios ecosistémicos. *Spanish Journal of Rural Development* 2: 115-136.
- Espinal, F.; Martínez de Anguita, P. (2006). *Establecimiento de mecanismo de compensación por servicios ambientales*. Memoria de Diploma de Estudios Avanzados, Doctorado en Ciencias Ambientales, Universidad Rey Juan Carlos, Móstoles, Madrid.
- EUROPARC-España. (2002). *Plan de acción de los espacios naturales protegidos del Estado español*. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid.
- FAO. (2010). *Principales resultados de la evaluación de los recursos forestales mundiales*. Departamento Forestal de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, FAO, Roma.
- FAO – REDLACH. (2004). *Foro electrónico sobre sistema de pago por servicios ambientales en cuencas hidrográficas*. FAO – REDLACH, Santiago de Chile.
- FAO. (2004). *Payment schemes for environmental services in watersheds. Land and Water Discussion paper 3. Regional forum Arequipa, Perú*. FAO, Santiago de Chile.
- Farber, S. C.; Costanza, R.; Wilson, M. A. (2002). Economic and ecologic concepts for valuing ecosystem services. *Economical ecological* 41: 375-392.
- Fernández-Barrera, M. F.; Grados, N.; Dunin-Borkowski, M. S.; Martínez de Anguita, P.; Flores-Velásquez, P. (2008). Can the effects of El Niño be mitigated through a system of payments for environmental services? A study of the Piura River watershed, Peru. *Unasyva* 229: 50-56.
- Fernández, R. (2009). El tsumani urbanizador español y mundial. Causas impactos globales y repercusión devastadora sobre la piel del toro y sus archipiélagos le necesidad de prepararse para el previsible estallido de la burbuja inmobiliaria. *V Congreso Internacional de Ordenación del Territorio*: 1556-1567. Asociación Interprofesional de Ordenación del Territorio, Málaga.
- Field, B. C.; Field, M. K. (2006). *Environmental economics*. McGraw-Hill, New York.
- Fisher, B.; Turner, K.; Balmford, A.; Brouwer, R.; Costanza, R.; de Groot, R.; Farber, S.; Ferraro, P.; Green, R.; Hadley, D.; Harlow, J.; Jefferiss, P.; Kirby, C.; Morling, P.; Mowatt, S.; Naidoo, R.; Paavola, J.; Strassburg, B.; Yu, D.; Zylstra, M. (2008). Ecosystem services and economic Theory: Integration for policy-relevant research. *Ecological Applications* 18(8): 2050-2067.
- Fisher, B.; Turner, R. K.; Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643–653.
- FFLA (Fundación Futuro Latinoamericano).; RIDES (Recursos e Investigación para el Desarrollo Sustentable). (2002). *Bienes y Servicios Ambientales: Insumos para la discusión desde la perspectiva latinoamericana. Resumen ejecutivo*. FFLA y RIDES, Ecuador.
- Flores-Velásquez, P.; Martínez de Anguita, P.; Romero Calcerrada, R.; Novillo, C. J.; Ruiz, M. A. (2008). Los sistemas de pago por servicios ambientales entre la adicionalidad y la subsidiariedad: aplicación a la belleza escénica en el pantano de San Juan, Madrid, España. *Investigaciones Agrarias: Sistemas y Recursos Forestales* 17(1): 39-53.
- Gandy, R.; Meitner, M. (2007). The effects of an advanced traveler information system on scenic beauty ratings and the enjoyment of a recreational drive. *Landscape and Planning* 82: 85-93.
- Gómez Jiménez, I.; Romero Calcerrada, R.; Beneitez López, J. (2007). Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión *GeoFocus* 7: 1-22.
- Gómez-Limón, J.; de Lucio, J. (1995). Recreational activities and loss of diversity in grasslands in alta manzanas natural park, Spain. *Biological Conservation* 74: 99-105.
- Gómez-Limón, J.; Múgica, M.; Medina, L.; De Lucio, J. (1994). *Áreas recreativas en la Comunidad de Madrid. Afluencia de visitantes y actividades desarrolladas. Serie de*

- documentos No.14. Centro de Investigación en Espacios Naturales Protegidos Fernando González Bernáldez. Soto del Real, España.
- Gómez Mampaso, V. (2011). *El monte como yacimiento de empleo sostenible. Seminario líneas estratégicas en el sector forestal: colegio de Ingenieros de Montes*. Madrid.
- González Arenas, J. (2007). Evolución del valor económico integral de los sistemas forestales de Andalucía. Comunicación técnica al 9º Congreso de Medio Ambiente de España (CONAMA): 1-8. Fundación CONAMA, Madrid.
- Grêt-Regamey, A.; Bebi, P.; Bishop, I. D.; Schmid, W.A. (2008). Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. *Journal of Environmental Management* 89: 197–208.
- Grieg-Gran, M.; Porras, I.; Wunder, S. (2005). How Can Market Mechanisms for Forest Environmental Services Help the Poor? Preliminary Lessons from Latin America. *World Development* 33 (9): 1511–1527.
- Grupo TRAGSA.; Martínez de Anguita, P. (2010). *Articulación de contratos territoriales a través de un sistema de pagos por servicios ecosistémicos. Proyecto interno del Grupo TRAGSA para el Ministerio de Medio Ambiente*. Grupo TRAGSA, Madrid.
- Hajek, F.; Martínez de Anguita, P. (2012). *Los Servicios de la naturaleza y como sostenerlos en el Perú*. Wust Ediciones, Lima, Péru.
- Hart, K.; Baldock, D.; Tucker, G.; Allen, B.; Calatrava, J.; lack, H.; Newman, S.; Baulcomb, C.; McCracken, D.; Gantioler, S. (2011). *Costing the Environmental Needs Related to Rural Land Management*. Institute for European Environmental Policy, London.
- Hedblom, M.; Söderström, Bo. (2007). Woodlands across Swedish urban gradients: Status, structure and management implications. *Landscape and Urban Planning* 84 (2008): 62–73.
- HGCA. (2011). *Enhancing arable biodiversity through the management of uncropped land: an HGCA guide*. Warwickshire.
- Huetting, R.; De Boer, L. B.; Jan, L.; Huib, J. (1998). The Concept of Environmental Function and its Valuation. *Ecological Economics* 25(1): 31-35.
- IEEP. (2008). *The environmental benefits ofset-aside in the EU. A summary of evidence*. Report commissioned by DEFRA, London.
- Ingraham, M.; Foster, S. (2008). The value of ecosystem services provided by the U.S. National Wildlife Refuge System in the contiguous U.S. *Ecological Economics* 67: 608-618.
- Jiménez, F. (2008). Boom urbanístico y corrupción política en España. En: Pérez-Díaz, V. (ed.) *Colección Mediterráneo Económico: Modernidad, crisis y globalización: problemas de política y cultura*: 263-286. CAJAMAR Caja Rural, Sociedad Cooperativa de Crédito, Madrid.
- Junta de Andalucía. (2003). *Buenas prácticas en el manejo de suelos en el olivar. Consejería de Agricultura y Pesca*. Servicio de Publicaciones y Divulgación, Sevilla.
- Klitgaard, R.; Maclean-Abaroa, R.; Lindsey, H. (2000). *Corrupt cities a practical guide to cure and prevention*. Institute for Contemporary Studies, Oakland, California.
- Köchli, D.; Brang, P. (2005). Simulating effects of forest management on selected public forest goods and services: a case study. *Forest ecology and management* 209: 57-68.
- Kosoy, N.; Corbera, E.; Brown, K. (2008). Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, México. *Geoforum* 39 (6): 2073-2083.
- Kremen, C. (2005). Managing Ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468-479.
- Landell-Mills, N.; Porras, I. (2002). *Silver bullet or fool's gold? A global review of markets for forest environmental services and their impacts on the poor. Instruments for sustainable private sector forestry series*. International Institute for Environment and Development, London.

- Larson, A. M.; Ribor, J. C. (2009). *Lessons from Forestry decentralisation. En realising REDD+: National strategy and policy options*. CIFOR, Indonesia.
- Lashwell, H.; McDougal, M. (1992). *Jurisprudente for a Free Society. Studies in Law, Science and Policy*. New Haven Press.
- Latacz-Lohman, U.; van der Hamsvoort, C. (1998). Auctioning Conservation Contracts: A Theoretical analysis and an Application. *American Journal of Agricultural Economics* 79: 407-418.
- Lee, C.; Mjelde, J. (2007). Valuation of ecotourism resources using a contingent valuation method: the case of the Korean DMZ. *Ecological economics* 63(2-3): 511-520.
- Lenschow, A. (2002). *Environmental Policy Integracion. Greening Sectorial Policies in Europe*. Published in the UK and USA.
- Lozano Cutanda, B. (2010). *Informe sobre pago por servicios ambientales*. Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino, Madrid.
- Macicior, I. (2011). *El monte como generador de bienes y Servicios. En "Líneas estratégicas del sector forestal". Conferencia celebrada en el Colegio de Ingenieros de Montes como presentación de las "Reflexiones sobre la Ingeniería Española y el Modelo de Crecimiento"*, Madrid.
- Madrigal-Ballesteros, R.; Alpízar-Rodríguez, F. (2008). Diseño de un Programa de Gestión Adaptativa de Pagos por Servicios Ecosistémicos en Copán Ruinas, Honduras. *Investigaciones Agrarias y Recursos Forestales*: 17(1): 79-90.
- Malanda, A.; García, F. (2006). *M-501, vía para la especulación en el suroeste. Periódico Diagonal*. Artículo 203, 2 – 15 de Febrero de 2006.
- Martín, M. A. (2006). *Conflict between the Natura 2000 network and the M-501 road, Madrid, Spain*. Yale University, U.S.A.
- Martínez de Anguita, P.; Rivera, S.; Beneitez, J.; Cruz, F.; Espinal, F. M. (2011). A GIS Cost-Benefit Analysis-Based Methodology to Establish a Payment for Environmental Services System in Watersheds: Application to the Calan River in Honduras. *Journal of sustainable forestry* 30(2): 79-110.
- Martínez de Anguita, P.; Flores-Velásquez, P. (2011). Hacia un sistema público-privado de pago por servicios ecosistémicos en España. *Spanish Journal of Rural Development* 2: 34-47.
- Martínez de Anguita, P.; Molinero, M.; Fernández Barrena, M.; Moreno, V.; Paniagua, M. (2010). *Estudio piloto de implementación de un mecanismo de pago por servicios ambientales a los olivares de Jaén*. Grupo TRAGSATEC, Madrid. Sin publicar.
- Martínez de Anguita, P. (2006). *Desarrollo Rural Sostenible*. McGraw Hill, Madrid.
- Martínez de Anguita, P.; Rivera, S.; Beneitez, J. M.; Cruz, F. (2006). Establecimiento de un mecanismo de pago por servicios ambientales sobre un soporte GIS en la cuenca del Río Calan, Honduras. *GeoFocus* 7: 152-181.
- Martínez, Vega.; de Regoyo, M. (2001). El medio rural, la planificación y el desarrollo en el ámbito de la Unión Europea. En: Aguya, F. (ed.) *Gestión sostenible de paisajes rurales. Métodos para la planificación de espacios protegidos*: 19-31, Fundación Alonso Martínez Escudero, Madrid.
- Martínez Vega, J.; Martín I. M.; Romero-Calcerrada, R. (2003). Cartografía del paisaje: métodos de valoración. En: Martín, M. A.; Vega, J. M. (eds.) *Métodos para la planificación de espacios protegidos*: 107-125. Servicio de Publicaciones del CSIC, Madrid.
- Matthews, A. (2012). *Environmental public goods in the new CAP: impact of greening proposals and alternatives. IP/B/AGRI/CEI/2011-097/E001/SC1. Report prepared for the European Parliament Directorate General for internal policies – Policy department B: Structural and cohesion policies*. Agricultural and rural development. Strasbourg, France.
- Mayrand, K.; Paquin, M. (2004). *Pago por Servicios Ambientales: Estudio y Evaluación de Esquemas Vigentes*. UNISFERA CENTRE INTERNATIONAL CENTRE. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá.

- McFadden, D. (1994). Contingent valuation and social choice. *American Journal Agricultural Economics* 76: 689-708.
- Mejías Esquivel, R.; Segura Bonilla, O. (2002): *Situación actual del pago de Servicios Ambientales*. Documentos de Trabajo 007-2002. CINPE, Heredia, Costa Rica.
- Merlo, M.; Croitoru, L. (2004). *Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value*. CABI International, Wallingford UK/Cambridge.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *General Synthesis Report: Ecosystems and Human Well-being: synthesis*. Island Press, Washington D.C.
- Ministerio de Administraciones Públicas. (2006). *Guía rápida para la realización de estudios de análisis de la demanda y de encuestas de satisfacción*. Ministerio de Administraciones Públicas, Madrid.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), 2009. *Programa de Desarrollo Rural Sostenible (PDRS) 2010-2014*. Documento Divulgativo, MAGRAMA, Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente (MMA). (2000). *Plan Forestal Español*. MMA, Madrid.
- Mitchell, R.; Carson, T. (1989). *Using surveys to value public goods. The contingent valuation method, resources for the future*. Washington DC.
- Mörtberg, U.; Balfors, B.; Knol, W. (2007). Landscape ecological assessment: A tool for integrating biodiversity issues in strategic environmental assessment and planning. *Journal of Environmental Management* 82: 457-470.
- Naciones Unidas. (2008). *Informe sobre los objetivos del Milenio*. New York.
- Naredo, J. M. (2010). *El modelo inmobiliario español y sus consecuencias. Comunicación al coloquio sobre urbanismo, democracia y mercado: una experiencia española (1970-2010)*. Institut d'Urbanisme de Paris, Université de Paris 12 Val-de-Marne, Escuela T.S. de Arquitectura de Madrid, Casa de Velásquez, París.
- Novillo, C.; Romero-Calcerrada, R. (2003). Propuesta metodológica para la zonificación ambiental. En: Martín, M. A.; Vega, J. M. (eds.) *Métodos para la planificación de espacios protegidos*: 165-186. Servicio de Publicaciones del CSIC, Madrid.
- Observatorio del Paisaje. (s.f). *Triptico de difusión del observatorio del paisaje*. Cataluña, España.
- Observatorio de la Sostenibilidad (OSE). (2005). *Sostenibilidad en España*. Informe primavera de 2005. OSE, Madrid.
- OCDE. (2002). *Bienes y Servicios Medioambientales: Beneficios de una Mayor Liberalización del Comercio Mundial*. Resumen. OCDE Publications Service, Francia.
- Olander, L. P.; Gibbs, H. K.; Steininger, M.; Swenson, J. J.; Murray, B. C. (2008). Reference scenarios for deforestation and forest degradation in support of REDD: a review of data and methods. *Environmental Research Letters* 3 025011.
- Opperman, J. J.; Royte, J.; Banks, J.; Day, L. R.; Apse, C. (2011). The Penobscot River, Maine, USA: a basin-scale approach to balancing power generation and ecosystem restoration. *Ecology and Society* 16 (3): 7.
- Orduna, M. G. (2000). *La educación para el desarrollo local. Una estrategia para la participación social*. EUNSA, Pamplona.
- Pagiola, S.; Ramírez, E.; Gobbi, J.; de Haana, C.; Ibrahim, M.; Murgueitiod, E.; Ruiza, J. P.; (2007). Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua. *Ecological economic* 64 (2): 374-385.
- Pagiola, S.; Arcenas, A.; Platais, G. (2005). Can payment for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development* 33 (2): 237-253.
- Pagiola, S.; Platais, G. (2002). *Payment for environmental services. Environment Strategy notes nº 3*. The World Bank Environment Department, Washington DC, U.S.A.

- PASOLAC. (2006). *Elementos metodológicos para la implementación de pagos por servicios ambientales hídricos a nivel municipal en Centroamérica. Documento 496, serie técnica 2/2006*. PASOLAC, Managua, Nicaragua.
- PASOLAC. (2002). *Pago por servicios ambientales: conceptos y principios y su realización a Nivel municipal. 2da edición*. PASOLAC, Managua, Nicaragua.
- PASOLAC – FUNDENIC. (2001). *Pago por servicios ambientales II foro regional: experiencias replicables en América Central*. Montelimar, Nicaragua.
- PASOLAC. (2000). *Pagos por Servicios Ambientales: Conceptos y Principios. Documento 259, Serie Técnica 1/2000*. PASOLAC, Managua.
- Pearce, D. W. (1993). *Economics values and the natural world- Earthscan*. London. UK.
- Pearce, D. W.; Turner, R. K. (1990). *Economics of the Natural Resources and the Environment. Harvester Wheatsheaf*. London . Uk
- Pérez, C.; Barzev, R.; Aburto, E.; Rojas, L.; Rodríguez, R. (2002): *Pagos por Servicios Ambientales. Conceptos, principios y su realización a nivel municipal*. Programa para la Agricultura Sostenible en Laderas de América Central, Corredor Biológico Mesoamericano, Managua, Nicaragua.
- Peskett, L.; Brockhaus, L. (2009). *When REDD+ goes national. A review of realities, opportunities and challenges. In Moving ahead with REDD. Options and Implications*. CIFOR, Indonesia.
- Petrosillo, I.; Zurlani, G.; Corlianò, M. E.; Zaccarelli, N.; Dadazo, M. (2007). Tourist perception of recreational environmental in a marine protected area. *Landscape and Urban Planning* 79: 29-37.
- Poláková, J.; Tucker, G.; Hart, K.; Dwyer, J.; Rayment, M. (2011). *Addressing biodiversity and habitat preservation through Measures applied under the Common Agricultural Policy. Report Prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No. 30-CE-0388497/00-44*. Institute for European Environmental Policy, London.
- Polo, L. (1996). *La persona humana y su crecimiento*. EUNSA, Pamplona.
- Porrás, I.; Grieg-Gran, M.; Neves, N. (2008). *All That Glitters: A review of Payments for Watershed Services in Developing Countries*. International Institute for Environment and Development, London, U. K.
- Puche, F. (2008). Participación social y defensa del territorio: algunas consideraciones y propuestas. *V Congreso Internacional de Ordenación Territorial: 1898-1906*. Asociación Interprofesional de Ordenación del Territorio, Málaga.
- Pukkala, T.; Nuutinen, T.; Kangas, J. (1995). Integrating scenic and recreational amenities into numerical forest planning. *Landscape and Urban Planning* 32: 185-195.
- Randall, A.; Ives, C.; Eastman, C. (1994). Bidding games for valuation of aesthetic environmental improvement. *Journal of Environmental Economics and Management* 1: 132-149.
- Reed, M. G. (1997). The provision of environmental goods and services by local non-governmental organizations: an illustration from the Squamish forest district, Canada. *Journal or Rural Studies* 13 (2): 177-196.
- Rivas-Martínez, S. (1982). *Mapa de series de vegetación de Madrid*. Escala 1.200.00. Diputación de Madrid. Madrid.
- Robertson, N.; Wunder, S. (2005). *Fresh tracks in the forest: assessing incipient payments for environmental services initiatives in Bolivia*. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Romero Calcerrada, R. (2006). Propuesta de Planificación ambiental para el Desarrollo: Aplicación a la Zona de Especial Protección para las Aves num. 56. Encinares de los ríos Alberche y Cofio. En: Martínez de Anguita, P. (ed.) *Desarrollo rural sostenible: 175-214*. McGraw Hill, Madrid.
- Romero Calcerrada R. (2005). Introducción. En: Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Martínez de Anguita, P.; García Abril, A.; Romero Calcerrada, R.; Martín, M. A.; Pedroche Carmona, B.; Gómez Jiménez, I. (eds). *Ordenación del Territorio y*

- Medioambiente*: 3-5. Servicio de Publicaciones de la Universidad Rey Juan Carlos, Móstoles, Madrid.
- Rosa, H.; Kandel, S.; Dimas, L. (2003). *Compensation for Environmental Services and Rural Communities*. PRISMA, San Salvador.
- Rufino, R. (1989). *Atlas de aves que nidifican en Portugal*. Continental. CEMPA, Lisboa.
- Sage, L.; Sánchez, O. (2002). Evolución Esperada para el Mercado de Pago de Servicios Ambientales en Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana* 37: 72-73.
- Samuelson, P.; Nordhaus, W. (1996). *Economía*. Mc.Graw-Hill/Interamericana de España.
- Saz, S.; Pérez y Pérez, L.; Barreiro, J. (1998). Valoración contingente y protección de espacios naturales. *Revista Valenciana D'Estudis Autonomic* 23: 355 – 372.
- SEO/Birdlife.; WWF. (2012). *Por una PAC más verde para un medio rural más vivo. Posición de SEO/BirdLife y WWF España ante las propuestas legislativas de la Comisión Europea para el futuro de la PAC*. Seo/Birdlife y WWF, Madrid.
- Sierra Oeste Desarrollo Sostenible. (2009). Debate “Crisis en la comarca de la Sierra Oeste. Problemas y oportunidades”. <Accesible en URL: <http://www.ecologistasenaccion.org/spip.php?article11986>> Consultado el 13 de Marzo de 2009.
- Sierra, R.; Russman, E. (2006). On the efficiency of environmental service payments: a forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica. *Ecological economics* 59: 131-141.
- Silcock, P.; Lovegrove, C. (2007). *Retaining the environmental benefits of set-aside*. Cumulus Consultants: Worcestershire, UK.
- Skutsch, M. M.; van Laake, P. E.; Zahabu, E.; Karky B. S.; Phartiyal, P. (2009). Community monitoring in REDD+. In: Angelsen, A. (ed.) *Realising REDD+: national strategy and policy options*. CIFOR, Bogor.
- Sociedad Española de Ciencias Forestales (SECIF). (2010). *Situación de los bosques y del sector forestal en España: informe 2010*. SECIF, Madrid.
- Stanley, T. Jr. (1994). Ecosystem management and the arrogance of humanism. *Conservation Biology* 9(2): 255-262.
- Stern, N. (2006). *Stern Review: The economics of climate change*. Her Majesty's Treasury, London, UK.
- Stürzinger, U.; Bustamante, B. (1999). Pago por Servicios Ambientales: Participación Equitativa a Favor del Medio Ambiente. *Revista Centroamericana Laderas* 2(5): 24-27.
- Swenson, D.; Ambrose, R. (2007). Spatial analysis of cumulative habitat loss in Southern California under the Clean Water Act Section 404 Program. *Landscape and Urban Planning* 82: 41–55.
- Tahvanainen, L.; Tyrväinen, L.; Ihalainen, M.; Vuorela, N.; Kolehmainen, O. (2001). Forest management nad public preceptions – visual versus verbal information. *Landscape and Urban Planning* 53: 53-70.
- Telleria, J. L.; Díaz, M.; Asencio B. (1996). *Aves ibéricas. No paseriformes*. Revero Editor, Madrid.
- Tomich, T.; Thomas, D. E.; van Noordwijk, M. (2004). Environmental services and land use change in Southeast Asia: from recognition to regulation or reward?. *Agriculture ecosystems and environmental* 104: 229-244.
- Traverso, J. M. (2000). *Censo de poblaciones reproductor de Buitre Leonado en la Comunidad de Madrid*. Anuario ornitológico de Madrid.
- Universidad Rey Juan Carlos – Grupo de Planificación Ambiental para el Desarrollo (URJC-PAD). (2006). *Ordenación de los usos recreativos del pantano de San Juan*. URJC-PAD, Madrid.
- Vatn, A.; Angelsen, A. (2009). *Options for a national REDD+ Architecture. In Moving ahead with REDD. Options and Implications*. CIFOR. Indonesia.

- Vermont, S. (2005). *National Report of Switzerland on Environmental Services and Financing for the Protection and Sustainable use of Water-related Ecosystems*. In *Seminar on environmental services and financing for the protection and sustainable use of ecosystems*. Convention on Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes. Geneva.
- Villoria, M. (2006). *Informe global de la corrupción 2006*. Transparency Internacional-España, Madrid.
- Wackernagel, M.; Rees, W. (1996). *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. Gabriola Island, BC: New Society Publishers. British Columbia. Canadá.
- Wagner, J. E. (1997). Estimating the economic impacts of tourism. *Annals of Tourism research* 24 (3).
- Willis, K. G.; Garrod, G. D. (1993). Valuing Landscape: a contingent valuation approach. *Journal of Environmental Management* 37 (1): 1-22.
- Winspear, R.; Grice, P.; Peach, W.; Phillips, J.; Aebischer, N.; Thomas, P.; Egan, J.; Nowakowski, M. (2010). The development of farmland bird packages for arable farmers in England. *Aspects of Applied Biology* 100: 347–352.
- Winkler, R. (2006). Valuation of ecosystem goods and services part 1: an integrated dynamic approach. *Ecological economical* 59: 82-93.
- Wong, J. I. (2001). *Metodologías para la valuación de las servidumbres ecológicas*. Manual de capacitación nº 5. The Nature Conservancy, Arlington, U.S.A.
- Wunder, S. (2005). *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. CIFOR Occasional Paper Nº 42. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Wunder, S.; Dung The, B.; Ibarra, E. (2005). *Payment is good, control is better: why payments for forest environmental services in Vietnam have so far remained incipient*. Bogor, Indonesia.
- Wunder, S. (2000). Ecotourism and economic incentives – an empirical approach. *Ecological Economic* 32: 465-479.
- WWF. (2010). *Informe Planeta Vivo 2010*. World Wild Fund, Madrid.
- Zbinden, S.; Lee, D. (2005). Paying for environmental services: an analysis of participation in Costa Rica's PSA program. *Work Development* 33 (2): 255-272.
- Zoppi, C. (2007). A multicriteria-contingent valuation analysis concerning a coastal area of Sardinia, Italy. *Land use policy* 24: 322-337.

ANEXOS

Anexo 1.



Fotografía 1. Olivar al borde de su desaparición en un barranco temporal. Jaén. Fotografía de Mario Fernández Barreda.



Fotografía 2. Humedal temporal en el cual se han plantado olivos en sus bordes para obtener mayor subvención de la PAC, que no llegan a producir y mueren por hidromorfía. Jaén. Fotografía de Mario Fernández Barreda.



Fotografía3: Un par de canalizaciones para la circulación de aguas tras las tormentas en una carretera secundaria en Jaén causan una tremenda erosión generando pérdidas económicas y ecológicas a los propietarios sin posible solución salvo que se tomen medidas excepcionales. La consideración de AIEs junto a las carretas podría facilitar la restauración en estas zonas pro ejemplo podrían aunar beneficios económicos y ecológicos. Fotografía de Mario Fernández Barreda.

Anexo 2. Desarrollo de talleres participativos



Identificación de problemas y alternativas (técnica de tarjetas)
Taller participativo: mesa de medio ambiente



Identificación de problemas y alternativas (técnica de tarjetas)
Taller participativo: mesa de empresarios turísticos



Taller participativo mesa de empresarios turísticos



Taller participativo mesa institucional

Anexo 3. Formatos de encuestas aplicados a los visitantes de las áreas recreativas y residentes de las urbanizaciones.

3.1. Formato de encuesta aplicada a los visitantes de las áreas recreativas

En la zona del Pantano de San Juan se esta llevando a cabo un estudio sobre la caracterización de sus visitantes. El cuestionario es anónimo por lo que nos gustaria que respondiese con la mayor sinceridad. Su opinión es muy importante para nosotros, ya que en un futuro se pretenden llevar a cabo acciones orientadas a satisfacer las demandas de los visitantes en esta zona. Este cuestionario no le llevará más de 10 minutos de su tiempo. Agradecemos de antemano su colaboración, muchas gracias.



Nombre del encuestador: _____
 Fecha y Hora: _____
 Numero de encuesta: _____

INSTRUCCIONES: dejar que el entrevistado conteste las preguntas. Luego clasificamos las respuestas donde corresponda. En las preguntas en las que no se especifique nada, se puede proporcionar información.

Código de la zona encuestada: _____ (LY) Lancha del Yelmo
 (EPLV) Embalse Picadas/La Veguilla
 (PSJ) Pantano San Juan
 (VN) Virgen de la Nueva

Información general sobre la visita
 Dénos por favor su punto de vista de acuerdo a los siguientes aspectos relacionados con su visita:

- ¿Desde que sitio ha iniciado usted su viaje a esta zona? _____ CP: _____
- ¿Es ese mismo sitio su residencia habitual?
 Si No : _____ CP: _____
- Como ha viajado usted hasta este sitio?
 Vehículo particular Transporte publico
 Viaje organizado Otro
- Podría indicarnos aproximadamente el tiempo en horas desde el lugar que usted inicio el viaje?
 Menos de ½ hora Entre ½ - 1 hora
 Entre 1 - 2 horas Entre 2 - 5 horas
 Más de 5 horas
- ¿Puede usted indicarnos de acuerdo a los siguientes rangos de edades, el número de personas que han venido juntas?
 < 5 años: _____ 6-12: _____ 13-18: _____
 18-30: _____ 31-55: _____ > 55: _____
 # hombres: _____ # mujeres: _____
 Anote el # total de personas en el grupo
- ¿Va a pasar la noche en esta zona?
 No Si Pueblo: _____
 Hotel/hostal _____(€) Casa rural _____(€)
 Camping _____(€) 2ªda residencia
- ¿Con qué frecuencia usted visita esta zona?
 Primera vez De 1 - 3 veces por año
 De 4-7 veces al año Mas de 7 veces al año
- ¿Cuánto tiempo piensa permanecer en esta zona?
 Menos de 2 horas ½ día
 Todo el día De 2-3 días
 Más de una semana
- Mencione en orden de importancia, ¿Cuáles son los principales problemas que ha su juicio existen en esta zona, desde el punto de vista turístico - recreativo?
 1. _____
 2. _____
 3. _____
- ¿Cuál considera usted que es el principal atractivo que tiene esta zona? _____ (codificar)
 1. Area para picnic y juegos
 2. Restaurantes y bares
 3. Paisaje y sus vistas existentes
 4. La naturaleza (plantas y animales)
 5. Agua
 6. La tranquilidad de la zona

- ¿Qué actividades ha desarrollado o piensa desarrollar en esta zona?
 Pasear por un momento y estar tranquilo
 Deporte en bicicleta Estar con mi familia
 Contemplar la naturaleza Estar con mis amigos
 Barbacoas/picnic Tomar algo
 Senderismo Barcas/piragüismo
 Bañarse y tomar el sol Pescar
 Otras: _____
- ¿Podría valorar en una escala de 1 a 4 el grado de satisfacción obtenido durante su visita a esta zona?
 1. Nada satisfecho
 2. Algo satisfecho
 3. Bastante satisfecho
 4. Totalmente satisfecho

13. ¿Qué debería tener esta zona para hacerla más agradable su visita? (codificar)

- _____
- _____
- _____
- Centro de interpretación Puntos-información
 Senderos naturales Carriles bici
 Torres de observación/ Miradores
 Aparcamientos Aseos
 Áreas señalizadas
 Caminos internos en buen estado
 Aumento de áreas recreativas (mesas, bancos)
 Chiringuitos
 Contenedores de basura
 No sé Ninguna

* NO dejar que el entrevistado lea las respuestas

- Dénos por favor su punto de vista de acuerdo a los siguientes aspectos relacionados con el Pantano de San Juan.**
- Conoce usted de manera general otras zonas recreativas cercanas al Pantano?
 Si No No sé
 Cuales: _____ (codificar)

 1. Lancha del Yelmo
 2. Embalse de Picadas
 3. Virgen de la Nueva
 4. Pantano de San Juan
 5. La Veguilla
 6. Las Cabrerías
 7. Costa de Madrid
 - ¿Sabia usted qué el área del Pantano esta denominada por la Unión Europea como parte de la RED NATURA 2000?
 Si No No sé

Disposición a pagar

16. Sería tan amable de valorarnos las siguientes actividades en una escala de 1 a 5 según su importancia, y ¿Cuál es el estado actual de cada una?

Valor	Descripción de actividad	Estado actual			
		MB	R	M	NS
	Restaurar y conservar la naturaleza, plantas y animales				
	Limpieza del área recreativa				
	Mejora y/o establecimiento de aseos públicos en la zona				
	Mejora y/o establecimiento de aparcamientos en la zona				
	Vigilancia para prevenir incendios				
	Mejora de caminos y vías de acceso				

23. Nivel educativo
 Sin estudios Primarios Secundario
 Universitarios

24. ¿Cuál es su ocupación actual?

Estudiante Trabajador por cuenta ajena
 Autónomo En Paro
 Jubilado
 Otro: _____

25. ¿Dónde nació? (País/Provincia)

NOTA: esta pregunta la contesta en encuestador

26. ¿Quién contestó la encuesta?
 Una persona Un grupo de personas

CON LA SIGUIENTE PREGUNTA, EXPLICAR AL ENTREVISTADO COMO SE LOGRARA LA FINANCIACIÓN DE LA ZONA. SE HARA UN SOLO PAGO, COMO POR EJEMPLO, EL VALOR QUE PAGARIA POR APARCAR (DENTRO DE ESTE VALOR SE INCLUYE TODO LO QUE A CONTINUACION SE LE PREGUNTA)

18. ¿Estaría dispuesto a pagar 7 (por persona) por visitar de la zona si todas las actividades antes mencionadas existiesen?

Si No Por qué: _____

NOTA: Niños menores de 6 años entran gratis

¿Hasta cuánto es lo máximo que estaría dispuesto a pagar?

_____ (€)

19. ¿Le parece interesante que exista en la zona:	SI	NO	DAP (€)
Un Centro de Interpretación sobre la ZEPA en la que esté, su fauna y flora			
Un Servicio de rutas guiadas			
Rutas guiadas a caballo			
Aumento de áreas recreativas (mesas y bancos)			
Más contenedores de basura			
Más restaurantes/bares			
Más paneles informativos			
Existencia de carriles bici			
Otra:			

Los servicios del centro de interpretación son: maquetas, carteles, videos, documentales, juegos.

Los servicios para las rutas guiadas se orientaran a plantas y animales.

Datos generales de identificación

20. ¿Entre qué niveles se encuentran sus ingresos anuales familiares?

Menos de 12.000 euros
 Entre 12.000 – 24.000 euros
 Entre 24.000 – 36.000 euros
 Más de 36.000 euros

21. Cual es su edad: _____ (años)

22. Sexo: Hombre Mujer

Anexo 3.2. Formato de encuesta aplicada a los residentes de las urbanizaciones

Hola Buenos días, mi nombre es: _____ investigador de la Universidad Rey Juan Carlos, Es UD D/DÑA: _____?.. (El nombre se averigua en una guía telefónica)

El motivo de esta llamada es porque estamos desarrollando en coordinación con los Ayuntamientos de la Zona y el Consorcio Sierra Oeste, un estudio de opinión entre los ciudadanos de las urbanizaciones cercanas al Pantano de San Juan, el objetivo es conocer la valoración del estado actual de conservación de la naturaleza en la zona y el interés que podrían tener en disminuir el riesgo de incendios en la misma. Si es usted tan amable quisiera me cediera unos minutos de su tiempo para contestar algunas preguntas.

OPCIÓN 1: (si el entrevistado no esta de acuerdo) anotamos los motivos de desconfianza porque la gente no quiere contestar una encuesta, falta de tiempo en otro momento (no), no me interesa.....

FINALIZAR

Muchas gracias por su atención, D/DÑA: _____, que tenga un feliz dia.

OPCIÓN 2:

CONTINUAR

Si el entrevistado esta de acuerdo, continuar con el desarrollo de las preguntas:

1. Su residencia, es habitada por su familia:

Todo el año Solo en verano Fines de semana

2. Tiene su residencia vistas al Pantano

Si No (Pasarse a la pregunta 4)

3. Como valora de 1 al 10, las vistas desde su residencia?

____ (Colocar el numero)

4. ¿Cómo evalúa la gestión llevada a cabo para la conservación y mantenimiento del paisaje y la masa forestal cercana al pantano de San Juan?

Muy Bien Regular Mal No sé

5. ¿Cuáles considera usted que son los principales problemas ambientales que existen en la zona?

6. ¿Considera usted que uno de los principales problemas son los incendios forestales?

Si No No sé

En caso negativo _____ (pasar a la pregunta 9)

7. ¿Sabe usted de la existencia de algún incendio sucedido en el entorno del Pantano en los últimos años?

Si No (pasar a la pregunta 9) No sé (pasar a la pregunta 9)

8. De cuantos incendios próximos o en la zona tiene noticia?

____ Número de incendios

9. ¿Cree usted que existen los medios humanos, económicos y logísticos suficientes para afrontar esta problemática?

Si No No sé

Comentario previo sobre el trabajo que se esta realizando para poner a la persona en situación:

En la actualidad estamos estudiando incrementar las medidas de lucha contra incendios forestales en la zona del pantano de San Juan proponiendo un aumento de la vigilancia, especialmente los fines de semana cuando el incremento de la presión turística aumenta el riesgo. Así mismo, restringir el paso a algunas zonas sensibles que requieren ser vigiladas a través de la creación de una guardería rural adicional que contribuya a garantizar el mantenimiento de los bosques que rodean el Pantano.

Dar mas información si la persona lo solicita.....

10. ¿Estaria usted dispuesto a colaborar en la conservación y gestión del entorno natural, (mantenimiento del paisaje, masa forestal, control y vigilancia contra incendios) mediante el pago de una contribución trimestral?, sabiendo que los fondos estarán destinados exclusivamente a la gestión adecuada de las áreas cercanas al Pantano de San Juan?

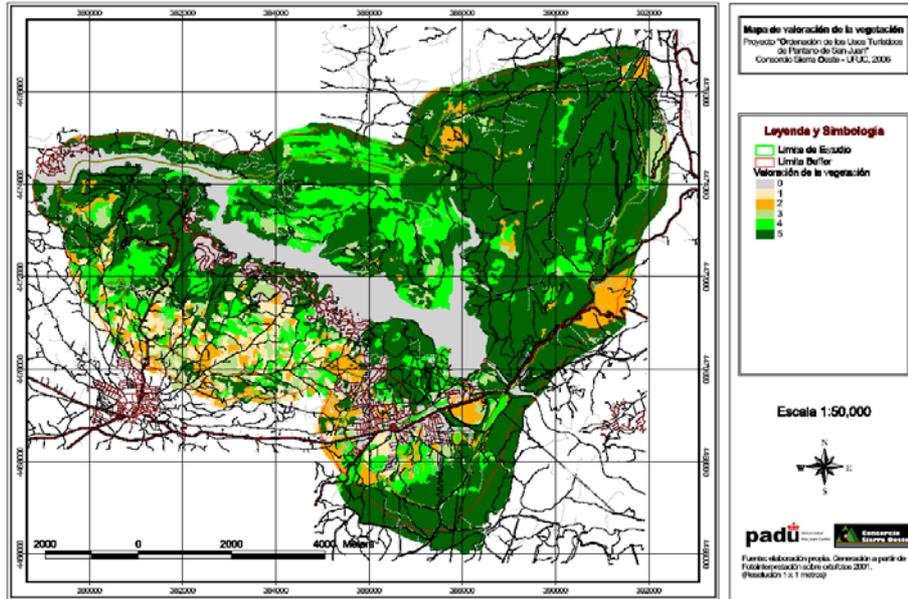
Si No Por qué: _____

¿Qué cantidad en euros estaria dispuesto a pagar trimestralmente? _____ (€)

Muchas gracias por su atención, que tenga un feliz dia.

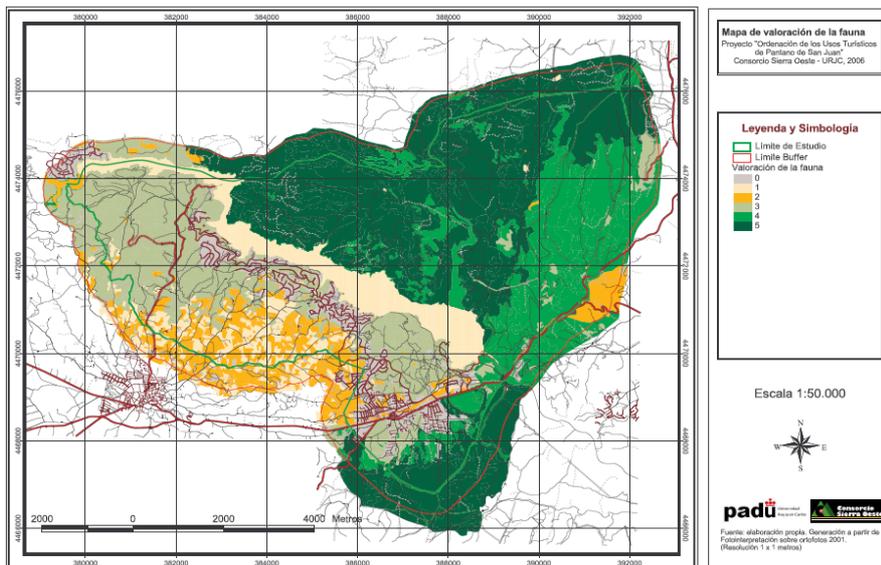
Anexo 4. Mapas de vegetación, fauna y paisaje

4.1. Mapa de vegetación



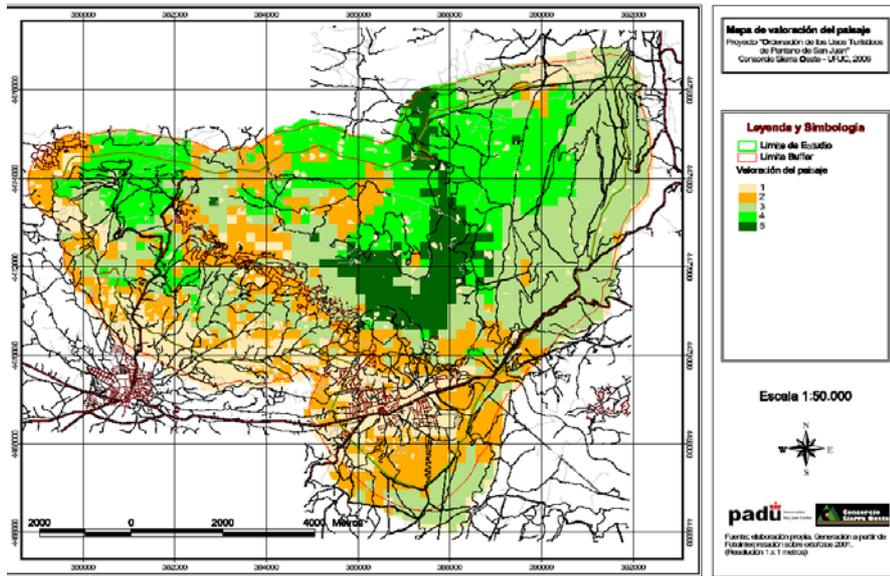
Fuente: URJC – PAD (2006)

4.2. Mapa de fauna



Fuente: URJC – PAD (2006)

4.3. Mapa del paisaje

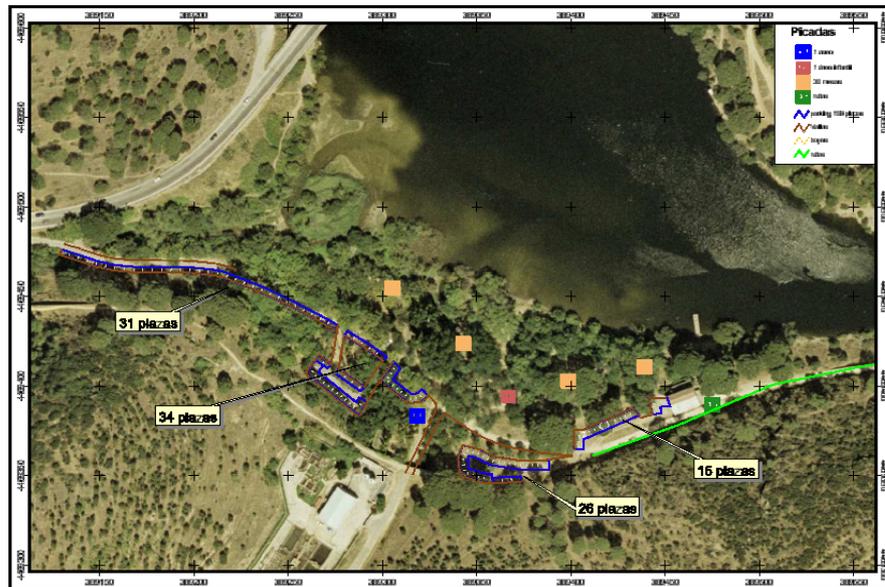


Fuente: URJC – PAD (2006)

Anexo 5. Cálculo de costes para la construcción y acondicionamiento de la infraestructura

Actividades	Coste unitario	Pantano de San Juan		Virgen de la Nueva		Embalse de Picadas		TOTAL (€)
		Cantidad	Total (€)	Cantidad	Total (€)	Cantidad	Total (€)	
Aparcamientos	45	570	25.650	150	6.750	109	4.905	37.305
Mesas	400	70	28.000	40	16.000	30	12.000	56.000
Parques infantiles	30000	3	90.000	1	30.000	1	30.000	150.000
Vallas	40	4383,53	175.341	808,93	32.357	883	35.318	243.016
Aseos	28.000	4	112.000	2	56.000	1	28.000	196.000
Papeleras	110	20	2.200	5	550	5	550	3.300
Contenedores	100	15	1.500	12	1.200	4	400	3.100
Accesos	25	100	2.500	0	0	30	750	3.250
Centro de interpretación- acondicionamiento de chiringuitos	60.000	4	240.000	1	60.000	0	0	300.000
Jardinería			1.000		600	0	0	1.600
Balizamiento zonas de baño	60	50,5	3.030	55	3.300	0	0	6.330
Señalización y cartelería	300	5	1.500	3	900	3	900	3.300
TOTAL (€)								1.003.201

Anexo 6. Plano de la delimitación de aparcamientos en el área recreativa del Embalse de Picadas



Fuente: URJC – PAD (2006)

Anexo 7. El atractivo natural de la zona es un aliciente para la construcción de viviendas



Fotografía 1. La naturalidad del espacio es reclamo para viviendas.

Anexo 8. Resultados del análisis del coeficiente de variación por CLAS 1 a 4 de la Comunidad de Madrid y Leyenda de usos del suelo empleada

En la siguiente tabla se muestran los resultados obtenidos de coeficiente de variación para cada tipo de uso de suelo según el mayor nivel de agrupación, el CLAS 1:

Uso del suelo	Coeficiente de Variación (C.V.)				
	Erosión	Biodiversidad	Fijación CO ₂	Recreativo	TOTAL
CLAS 1					
Cultivo	174%	123%	190%	77%	73%
Urbano	333%	189%	262%	129%	143%
Embalses	161%	103%	172%	137%	89%
Pastizales	147%	99%	116%	113%	77%
Mosaico	117%	66%	99%	70%	47%
Matorral	130%	84%	120%	102%	67%
Roquedo	83%	83%	84%	122%	57%
Pinar	111%	89%	70%	145%	56%
Enebral y sabinar	134%	86%	85%	125%	66%
Fronosas perennifolias	237%	98%	94%	104%	71%
Fronosas caducifolias	173%	82%	85%	114%	61%

Resultados en verde se encuentran los casos validados según el criterio elegido de menor del 70%. En naranja, se encuentran casos que podríamos llegar a considerar “aceptables” al encontrarse entre el 70% y el 100%.

Como se ve en la tabla, en la mayoría de servicios apenas se encuentra que la media sea representativa para el uso. Sólo encontramos en mosaico para la biodiversidad y para recreativo, en pinar para la fijación de carbono y ningún uso para la erosión. Esto cambia al analizar todos los servicios juntos. En la columna de total se ha hecho el mismo análisis pero a la media de la suma de todos los servicios. En este caso se encuentran seis usos del suelo para los cuales las medias son representativas. Estos usos son, mosaico, matorral, roquedo, pinar, enebral y sabinar y frondosas caducifolias. Frondosas perennifolias y los cultivos están muy cerca de cumplir el criterio del 70%.

En la siguiente gráfica se aprecia el porcentaje de usos que tienen una media representativa en la subdivisión de CLAS 1:

CLAS 1	Servicios				
nº de Usos del suelo y criterio	Erosión	Biodiversidad	Fijación CO ₂	Recreativo	TOTAL
nº < 70 %	0	1	1	1	7
nº 70 % - 100%	1	7	5	1	3
nº >100%	10	3	5	9	1
Casos singulares*	0	0	0	0	0
Total tipos de uso	11	11	11	11	11
% < 70 %	0%	9%	9%	9%	64%
% 70 % - 100%	9%	64%	45%	9%	27%
% >100%	91%	27%	45%	82%	9%

* Casos singulares se refiere cuando un uso del suelo esta representado únicamente en un único polígono o parcela. Por consiguiente no tiene desviación típica y la media coincide con el valor del polígono único. La media cumple el criterio pero realmente no es representativa al no haber un tamaño muestral suficiente. También son casos donde la media es cero por tanto es perfectamente representativa aunque en la mayoría de los casos son también por polígonos únicos.

Al consultar esta tabla que ofrece la información de manera general se muestra como en el Total de los servicios, todos los servicios agregados, hay un 64% de usos en los que la media es representativa. Mientras que los servicios por separado no se pasa del 9%, que es un único uso de los 11 clasificados. Este cuadro tiene poco sentido para la CLAS 1 pero en los demás niveles de clasificación es de mayor utilidad. Por eso se van a presentar los datos en este formato.

Con la clasificación a nivel CLAS 2 se cuenta con 56 tipos diferentes de uso del suelo. Los resultados mejoran ligeramente llegando a un máximo de un 41% del total de los 56 usos en los que la media es representativa para el servicio de protección de la erosión. Los resultados se muestran en la siguiente tabla:

Clas 2	Servicios				
nº de Usos del suelo y criterio	Erosión	Biodiversidad	Fijación CO2	Recreativo	TOTAL
nº < 70 %	18	12	16	14	36
nº 70 % - 100%	10	30	16	17	11
nº >100%	23	9	19	20	4
Casos singulares	5	5	5	5	5
Total tipos de uso	56	56	56	56	56
% < 70 %	41%	30%	38%	34%	73%
% 70 % - 100%	18%	54%	29%	30%	20%
% >100%	41%	16%	34%	36%	7%

Esto disminuye a 38% para la fijación, 34 en lo recreativo y 30 % para biodiversidad. En esta clasificación se llega al 73% de usos con media representativa para la agregación de todos los servicios (TOTAL). Esto es teniendo en cuenta los casos singulares que representan el 9% del total de usos.

En la CLAS 3 se llega a desagregar en 166 usos distintos del suelo. Con lo que el número de casos singulares aumenta hasta llegar a 21 representando el 13% del total de usos. Los resultados obtenidos se muestran en la siguiente tabla:

CLAS 3	Servicios				
nº de Usos del suelo y criterio	Erosión	Biodiversidad	Fijación CO₂	Recreativo	TOTAL
nº < 70 %	51	42	47	47	103
nº 70 % - 100%	27	62	42	42	24
nº >100%	67	41	56	56	18
Casos singulares	21	21	21	21	21
Total tipos de uso	166	166	166	166	166
% < 70 %	43%	38%	41%	41%	75%
% 70 % - 100%	16%	37%	25%	25%	14%
% >100%	40%	25%	34%	34%	11%

En general los resultados mejoran ligeramente por lo que se puede entender que esta mejora es debido al aumento de casos singulares ya que estos se contabilizan el porcentaje de casos que cumplen el criterio del 70%.

Con un nivel de desagregación máximo, CLAS 4, se llegan a tener 644 tipos de usos del suelo. Con esta desagregación los casos singulares ascienden alrededor del 30% como se muestra en la tabla:

CLAS 4	Servicios				
nº de Usos del suelo y criterio	Erosión	Biodiversidad	Fijación CO₂	Recreativo	TOTAL
nº < 70 %	197	198	204	199	340
nº 70 % - 100%	89	156	110	105	75
nº >100%	161	95	133	143	34
Casos singulares	197	195	197	197	195
Total tipos de uso	644	644	644	644	644
% < 70 %	61%	61%	62%	61%	83%
% 70 % - 100%	14%	24%	17%	16%	12%
% >100%	25%	15%	21%	22%	5%

Este aumento importante de casos singulares hace perder valor a la mejora en el porcentaje de usos de suelo que poseen una media representativa. El valor real, excluyendo los casos singulares sería del 53% en vez del 83% para el total de los servicios.

Por tanto se cree conveniente que la mejor opción para analizar las medias estadísticamente representativas es con la clasificación CLAS 2.