



MEMORIAS CIENTÍFICAS DE RECAMAN

Volumen 2

**Biodiversidad, usos del agua forestal y recolección de setas  
silvestres en los sistemas forestales de Andalucía**

Pablo Campos y Mario Díaz (editores)



CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS  
JUNTA DE ANDALUCÍA  
MADRID, 2015

**Fotografía de portada:** Pinsapar de Grazalema. Los bosques de este árbol endémico de Andalucía y de distribución muy restringida son relevantes para la recolección de setas silvestres, la conservación de la biodiversidad amenazada (empezando por el propio pinsapo) y la captación/evapotranspiración de agua que se empleará aguas debajo de la cuenca, objetos de valoración económica en este volumen. Fuente: Mario Díaz.

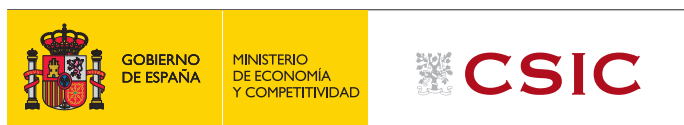
Reservados todos los derechos por la legislación en materia de Propiedad Intelectual. Ni la totalidad ni parte de este libro, incluido el diseño de la cubierta, puede reproducirse, almacenarse o transmitirse en manera alguna por medio ya sea electrónico, químico, óptico, informático, de grabación o de fotocopia, sin permiso previo por escrito de la editorial.

Las noticias, los asertos y las opiniones contenidos en esta obra son de la exclusiva responsabilidad del autor o autores. La editorial, por su parte, solo se hace responsable del interés científico de sus publicaciones.

*Catálogo general de publicaciones oficiales:*

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

EDITORIAL CSIC: *<http://editorial.csic.es>* (correo: *[publ@csic.es](mailto:publ@csic.es)*)



© CSIC

© Pablo Campos; Luis Díaz-Balteiro; Mario Díaz;  
María Martínez-Jauregui; Paola Ovando; Alejandro Caparrós (eds.).

e-ISBN (O.C.): 978-84-00-10041-4

e-ISBN (Vol. 2): 978-84-00-10042-1

e-NIPO: 723-15-203-6

Maquetación: R.B. Servicios Editoriales, S.A.

---

Citar el volumen como Campos P., Díaz M. (editores), 2015. *Biodiversidad, usos del agua forestal y recolección de setas silvestres en los sistemas forestales de Andalucía*. Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 2. Editorial CSIC, Madrid.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

Prólogo.....	4
Memoria 2.1 Conservación de la biodiversidad en los sistemas forestales de Andalucía .....	7
Memoria 2.2 Producción, usos, renta y capital ambientales del agua en los sistemas forestales de Andalucía.....	102
Memoria 2.3 Renta ambiental de la recolección pública de setas silvestres en los sistemas forestales de Andalucía.....	274

## PRÓLOGO

Este Volumen número 2 de las memorias científicas del proyecto *Renta y Capital de los Montes de Andalucía* (RECAMAN) muestra la oferta de materias primas públicas de los sistemas forestales de Andalucía, aquí representadas por la biodiversidad amenazada, las setas recolectadas y el agua forestal. Estos tres bienes públicos son analizados en tres memorias científicas que, además de tener en común que sus productos no son objeto directo de transacción en los mercados, constituyen las materias primas ambientales forestales públicas más relevantes de los montes andaluces; superando en valor agregado de sus rentas ambientales al de las materias primas privadas investigadas en el Volumen 1 de las memorias científicas de RECAMAN.

La Memoria 2.1, *Conservación de la biodiversidad en los sistemas forestales de Andalucía*, desarrolla un indicador de las especies silvestres amenazadas, que sirve como medida física de la distribución, en el espacio y en el tiempo, del papel funcional y grado de amenaza de las especies identificadas; en su conceptualización sirve tanto en los montes andaluces como en cualquier otra región o sistema, así como para analizar posibles compromisos o sinergias entre las actividades económicas que afectan a la biodiversidad amenazada. El indicador presenta el resultado del número de especies biológicas amenazadas a las que se les atribuye un valor económico de existencia. Sin embargo, en la actualidad no existe consenso sobre el tipo de indicadores físicos que deben emplearse para estimar esta variabilidad genética de biodiversidad. La Memoria 2.1, también propone una metodología específica para la selección de las especies y hábitats amenazados que se integran en el indicador del estado de conservación de los montes andaluces. La selección consiste en un proceso iterativo de adición y eliminación de especies y hábitats. La lista final incluye un número relevante de especies amenazadas. Los indicadores se combinan en dos, uno referido a especies y otro a hábitats, usando sistemas de ponderación lineal y combinación aditiva de estimadores del grado de amenaza, sensibilidad a alteraciones, papel funcional y disponibilidad e información relevante para cada especie y hábitat.

Además, se ha cartografiado la distribución de las especies y hábitats seleccionados a la escala del análisis económico (fincas). Se emplea para ello la cartografía disponible, bien de modo directo, si se refiere a escalas de cuadrícula UTM de 1 km x 1 km o inferior, o bien empleando la información disponible sobre los requerimientos de hábitat de dichas especies y sobre los modos en que los usos humanos condicionan los patrones de distribución y abundancia de estas especies y hábitats. Este segundo procedimiento está sujeto a una cierta incertidumbre en sus resultados al no basarse



en censos directos de las especies y hábitats. A partir de los mapas de distribución obtenidos se generaron mapas del índice ponderado del valor de conservación de los montes andaluces, uno basado en los hábitats y otro basado en las especies. Ambos siguen un patrón similar, con valores elevados asociados a los sistemas montañosos (sobre todo Cazorla, Sierra Nevada, las sierras de Cádiz-Málaga y la Sierra de Andújar), a las Marismas del Guadalquivir y al Cabo de Gata. Se emplearon en la valoración ambiental las especies por su mayor facilidad de uso en las encuestas de valoración ambiental. Se obtuvieron los patrones de presencia-ausencia de las especies seleccionadas valoradas, tanto a escala de finca en los estudios de caso, como en las teselas forestales de Andalucía del Mapa Forestal de España. Estos patrones de presencia-ausencia, junto con las estimas del tamaño del área de distribución de cada especie en los montes andaluces, se emplean finalmente para la estima del valor económico de existencia de la biodiversidad amenazada de los montes andaluces.

Los ecosistemas forestales tienden a mantener rangos amplios de diversidad biológica, incluyendo especies raras o amenazadas en otros tipos de ecosistemas, y la sociedad está cada vez más interesada en preservar esta biodiversidad amenazada mediante su disposición a pagar para mitigar la pérdida irreversible de variedad genética única. Esta estimación del valor existencia de la biodiversidad es desarrollada en el Volumen 5 de las memorias científicas de RECAMAN.

La Memoria 2.2, *Producción, usos, renta y capital ambientales del agua en los sistemas forestales de Andalucía*, presenta un modelo hidro-económico que estima la producción en el monte de los recursos hídricos; incluyendo el agua verde (evapotranspiración) y el agua azul (caudal superficial y recarga de acuífero). El marco conceptual físico y económico considera la totalidad de los recursos hídricos de los sistemas forestales. La valoración económica persigue los cálculos de la renta y el capital ambientales públicos de la producción de agua forestal de los sistemas forestales de Andalucía. No obstante, la valoración económica aplicada se refiere a una parte del agua azul, la correspondiente al caudal superficial. Se muestra que la aplicación del modelo hidro-económico a escala de vegetación de las teselas del Mapa Forestal de España ofrece en 2010 los valores económicos tanto de la renta como el capital ambientales públicos del agua forestal superficial regulada de los sistemas forestales de Andalucía.

En el contexto de Andalucía, la producción de agua forestal debería constituir una prioridad de la política pública de suministro por el exceso de demanda de agua que de forma recurrente presentan las cuencas hidrográficas de Andalucía. A este exceso de demandase se une un “nuevo” usuario, representado por el cumplimiento de la normativa de mantenimiento de los caudales ecológicos de los ríos. En esta situación, el aumento de la evotranspiración de la vegetación leñosa forestal, por causa del crecimiento en espesura y en extensión superficial, aparece como un conflicto a concertar con las políticas públicas favorables al incremento de la captura de carbono de los bosques. Estos últimos son también apreciados por ser uno de los hábitats más visitados por los recolectores públicos de setas.

La recolección de setas forestales es analizada en la Memoria 2.3, *Renta ambiental de la recolección pública de setas silvestres en los sistemas forestales de Andalucía*, que estima la renta ambiental pública de la producción de setas silvestres en los sistemas forestales de Andalucía que son recolectadas por los andaluces. Se estima, mediante una encuesta telefónica a hogares de Andalucía, una población recolectora significativa, que sitúa a esta materia prima ambiental entre las producciones de

materias primas de mayor renta ambiental de los montes de Andalucía. La principal especie recolectada es el níscolo, seguida de la seta de cardo, el gurumelo, la seta de chopo y el champiñón. Las provincias de Huelva, Málaga y Cádiz son las que ofrecen mayores rentas por hectárea recolectada.

La consideración conjunta de la gestión de los tres bienes públicos de biodiversidad amenazada, agua y setas son un reto del diseño y aplicación de las políticas públicas que con mayor efecto repercuten en la renta pública de los ciudadanos andaluces. Los resultados muestran que es posible, a un coste tolerable, proporcionar información estadística física y económica de los usos extractivos públicos del monte. La falta de estadísticas predispone a los actores públicos a actuar guiados por la fuerza de las inercias sociales, y, en este caso, con ignorancia de la economía de los recursos ambientales que tienen la responsabilidad de conservar con un uso razonable.

La concertación de las gestiones de las producciones de materias primas privadas y públicas es una necesidad nacida de la condición de producciones conjuntas de ambos grupos de productos. Así, la acción concertada, entre propietarios de la tierra y administración pública, es una vía que puede favorecer la oferta de las materias primas públicas aquí tratadas; y a este fin, la valoración económica de los costes privados que justifican el pago público debería ser requerida; de otro modo la equidad del pago público y la eficiencia pueden verse comprometidas.

Madrid, 30 de junio de 2015

Pablo Campos y Mario Díaz



Memorias científicas de RECAMAN

Volumen 2. Memoria 2.1

## **Conservación de la biodiversidad en los sistemas forestales de Andalucía\***

Mario Díaz, Elena D. Concepción y César Luis Alonso

Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)



**Figura superior.** Milano real, *Milvus milvus*. Esta es una de las especies con mayores valores ponderados de conservación dada su escasez y preocupante tendencia poblacional a la baja, su sensibilidad a la gestión de los montes, su papel como depredador y carroñero, y la disponibilidad de información sobre sus poblaciones y su ecología en Andalucía. Fuente: Mario Díaz.

---

\* Citar como Díaz M., Concepción E.D., Alonso C.L., 2015. Conservación de la biodiversidad en los sistemas forestales de Andalucía. En: *Biodiversidad, usos del agua forestal y recolección de setas silvestres en los sistemas forestales de Andalucía* (Campos P., Díaz M., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 2. Memoria 2.1. Editorial CSIC, Madrid, pp. 7-101.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN .....	11
CONTRIBUCIONES DE LOS AUTORES .....	13
ABREVIATURAS .....	14
ÍNDICE DE TABLAS.....	15
ÍNDICE DE FIGURAS.....	16
ÍNDICE DE ANEJOS .....	18

### CAPÍTULOS

1	INTRODUCCIÓN .....	19
1.1	Papel de los montes en la conservación de la biodiversidad amenazada .....	19
1.2	Valoración de la biodiversidad amenazada .....	19
1.3	Indicadores de conservación de la biodiversidad.....	20
1.4	Desarrollo de indicadores de conservación de la biodiversidad para los montes andaluces .....	26
1.5	Innovaciones conceptuales y metodológicas .....	29
1.6	Generalización de resultados y beneficiarios potenciales.....	30
1.7	Organización del estudio .....	31
1.8	Objetivos .....	31
2	METODOLOGÍA .....	32
2.1	Selección de indicadores del valor de conservación de los mon- tes de Andalucía.....	32
2.2	Ponderación de los indicadores .....	34
2.2.1	Criterios de ponderación.....	34
2.2.1.1	<i>Escasez o grado de amenaza</i> .....	34
2.2.1.2	<i>Respuesta a perturbaciones</i> .....	35
2.2.1.3	<i>Papel en el funcionamiento natural del sistema</i> .....	35
2.2.1.4	<i>Disponibilidad de información</i> .....	36
2.2.2	Revisión sobre requerimientos y cartografía de los indicadores	36
2.2.3	Análisis técnico del estado de conservación de los indicadores	36

2.2.3.1	<i>Escasez o grado de amenaza</i> .....	37
2.2.3.2	<i>Respuesta a perturbaciones</i> .....	38
2.2.3.3	<i>Papel en el funcionamiento natural del sistema</i> .....	38
2.2.3.4	<i>Disponibilidad de información</i> .....	39
2.2.3.5	<i>Combinación de ponderaciones</i> .....	39
2.3	Indicadores de conservación y valoración económica de la biodiversidad.....	40
2.4	Cartografía de indicadores .....	41
2.4.1	Fuentes de datos cartográficos .....	41
2.4.2	Obtención de cartografía a escala de finca .....	41
2.4.2.1	<i>Revisión de citas bibliográficas</i> .....	41
2.4.2.2	<i>Censos directos en las fincas y extrapolación al resto de montes andaluces</i> .....	42
2.4.2.2.1	<i>Diseño de censos y selección de especies</i> .....	42
2.4.2.2.2	<i>Extrapolación a los montes andaluces</i> .....	42
2.4.2.3	<i>Desarrollo de filtros específicos para su uso sobre cartografía UTM 10 km x 10 km</i> .....	43
3	RESULTADOS .....	45
3.1	Selección de indicadores del valor de conservación de los montes de Andalucía .....	45
3.2	Ponderación de los indicadores .....	46
3.3	Indicadores de conservación y valoración económica de la biodiversidad.....	48
3.4	Cartografía de indicadores .....	50
3.4.1	Fuentes de datos cartográficos .....	50
3.4.1.1	<i>Censos directos en las fincas y extrapolación al resto de montes andaluces</i> .....	50
3.4.1.1.1	<i>Diseño de censos y selección de especies</i> .....	50
3.4.1.1.1.1	Métodos de censo .....	50
3.4.1.1.1.2	Índices ponderados de conservación de las especies descartadas.....	52
3.4.1.1.1.3	Encuestas de caza .....	53
3.4.1.1.1.4	Censos de aves diurnas y mamíferos medianos y grandes .....	53
3.4.1.1.1.4.1	<i>Diseño del censo</i> .....	53
3.4.1.1.1.4.2	<i>Métodos y esfuerzo de censo</i> .....	54
3.4.1.1.1.4.3	<i>Muestreo de las fincas: número de muestras, fechas de censo e itinerarios</i> .....	57
3.5	Valoración preliminar de las fincas seleccionadas.....	58
3.5.1	Especies y hábitats presentes en las fincas objeto de estudio ....	58
3.5.2	Asociación entre índices ponderados de conservación y características de las fincas .....	61
3.6	Extrapolación a los montes andaluces .....	64
3.6.1	Uso de relaciones entre índices y características de las fincas ..	64
3.6.2	Desarrollo de filtros específicos para su uso sobre cartografía UTM 10 km x 10 km .....	66
3.6.3	Valoración técnica: índices ponderados agregados de valor de conservación .....	67

3.6.4	Bases para la valoración económica .....	70
3.6.4.1	<i>Presencia/ausencia según las teselas del Mapa Forestal de Andalucía</i> .....	70
3.6.4.2	<i>Tamaño del área de distribución en los montes andaluces</i> .....	70
3.6.4.3	<i>Presencia/ausencia en las fincas objeto de estudio</i> .....	70
4	DISCUSIÓN .....	70
4.1	Generalización de los métodos empleados .....	70
4.2	Limitaciones de los métodos empleados .....	71
4.3	Organización de la información: bases de datos cartográficos vinculadas a la valoración.....	72
4.4	Periodos de actualización de la información .....	73
4.4.1	Actualización de listas de indicadores y de su ponderación.....	73
4.4.2	Actualización de la cartografía .....	73
5	CONCLUSIONES .....	74
5.1	Síntesis de resultados .....	74
5.2	Utilidad, limitaciones y requisitos de mejora .....	74
	AGRADECIMIENTOS .....	75
	GLOSARIO .....	76
	REFERENCIAS.....	79
	ANEJOS.....	87

## RESUMEN

Los ecosistemas forestales tienden a mantener elevados valores de diversidad biológica, incluyendo especies raras o amenazadas en otros tipos de ecosistemas, debido fundamentalmente a sus usos humanos menos intensivos. Se constata un interés creciente por la conservación de esta biodiversidad amenazada, como se refleja en las opiniones de la sociedad y el gasto público dedicado a su protección. Sin embargo, el valor económico de los servicios ambientales derivados de la biodiversidad amenazada es de los más difíciles de cuantificar, y en la actualidad no existe consenso sobre el tipo de indicadores físicos que deben emplearse para estimar esta biodiversidad, ni sobre el modo de resolver las dificultades metodológicas de su valoración mediante técnicas de preferencias declaradas.

La valoración de la biodiversidad amenazada de los montes andaluces implica estimar las preferencias de la sociedad en contextos de mercados simulados, para cuyo diseño se requieren indicadores relevantes y precisos. El indicador de la biodiversidad amenazada debe servir como medida física de la distribución, en el espacio y en el tiempo, del papel funcional y grado de amenaza de la biodiversidad, y la estructura del indicador debe ser susceptible de valoración económica. El indicador servirá para estimar con rigor el valor económico de esta biodiversidad amenazada, así como para analizar posibles compromisos o sinergias entre las actividades, productivas y no productivas, que tienen lugar en los montes andaluces.

Los indicadores de conservación de la biodiversidad deben basarse en medidas de las especies y hábitats, amenazados y funcionalmente relevantes, presentes en un determinado ámbito geográfico, combinadas de modo que integren aspectos relativos a su grado de amenaza, sensibilidad a alteraciones, papel funcional y disponibilidad de información relevante. Una vez establecida la lista de especies y hábitats que constituyen los indicadores, es necesario determinar con rigor si están presentes o no en las unidades territoriales que se van a valorar, esto es, desarrollar una cartografía de cada especie y hábitat a valorar que pueda ser estimada, y actualizada, de manera rutinaria a escala de finca, que es la unidad espacial relevante para la contabilidad económica.

En el marco del proyecto RECAMAN hemos desarrollado una metodología específica para la selección de la lista de indicadores del estado de conservación de los montes andaluces. La selección de indicadores consistió en un proceso iterativo de adición y eliminación de especies y hábitats, que fueron a continuación ponderadas en función de su escasez o grado de amenaza, respuesta a perturbaciones, papel funcional en los sistemas forestales y disponibilidad de información. A partir de la



lista inicial de especies y hábitats no marinos españoles protegidos por las Directivas Aves y Hábitats, se eliminaron en primer lugar las especies y hábitats ligados a medios agrícolas y acuáticos epicontinentales y/o que no se distribuyen por Andalucía continental. A continuación se añadieron a la lista especies endémicas de Andalucía que se encuentran «En peligro crítico» o «En peligro» según los libros rojos regionales, no incluidas en las listas de las Directivas, y una serie de especies no amenazadas pero clave para el funcionamiento de los montes (herbívoros y dispersores de semillas). La lista final incluyó 232 especies (81 plantas, 79 aves, 36 mamíferos, 22 artrópodos, 6 reptiles, 5 anfibios y 3 moluscos) y 41 hábitats, 12 de ellos prioritarios. Estos indicadores se combinaron en dos, uno referido a especies y otro a hábitats, usando sistemas de ponderación lineal y combinación aditiva de estimadores del grado de amenaza, sensibilidad a alteraciones, papel funcional y disponibilidad e información relevante para cada especie y hábitat, obtenidos de la bibliografía.

Para cartografiar la distribución de las especies y hábitats seleccionados a la escala del análisis económico se empleó la cartografía disponible, bien de modo directo, si se refería a escalas de cuadrícula UTM de 1 km x 1 km o inferior, o bien empleando la información disponible sobre los requerimientos de hábitat de dichas especies y sobre los modos en que los usos humanos condicionan los patrones de distribución y abundancia de especies y hábitats. Este segundo procedimiento está sujeto a una cierta incertidumbre en sus resultados al no basarse en censos directos de los indicadores, si bien esta incertidumbre sea posiblemente suficientemente baja para los objetivos finales de valoración económica. Se recomienda encarecidamente completar y actualizar la cartografía de los indicadores, algo que por otra parte es una obligación de las Administraciones competentes al tratarse de especies y hábitats amparados por la legislación europea, nacional y regional. En el trabajo se revisan los métodos más adecuados para censar los diferentes indicadores, y se diseñaron y ejecutaron los censos del 28% de ellos. Sin embargo los resultados no pudieron ser empleados en la valoración porque algunos de los técnicos enviados a recopilar los datos de campo no estaban suficientemente cualificados, y este déficit de cualificación se distribuyó en el espacio de modo contagioso (los técnicos realizaban los censos de provincias completas), lo que impidió compensar estos problemas con métodos estadísticos.

A partir de los mapas de distribución a escala UTM 1 km x 1 km, se generaron mapas del índice ponderado del valor de conservación de los montes andaluces, uno basado en los hábitats protegidos por la Directiva Hábitats y otro basado en las especies protegidas por las Directivas Aves y Hábitats, más las especies endémica de Andalucía amenazadas de extinción. Destacan claramente los altos valores asociados a todos los sistemas montañosos, en especial Cazorla, Sierra Nevada, las sierras de Cádiz-Málaga y la Sierra de Andújar, así como a las Marismas del Guadalquivir y al Cabo de Gata.

En general, la cartografía del índice basado en hábitats sigue un patrón parecido a la del índice basado en especies, con lo que ambos serían equivalentes, y la valoración económica podría basarse en uno u en otro, aunque finalmente se emplearon las especies por su mayor facilidad de uso en el contexto de encuestas para valoración contingente. De estos mapas se obtuvieron por tanto los patrones de presencia–ausencia de las 232 especies tanto en las 59 fincas objeto de estudio como en las 113.764 teselas de montes del Mapa Forestal de Andalucía. Estos patrones de presencia–ausencia, junto con las estimas del tamaño del área de distribución de cada especie en los montes andaluces, son las bases físicas para la estima del valor económico de la biodiversidad amenazada de los montes andaluces.

## **CONTRIBUCIONES DE LOS AUTORES**

### **Mario Díaz**

Coordinador de la tarea y redactor de los textos junto con Elena D. Concepción. Ha participado en el desarrollo de criterios para la selección de fincas, en el diseño de los criterios de selección de indicadores y de los métodos de censo de especies con información deficiente, en los trabajos de campo de puesta a punto de estos métodos, y en el diseño final de análisis de la información disponible.

### **Elena D. Concepción**

Responsable de la recopilación y análisis de la información de base y redactora de los textos junto con Mario Díaz. Ha participado en el diseño de los criterios de selección de indicadores y de los métodos de censo de especies con información deficiente, en los trabajos de campo de puesta a punto de los métodos de censo, y en el diseño final de análisis de la información disponible.

### **César Luis Alonso**

Responsable de los análisis preliminares de los indicadores de sensibilidad de las especies a la gestión de los montes. Ha participado también en el diseño de los criterios de selección de indicadores y de los métodos de censo de especies con información deficiente, así como en la redacción del informe final.

## ABREVIATURAS

AMaA	Agencia de Medio Ambiente y Agua.
BIP	Alianza sobre Indicadores de Biodiversidad.
CDB	Convenio sobre la Diversidad Biológica.
EEA	Agencia Europea de Medio Ambiente.
IUCN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.
SEBI	Integración de los Indicadores Europeos de la Biodiversidad.
SEO	Sociedad Española de Ornitología.
UNEP	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Criterios de calidad para la selección de indicadores de biodiversidad (adaptado de UNEP, 2004). .....	21
Tabla 2.	Conjunto de indicadores desarrollados por el proyecto SEBI ( <i>Streamlining European Biodiversity Indicators</i> ) por áreas focales del Convenio sobre la Diversidad Biológica .....	23
Tabla 3.	Esfuerzo de muestreo para manchas de vegetación dentro de fincas según su tamaño. ....	56
Tabla 4.	Resultados de los análisis de regresión múltiple entre el número de hábitats incluidos en las listas de la Directiva Hábitats, o su índice ponderado de conservación, y variables descriptoras. ....	62
Tabla 5.	Resultados de los análisis de regresión múltiple entre el número de especies indicadoras, detectadas en cada finca, o su índice ponderado de conservación de la biodiversidad, y variables descriptoras....	63
Tabla 6.	Resultados de los análisis de regresión múltiple entre el número de especies indicadoras más amenazadas, detectadas en cada finca, o su índice ponderado de conservación de la biodiversidad y variables descriptoras. ....	63

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Proceso de obtención de especies y hábitats amenazados y clave asociados a los montes andaluces.....	28
Figura 2.	Procedimiento seguido para generar los mapas de distribución de las especies y hábitats.....	45
Figura 3.	Potenciales indicadores del estado de conservación de los montes andaluces en relación con los presentes en los medios no marinos de España.....	46
Figura 4.	Distribución de las magnitudes del índice relativo de las 232 especies y 41 hábitats seleccionados por su potencial valor indicador del estado de conservación de los montes andaluces. ....	48
Figura 5.	Distribución de las 232 especies seleccionadas por su potencial valor indicador del estado de conservación de los montes andaluces, que cuentan con alguna figura de protección, según categorías de amenaza IUCN.....	49
Figura 6.	Valores medios ( $\pm$ error estándar) del índice relativo de valor de conservación de las especies presentes en los montes de Andalucía según su categoría de amenaza. ....	49
Figura 7.	Distribución porcentual de las 232 especies seleccionadas inicialmente para su uso en el cálculo del índice ponderado de conservación de la biodiversidad en función de la disponibilidad de cartografía a escalas de finca o de la posibilidad realista de obtenerla .....	50
Figura 8.	Distribución porcentual del índice ponderado máximo de valor de conservación aportado por las 232 especies seleccionadas como indicadoras del valor de conservación de los montes andaluces, en función de la fuente de datos disponible para determinar su presencia relativa en fincas y tipos de montes .....	53
Figura 9.	Curvas de riqueza acumulada para los muestreos piloto de aves y de mamíferos .....	56
Figura 10.	Número de hábitats protegidos por la Directiva de Hábitats detectados en las 59 fincas objeto de estudio.....	59

Figura 11.	Número de especies indicadoras detectadas en las 59 fincas objeto de estudio.....	60
Figura 12.	Índice ponderado del valor de conservación de las especies indicadoras detectadas en las 59 fincas objeto de estudio. ....	61
Figura 13.	Índices ponderados de conservación de las 59 fincas objeto de estudio basados en la distribución de 41 hábitats indicadores.....	64
Figura 14.	Índices ponderados preliminares de conservación de las 59 fincas objeto de estudio basados en la distribución observada de parte de las 232 especies indicadoras. ....	65
Figura 15.	Distribución de las cuadrículas UTM de 1 km x 1 km de Andalucía ocupadas por montes en más de un 20% de su superficie y de los puntos de censo de aves y mamíferos. ....	66
Figura 16.	Valoración de los índices ponderados de conservación de los montes andaluces a escala UTM 1 km x 1 km o inferior a partir de la cartografía digital disponible. ....	67
Figura 17.	Índices ponderados de conservación de los montes andaluces basados en la distribución de 41 hábitats indicadores, ponderada por su valor relativo de conservación. ....	68
Figura 18.	Índices ponderados de conservación de los montes andaluces basados en la distribución de 232 especies indicadoras, ponderada por su valor relativo de conservación. ....	69

## ÍNDICE DE ANEJOS

Anejo 1.	Protocolo, ficha y base de datos para el muestreo de aves y mamíferos.....	87
Anejo 2.	Tipos de montes ocupados por las especies seleccionadas como indicadoras en Andalucía .....	92



# 1 INTRODUCCIÓN

## 1.1 Papel de los montes en la conservación de la biodiversidad amenazada

Los ecosistemas forestales tienden a mantener valores elevados de diversidad biológica, incluyendo especies raras o amenazadas en otros tipos de ecosistemas, debido fundamentalmente a sus usos humanos menos intensivos. En el caso del Mediterráneo en general y de la península Ibérica en particular, ciertos usos seculares y de baja intensidad pueden incluso aumentar esta diversidad a escala tanto local como regional (Díaz *et al.*, 2003, 2013; Díaz, 2009; Berrahmouni *et al.*, 2009). Por otro lado, el funcionamiento de los sistemas complejos como son los forestales tiende a depender de la actividad de especies clave de animales y plantas que condicionan la demografía de los árboles dominantes a través de relaciones tanto antagónicas (herbivoría o competencia) como mutualistas (dispersión y facilitación; Díaz *et al.*, 2003, 2011).

Se constata un creciente gasto público de los gobiernos de nuestro entorno dirigido a la conservación de la diversidad biológica y el disfrute del público asociado a los ecosistemas forestales y a sus usos comerciales (Caparrós *et al.*, 2003; Campos y Caparrós, 2006; Campos *et al.*, 2007), así como un interés por parte de la comunidad científica y de la sociedad por el mantenimiento y, en su caso, restauración del funcionamiento natural de estos hábitats (Hougner *et al.*, 2006; Lundberg *et al.*, 2008; Díaz y Pulido 2009; Díaz *et al.*, 2009b, 2011). Es por tanto esencial incluir esta biodiversidad en el contexto de una valoración económica total de las funciones asociadas a la conservación de los recursos biológicos forestales (e.g. Nunes y van den Bergh, 2001; Mace *et al.*, 2012; Banzhaf y Boyd, 2012; Edens y Hein, 2013).

## 1.2 Valoración de la biodiversidad amenazada

A pesar de su importancia, la estima del valor económico de los servicios ambientales derivados de la biodiversidad amenazada es de los más difíciles de cuantificar (Pearce y Moran, 1994). Además, es previsible que el peso de la preservación de este bien escaso vaya aumentado en futuras agendas políticas (TEEB, 2010; Comisión Europea, 2011), por lo que es muy relevante el desarrollo de herramientas e indicadores que permitan la evaluación del modo en que los programas y políticas afectan a esta biodiversidad. Esta perspectiva de creciente relevancia, sin embargo, no va pareja a un avance significativo en las herramientas disponibles para su valoración (Nijkamp *et al.*, 2008). Por un lado, no existe consenso sobre el tipo de indicadores

físicos que deben emplearse para estimar esta biodiversidad (véase más abajo); por otro lado, existen serias dificultades metodológicas en la valoración de la biodiversidad amenazada, y en general de los bienes ambientales de uso pasivo, que se deben estimar mediante técnicas de preferencias declaradas simulando escenarios de los que se deriva el precio que estos servicios tendrían si fueran internalizados en mercados reales. Estas técnicas están sujetas en la actualidad a controversias, pues los resultados dependen mucho del realismo de las simulaciones (Carson, 2012), y éstas a su vez de la verosimilitud del indicador empleado (Banzhaf y Boyd, 2012; Edens y Hein, 2013).

La valoración de la biodiversidad amenazada de los montes andaluces implica, por tanto, estimar las preferencias de la sociedad en contextos de mercados simulados, para cuyo diseño se requieren indicadores relevantes y precisos de dicha biodiversidad, que integren las asociaciones existentes entre los usos del monte y la conservación de especies y hábitats amenazados o clave para la persistencia de las funciones naturales de los ecosistemas forestales (e.g. Díaz y Pulido 2009; Díaz *et al.*, 2009b, 2011, 2013). Resulta por tanto de vital importancia el desarrollo de un sistema de indicadores que refleje el estado de conservación de los hábitats y especies amenazadas y clave para el funcionamiento de los montes andaluces, y que pueda ser integrado dentro de un sistema de cuentas para la valoración económica de las funciones asociadas a la conservación de los recursos biológicos de los montes de Andalucía (Nunes y van den Bergh, 2001; Banzhaf y Boyd, 2012; Edens y Hein, 2013).

La biodiversidad, en especial la amenazada por tratarse de un recurso escaso, puede conceptuarse como aprovisionadora potencial de servicios ecosistémicos en los bosques, debido al papel de las especies y hábitats naturales en el funcionamiento de los sistemas forestales. El indicador de la biodiversidad amenazada debe, en primer lugar, servir como medida física de la distribución, en el espacio y en el tiempo, del papel funcional y grado de amenaza de la biodiversidad (Banzhaf y Boyd, 2012). En segundo lugar, la estructura del indicador debe ser susceptible de valoración económica, dentro de un sistema coherente de valoración que permita estimar el valor económico total de los sistemas analizados (Nunes y van den Bergh, 2001; Edens y Hein, 2013). El indicador o indicadores de la biodiversidad amenazada servirán, por un lado, para estimar con rigor el valor económico de esta biodiversidad amenazada, sirviendo como input para el sistema forestal de cuentas. Por otro, estos indicadores servirán para analizar posibles compromisos o sinergias entre las actividades, productivas y no productivas, que tienen lugar en los montes andaluces, tanto en términos de sus correlaciones positivas o negativas (por ejemplo, efectos de la caza, la gestión forestal o la actividad ganadera sobre la conservación de la biodiversidad; Campos *et al.*, 2013; Díaz *et al.*, 2013) como en sus contribuciones relativas al balance económico de las unidades de explotación (Campos y Caparrós, 2006; Campos *et al.*, 2013; Edens y Hein, 2013).

### 1.3 Indicadores de conservación de la biodiversidad

El concepto de indicador ambiental ha evolucionado rápidamente en los últimos 30 años. Inicialmente se relacionaba con el concepto de bioindicador, referido al organismo o grupo de organismos cuya presencia o abundancia informa sobre las caracte-

rísticas del medio en que se encuentran (Margalef, 1980). No obstante, este concepto inicial fue rápidamente abandonado debido a la complejidad de las relaciones de los diferentes grupos de organismos entre sí y con el medio con el que interactúan (Noss, 1990; McGeoch, 1998). En la actualidad se entiende como indicador la variable que nos proporciona información sobre otra variable con la que está relacionada y que no medimos por su dificultad, complejidad, coste, etc. (Ramírez, 2002). En este sentido, la administración española define indicador ambiental como «[...] una variable que ha sido socialmente dotada de un significado añadido al derivado de su propia configuración científica, con el fin de reflejar de forma sintética una preocupación social con respecto al medio ambiente e insertarla coherentemente en el proceso de toma de decisiones.» (Ministerio de Medio Ambiente, 1996).

Actualmente se puede establecer una jerarquía de posibles indicadores, desde las escalas de paisaje a las genéticas, referidos a tres aspectos interrelacionados de la diversidad biológica: *aspectos estructurales*, referidos a la distribución espacial y temporal de ecosistemas, poblaciones y genes; *aspectos composicionales*, referidos a las abundancias y tipos de sistemas, especies y alelos; y *aspectos funcionales*, referidos a las relaciones entre los sistemas y organismos y los procesos esenciales para el mantenimiento de los ecosistemas (Noss, 1990; Nunes y van den Bergh, 2001; Fernández, 2002). Dada la necesidad de seleccionar un número pequeño y manejable de indicadores para su posterior medida, el primer paso es definir claramente los objetivos del estudio en el que se requiere el uso de indicadores ambientales, fijando a continuación qué aspecto de la diversidad biológica es más relevante (estructura, composición o función) y a qué escala es relevante medirlo (McGeoch, 1998). Tras este paso, se aplicarían los criterios de calidad dirigidos a reducir el número de indicadores y su utilidad práctica (por ejemplo, UNEP, 2004; Tabla 1).

**Tabla 1.** Criterios de calidad para la selección de indicadores de biodiversidad (adaptado de UNEP, 2004)

---

*Indicadores individuales*

1. Relevante y significativo desde un punto de vista político.
2. Relacionado con la diversidad biológica
3. Científicamente conocido
4. Aceptado ampliamente por la sociedad
5. Posibilidad de seguimiento con un coste razonable
6. Posibilidad de modelización
7. Sensible a cambios

*Grupos de indicadores*

8. Representativos
  9. Bajo número
  10. Posibilidad de agregación
- 

Los primeros indicadores ambientales fueron desarrollados a finales de los años 80 y principios de los 90, siguiendo el principio de asegurar el uso sostenible de la diversidad biológica establecido formalmente en la Conferencia sobre Diversidad Biológica

del Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas ([www.cbd.int](http://www.cbd.int)). Todos estos sistemas de indicadores, aunque con algunas diferencias entre ellos, están basados en el modelo *presión (driving force)-estado-respuesta*, en el que *presión* o *driving force* se refiere a las actividades, procesos o modelos humanos que producen impactos en el medio, *estado* a la situación ambiental existente y *respuesta* a las medidas que se establecen para corregir la situación (García *et al.*, 2002). Esta importancia de las *presiones* hace que los indicadores se agrupen por áreas de actividad y por áreas ambientales. Por ejemplo, el modelo adoptado por la Junta de Andalucía (Junta de Andalucía, 2011) incluye los indicadores de biodiversidad en el área de «Evaluación y gestión del medio natural». En esta área se integran el seguimiento de la flora catalogada y de interés, la colecta de germoplasma en el laboratorio de propagación vegetal, la fauna censada en Andalucía y los ingresos de animales en los centros de recuperación de especies amenazadas. La medida es global para toda Andalucía, no existiendo en la actualidad ni un desglose de estos porcentajes entre tipos de uso de la tierra (e.g. montes frente a medios agrícolas) ni un sistema de recogida de datos a escala de unidades de explotación que permita analizar la más que probable variación espacial tanto de los indicadores físicos como de su valor económico (Banzhaf y Boyd, 2012).

Más recientemente, la Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA) ha puesto en marcha un proyecto de integración de los indicadores europeos de la biodiversidad (SEBI, de sus siglas en inglés *Streamlining European Biodiversity Indicators*; EEA, 2010). Este proyecto comenzó en 2005 con el objetivo de desarrollar un conjunto de indicadores que permitiese vigilar el progreso hacia la meta de la UE de frenar la pérdida de biodiversidad en Europa para 2010, así como para prestar asesoramiento en el uso de los mismos como guía de las políticas de conservación a escala nacional y europea. Asimismo, el proyecto SEBI trabaja de forma coordinada con la Alianza sobre Indicadores de Biodiversidad (BIP, de sus siglas en inglés *Biodiversity Indicators Partnership*; EEA, 2010) que se formó en 2007 con el objetivo de desarrollar e implementar un conjunto de indicadores del estado de conservación de la biodiversidad a nivel global, que sirvieran de apoyo para alcanzar la meta sobre diversidad biológica de 2010 del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) de las Naciones Unidas. De hecho, los 26 indicadores desarrollados en el proyecto SEBI se derivan de los establecidos por la alianza BIP a escala mundial. Ambas iniciativas han sido recientemente ampliadas al Horizonte 2020 de acuerdo con los nuevos objetivos europeos y globales de conservación de la biodiversidad (EEA, 2012). El conjunto de indicadores desarrollados en ambas iniciativas incluye medidas del estado y las tendencias de la diversidad biológica, el uso sostenible, las amenazas a la diversidad biológica, la integridad de los ecosistemas y bienes y servicios de los ecosistemas, la situación de los conocimientos, innovaciones y prácticas tradicionales, y la situación de las transferencias de recursos (Tabla 2).

La alianza BIP también cumple funciones de asesoramiento y apoyo al desarrollo de indicadores de conservación de la biodiversidad a escala nacional. De hecho, en el marco de esta iniciativa se han descrito los requerimientos necesarios para el adecuado desarrollo de indicadores de biodiversidad (Bubb *et al.*, 2010) que se describen a continuación:

- Conocimiento científico sobre los aspectos de la biodiversidad de interés.
- Conocimiento de las fortalezas y las debilidades, tanto desde un punto de vista estadístico como científico, de los datos utilizados.

- Competencia en el procesado de los datos para producir gráficos, mapas y otras representaciones con validez científica y estadística.
- Adecuada comunicación y diseminación de los resultados de los indicadores a los usuarios y partes interesadas.

**Tabla 2.** Conjunto de indicadores desarrollados por el proyecto SEBI (*Streamlining European Biodiversity Indicators*) por áreas focales del Convenio sobre la Diversidad Biológica (1) <sup>(1)</sup>

Área focal CDB	Indicador de cabecera	Indicador SEBI
Estado y tendencias de los componentes de la diversidad biológica	Tendencias en la abundancia y distribución de especies seleccionadas	1. Abundancia y distribución de especies seleccionadas a. Aves; b. Mariposas
	Cambio en el estado de especies amenazadas y/o protegidas	2. Índice Lista Roja para especies europeas
		3. Especies de interés europeo
	Tendencias en la extensión de biomas, ecosistemas y hábitats seleccionados	4. Cobertura de ecosistemas
		5. Hábitats de interés europeo
	Tendencias de la diversidad genética de animales domésticos, plantas cultivadas y especies de peces de mayor importancia socioeconómica	6. Diversidad genética del ganado
Amenazas a la biodiversidad	Cobertura de áreas protegidas	7. Áreas protegidas designadas por las naciones
		8. Sitios designados por las Directivas europeas de Hábitats y Aves
	Deposición de nitrógeno	9. Superación de la carga crítica de nitrógeno
	Tendencias de las especies exóticas invasivas (número y costes de la especies exóticas invasivas)	10. Especies exóticas invasoras en Europa
	Impactos del cambio climático en la biodiversidad	11. Impactos del cambio climático en las poblaciones de aves

Continúa...

## ...Continuación de la Tabla 2 (2)

Área focal CDB	Indicador de cabecera	Indicador SEBI
Integridad de los ecosistemas y bienes y servicios ambientales	Índice trófico marino	12. Índice trófico marino de los mares europeos
	Conectividad/fragmentación de los ecosistemas	13. Fragmentación de áreas naturales y semi-naturales
		14. Fragmentación de sistemas riparios
	Calidad del agua de ecosistemas acuáticos	15. Nutrientes en aguas transicionales, costeras y marítimas
Uso sostenible	Áreas de ecosistemas forestales, agrícolas, pesquerías y acuicultura bajo manejo sostenible	16. Calidad del agua dulce
		17. Bosques: stock creciente, aumento y cortas
		18. Bosques: madera muerta
		19. Agricultura: balance de nitrógeno
		20. Agricultura: área bajo prácticas de manejo potencialmente beneficiosas para la biodiversidad
		21. Pesquerías: stocks de especies comerciales europeas
		22. Acuicultura: calidad de las aguas efluentes de piscifactorías
Estado de acceso y reparto de beneficios	Huella ecológica de los países europeos	23. Huella ecológica de los países europeos
	Porcentaje de aplicaciones patentadas europeas por inventos basados en recursos genéticos	24. Aplicaciones patentadas por inventos basados en recursos genéticos
Estado de la transferencia de recursos	Financiación a la biodiversidad	25. Financiación de la gestión de la biodiversidad
Opinión pública (área focal adicional de la UE)	Concienciación y participación pública	26. Concienciación pública

Nota:<sup>(1)</sup> Se siguen los criterios de desarrollo de indicadores establecidos por la alianza BIP (*Biodiversity Indicators Partnership*; EEA, 2010). Estas iniciativas, inicialmente diseñadas para alcanzar el objetivo de alcanzar la meta de detener la pérdida de diversidad biológica en 2010, se han ampliado para alcanzar este objetivo en 2020 (EEA, 2012).

Asimismo, la alianza BIP también ha descrito las cualidades con las que debería contar un buen indicador de biodiversidad:

- Científicamente válido:
  - a) Existe teoría científica que avale la relación entre el indicador y su propósito, y hay acuerdo sobre que un cambio en el indicador indica un cambio en la cuestión de interés.
  - b) Los datos utilizados son fidedignos y verificables
- Basado en datos disponibles de modo que el indicador pueda actualizarse a lo largo del tiempo.
- Sensible a los cambios en la cuestión de interés.
- Fácilmente comprensible, tanto conceptualmente (cómo la medida se relaciona con el objetivo), como en su presentación y en la interpretación de los datos.
- Relevante para las necesidades de los usuarios.
- Utilizado para medir el progreso, la detección temprana de problemas, así como el entendimiento y la concienciación sobre el tema.

Como se puede apreciar en estos sistemas, los indicadores utilizados son indicadores de estado. Los más utilizados son los basados en taxones, tanto monoespecíficos como pluriespecíficos. Los indicadores monoespecíficos se basan en la presencia o abundancia de especies concretas, seleccionadas por su papel en el ecosistema, mientras que los pluriespecíficos son en general más usados, y se basan en medidas de riqueza, abundancia o equitatividad de grupos de organismos, seleccionados generalmente por su facilidad de medida y, en menor medida, por el estado general de conocimiento sobre su abundancia y tendencias demográficas (Fernández, 2002). Todos ellos se centran en los aspectos composicionales de la biodiversidad (composición de especies en este caso), sin abordar aspectos estructurales o funcionales (Noos, 1990). Esta aproximación asume que la diversidad se relaciona con el funcionamiento de los ecosistemas. Uno de los aspectos que más se suele valorar es la contribución de la diversidad al mantenimiento de los ecosistemas (resistencia) y a la recuperación de los mismos frente a perturbaciones (resiliencia). En este sentido, se cree que los ecosistemas más diversos tienen una mayor capacidad de recuperación, mientras que los menos diversos tienen mayores probabilidades de colapsar y no recuperarse después de sufrir una perturbación (Holling *et al.*, 1994). Igualmente, se cree que los ecosistemas más diversos son más resistentes a la invasión por parte de especies introducidas (Chapin *et al.*, 2000). La biodiversidad, por tanto, tendría valor como garantía de mantenimiento de los ecosistemas a largo plazo.

Sin embargo, la medida precisa de la diversidad biológica de un determinado sistema es desproporcionadamente costosa en relación a la información que aporta sobre su funcionamiento (Díaz, 2002; Fernández, 2002). En principio, sería necesario determinar la lista de todas las especies presentes en el sistema y estimar su abundancia, objetivo que requiere ingentes esfuerzos de muestreo que combinen los métodos específicos de identificación y conteo de todos los grupos de organismos y aseguren la localización y cuantificación incluso de las especies más escasas (véase Sutherland, 1996 para una recopilación de la mayor parte de estos métodos). Este



esfuerzo debería además repetirse periódicamente para determinar los cambios tanto en la lista de especies como en las abundancias de cada una de ellas, teniendo en consideración los ritmos vitales de las diferentes especies al menos en lo que se refiere a su efecto sobre los métodos desarrollados para su localización y cuantificación. Este esfuerzo es normalmente imposible de llevar a cabo con rigor excepto en sistemas extraordinariamente sencillos y/o estables.

El procedimiento habitual para medir la biodiversidad de un sistema se basa en el censo de grupos de especies previamente seleccionados. Los criterios de selección de estos grupos de especies se basan en su rareza o grado de amenaza, en su sensibilidad a perturbaciones de origen natural o humano, o en su papel en el funcionamiento natural de los sistemas en que se integran (revisado en Díaz, 1998, 2002, 2009). Adicionalmente se considera la facilidad de obtención de información sobre la presencia/ausencia y/o abundancia de estas especies (Ramírez, 2002) y el grado de concienciación de la sociedad sobre la importancia de las especies seleccionadas (Simberloff, 1988; Sergio *et al.*, 2008). Estas son las razones que explican por qué las medidas de biodiversidad se suelen basar en grupos bien conocidos y populares como las aves o las mariposas (Tabla 2), sin considerar en general otros grupos, como por ejemplo los mamíferos o los coleópteros, que pueden estar tanto o más amenazados, y ser tanto o más sensibles y funcionalmente importantes que aves y mariposas (por ejemplo, Díaz, 2002; Díaz *et al.*, 2011; Thuiller *et al.*, 2011). Es necesario por tanto incorporar a los sistemas de indicadores otros grupos relevantes, tanto de organismos como de sistemas, para que cumplan de manera adecuada su papel de medida del estado de la biodiversidad, susceptible de análisis económico posterior (Nunes y van den Bergh, 2001; Edens y Hein, 2013).

#### **1.4 Desarrollo de indicadores de conservación de la biodiversidad para los montes andaluces**

Los indicadores de conservación de la biodiversidad deben pues basarse en medidas de las especies, amenazadas y funcionalmente relevantes, presentes en un determinado ámbito geográfico, combinadas de modo que estas medidas integren también aspectos relativos a grado de amenaza, sensibilidad a alteraciones, papel funcional y disponibilidad e información relevante. Actualmente existe información disponible sobre la distribución de muchas de las especies más amenazadas de Andalucía, así como de sus requerimientos de hábitat y de los modos en que los usos humanos condicionan su patrones de distribución y abundancia (Díaz *et al.*, 2001, 2006). Lo mismo ocurre para los hábitats de interés comunitario, incluidos en el Anexo I de la Directiva de Hábitats (Díaz *et al.*, 2006). Sin embargo, son escasos los trabajos que tratan de integrar esta información con el objetivo explícito de establecer los modos en que distintas opciones de uso a escala de explotación pueden modificar esto patrones de distribución y abundancia de especies amenazadas o clave (Díaz *et al.*, 2001, 2006). Se requiere, por tanto, para el análisis de las relaciones entre los usos del territorio y la conservación de la biodiversidad el desarrollo de indicadores específicos del valor de conservación asociado a cada tipo de ecosistema forestal y de explotación que integren los patrones de presencia/ausencia y/o abundancia de las especies y hábitats silvestres y de su dependencia de las distintas alternativas de uso, seleccionados según su escasez o grado de amenaza, su función natural intrínseca,

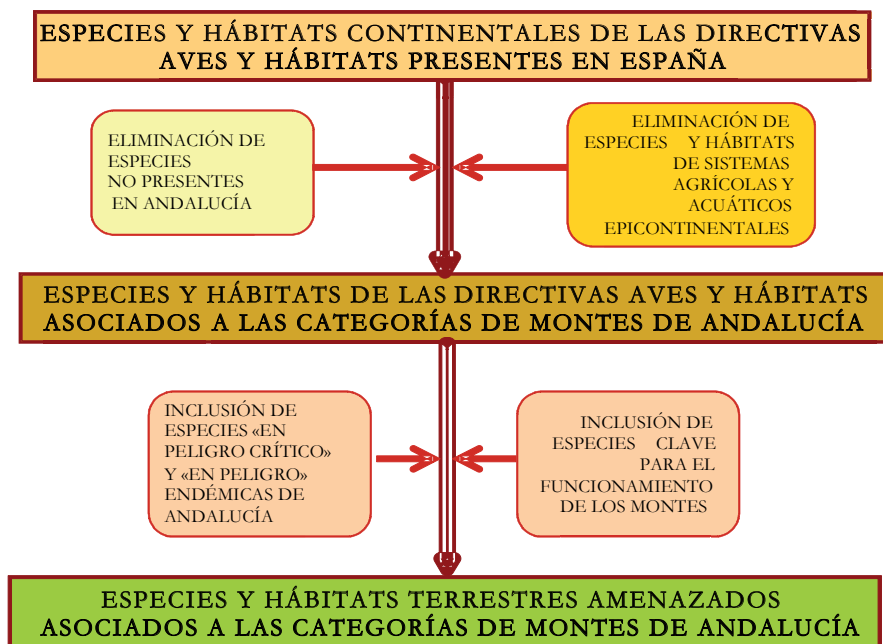
la disponibilidad de información o la facilidad de obtenerla, y su susceptibilidad de serles atribuido un valor económico con claridad por la sociedad.

Una vez establecida la lista de especies y hábitats que constituyen los indicadores de conservación, es necesario determinar con rigor si están presentes o no en las unidades territoriales que se van a valorar, esto es, desarrollar una cartografía de cada especie y hábitat a valorar que pueda ser estimada, y actualizada, de manera rutinaria a escala de finca, aprovechando al máximo la información ya disponible. Esta cartografía, y la lista de especies en la que se basa, debe a su vez permitir incorporar las medidas de estos indicadores a los sistemas de evaluación del valor económico total de los montes. En el marco del proyecto RECAMAN, hemos desarrollado una metodología específica para la selección de la lista de indicadores del estado de conservación de los montes andaluces que, partiendo del sistema de indicadores de composición a escala regional utilizados por la Administración andaluza (números de especies y hábitats amenazados), incorpora aspectos funcionales en el análisis del valor de conservación de estos montes (Noss, 1990; Díaz, 2002, 2009). La selección de indicadores finales del valor de conservación de los montes andaluces consistió en un proceso iterativo de adición y eliminación de especies y hábitats (Figura 1), que fueron a continuación ponderadas en función de su escasez o grado de amenaza, respuesta a perturbaciones, papel funcional en los sistemas forestales y disponibilidad de información (véase Berrahmouni *et al.*, 2009; Díaz, 2009). Estos criterios fueron discutidos y contrastados con los técnicos de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y de la Agencia de Medio Ambiente y Agua (AMAyA) según un análisis tipo Delphi.

Para cartografiar la distribución de las especies y hábitats seleccionados a la escala de análisis económico se empleó la cartografía disponible, bien de modo directo, si se disponía de mapas a escalas de cuadrícula UTM de 1 km x 1 km o inferior, o bien empleando la información disponible sobre los requerimientos de hábitat de dichas especies y sobre los modos en que los usos humanos condicionan los patrones de distribución y abundancia de estas especies y hábitats (por ejemplo, Franco y Rodríguez, 2001), centrándose sobre todo en requerimientos asociados a los usos de los ecosistemas forestales a escala de finca y del paisaje circundante (véase Díaz *et al.*, 2006 para una aproximación similar), cuando la escala era superior a las cuadrículas UTM de 1 km x 1 km. Se emplearon tanto fuentes bibliográficas como censos directos en las fincas objeto de estudio para obtener esta información, que fue utilizada a continuación para adecuar la cartografía disponible a la escala de cuadrícula UTM 1 km x 1 km. Los patrones de presencia/ausencia a esta escala de todas las especies y hábitats seleccionados se ponderaron por sus índices relativos de valor de conservación, y se sumaron para estimar un índice ponderado de valor de conservación de cada finca basado en especies y otro basado en hábitats. La lista, y la cartografía de presencia/ausencia, de las especies seleccionadas se usaron, finalmente, para la estima del valor económico de la biodiversidad amenazada de los montes andaluces.

La distribución y abundancia de los organismos a escala regional está condicionada por la distribución, en el espacio y en el tiempo, de los factores físico-químicos (temperatura, precipitación, características del suelo, etc.) y bióticos (disponibilidad de alimento, estructura de la vegetación, abundancia de depredadores, mutualistas, parásitos y enfermedades) que requieren para su supervivencia y reproducción (Lomolino *et al.*, 2006). Los lugares concretos en que estos requerimientos se cumplen constituyen el hábitat del organismo en cuestión (Wiens, 1992), de manera que el

**Figura 1.** Proceso de obtención de especies y hábitats amenazados y clave asociados a los montes andaluces



Nota: La lista inicial de especies y hábitats no marinos españoles protegidos por las Directivas Aves y Hábitats se obtuvo de Díaz *et al.* (2006). De esta lista se eliminaron en primer lugar las especies y hábitats ligados a medios agrícolas y acuáticos epicontinentales, empleando también el trabajo de Díaz *et al.* (2006) y/o que no se distribuyen por Andalucía continental (se han excluido también algunas especies exclusivamente insulares), empleando la cartografía proporcionada por la Junta de Andalucía. A continuación se añadieron a la lista especies endémicas de Andalucía que se encuentran «En peligro crítico» o «En peligro» según los libros rojos regionales (Blanca, 1999; Franco y Rodríguez, 2001; Barea-Azcón *et al.*, 2008) pero no incluidas en las listas de las Directivas, y una serie de especies no amenazadas pero clave para el funcionamiento de los montes (herbívoros y dispersores de semillas). El número total de especies y hábitats resultantes de este proceso se representa en la Figura 3.

análisis de las características de los lugares ocupados en relación con las de los lugares no ocupados permite establecer modelos matemáticos cuantitativos de la distribución, real o potencial, de las especies en cuestión (Morrison *et al.*, 2006). Estos modelos pueden ser usados a continuación para predecir los cambios en la distribución de los organismos ante cambios probables de las características de sus hábitats, y de hecho se están usando cada vez más para establecer predicciones a gran escala sobre los posibles cambios en las distribuciones de los organismos ante diferentes aspectos del cambio global tales como el cambio climático (Thuiller *et al.*, 2005; Huntley *et al.*, 2007) o los cambios en los usos de la tierra (Dormann *et al.*, 2008).

A estas respuestas de los organismos a las variaciones naturales de los factores bióticos y abióticos se superponen los efectos de los usos humanos, especialmente importantes en un contexto aplicado, como el que nos ocupa, y en sistemas fuertemente influidos por las actividades humanas desde antiguo, como es el caso de los bosques mediterráneos (Blondel y Aronson, 1999). De hecho, la mayor parte de las especies y hábitats considerados para el desarrollo de indicadores de conservación de los montes andaluces están afectados por dichos usos (Díaz *et al.*, 2006), bien sea

directamente (caza, control de depredadores, pastoreo, fuego) o indirectamente a través de los efectos del pastoreo, el fuego o la gestión forestal sobre la estructura de la vegetación y del paisaje (eliminación de matorrales, fragmentación de los bosques). Los efectos para cada especie o hábitat pueden ser negativos (por ejemplo, desaparición de especies en fragmentos forestales de tamaño pequeño; Díaz *et al.*, 1998; Santos *et al.*, 2006; Aparicio *et al.*, 2008) o positivos, al permitir el mantenimiento de especies amenazadas que dependen de medios abiertos dentro de los montes (SEO/BirdLife, 2003; Carrete y Donázar, 2005; González y San Miguel, 2005; San Miguel, 2006; Moreno-Opo y Guil, 2007) o la coexistencia de especies forestales y de medios abiertos en los sistemas adhesados (Díaz *et al.*, 2003, 2013; Díaz, 2009).

El conocimiento preciso de los efectos superpuestos de los factores naturales y del manejo de las fincas sobre los indicadores de conservación permite abordar con rigor varias cuestiones de interés. En primer lugar, existe en la actualidad un debate entre dos estrategias extremas para compatibilizar el desarrollo de las sociedades humanas y la conservación de los valores naturales a escala regional, el desarrollo de usos extensivos sobre todo el territorio frente a su división en zonas sin usos y zonas con usos intensivos (Green *et al.*, 2005; Mattison y Norris, 2005). La resolución de este debate en cada caso dependería del modo en que los valores naturales responden a la intensificación de los usos, de manera que si estos valores descienden rápidamente ante pequeños incrementos de la intensificación debería optarse por la exclusión de los usos en ciertas zonas, mientras que si descienden suavemente y/o son compatibles con usos humanos extensivos la mejor opción sería el mantenimiento de dichos usos en todo el territorio (por ejemplo, Concepción *et al.*, 2008; Kleijn *et al.*, 2009). En segundo lugar, y a una escala más local, el conocimiento de los efectos de los usos sobre los valores ambientales permitiría analizar diferentes opciones de manejo dirigidas a optimizar el valor económico total de las explotaciones, al permitir establecer si existen o no compromisos entre la conservación de los valores ambientales y el desarrollo de actividades comerciales como la producción de madera (por ejemplo, Tellería, 1992; Díaz *et al.*, 1998; Santos *et al.*, 2006), la ganadería (por ejemplo, Díaz *et al.*, 1995; Carrete y Donázar, 2005) o la caza (por ejemplo, Díaz *et al.*, 2009a). Finalmente, el conocimiento preciso de las relaciones entre usos y valores de conservación será de gran utilidad para el desarrollo de técnicas de valoración contingente de los indicadores de valor de conservación, así como del potencial valor de algunos de los servicios ecosistémicos (por ejemplo, dispersión de semillas) de las especies seleccionadas (Hougner *et al.*, 2006).

## 1.5 Innovaciones conceptuales y metodológicas

El proceso de selección de indicadores se basa en los conceptos de grado de amenaza a la biodiversidad y de responsabilidad en su conservación. El grado de amenaza se establece con criterios técnicos (Libros Rojos; véase la introducción en López de Carrión *et al.*, 2006), mientras que la responsabilidad se apoya en la legislación de más amplio rango, las Directivas europeas de Aves y Hábitats, que establecen la lista de especies y hábitats protegidos a escala continental, ampliada con las especies más amenazadas a nivel regional no cubiertas por esta legislación y endémicas de la región, con lo que la responsabilidad de la conservación es exclusiva. Mediante este procedimiento, obviamente restringido al ámbito geográfico y a los tipos de

sistemas analizados (ecosistemas forestales), puede obtenerse una lista de especies y hábitats completa, desde el punto de vista de su carácter amenazado y su valoración potencial por la sociedad, que puede emplearse para la simulación de mercados necesaria para la valoración económica (Nijkamp *et al.*, 2008; Carson, 2012). Otras aproximaciones recientes se basan en grupos de organismos bien conocidos local o regionalmente, asumiendo, explícita o implícitamente, que serán de algún modo representativos de toda la biodiversidad amenazada (Nelson *et al.*, 2009; Tallis *et al.*, 2009). Esta asunción, sin embargo, es probablemente errónea, pues diferentes grupos de organismos tienden a responder de modo también diferente a las presiones que constituyen las causas de su disminución o amenaza de extinción (por ejemplo, Lawton y May, 1995).

El hecho de ponderar a continuación cada especie y hábitat por su grado de amenaza regional, establecido según criterios técnicos, y por la información disponible sobre su sensibilidad a alteraciones y su papel en el funcionamiento natural de los sistemas analizados, permite incorporar estas características de especies y hábitats a la valoración técnica del estado de conservación de un territorio basada en estas especies y hábitats. De este modo, contribuirán más al valor final del indicador de estado de conservación las especies más amenazadas, sensibles al manejo de los montes, funcionalmente más relevantes y mejor conocidas, y menos las especies menos amenazadas, más resistentes, menos relevantes funcionalmente y menos conocidas. Estas ponderaciones compensan los sesgos potenciales debidos a la combinación de especies y hábitats con niveles de conocimiento sobre sus patrones de distribución y causas de estos patrones muy dispares. Finalmente, el uso de estos conocimientos para ajustar la cartografía de sus distribuciones a la escala requerida para la integración de sus valoraciones económicas con las del resto de los valores de los montes permite avanzar en el proceso de incorporación del valor de existencia de la biodiversidad amenazada en los sistemas de contabilidad ambiental como el desarrollado en el proyecto RECAMAN.

## 1.6 Generalización de resultados y beneficiarios potenciales

La metodología desarrollada para la selección de los indicadores y su ponderación puede aplicarse en cualquier región de la Unión Europea, si se inicia el proceso con las listas de especies y hábitats de la Directivas de Aves y Hábitats, pero puede en principio aplicarse en cualquier región del mundo empezando con la legislación sobre especies y hábitats amenazados más adecuada (por ejemplo, la *Endangered Species Act* estadounidense). De igual modo, los métodos de ponderación y cartografiado de especies pueden aplicarse a cualquier región, aunque su precisión variará según el nivel regional de detalle en los conocimientos sobre distribución geográfica, grado de amenaza y biología de las especies seleccionadas. En todo caso, se trata de un conjunto de métodos objetivos y basados en los conceptos relevantes para el análisis del valor de existencia de la biodiversidad amenazada (grado de amenaza y responsabilidad para la conservación), con lo que evita la subjetividad implícita a la elección de indicadores de biodiversidad amenazada basados en su grado de conocimiento local o regional.

El resultado concreto del análisis (lista de especies y hábitats, ponderación y cartografía) será de utilidad para integrar el valor de existencia de la biodiversidad

amenazada ligada a los montes andaluces a la valoración económica total de la renta y del capital de estos montes, a las escalas de finca, tipo de monte o conjunto de montes andaluces. El método desarrollado, tras su validación en otros escenarios, servirá además para abordar valoraciones similares en otros lugares, regiones o sistemas de uso de la tierra.

## 1.7 Organización del estudio

Este estudio continúa en el capítulo 2, con la presentación de sus objetivos, esto es, el desarrollo de una lista de indicadores del estado de conservación de los montes de Andalucía susceptibles de ser empleados para la valoración técnica y económica de la biodiversidad amenazada, de criterios de ponderación de estos indicadores para su integración en dos indicadores técnicos (índices ponderados del estado de conservación, basados en especies y en hábitats), y de métodos para cartografiar estos indicadores a escalas relevantes para su integración en el análisis del valor económico total de los montes andaluces. En el capítulo 3 se desarrolla la metodología empleada para alcanzar esos objetivos para el caso de los montes andaluces a partir de la información disponible, así como el desarrollo de métodos de censo para cubrir carencias relevantes. En el capítulo 4 se presentan los resultados de la aplicación de los métodos de selección y ponderación de indicadores, los fallos cometidos al realizar los censos de campo que impidieron usarlos para cartografiar especies, y el resultado de la aplicación de una metodología alternativa para establecer estas cartografías. En el capítulo 5 se discute la fiabilidad de los resultados obtenidos en el marco de las evaluaciones económicas, se valoran los avances metodológicos y su potencial generalización, y se exponen las limitaciones del método finalmente empleado y los modos potencialmente más relevantes para solventarlas. También se indica la periodicidad de la actualización de la información primaria y las fuentes de esta información, y se esboza un sistema de integración de las bases de datos de las que se derivaría dicha información.

## 1.8 Objetivos

El objetivo de este trabajo es analizar las relaciones entre los usos de los montes de Andalucía y la conservación de especies y hábitats amenazados o claves para el funcionamiento de los ecosistemas forestales, a través de un sistema de indicadores que a su vez permita valorar el estado de conservación de la biodiversidad y sus funciones asociadas, e integrarse en las cuentas de valoración económica total de los montes de Andalucía.

En primer lugar se pretende desarrollar un sistema de indicadores del estado de conservación de los montes de Andalucía basado en un listado de especies y hábitats asociados a los sistemas forestales andaluces con problemas de conservación, que sean susceptibles de ser identificados con claridad por la sociedad y de los que exista información adecuada o sea factible obtenerla. La presencia/ausencia de estas especies y hábitats serán los indicadores del estado de conservación de la biodiversidad de los montes de Andalucía, que se incorporarán en las correspondientes cuentas físicas que integran las cuentas económicas para la valoración de la renta y el capital de los montes de Andalucía.



En segundo lugar, se desarrollará un método de ponderación de la presencia/ausencia de las especies y hábitats incluidos en la lista en función de su grado de amenaza, sensibilidad a las alteraciones asociadas al manejo de los montes, papel en su funcionamiento natural, y disponibilidad de información sobre su distribución, tendencias y rasgos biológicos relevantes. El objetivo de esta ponderación es compensar las diferencias entre especies y hábitats en estos factores, relevantes para la calidad del valor indicador del estado de conservación de los montes asociado a cada una de ellas.

Finalmente, se trata de determinar, a partir de los patrones de presencia-ausencia de las especies y hábitat indicadores en las fincas y montes objeto de estudio, los factores de uso humano que pueden determinar esta distribución. Esta información permitirá abordar con rigor el debate entre las estrategias de conservación basadas en el desarrollo de usos extensivos sobre todo el territorio frente a su división en zonas sin usos y zonas con usos intensivos, el análisis a escala local de la efectividad potencial de diferentes opciones de manejo dirigidas a optimizar el valor económico total de las explotaciones, y el desarrollo de técnicas de valoración contingente de los indicadores de valor de conservación.

## 2 METODOLOGÍA

### 2.1 Selección de indicadores del valor de conservación de los montes de Andalucía

La selección de indicadores del valor de conservación de los montes andaluces consistió en un proceso iterativo de adición y eliminación de especies y hábitats (Figura 1) basado en los criterios de grado de amenaza (especies y hábitats amenazados a nivel europeo y/o regional), responsabilidad en la conservación (inclusión en Directivas europeas y grado alto de amenaza en el caso de especies endémicas de Andalucía), asociación a los sistemas evaluados (los montes andaluces) y papel clave en su funcionamiento. Estos criterios fueron discutidos y contrastados con los técnicos de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y de la Agencia de Medio Ambiente y Agua (AMAA) según un análisis tipo Delphi en dos rondas.

Para la selección de los indicadores del valor de conservación de los montes andaluces se han seguido las especificaciones y recomendaciones establecidas por el proyecto SEBI y la alianza BIP (Tabla 2; EEA, 2010, 2012). Concretamente, de entre los indicadores establecidos en ambas iniciativas, se han seleccionado aquellos que mejor se ajustaban a los objetivos de este proyecto y que forman parte del área focal «Estado y tendencias de los componentes de la diversidad biológica» (Tabla 2):

*Especies seleccionadas:* se han seleccionado especies de aves comunes y mariposas (aquellas amenazadas a escala europea y regional para las que existe información adecuada sobre su distribución). También se han incluido especies de mamíferos clave, siguiendo las recomendaciones de mejora establecidas por el proyecto SEBI para introducir otras especies comunes y de fácil seguimiento pertenecientes a otros grupos taxonómicos. Estos grupos son buenos indicadores del estado de conservación de la biodiversidad ya que están presentes en todos los hábitats y reflejan los cambios ocurridos en el ambiente y en otros grupos de animales y plantas. Los métodos de



muestreo y de agrupación de los datos obtenidos están muy desarrollados y tienen una base estadística sólida. Por otra parte, estos grupos taxonómicos son muy conocidos por la sociedad. De hecho, la UE ha establecido el indicador de aves comunes como indicador de referencia en el Reglamento de Desarrollo Rural (Reglamento del Consejo nº 1698/2005).

*Especies amenazadas y protegidas:* se incluyeron las especies más amenazadas (CR y EN) según los libros rojos andaluces. Estos libros aplican los criterios de la UICN para evaluar el riesgo de extinción a escala regional. Estas medidas son especialmente relevantes ya que abordan directamente la cuestión del riesgo de extinción de especies, que tiene una repercusión directa sobre la pérdida de biodiversidad, además de tener un impacto elevado en la sociedad.

*Especies de interés europeo:* comprende las especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats por estar expuestas a algún grado de amenaza a escala europea. Este indicador tiene una gran relevancia política ya que evalúa la efectividad de las iniciativas de conservación desarrolladas en el marco de la Directiva (Red Natura 2000). Además, presenta la ventaja de que sus valores pueden agregarse a escala europea. En el contexto de este proyecto, también se han seleccionado como indicadores las especies incluidas en los anexos de la Directiva de Aves, tal y como se sugiere en las recomendaciones de mejora de los indicadores desarrollados hasta el momento en el proyecto SEBI (EEA, 2010, 2012).

*Hábitats de interés europeo:* incluye los hábitats considerados de interés europeo (incluidos en el Anexo I de la Directiva de Hábitats) por lo que, al igual que el caso anterior, este indicador tiene una gran relevancia política y a que se considera un buen estimador de la efectividad de la Directiva y puede aplicarse a escala europea.

Por último, tal y como recomienda la alianza BIP, durante el proceso de desarrollo de los indicadores del valor de conservación de los montes andaluces se mantuvieron diversas reuniones con técnicos y responsables de la valoración económica de la diversidad, con el objetivo de que participaran en el establecimiento de criterios de selección y en la toma de decisiones para la elaboración del listado final de indicadores.

Para la elaboración de la lista de indicadores de conservación de los montes andaluces partimos del listado de especies y hábitats incluido en el proyecto *Bases ecológicas para la definición de las prácticas agrarias compatibles con las Directivas de Aves y de Hábitats* (Díaz *et al.*, 2006), en el que se recogen las especies y hábitats incluidas en los anexos de estas Directivas europeas presentes en España excepto los exclusivamente marinos. Estas especies y hábitats se consideran amenazados a nivel europeo, con lo que su conservación es de obligado cumplimiento para todos los estados miembros de la Unión Europea. A partir del listado inicial se realizó un primer filtrado, en el que se eliminaron las especies y hábitats que no se distribuyen por Andalucía, así como las asociadas a sistemas agrícolas y acuáticos epicontinentales. Al listado resultante de este proceso se le añadieron, siguiendo los criterios anteriormente descritos, las especies endémicas de Andalucía con mayor riesgo de amenaza, es decir, especies consideradas como «En peligro crítico» (CR) o «En peligro» (EN) en los Libros Rojos andaluces (Blanca, 1999; Franco y Rodríguez, 2001; Barea-Azcón *et al.*, 2008) y que están presentes exclusivamente en Andalucía, y una serie de especies no amenazadas pero clave para el funcionamiento de los montes (herbívoros y dispersores de semillas).

La lista final de especies y hábitats, el método de selección y los resultados preliminares de su cartografía se presentaron a los responsables técnicos y políticos regionales de la conservación de la biodiversidad amenazada, y a los responsables del análisis económico de dicha biodiversidad, en reuniones realizadas en julio de 2009, abriéndose un turno de incorporación de sugerencias y críticas al método y a los resultados. El método fue aceptado tras dos rondas, pues en enero de 2012 recibimos la sugerencia por parte de la AMAyA de incluir 106 especies adicionales de plantas amenazadas como indicadores del valor de conservación y del valor de existencia de la biodiversidad amenazada, a lo que contestamos el 20 de enero de 2012 que podrían ser en todo caso 19 especies que cumplirían casi todos los requisitos para su inclusión (endémicas de Andalucía peninsular e incluidas en las categorías de ‘En peligro’ según datos recientes), siempre y cuando existiese cartografía completa disponible para ellas. Dado que esta cartografía no estaba disponible, se decidió en segunda ronda no incluirlas en las valoraciones, sobre la base de que el método de valoración podría permitir su incorporación en actualizaciones posteriores si se demostraba su carácter amenazado y endémico.

## **2.2 Ponderación de los indicadores**

Las distintas especies y hábitats seleccionados según los criterios de amenaza, responsabilidad y asociación a los montes de Andalucía difieren en su valor indicador del estado de conservación de los montes, pues representan una mezcla heterogénea de especies y hábitats de diferentes grupos taxonómicos, distribuciones geográficas, sensibilidad y grado de amenaza, papel funcional y grado de conocimiento sobre los aspectos más básicos de su biología e incluso grado de amenaza o naturalidad (véase Blanca, 1999; Franco y Rodríguez, 2001; Ministerio de Medio Ambiente, 2005; Barea-Azcón *et al.*, 2008). En el marco del proyecto RECAMAN, hemos desarrollado una metodología específica para la ponderación de la lista de indicadores del estado de conservación de los montes andaluces que, partiendo del sistema de indicadores de composición utilizados por la Administración Regional (números de especies y hábitats amenazados), incorpora aspectos funcionales en el análisis del valor de conservación de estos montes (Noss, 1990; Díaz, 2002, 2009). La ponderación de los patrones de presencia/ausencia de especies y hábitats permitirá compensar esta heterogeneidad, o al menos incorporarla a las valoraciones técnicas del estado de conservación, de manera que las especies o hábitats más valiosos contribuyan más en la valoración.

### **2.2.1 Criterios de ponderación**

#### **2.2.1.1 Escasez o grado de amenaza**

Se asume que las especies o hábitats abundantes y con tendencias estables no plantean problemas de conservación, mientras que estos problemas serán mayores cuanto menores sean las abundancias y más decreciente sean las tendencias en el tiempo. Estas ideas, que asocian la probabilidad de extinción con el tamaño de la población y sus tendencias en el tiempo, son la base para la elaboración de las listas de especies

y hábitats amenazados, empleadas para priorizar los recursos disponibles para la conservación hacia las especies o hábitats más amenazados (López de Carrión *et al.*, 2006; Mace *et al.*, 2008). Desde el punto de vista funcional, se asume que la pérdida de especies escasas debería afectar más al funcionamiento de los sistemas que la disminución de la abundancia de especies comunes, aunque este punto es objeto de debate en la actualidad en el contexto de la redundancia funcional de las especies en muchos sistemas complejos (revisado en Díaz, 2002, 2009; Díaz *et al.*, 2011, 2013) y del papel de las especies comunes en el mantenimiento de servicios clave de los ecosistemas (Gaston y Fuller, 2008).

### 2.2.1.2 Respuesta a perturbaciones

Los sistemas naturales y semi-naturales están sometidos a un rápido proceso de cambio global, motivado por el impacto de las actividades humanas sobre especies y ecosistemas (véase Valladares, 2008 para una revisión centrada en los bosques mediterráneos). Los principales componentes de este proceso son el cambio en la composición de la atmósfera, el cambio en el clima, el cambio en el régimen de perturbaciones, el cambio en los usos de la tierra y el cambio en la composición y estructura de las comunidades de organismos (Zamora y Pugnaire, 2001). Para el caso de los organismos y hábitats asociados a los montes andaluces, las principales perturbaciones ligadas a este proceso que serían susceptibles de valoración económica serían la fragmentación forestal, las prácticas silvícolas, el régimen de incendios y los niveles de pastoreo. Los efectos del cambio climático, objeto de intensa investigación en la actualidad (por ejemplo, Thuiller *et al.*, 2005, 2011; Huntley *et al.*, 2007; Araújo *et al.*, 2011; Felicísimo *et al.*, 2011), no serían susceptibles de evaluación directa al actuar a escalas espaciales y temporales muy amplias, mientras que los efectos de los cambios en la composición y estructura de las comunidades de organismos están implícitamente considerados si se tiene en cuenta el grado de amenaza de extinción de las especies y su papel en el funcionamiento de los montes.

### 2.2.1.3 Papel en el funcionamiento natural del sistema

Los bosques de las zonas templadas se caracterizan por una diversidad comparativamente baja de especies arbóreas, siendo frecuentemente casi monoespecíficos (Pulido, 2002 y referencias allí dadas). Por esta razón, la dinámica de la regeneración de estas especies dominantes condiciona en gran medida los procesos esenciales a nivel de ecosistema y la historia vital de los organismos que dependen de ellas (véase Díaz *et al.*, 2003, 2013; Díaz, 2009 para una revisión centrada en la encina *Quercus ilex*). Por tanto, estas especies se comportan como ingenieros de ecosistemas (Manning *et al.*, 2006). De este modo, los procesos que determinan el éxito de la regeneración de estos árboles determinan tanto su dinámica poblacional y estructura genética como la funcionalidad a largo plazo del sistema que constituyen. Las especies clave son especies de depredadores o herbívoros que determinan la diversidad y abundancia de las especies sobre las que depredan mediante la alteración de las relaciones de competencia entre ellas. Este hecho les otorga un papel en los sistemas naturales desproporcionado a su abundancia, con lo que su seguimiento puede proporcionar información relevante

sobre una parte muy importante de dichos sistemas (Simberloff, 1998; Díaz, 2002). En el caso de los montes andaluces, se han demostrado papeles clave de varias especies de superdepredadores que favorecen indirectamente a sus presas (caso del lince y el conejo; Palomares *et al.*, 1995), de herbívoros que condicionan la estructura y regeneración natural de las comunidades de plantas (ungulados; Alonso *et al.*, 2004; Muñoz *et al.*, 2009) o la abundancia de sus depredadores (conejo; Delibes-Mateos *et al.*, 2007), de dispersantes de frutos secos (arrendajos y roedores; Gómez, 2003; Muñoz *et al.*, 2009; Morán-López *et al.*, 2015a, 2015b) y carnosos (aves y pequeños carnívoros; Herrera, 1996, 2002; Jordano *et al.*, 2007; García *et al.*, 2011) y de facilitadores del reclutamiento de árboles dominantes (arbustos; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004).

#### 2.2.1.4 Disponibilidad de información

La ponderación adecuada de las especies y hábitats seleccionados como indicadores depende críticamente de la calidad de los datos sobre su distribución, abundancia y tendencias temporales. Este aspecto es especialmente importante cuando se consideran especies móviles y escasas, y por tanto difíciles de detectar, en las que las falsas ausencias pueden sesgar los datos sobre su distribución real y sus cambios en el tiempo (véase, por ejemplo, Alonso *et al.*, 2005). Es necesario por tanto considerar también la calidad de la información disponible sobre las especies y hábitats seleccionados como potenciales indicadores.

#### 2.2.2 Revisión sobre requerimientos y cartografía de los indicadores

Para la ponderación de los indicadores de conservación de la biodiversidad en los montes de Andalucía se realizó en primer lugar una recopilación de la información disponible sobre la distribución de las especies y hábitats seleccionados, así como de los conocimientos sobre requerimientos de hábitat de estas especies y sobre los modos en que los usos humanos condicionan los patrones de distribución y abundancia de especies y hábitats (por ejemplo, Franco y Rodríguez, 2001; Díaz *et al.*, 2006). Esta información se recopiló mediante una revisión exhaustiva del estado actual de conocimientos sobre la distribución y abundancia de las especies y hábitats amenazados a escala europea y regional (Anexos de las Directivas de Aves y de Hábitats y Libros Rojos de Andalucía) y de sus requerimientos de hábitat, centrándose sobre todo en requerimientos asociados a los usos de los ecosistemas forestales a escala de finca y del paisaje circundante (véase Díaz *et al.*, 2006 para una aproximación similar).

#### 2.2.3 Análisis técnico del estado de conservación de los indicadores

La lista de especies y hábitats seleccionados como indicadores del estado de conservación de los montes andaluces se priorizó asignando a cada especie y hábitat índices relativos en función de su grado de amenaza (extensión y grado de naturalidad en el caso de los hábitats; Ministerio de Medio Ambiente, 2005), respuesta potencial a cuatro factores de perturbación y manejo consideradas clave en el contexto de la gestión de los montes andaluces (fragmentación, incendios, pastoreo y prácticas

silvícolas), papel en los sistemas forestales, y calidad de la información disponible sobre su distribución, abundancia y tendencias.

La asignación de índices relativos se ha usado para sintetizar y combinar información de carácter muy variado (cuantitativa, semi-cuantitativa y cualitativa) sobre el grado de amenaza y las respuestas potenciales a cambios en los usos del territorio de conjuntos amplios de especies y hábitats, con el objetivo de evaluar los efectos de planes de conservación o gestión a escalas espaciales amplias (regionales o nacionales; véase Díaz *et al.*, 2001, 2006; Rey y de la Montaña, 2003). Los criterios para asignar ponderaciones relativas dentro de cada factor considerado (escalas lineales, logarítmicas, exponenciales, etc.), así como los modos de combinarlos (promedio, adición, multiplicación) son muy variados, aunque esencialmente arbitrarios en ausencia de información precisa sobre la relación entre la escala de ponderación elegida y la relevancia del factor (por ejemplo, relación entre las categorías de amenaza elaboradas por la IUCN y la probabilidad real de extinción). Por esta razón elegimos el criterio más sencillo (escalas lineales y combinación aditiva) para asignar ponderaciones relativas a las especies y hábitats seleccionados. Las escalas no lineales y las combinaciones no aditivas implican asignar pesos relativos mayores a categorías o factores concretos, lo cual es cuanto menos arriesgado en ausencia de información sólida sobre estos pesos relativos. Los criterios concretos de asignación de ponderaciones relativas lineales y aditivas fueron los siguientes:

### 2.2.3.1 Escasez o grado de amenaza

a) *Especies*. Empleamos las categorías de amenaza elaboradas por la IUCN, que sintetizan información cuantitativa y/o cualitativa sobre tamaño de población, extensión del área de distribución y tendencias recientes en la población y el área. La información actualizada sobre la asignación de especies a estas categorías (RE: extinta y reintroducida; CR: en peligro crítico; EN: en peligro de extinción; VU: vulnerable; LR: riesgo menor; NC: no catalogada) se obtuvo de los Libros Rojos publicados recientemente por la Junta de Andalucía (Blanca, 1999, 2000; Franco y Rodríguez, 2001; Barea-Azcón *et al.*, 2008). La asignación de una escala lineal produjo los índices relativos (RE=5, CR=4, EN=3, VU=2, LR=1, NC=0).

b) *Hábitats*. Para los hábitats no existe una clasificación del grado relativo de amenaza a nivel regional (la distinción entre hábitats prioritarios y no prioritarios establecidos por la Directiva de Hábitats se realiza a escala europea), con lo que empleamos dos indicadores del grado de amenaza: la extensión relativa del hábitat en relación a la superficie ocupada por los montes en Andalucía y el grado de naturalidad medio del hábitat en España. El primer indicador se obtuvo a partir de las cartografías digitales de los tipos de vegetación de Andalucía y de los hábitats seleccionados y el segundo del Atlas y Manual de los Hábitats Españoles (Ministerio de Medio Ambiente, 2005) y del proyecto *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España* (Varios Autores, 2009). Los índices relativos fueron:

—Distribución:

- Restringida (<10% montes)=3
- Intermedia (10–25%)=2
- Amplia (>25%)=1

– Naturalidad:

- Alta=3
- Media=2
- Baja=1

### 2.2.3.2 *Respuesta a perturbaciones*

Las perturbaciones consideradas como relevantes para el análisis del valor de conservación de los montes andaluces fueron la fragmentación, los incendios, el pastoreo (doméstico y silvestre) y las prácticas silvícolas (cortas, talas, dependencia de madera muerta o árboles viejos, fumigaciones, etc.; véase Herrera, 2004). Se consideró si existían o no efectos de estas perturbaciones sobre las especies y hábitats seleccionados, independientemente de si este efecto era positivo o negativo (véase Díaz *et al.*, 2006), con base en la recopilación bibliográfica realizada en tareas anteriores. Los índices relativos obtenidos para cada factor de perturbación fueron:

- Efectos demostrados = 2
- Efectos deducidos o inducidos de sus características biológicas = 1
- Ausencia demostrada de efectos = 0
- Sin información = ¿?

### 2.2.3.3 *Papel en el funcionamiento natural del sistema*

El papel de las especies seleccionadas en el funcionamiento de los montes andaluces se obtuvo o dedujo de la recopilación bibliográfica realizada en tareas anteriores. Las categorías empleadas fueron tres: especies ingenieras de ecosistemas, cuya presencia o actividad condiciona los flujos de materia y energía del sistema del que forman parte; especies clave, que afectan directa o indirectamente a otras especies integradas en su red trófica a través de relaciones de depredación, dispersión, competencia y/o facilitación; y resto de especies. Las especies ingenieras en los montes andaluces son, fundamentalmente, los árboles dominantes, cuya presencia condiciona las características físico-químicas de la atmósfera y el suelo relevantes para el establecimiento de la mayor parte del resto de especies de animales y plantas (Manning *et al.*, 2006; Díaz *et al.*, 2009b, 2011; Díaz y Pulido, 2009). Las especies clave consideradas son los superdepredadores, por sus efectos directos sobre otros depredadores y las presas comunes; los herbívoros medianos y grandes por sus efectos potenciales en el reclutamiento de los árboles, en las relaciones de competencia entre plantas y en las comunidades de depredadores y herbívoros menores; los roedores y aves dispersantes de bellotas; las aves y pequeños carnívoros que dispersan plantas con frutos carnosos; y los matorrales facilitadores del reclutamiento de los árboles (véase más arriba y Díaz *et al.*, 2011). Los índices relativos al papel de las especies en el funcionamiento de los montes andaluces fueron:

- Ingeniera de ecosistemas = 2
- Clave = 1
- Resto = 0



#### 2.2.3.4 Disponibilidad de información

La calidad de la información sobre tamaño de población, distribución y tendencias se evaluó a partir de la recopilación bibliográfica realizada con anterioridad, la información disponible en la página Web de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y consultas puntuales y/o genéricas a la AMAyA. Se han considerado cuatro categorías en cuanto al tipo de información disponible:

a) *Seguimientos periódicos y detallados* (valor del índice: 4). Programas de seguimiento de especies de aves amenazadas y del lince ibérico, en los que se determina el tamaño total de la población y de su área de distribución y se obtienen estimas globales de los parámetros demográficos que permiten pronosticar su evolución futura (natalidad, mortalidad y movimientos).

b) *Censos totales periódicos* (valor del índice: 3). Estimaciones o censos periódicos y estandarizados del tamaño total de la población, en toda su área de distribución conocida o en una muestra extrapolable al total del área. En el primer apartado se incluyen los censos periódicos de plantas amenazadas de distribución muy restringida o de aves escasas o fáciles de censar (véase [www.seo.org](http://www.seo.org)), y en el segundo el seguimiento de aves comunes reproductoras –Programa SACRE– de SEO/BirdLife (Carrascal y Palomino, 2008) o el Inventario Forestal Nacional.

c) *Estimas totales periódicas* (valor del índice: 2). Informes sobre el estado de conservación de hábitats o taxones realizados con una metodología uniforme pero no estandarizada en toda el área de distribución.

d) *Revisión de trabajos parciales* (valor del índice: 1). Atlas y Libros Rojos de especies de distribución amplia y con dificultades metodológicas para su censo (por ejemplo, anfibios y reptiles).

#### 2.2.3.5 Combinación de ponderaciones

Para analizar el posible efecto de la arbitrariedad en la asignación de ponderaciones relativas desarrollamos dos líneas de contraste. En primer lugar, solicitamos a los técnicos de la AMAyA propuestas sobre escalas de ponderación alternativas a la escala lineal basadas en su experiencia, a fin de realizar un análisis Delphi de este criterio con un máximo de tres rondas. Dado que los técnicos consultados estuvieron de acuerdo, tras analizarlo, con la escala lineal, procedimos a la segunda línea de contraste, centrada en el análisis de los efectos de considerar combinaciones aditivas de factores que variaban en el número de niveles a ponderar y que estaban potencialmente correlacionados entre sí. Se analizaron las correlaciones lineales entre los valores de las ponderaciones lineales y aditivas con dos tipos de ponderaciones derivadas de ellas: a) ponderaciones aditivas obtenidas tras reescalar cada factor a valores que variasen entre 0 y 1, dividiendo los valores iniciales por el valor máximo del índice para cada factor, evitando de este modo que los factores con más niveles pesasen más en el valor final del índice; para este reescalado se combinaron entre sí los cuatro factores de respuesta a las perturbaciones (véase más abajo); y b) combinación de los factores por el procedimiento estadístico de análisis de componentes principales, mediante el que se obtuvieron una serie de componentes independientes entre sí, con una misma escala y que sintetizan sus patrones de covariación (Pärtel *et al.*, 2005).

### 2.3 Indicadores de conservación y valoración económica de la biodiversidad

El análisis de la diversidad biológica de los montes andaluces se ha basado en un sistema de indicadores de conservación, seleccionados con criterios fundados en la escasez y grado de amenaza de especies y hábitats, en el papel de las especies en el funcionamiento de los sistemas forestales, en la sensibilidad a las perturbaciones y en la disponibilidad de información sobre distribución y abundancia de especies y hábitats a las escalas espaciales requeridas para la valoración económica.

Para la valoración económica de la biodiversidad, el sistema CAF considera exclusivamente el valor de existencia de la diversidad biológica, que parte de la premisa de que el público puede atribuir únicamente ese tipo de valor a las especies suficientemente escasas, es decir, amenazadas de extinción (United Nations *et al.*, 2003). La diversidad biológica tiene otros valores económicos incluidos en el sistema CAF, como son el valor paisajístico (que incluye el valor opción y otros) y el valor recreativo. La diversidad biológica también ofrece servicios ecosistémicos no-económicos, en ocasiones únicos. Estos servicios ecosistémicos que proporcionan los organismos vivos silvestres, por los que no se incurre en un coste económico, tendrían consecuencias, si no se prestaran, para la continuidad de la producción económica de los ecosistemas. En el caso de los sistemas forestales, el principal servicio ecosistémico no-económico ligado a las especies vivas silvestres es el que se relaciona con su papel en la regeneración del bosque, bien como dispersantes o facilitadores (servicio «positivo») o como herbívoros (servicio «negativo»). En este marco conceptual, el indicador de conservación de las especies clave no amenazadas se puede interpretar como suministrador de servicios intermedios de valor económico nulo, si bien su función productiva resulta indispensable para la generación de los bienes y servicios económicos del ecosistema. Las especies claves no amenazadas, al igual que cualquier otra especie biológica no amenazada, puede también contribuir con un valor económico positivo cuando se interiorizan en la producción económica de servicios recreativos y de paisaje. De esta forma, las especies clave desempeñarían un papel ecosistémico en la generación de los servicios económicos ambientales que prestan los sistemas forestales, aunque a estos servicios no se les podría asignar un valor económico. Asimismo, también les podría corresponder un valor comercial asociado a los tipos de monte en los que desempeñan un papel relevante de regeneración/mantenimiento. Para esto habría que asociar cada una de las especies clave a los ecosistemas forestales concretos en los que desempeñan un papel relevante de regeneración.

A partir del sistema de indicadores de conservación, es necesario integrar en el sistema CAF los valores de biodiversidad, paisaje y recreativo asociados a la diversidad forestal. Con este objetivo se ha desglosado la lista de indicadores en un listado de especies amenazadas, con valor de existencia, y un listado de especies clave no amenazadas. Para la estimación del valor de existencia, la lista de especies seleccionadas con criterios técnicos se ordenó según categorías de amenaza. La definición operativa de especie amenazada sería, por tanto, aquella especie cubierta por alguna figura de protección a nivel europeo, nacional o regional. A fin de ordenarlas según categorías regionales de amenaza, se ha asignado a cada especie la categoría IUCN recogida en los Libros Rojos andaluces. En el caso de que la especie en cuestión no estuviese catalogada (especies protegidas por las Directivas europeas pero no catalogadas explícitamente en Andalucía por su bajo nivel de amenaza), se ha asignado



la categoría NT (Near Threatened) a especies escasas a escala europea y la categoría LC (Least Concern) a las abundantes o en aumento a esta escala. Finalmente, se ha analizado la relación entre categorías de amenaza y valor ponderado de conservación mediante un análisis de la varianza de clasificación simple.

## **2.4 Cartografía de indicadores**

### **2.4.1 Fuentes de datos cartográficos**

La determinación de la presencia o ausencia de los indicadores seleccionados en la muestra de 59 fincas distribuidas por toda Andalucía se realizó de modo prioritario a partir de la cartografía digital proporcionada por la AMAyA. En concreto, se consideraron las coberturas de distribución de especies amenazadas a escala regional (CAEA) y las coberturas de distribución de hábitats y especies de las Directivas de Aves y Hábitats. También se utilizaron como fuentes de información sobre la distribución de algunas especies, para las cuales no existía esta cartografía digital, la Base de Datos de los vertebrados de España (Ministerio de Medio Ambiente, 2003) para vertebrados reproductores, los Libros Rojos andaluces de invertebrados (Barea-Azcón *et al.*, 2008) y plantas vasculares (Blanca, 1999, 2000), las bases de datos cartográficos del proyecto Anthos ([www.anthos.es](http://www.anthos.es)) para plantas vasculares no incluidas en los Libros Rojos, el Atlas de las mariposas diurnas de la Península Ibérica e islas Baleares para lepidópteros diurnos (García-Barros *et al.*, 2004), el Atlas de aves invernantes (Palomino *et al.*, 2012), y algunas referencias específicas recopiladas en la revisión bibliográfica.

### **2.4.2 Obtención de cartografía a escala de finca**

En los casos en que la escala espacial de los datos disponibles fuese inferior al tamaño de las fincas, esto es, coordenadas UTM de citas, nidos, plantas individuales o rodales, o cartografía a escala de cuadrículas UTM de 5 km x 5 km, 1 km x 1 km o menor, se empleó directamente la cartografía digital suministrada, pues se asume que esta cartografía está razonablemente actualizada y se seguirá actualizando en el futuro. Para el caso de bases de datos a escalas espaciales mayores (típicamente, UTM de 10 km x 10 km), se establecieron dos protocolos:

#### **2.4.2.1 Revisión de citas bibliográficas**

Para las especies más escasas y de distribución más restringida, se revisaron las citas disponibles en las que se detallaban las localidades en que se han encontrado las especies en cuestión aún sin aportar coordenadas precisas, o se ofrecían datos precisos sobre su dependencia de hábitats o rangos altitudinales estrechos. A partir de esta información se diseñaron filtros específicos en un Sistema de Información Geográfica, que permitieran estimar los lugares ocupados por la especie en las cuadrículas UTM 10 km x 10 km donde había sido detectada a partir de mapas de vegetación, modelos digitales del terreno o mapas cartográficos.

#### 2.4.2.2 *Censos directos en las fincas y extrapolación al resto de montes andaluces*

##### 2.4.2.2.1 Diseño de censos y selección de especies

Se establecieron protocolos de censo para determinar la presencia/ausencia de un subconjunto de las especies seleccionadas de las que se carecía de información a escala de finca. La selección de este subconjunto de especies se basó en dos criterios:

a) *Amplitud y fiabilidad de los métodos de censo.* Los métodos de censo son específicos de cada especie o grupo de especies (Sutherland, 1996), de manera que no pueden censarse todas las especies seleccionadas con la misma metodología. Por ejemplo, las especies poco móviles y los hábitats requieren métodos basados en búsquedas intensivas y cartografía detallada de los individuos o hábitats, mientras que para las especies más móviles y de distribución más amplia se emplean métodos basados en el muestreo de la presencia/ausencia o abundancia que compensen los efectos de los ciclos de actividad de estas especies en su detección. Dada la amplitud y heterogeneidad de la lista de especies y hábitats que se emplearán como indicadores de conservación, ha sido necesario analizar en detalle la lista de especies que sería necesario censar en campo con un criterio de optimización del esfuerzo de muestreo. Como resultado de este análisis, se ha seleccionado una lista de especies que pueden ser censadas con una metodología común, descartando otras cuyo censo requiere técnicas específicas

b) *Número de especies y valor ponderado de conservación.* Se analizó el efecto potencial de la eliminación de las especies que se decidió descartar sobre el valor potencial que podría alcanzar el índice ponderado de valor de conservación en caso de haberlas considerado, a fin de estimar el grado de error máximo que se podría cometer al no considerarlas.

##### 2.4.2.2.2 Extrapolación a los montes andaluces

La aproximación inicial a la extrapolación de los resultados obtenidos en las fincas objeto de estudio al resto de montes andaluces se basó en una metodología general de análisis de las relaciones entre los indicadores del valor de conservación y las características del hábitat y de las fincas, basada en el contraste de modelos lineales generales o generalizados (GLM; McCullagh y Nelder, 1989). En estos modelos, la variable dependiente sería el valor de los indicadores (presencia/ausencia, número de especies y/o hábitats, índice ponderado de conservación de las especies y hábitats presentes en las fincas, etc.) y las variables independientes las estimas de las características de los puntos de censo o de las fincas, tanto naturales (localización espacial, altitud) como derivadas de los usos humanos (distancias a elementos naturales o infraestructuras, tamaño, tipos de monte, diversidad de tipos de vegetación, estructura de la vegetación, estimadores de la intensidad de uso, etc.). El ajuste de los modelos permite analizar cuáles de las relaciones hipotéticas incluidas en los modelos son estadísticamente significativas y cuáles no, así como estimar el efecto relativo de cada relación significativa sobre los valores de los indicadores.

a) Extrapolación basada en valores de fincas. Inicialmente intentamos desarrollar modelos GLM que relacionasen los valores del índice ponderado de conservación de las especies y hábitats presentes en las fincas con características seleccionadas de éstas, tales como su extensión, diversidad de usos, altitud media o tipos principales del monte, empleando a continuación los modelos para estimar los valores del índice ponderado de conservación de cualquier otra finca. Sin embargo, la existencia de cartografía digital precisa de una proporción elevada de las especies (y de todos los hábitats), y el desarrollo reciente de métodos para el cálculo de mapas predictivos de distribución de las especies censadas a escalas de 1 km x 1 km (véase Peterson *et al.*, 2011), aconsejaron cambiar de enfoque, optando por el desarrollo de mapas, reales o predichos, de la distribución de las especies indicadoras seleccionadas.

b) Extrapolación basada en modelos de distribución de especies. Para la elaboración de mapas de distribución de las especies censadas en las fincas a escala UTM 1 km x 1 km se midieron una serie de variables (25–30) indicativas de la localización, altitud, distancia a infraestructuras humanas y usos de la tierra en un radio de 500 m en torno a cada uno de los puntos de muestreo de aves y mamíferos (equivalente a una cuadrícula UTM de 1 km x 1 km centrada en el punto). Las variables se obtuvieron a partir de las coordenadas UTM de los puntos de muestreo y de las capas temáticas suministradas por la AMAyA mediante un Sistema de Información Geográfica (ArcMap). La presencia o ausencia de las especies seleccionadas como indicadoras y detectadas en más del 9% de los puntos de censo se modelizó en relación con los valores de estas variables utilizando el método de los árboles de regresión (Boosted Regression Trees), con la ayuda del Dr. Luis María Carrascal, del Museo Nacional de Ciencias Naturales. Es un método iterativo de ajuste de funciones que hacen máxima la eficiencia en la separación de puntos en que se encuentra la especie y puntos en la que no se encuentra. Se trata actualmente del mejor método de modelización para bases de datos que comparan censos con presencia y censos con ausencia de la especie (Elith *et al.*, 2008; Peterson *et al.*, 2011). Los modelos obtenidos se emplearon para estimar la probabilidad de presencia de cada especie en las 52.556 cuadrículas UTM de 1 km x 1 km con más de un 20% de superficie de montes de Andalucía. Estas probabilidades se obtuvieron a partir de los valores de las mismas variables medidas en torno a los puntos de censo, calculadas en este caso desde, o en un círculo de 500 m de radio en torno a, el centroide de cada cuadrícula. Este procedimiento asegura la consistencia entre las dos bases de datos (censos y cuadrículas), a la vez que sólo pierde información de un 20% de cada cuadrícula (sus cuatro esquinas). Se realizaron cinco estimas para cada especie y se obtuvo el valor medio para cada cuadrícula. Para las especies estivales o invernantes se modelizó la distribución sólo en primavera o en invierno, respectivamente. Para las especies sedentarias se calculó un modelo para primavera y otro para invierno, obteniéndose a continuación el valor máximo predicho para cada cuadrícula.

#### 2.4.2.3 Desarrollo de filtros específicos para su uso sobre cartografía UTM 10 km x 10 km

Desafortunadamente, tanto los modelos obtenidos tras la aplicación de la metodología descrita en el punto anterior como las listas de especies detectadas en las fincas resultaron ser poco realistas, pues incluyeron claramente numerosas falsas ausencias

(especies que no se detectaron a pesar de estar presentes), que además estuvieron agrupadas en el espacio, debido a que los técnicos responsables de los censos trabajaron en grupos de fincas espacialmente agrupadas (por provincias). Estos hechos se detectaron al examinar los modelos que, a pesar de ser significativos estadísticamente, producían predicciones caracterizadas en general por la presencia de fronteras lineales en las distribuciones de especies predichas, consecuencia de la distribución espacial contagiosa de las falsas ausencias. La tardía detección de estos problemas impidió repetir los censos con personal cualificado, única manera de resolver el problema.

Dados los problemas encontrados con los censos, optamos por utilizar métodos alternativos a las medidas directas y su extrapolación posterior. Estos métodos son menos rigurosos (e.g. Araújo *et al.*, 2005) pero posiblemente suficientes, y se basan en el solapamiento de mapas de distribución de especies a escala UTM 10 km x 10 km con los tipos de montes ocupados por cada especie. Los mapas de distribución actualizados se han extraído de los Atlas y proyectos equivalentes más recientes, mientras que los tipos de monte ocupados por cada especie en Andalucía se han obtenido a partir de los resultados de los censos y de la revisión bibliográfica inicial sobre requerimientos de las especies. Los mapas de distribución de cada especie a escala inferior a la UTM 10 km x 10 km se obtuvieron mediante la intersección de las cartografías digitales UTM 10 km x 10 km y la cartografía de tipos de montes de Andalucía. Las intersecciones se hicieron separadamente para cada provincia y especie, uniéndose a continuación los mapas provinciales de cada especie, ponderando sus presencias por su valor ponderado de conservación, y sumando los mapas de todas las especies. Sólo se consideraron los tipos de vegetación de monte, además de agua y roquedos, eliminando por tanto las superficies agrícolas, improductivas y ocupadas por zonas húmedas.

A partir de los mapas de distribución a escala UTM 1 km x 1 km así obtenidos, se generaron, mediante el uso de SIG (ArcMap), tres conjuntos de resultados (Figura 2):

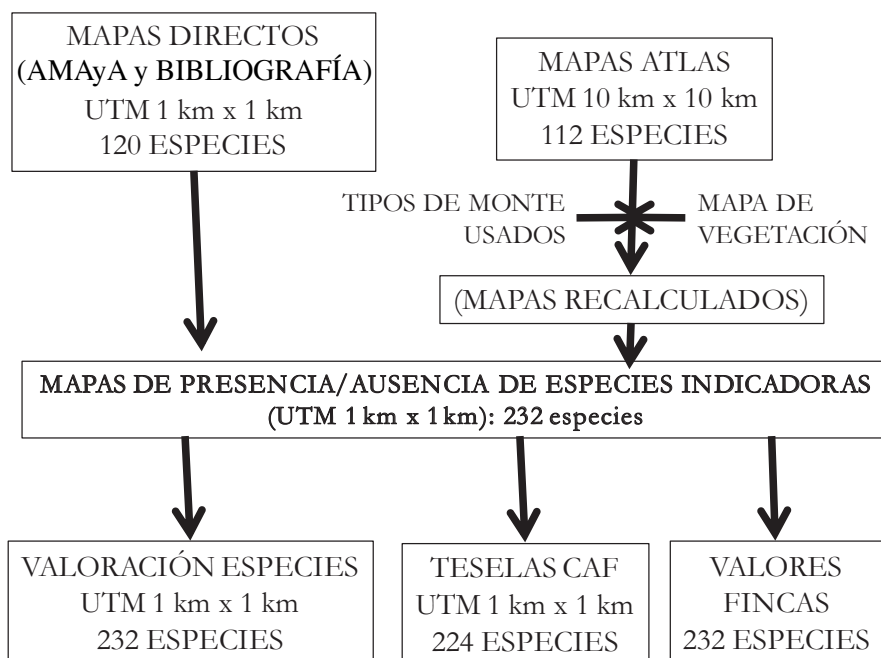
a) Mapas del índice ponderado del valor de conservación de los montes andaluces, uno basado en los hábitats protegidos por la Directiva Hábitats y otro basado en las especies protegidas por las Directivas Aves y Hábitats, más las especies endémica de Andalucía amenazadas de extinción. Estos mapas se corresponderían con las estimaciones del valor relativo de los montes andaluces con respecto a la biodiversidad amenazada que albergan, teniendo en cuenta además la distribución geográfica de este valor (Banzhaf y Boyd, 2012; Edens y Hein, 2013). A partir de estos mapas se obtuvo, además, una estima del tamaño del área de distribución de cada especie en los montes de Andalucía, excluyendo la ocupación por parte de algunas especies de medios agrícolas, zonas improductivas (ciudades y pueblos) y zonas húmedas.

b) Mapas estimados de los patrones de presencia–ausencia de las especies empleadas para estimar el valor económico de la biodiversidad amenazada en las teselas de montes del Mapa Forestal de Andalucía. Estos patrones de presencia–ausencia, junto con las estimas del tamaño del área de distribución de cada especie en los montes andaluces, son las bases físicas para la estimación del valor económico de la biodiversidad amenazada de los montes andaluces.

c) Valores de los índices relativos de valor de conservación de cada una de las fincas objeto de estudio, solapando los mapas de distribución de especies estimados

con los perímetros de las fincas objeto de estudio. Estos datos, que ya no se emplearán para extrapolar resultados al conjunto de Andalucía, servirán para el análisis detallado de los posibles compromisos entre actividades productivas y de conservación a escala de finca, permitiendo incorporar a estos análisis, por primera vez, el valor económico total asociado a estos compromisos.

**Figura 2.** Procedimiento seguido para generar los mapas de distribución de las especies y hábitats



Notas: Indicadores a escala UTM 1 km x 1 km o inferior, y tipos de resultados obtenidos como resultado de la utilización de estos mapas en el contexto de la valoración técnica y económica de las biodiversidad amenazada de los montes andaluces.

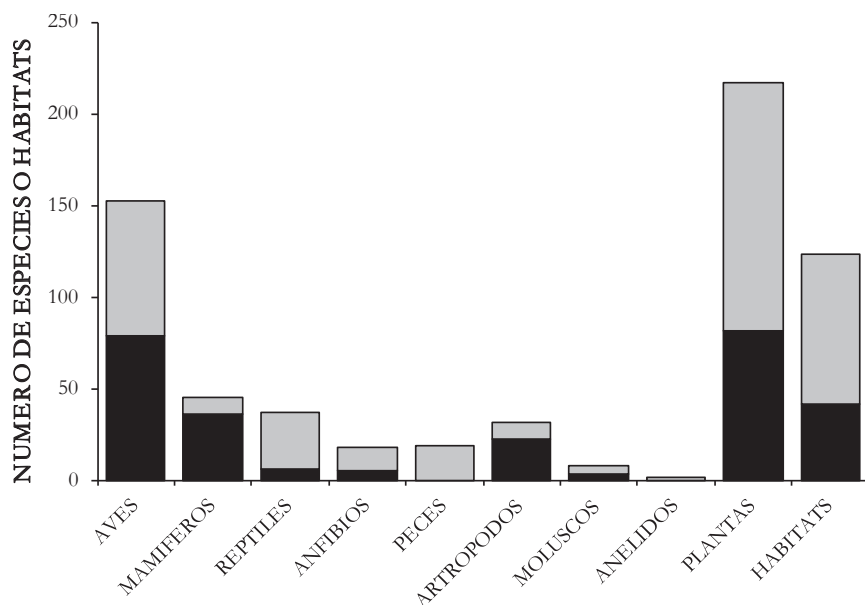
### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Selección de indicadores del valor de conservación de los montes de Andalucía

La aplicación del proceso de selección de indicadores resumido en la Figura 1 produjo una lista de 232 especies (81 plantas, 22 artrópodos, 3 moluscos, 79 aves, 5 anfibios, 36 mamíferos y 6 reptiles) y 41 hábitats, 12 de ellos prioritarios, que constituyen un 44 y un 33%, respectivamente, de las especies y hábitats terrestres amenazados que se encuentran en España (Figura 3). En los montes andaluces se encontraron entre un 16% (reptiles) y un 80% (mamíferos) de las especies terrestres españolas protegidas por las Directivas de Aves y Hábitats. De las 232 especies seleccionadas, cinco mamíferos (ciervo *Cervus elaphus*, conejo *Oryctolagus cuniculus*, jabalí *Sus scrofa*, garduña *Martes foina* y zorro *Vulpes vulpes*) y tres aves (petirrojo *Erithacus*

*rubecula*, arrendajo *Garrulus glandarius* y mirlo *Turdus merula*) no incluidos en ninguna categoría de amenaza fueron incorporados por su papel clave como herbívoros (ungulados), presas (conejo) o dispersores de semillas (carnívoros y aves). Por otro lado, se incorporaron un artrópodo endémico de Andalucía en peligro crítico (*Agrodiaetus violetae*), y 18 especies de plantas, 6 de artrópodos y 3 de moluscos endémicos en peligro.

**Figura 3.** Potenciales indicadores del estado de conservación de los montes andaluces en relación con los presentes en los medios no marinos de España



Notas: Número de especies y hábitats de los montes andaluces (barras negras).

### 3.2 Ponderación de los indicadores

De forma paralela al proceso de selección de indicadores, se recopiló la información disponible sobre rasgos biológicos básicos, grado de amenaza, distribución espacial, respuesta a las perturbaciones asociadas al manejo de los montes, papel funcional de las especies y grado de conocimiento científico sobre estos aspectos, mediante búsquedas bibliográficas exhaustivas. La información recopilada, basada sobre todo en referencias generales y en los Atlas y Libros Rojos más recientes, se sistematizó en un sistema de ponderación que permitiera valorar el significado potencial de cada especie de fauna y flora y cada hábitat como indicadores del estado de conservación de la biodiversidad de los montes andaluces, de manera que pudiesen además combinarse en índices ponderados únicos de estado de conservación. Además, el proceso de ponderación del valor potencial como indicadores de las especies y hábitats seleccionados en base a los criterios anteriores generó una lista priorizada de especies y hábitats indicadores del estado de conservación de los montes andaluces, neces-

ria, en el caso de las especies, para su valoración económica. En total se estimaron índices relativos de grado de amenaza, respuesta a perturbaciones, papel funcional y disponibilidad de información sobre extensión/abundancia y tendencias de 232 especies (81 plantas, 22 artrópodos, 3 moluscos, 79 aves, 5 anfibios, 36 mamíferos y 6 reptiles) y 41 hábitats, 12 de ellos prioritarios, así como la combinación aditiva de estos índices. Las especies y los hábitats se tratan por separado porque no todos los índices relativos de ponderación son comunes: el grado de amenaza se basa en los criterios (demográficos) desarrollados por la IUCN para las especies y en estimas de extensión y naturalidad para los hábitats, y el concepto de papel funcional en el funcionamiento de tipos concretos de montes no tiene sentido para los hábitats (aunque podría tenerlo para análisis a escala de paisaje; Forman, 1995).

Los índices se escalaron de modo lineal y se combinaron de manera aditiva. Para analizar el posible efecto de la arbitrariedad de estas combinaciones desarrollamos dos líneas de contraste. En primer lugar, solicitamos a los técnicos de AMaYA escalas de ponderación alternativas a la lineal basadas en su experiencia, a fin de realizar un análisis Delphi de este criterio con un máximo de tres rondas. Dado que los técnicos consultados estuvieron de acuerdo, tras analizarlo, con la escala lineal, procedimos a la segunda línea de contraste, centrada en el análisis de los efectos de considerar combinaciones aditivas de factores que variaban en el número de niveles a ponderar y que estaban potencialmente correlacionados entre sí.

Se analizaron las correlaciones lineales entre los valores de las ponderaciones lineales y aditivas con dos tipos de ponderaciones derivadas de ellas:

a) Ponderaciones aditivas obtenidas tras reescalar cada factor a valores que variasen entre 0 y 1, dividiendo los valores iniciales por el valor máximo del índice para cada factor, evitando de este modo que los factores con más niveles pesasen más en el valor final del índice; para este reescalado se combinaron entre sí los cuatro factores de respuesta a las perturbaciones (véase más abajo).

b) Combinación de los factores por el procedimiento estadístico de análisis de componentes principales, mediante el que se obtuvieron una serie de componentes independientes entre sí, con una misma escala y que sintetizan sus patrones de covariación (Pärtel *et al.*, 2005).

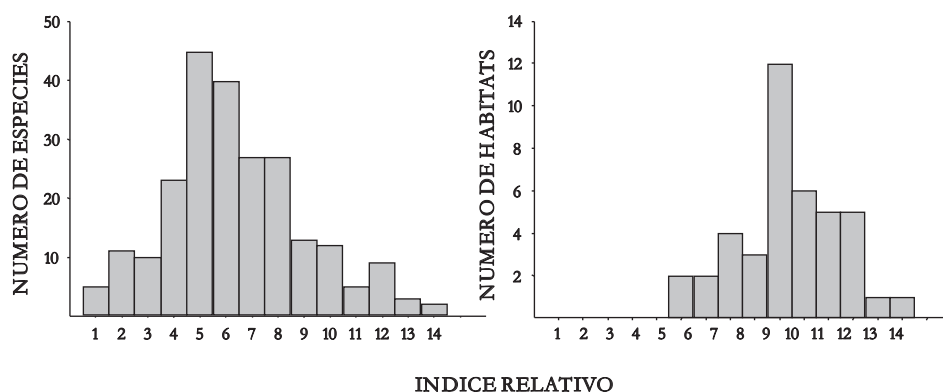
Los valores del índice relativo tras reescalar las ponderaciones lineales asignadas a cada factor estuvieron muy correlacionadas con las magnitudes iniciales, tanto si no se agrupaban conjuntos de factores como si se agrupaban los factores relativos al efecto de las perturbaciones ( $r=0,94$ ,  $R^2=88\%$ ,  $p<<0,0001$  y  $r=0,95$ ,  $R^2=90\%$ ,  $p<<0,0001$ , para especies  $-n=232-$  y hábitats  $-n=41-$ , respectivamente). Igualmente, las magnitudes iniciales se correlacionaron fuertemente con los componentes extraídos del análisis del patrón de covariación de las valores de los diferentes factores considerados ( $r=0,94$ ,  $R^2=89\%$ , y  $r=0,94$ ,  $R^2=88\%$ ,  $p<<0,0001$  para especies y hábitats). En conjunto, estos resultados demuestran que los valores de los índices relativos obtenidos no varían sustancialmente al considerar criterios alternativos a la combinación aditiva y el escalado lineal.

Las magnitudes de los índices relativos de especies y hábitats se distribuyeron de modo aproximadamente normal, de modo que la mayor parte de las especies y hábitats alcanza ponderaciones intermedias de estos índices relativos mientras que sólo unos pocos alcanzan ponderaciones altas (Figura 4). Por ejemplo, las cinco especies



con los mayores índices relativos fueron el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus*, el linco ibérico *Lynx pardinus*, el milano real *Milvus milvus*, la avutarda *Otis tarda* y la ganga ortega *Pterocles orientalis*, mientras que los siete hábitats con ponderaciones mayores de 13 fueron los pinares submediterráneos de pinos negros *Pinus nigra*, las formaciones xerotermófilas de boj *Buxus sempervirens* en pendientes rocosas, la vegetación gipsícola ibérica, los bosques aluviales de aliso *Alnus glutinosa* y fresno *Fraxinus excelsior*, los brezales húmedos atlánticos de *Erica ciliaris* y *Erica tetralix*, los robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Quercus canariensis* y los abetales de *Abies pinsapo*.

**Figura 4.** Distribución de las magnitudes del índice relativo de las 232 especies y 41 hábitats seleccionados por su potencial valor indicador del estado de conservación de los montes andaluces



### 3.3 Indicadores de conservación y valoración económica de la biodiversidad

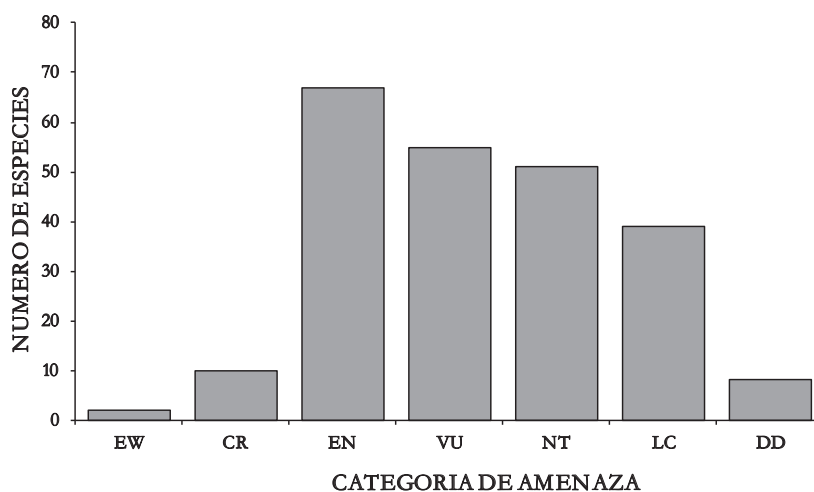
La figura 4 muestra la distribución de las 232 especies seleccionadas con alguna figura de protección según categorías de amenaza IUCN. La mayor parte de las especies se encuentran en las categorías de «en peligro de extinción» (67 especies) y «vulnerable» (55 especies), seguidas por las dos categorías de menor amenaza (casi amenazada, 51, y preocupación menor, 39 especies). La lista de indicadores recoge también 10 especies en peligro crítico de extinción, dos extintas en estado salvaje, y ocho con datos insuficientes para determinar con precisión su categoría de amenaza.

El índice relativo de conservación de la biodiversidad varió significativamente entre categorías de amenaza ( $F_{6, 225} = 13,89$ ,  $p < 0,0001$ ). Los valores medios mayores correspondieron a las especies extintas en estado salvaje y en peligro crítico de extinción, seguidas por las especies en peligro de extinción y, finalmente por el resto de categorías (prueba *a posteriori* de Tukey; Figura 6). De este modo, los índices ponderados de conservación, que integran no sólo grados de amenaza a escala regional sino también papel en el funcionamiento de los sistemas forestales, sensibilidad a las perturbaciones y disponibilidad de información sobre distribución y abundan-



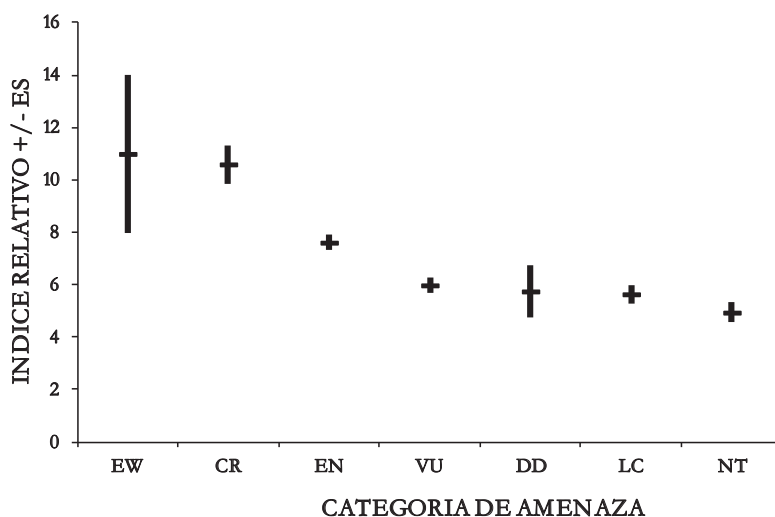
cia, reflejan adecuadamente las categorías de conservación asignadas por los Libros Rojos regionales.

**Figura 5.** Distribución de las 232 especies seleccionadas por su potencial valor indicador del estado de conservación de los montes andaluces, que cuentan con alguna figura de protección, según categorías de amenaza IUCN



Nota: Categorías de amenaza IUCN extraídas de los Libros Rojos andaluces: EW: extinto en estado salvaje; CR: en peligro crítico; EN: en peligro de extinción; VU: vulnerable; NT: casi amenazado; LC: preocupación menor; DD: datos insuficientes.

**Figura 6.** Valores medios ( $\pm$ error estándar) del índice relativo de valor de conservación de las especies presentes en los montes de Andalucía según su categoría de amenaza

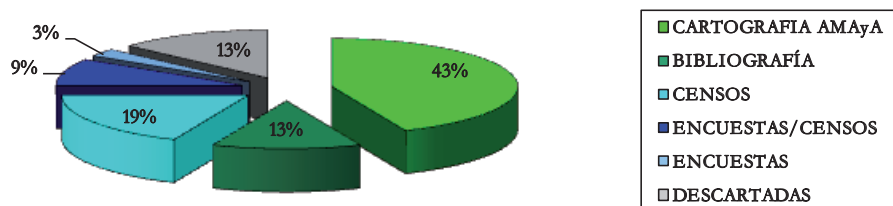


### 3.4 Cartografía de indicadores

#### 3.4.1 Fuentes de datos cartográficos

De las 232 especies finalmente seleccionadas como indicadores del valor de conservación de los montes de Andalucía (Figura 7), existe cartografía digital suficientemente detallada proporcionada por AMAyA para 101 especies (43%), y para otras 30 (13%) se ha podido extraer esta información de la bibliografía. La determinación de los patrones de presencia/ausencia a escala de finca para el resto de las especies (101, esto es, el 43,5%) se intentó establecer inicialmente mediante censos diseñados específicamente (43 especies adicionales –18,5%–, o 64 especies –27,6%– si se consideran también las 22 de las que se obtendría también información a partir de las encuestas diseñadas para el análisis del valor de las especies cinegéticas), así como de los datos procedentes de las valoraciones de las especies asociadas a la explotación cinegética (27 especies –12%–, contrastables en gran parte con los datos procedentes de los censos directos). Se descartó censar 31 especies (13%) que no contaban con cartografía suficientemente detallada y son difíciles de censar con precisión. Las especies descartadas añadirían como máximo un 9% al índice ponderado de valor de conservación (véase más abajo).

**Figura 7.** Distribución porcentual de las 232 especies seleccionadas inicialmente para su uso final en el cálculo del índice ponderado de conservación de la biodiversidad en función de la disponibilidad de cartografía a escalas de finca o de la posibilidad realista de obtenerla



#### 3.4.1.1 Censos directos en las fincas y extrapolación al resto de montes andaluces

##### 3.4.1.1.1 Diseño de censos y selección de especies

##### 3.4.1.1.1.1 Métodos de censo

a) Plantas vasculares. Los censos de herbáceas son difíciles cuando el censo se plantea a gran escala porque en muchas ocasiones las plantas se encuentran en lugares muy concretos y presentan fenologías diversas, de manera que las épocas de floración difieren entre especies a lo largo del año. Para algunas especies el muestreo además requeriría de la recolección de la planta para su posterior identificación en el laboratorio. Este es el caso de las cuatro especies consideradas (véase [www.anthos.es](http://www.anthos.es)).

b) Anfibios. En general, los anfibios sólo son detectables en lugares muy concretos ligados al agua y durante periodos también muy concretos del ciclo anual (Pleguezuelos *et al.*, 2004). La única manera de determinar su presencia y censarlos correctamente es viéndolos o escuchándolos en estas zonas (Sutherland, 1996). Esto puede plantear un especial problema para las especies consideradas en la lista de anfibios. Por ejemplo, el sapo de espuelas *Pelobates cultripipes* y el sapo corredor *Bufo calamita* pueden ser detectables solamente en determinadas charcas que aparecen tras intensos aguaceros para reproducirse, llevando una vida muy poco visible el resto del tiempo, sobre todo en zonas del sur de España donde pueden pasar largas temporadas enterrados (Pleguezuelos *et al.*, 2004). De forma similar, *Discoglossus galganoi*, *D. jeanneae* y *Alytes dickhilleni* prefieren esconderse durante el día en zonas con abundante vegetación poco accesible, desarrollando su actividad principalmente de noche. Esto implica importantes problemas de detectabilidad visual y obligaría a patrullar las potenciales zonas donde podría encontrarse en periodos nocturnos para hacer estaciones de escucha.

c) Reptiles. Al igual que los anfibios, los reptiles son uno de los grupos con mayores problemas de detectabilidad. La única manera de determinar su presencia es la observación directa y son animales que normalmente viven en grietas (*Coronella austriaca*, *Coluber hippocrepis*), bajo rocas o bajo la hojarasca (Pleguezuelos *et al.*, 2004). En este sentido, el eslizón ibérico *Chalcides bedriagai* es una de las especies más esquivas conocidas de reptiles debido a su tendencia a termorregular bajo las rocas la mayor parte del día. Además, algunas especies como *C. austriaca* son muy escasas en Andalucía, restringiéndose a unos pocos roquedos situados por encima de los 1.000 m y hasta los 2.900 m.

d) Aves nocturnas. Mientras que la detección de la mayoría de las aves, sobre todo diurnas, es relativamente sencilla mediante estaciones de escucha o de manera visual, detectar con fiabilidad la presencia de algunas aves de hábitos nocturnos y esquivos es una tarea mucho más complicada. Por ejemplo, para asegurar la presencia/ausencia de chotacabras gris *Caprimulgus europaeus* se utilizan reclamos magnetofónicos (Zuberogoitia *et al.*, 1997). En el caso del búho real *Bubo bubo*, aunque en ocasiones se le ve de día y se pueden realizar estaciones de escucha nocturnas (con o sin reclamos; véase Programa Noctua en [www.seo.org](http://www.seo.org)), un censo más fiable requeriría además una búsqueda intensiva de nidos (Penteriani y Delgado, 2009).

e) Invertebrados. Las cinco especies de invertebrados que se ha decidido descartar comparten problemas de baja detectabilidad, generales a todos los invertebrados, y distribuciones amplias pero irregulares, que exigen muestreos intensivos en prácticamente todas las fincas (Galante y Verdú, 2000; Verdú y Galante 2006, 2008). Estos muestreos requieren además la captura de los individuos para su identificación posterior en el laboratorio, bien directamente si se capturan individuos adultos (por ejemplo, *Cerambyx cerdo* es fácil de confundir con otras especies comunes del género presentes en Andalucía; Vives, 2000) o tras una fase de crianza si lo que se detecta son las larvas (por ejemplo, el esfíngido *Proserpinus proserpina* es nocturno y muy difícil de detectar, incluso con trampas de luz, de manera que su muestreo debe basarse en la búsqueda de orugas en sus plantas nutricias; Gómez de Aizpurúa, 2003).

f) Quirópteros. Realizar censos de quirópteros también es problemático y costoso, principalmente por las dificultades para su detectabilidad y para la identi-

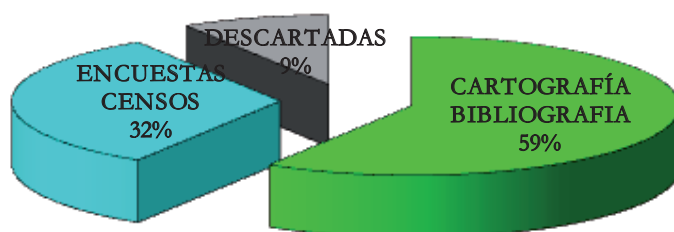
ficación fiable de las diferentes especies de la lista. En cuanto a su detectabilidad, existen sofisticados detectores de ultrasonidos que permiten realizar estaciones de escucha nocturnas para detectar algunas de las especies incluidas en la lista, pero los murciélagos normalmente se encuentran agregados en cuevas, grietas de rocas, bajo la corteza de árboles, o en edificaciones (Palomo, 2008), de manera que sin información previa en las fincas acerca de los potenciales lugares donde encontrar sus colonias y de sus ritmos de actividad es imposible asegurar la presencia/ausencia de muchas de las especies. Por ejemplo, censar a *Hypsugo savii* implicaría revisar pequeñas grietas en roquedos situados a más de 1.000 m de altitud, el hábitat preferido de esta especie. Además, para su identificación en muchos casos es necesaria la captura directa ya que no siempre es posible diferenciar especies realizando estaciones de escucha con detectores de ultrasonidos. *Myotis daubentoni* y *M. nattereri* sólo son diferenciables en la mano. Este también es el caso de los *Nyctalus*, como *N. noctula*, fácilmente confundible con otras especies del género si nos basamos únicamente en los ultrasonidos que emiten. Estas dificultades para censar quirópteros son las principales responsables de la escasa información disponible sobre su biología y actividad. Además, algunas de estas especies parecen presentarse en bajas densidades en Andalucía (p.e. *Hypsugo savii*) con lo cual es muy probable cometer errores detectando falsas ausencias. Por otro lado, *Eptesicus isabellinus* ha pasado a categoría de especie recientemente, pues hasta hace poco era considerada como una subespecie de *E. serotinus*, ampliamente distribuida por la región paleártica.

En resumen, la incorporación de las 31 especies consideradas exigiría la planificación de censos específicos de cada una de ellas, empleando metodologías particulares que van desde la captura con varios tipos específicos de trampas a la recolección y crianza de larvas. Estos censos deberían llevarse a cabo además en épocas concretas y diferentes del año para cada especie, coincidiendo con su periodo de máxima actividad o floración, y muestreando intensivamente microhábitats específicos para cada una de ellas, tales como charcas, roquedos, madera muerta o claros del bosque. Sería recomendable desarrollar por parte de las autoridades competentes protocolos de seguimiento específicos para cada una de ellas, o al menos para las protegidas a escala europea por la Directiva de Hábitats.

#### 3.4.1.1.1.2 Índices ponderados de conservación de las especies descartadas

Las 31 especies descartadas tienen en general un índice ponderado de valor de conservación medio o bajo (1-9), con un valor medio de 4,0 en comparación con el valor medio de 6,0 (rango: 1-14) de la lista completa. La aportación potencial máxima de este grupo de especies al valor ponderado global, obtenida ponderando cada especie por su índice ponderado de valor de conservación, sería como máximo del 10% (Figura 8), mientras que la aportada por las especies de las que se dispone de información cartográfica sería del 57%. Las especies cuya distribución se va a determinar directamente en el contexto del proyecto aportarían un 33% adicional, alcanzándose de este modo una estima precisa del 90% del valor potencial de conservación de las fincas y montes andaluces con la metodología propuesta.

**Figura 8.** Distribución porcentual del índice ponderado máximo de valor de o conservación aportado por las 232 especies seleccionadas como indicadores del valor de conservación de los montes andaluces, en función de la fuente de datos disponible para determinar su presencia relativa en fincas y tipos de montes



#### 3.4.1.1.1.3 Encuestas de caza

Dentro del proyecto RECAMAN se han desarrollado dos estudios centrados en la valoración económica de la actividad cinegética (Carranza *et al.*, 2015; Herruzo *et al.*, 2015). Estos estudios requirieron la obtención de datos de campo sobre la distribución y abundancia de especies de interés cinegético, por un lado como piezas de caza y por el otro como depredadores a controlar. Gran parte de estos datos se han obtenido a partir de encuestas, con una estructura similar a las que debería utilizarse para la elaboración de los preceptivos Planes de Ordenación Cinegética de las fincas. En estas encuestas se incluyen 29 especies de las seleccionadas como indicadores, bien por ser objeto de aprovechamiento cinegético (17 especies, tales como la perdiz roja *Alectoris rufa*, el conejo *Oryctolagus cuniculus*, el ciervo *Cervus elaphus* o el jabalí *Sus scrofa*) o ser depredadores de dichas especies cinegéticas (carnívoros y córvidos), de manera que estas encuestas serían la fuente principal de información sobre la distribución de estas especies a escala de finca. No obstante, 22 de estas especies son susceptibles de ser detectadas también con el método propuesto más adelante, lo que permitirá contrastar la eficacia de ambos métodos y complementar sus resultados, cruzando las bases de datos generadas por ambas tareas.

#### 3.4.1.1.1.4 Censos de aves diurnas y mamíferos medianos y grandes

##### 3.4.1.1.1.4.1 Diseño del censo

Las aves diurnas y los mamíferos medianos y grandes se detectan e identifican con facilidad mediante observación directa, bien identificando visualmente a los individuos o sus rastros (huellas y excrementos) o bien identificando sus cantos y reclamos (Sutherland, 1996). El diseño del muestreo basado en este tipo de métodos se dirige a asegurar que todas las especies presentes son detectadas, evitando el problema de las falsas ausencias (la especie está presente en la finca pero no es detectada), con un esfuerzo de muestreo razonable. Para lograr este objetivo el esfuerzo debe dividirse en muestras equivalentes, cuyo análisis permite estimar el porcentaje de especies

presentes realmente detectadas mediante métodos estadísticos estandarizados (Gotelli y Colwell, 2001). Las muestras más adecuadas para aves pequeñas y medianas son las estaciones puntuales de escucha y avistamiento, en las que el observador anota los individuos detectados desde un punto fijo durante un tiempo determinado. Las aves de gran talla (fundamentalmente rapaces) suelen ser más fácilmente detectables, pero alcanzan una baja densidad en sus hábitats, motivo por el cual las estaciones se muestran poco eficaces para detectarlas. Para estas especies se emplean itinerarios largos realizados en vehículos a baja velocidad (Bibby *et al.*, 1992). Finalmente, el muestreo de huellas y excrementos de mamíferos se realiza mediante itinerarios a pie, preferentemente a lo largo de los caminos usados por estos animales para desplazarse y marcar su territorio (Sutherland, 1996).

Los censos de aves deben realizarse en el primer tercio del día y a últimas horas de la tarde. Esto es debido a que la actividad de las aves, y por tanto su detectabilidad, no es uniforme a lo largo del día. Durante el invierno sus elevados requerimientos energéticos hacen que estén activas casi durante todo el día, mientras que en primavera es recomendable evitar las horas centrales. Igualmente debemos tener en cuenta la fenología de actividad/estacionalidad de las especies, especialmente en las aves migratorias (estivales o invernantes). Para decidir las fechas para la realización de los censos se ha tenido en cuenta principalmente la altitud sobre el nivel del mar de las fincas. En las cotas más altas (Sierra Nevada, Sierra Morena) el periodo invernal comienza antes y la primavera es más tardía, mientras que ocurre lo contrario en las fincas situadas cerca del nivel del mar. En el caso de los mamíferos no existen tantas restricciones en cuanto a sus ritmos diarios de actividad, ya que se van a utilizar pruebas indirectas de su presencia (huellas y excrementos; Sutherland, 1996).

#### 3.4.1.1.1.4.2 Métodos y esfuerzo de censo

Las unidades muestrales consistirán en la combinación de una estación de escucha para aves pequeñas y medianas, un transecto a pie siguiendo caminos para mamíferos medianos, y un transecto en vehículo a baja velocidad para mamíferos y aves de mayor tamaño.

a) Estación de escucha. Las estaciones de escucha se realizarán en puntos establecidos *a priori* siguiendo itinerarios georeferenciados en gabinete. El observador, tras llegar al punto de muestreo, permanecerá en silencio 3 minutos anotando los valores de una serie de variables de la estructura de la vegetación estimadas en un círculo de 25 m de radio en torno al punto (Anejo 1) que pueden influir en la distribución de las aves a escala local (Santos y Tellería, 1998). Tras este periodo, dirigido a que las aves reanuden su actividad normal, el observador anotará durante 15 minutos todas las aves vistas u oídas, asignándolas a bandas concéntricas de muestreo de 25 m, 25–50 m y >50 m y procurando evitar contar los individuos más de una vez. La estima de la distancia a la que se detectan las aves permitirá estimar la detectabilidad de cada especie y calcular su abundancia (Carrascal y Palomino, 2008).

b) Transectos para mamíferos. Se recorrerán a pie 100 m a lo largo del camino que va uniendo las estaciones de escucha, estimados contando los pasos a lo largo del camino previa estima de la longitud media del paso del observador. Se caminará

lentamente y observado el suelo, especialmente a lo largo de la cunetas, el centro del camino y elementos sobresalientes como piedras o pequeños matorrales, usados frecuentemente por los mamíferos para marcar su territorio. Es recomendable ir por una de las cunetas y volver al coche por la otra. Las huellas, rastros de actividad (escaraduras de jabalí, piñas roídas por ardillas, etc.) y excrementos se determinarán a nivel de especie siempre que sea posible, fotografiándolos o recogiendo los si es preciso para realizar consultas a expertos. La abundancia relativa de cada especie se obtendrá como la proporción de transectos en que se encontraron rastros de su actividad.

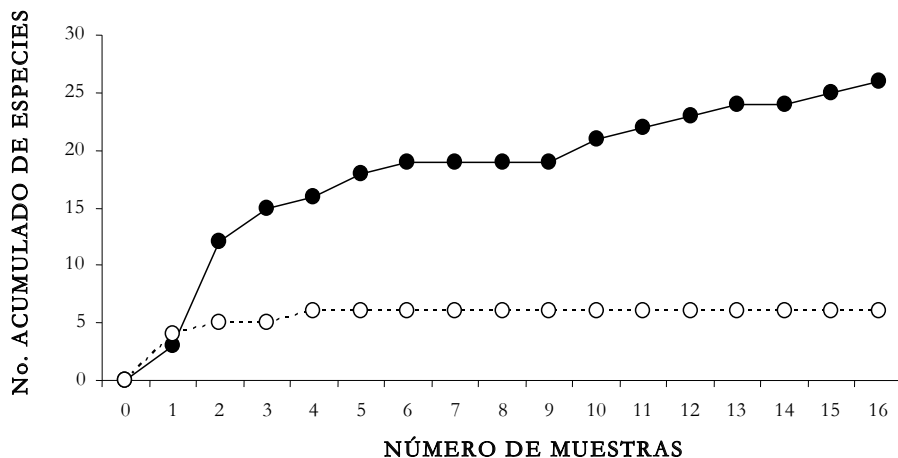
c) Transectos en vehículo. Los puntos en los que se realizarán las estaciones de escucha se ubicarán en gabinete usando cartografía digital a lo largo de caminos transitables con vehículo todo-terreno a intervalos de entre 500 m y 2 km según el tamaño de las fincas. A lo largo de estos transectos entre puntos se anotarán las aves y mamíferos vistos desde el vehículo, conduciendo a baja velocidad. Las abundancias relativas de las especies localizadas por este método se estimarán como el número de individuos localizados dividido entre el número de kilómetros recorridos.

El esfuerzo de muestreo necesario para tener una relativa seguridad de que todas las especies presentes en una finca han sido detectadas se ha determinado teniendo en cuenta la bibliografía especializada y los resultados de un estudio piloto realizado en la finca PUAE\_013 a mediados de febrero de 2010. Comprobamos que cada muestra completa requiere unos 30 minutos de trabajo de campo, desde la llegada al punto en que se realiza una estación de escucha a la llegada a la siguiente. Detectamos un total de 26 especies de aves y 6 de mamíferos en 16 muestras (no pudimos realizar más dadas las condiciones meteorológicas adversas –lluvia y nieve–). Detectamos tres de las cuatro especies de animales que ya sabíamos que estaban presentes en la finca por la cartografía (águilas real e imperial y lobo; la cuarta –cigüeña negra– no podríamos haberla detectado pues se trata de una especie migradora que pasa el invierno en África al sur del Sahara y en unas pocas localidades del suroeste de la península Ibérica; Díaz *et al.*, 1996), una especie que no debería estar (buitre negro, posiblemente un ave divagante), y 12 especies incluidas en la lista de indicadores para las que no se dispone de cartografía. A falta de un análisis más riguroso basado en una muestra mayor, las curvas de riqueza acumulada (número acumulado de especies a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo; Figura 9) muestran una tendencia clara a estabilizarse, con lo que habríamos detectado la mayor parte de las especies realmente presentes en la zona muestreada. Con base en estos resultados y la información sobre accesibilidad de la red de caminos se rediseñó el muestreo inicial, reduciéndolo a 34 muestras.

La Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife) ha estimado que 60 muestras de 15 minutos por cuadrícula UTM de 10 km x 10 km son suficientes para detectar en torno al 93% de las aves invernantes presentes en el caso de Andalucía (Palomino *et al.*, 2007), y que 20 muestras por cuadrícula en primavera consiguen detectar la mayor parte de las aves comunes (Programa SACRE; [www.seo.org](http://www.seo.org)), siempre y cuando estén repartidas de forma proporcional entre las distintas formaciones vegetales. Estos resultados aconsejan realizar un esfuerzo de entre 2 y 6 muestras por cada 1000 ha en promedio para manchas continuas de vegetación. No obstante, si se aplican estos valores siguiendo una escala lineal las manchas más pequeñas quedarían submuestreadas (una muestra o menos para manchas menores



**Figura 9.** Curvas de riqueza acumulada para los muestreos de aves y de mamíferos en la finca PUAE\_013



Nota: Aves en estaciones de escucha: círculos rellenos y línea continua. Mamíferos en transectos de huellas y excrementos: círculos vacíos y línea discontinua. Obtenido a partir de un muestreo piloto de la finca PUAE\_013 realizado entre los días 12 y 14 de febrero de 2010. Las seis primeras muestras corresponden a bosques mixtos de quercíneas (dominados por la encina *Quercus ilex* y el alcornoque *Q. suber*) y las 10 restantes a pinares de *Pinus pinaster*.

de 100 ha) y las mayores supramuestreadas. Es por ello que adoptamos una escala aproximadamente logarítmica (Díaz *et al.*, 1998; Santos y Tellería, 1998) para asignar esfuerzos de muestreo a manchas de vegetación dentro de fincas (Tabla 3), descartando las manchas muy pequeñas (menores de 10 ha) y agrupando todos los pinares, que son seleccionados en general de modo homogéneo por parte de aves y mamíferos (Díaz *et al.*, 1996; Blanco, 1998; Tellería *et al.*, 1999). La diversidad invernal de aves es en general menor que la primaveral, con lo que puede disminuirse el esfuerzo de muestreo por finca a unos 2/3 del realizado en primavera excepto en las fincas de pequeño tamaño (menos de 6 puntos de muestreo por finca) y en las no muestreadas en primavera.

**Tabla 3.** Esfuerzo de muestreo para manchas de vegetación dentro de fincas según su tamaño <sup>(1)</sup>

Superficie (ha)	Intervalo	Número de muestras
10	10-25	2
50	26-75	5
100	76-250	6
500	251-750	8
1000	751-2500	10
5000	2501-7500	20
10000	7501-25000	25
50000	>25001	30

Nota: <sup>(1)</sup> Se ha seguido una escala aproximadamente logarítmica que evita submuestrear las manchas más pequeñas y dedicar un esfuerzo excesivo a las mayores.



#### 3.4.1.1.4.3 Muestreo de las fincas: número de muestras, fechas de censo e itinerarios

a) Número de muestras. El número de muestras en cada una de las 59 fincas objeto de estudio se calculó aplicando los criterios de asignación de esfuerzo de muestreo descritos en el apartado anterior a partir de los datos de coberturas de los distintos tipos de monte presentes en cada finca. Las estimas iniciales de esfuerzo de muestreo se ajustaron al tamaño total de las fincas y al diseño de su red de caminos eliminando algunas muestras de tipos de vegetación menores y poco accesibles, a fin de obtener un itinerario de muestreo homogéneo y eficaz. Para los censos primaverales de aves reproductoras y mamíferos medianos y grandes se programó realizar un total de 1.305 muestras entre el 15 de abril y el 15 de julio de 2010, con un esfuerzo de muestreo de entre 2 y 81 muestras por finca y de entre 2 y 303 muestras por tipo de vegetación (excluyendo los lastonares de *Brachypodium retusum*, que se muestrean junto con otros tipos principales). Asumiendo que cada muestra requiere 30 minutos de trabajo de campo y que el tiempo efectivo de censo por día en primavera es de unas 5,5 horas (desde el amanecer hasta mediodía), el esfuerzo total de muestreo necesario hubiese sido de unos 84 días/hombre de censo efectivo (entre 0,2 y 5 días por finca), a realizar entre el 15 de abril y el 15 de julio de 2010. Para el muestreo invernal se aplicó un criterio general de disminución del esfuerzo de muestreo a dos tercios del realizado en primavera, exceptuando las fincas de pequeño tamaño (menos de 6 puntos de muestreo por finca) y en las no muestreadas, o muestreadas deficientemente, en primavera. Así, para el invierno de 2010–2011 se programó realizar 966 muestras entre el 20 de diciembre y el 15 de febrero. Asumiendo un tiempo efectivo de censo de unas 8 horas diarias, se necesitarían unos 60 días/hombre para cubrir el muestreo.

b) Fechas de censo e itinerarios. Las fechas aproximadas de muestreo de cada finca se establecieron en función de la fenología de las aves nidificantes (más temprana cuanto menor es la altitud sobre el nivel del mar). Los trabajos se deberían haber iniciado en abril en las situadas a baja altitud y concluido en julio en las situadas en alta montaña. Del mismo modo, el criterio para la realización de los muestreos de invierno fue censar en primer lugar las fincas de alta montaña para evitar, en lo posible, condiciones meteorológicas adversas que puedan invalidar los censos, así como las costeras, para evitar la reproducción o migración tempranas, dejando para el final las situadas a altitudes medias. El comienzo de los muestreos invernales se programó para mediados de diciembre y su finalización para mediados de febrero.

c) Distribución de las muestras en las fincas. Una vez determinado el esfuerzo de muestreo necesario por finca y las fechas aproximadas de censo, se procedió a distribuir los puntos de muestreo en las fincas repartiéndolos por las formaciones vegetales correspondientes. Para ello se empleó la cartografía digital proporcionada por la AMaYA y se realizaron visitas a las fincas en caso de duda. La distancia entre los puntos de censos se estableció en 1.000 m a lo largo de caminos, excepto en fincas pequeñas o con una red deficiente de caminos, en las que se disminuyó la distancia a 500 m, y en una finca de más de 10.000 ha –PUAE\_005– en que se aumentó la distancia a 2.000 m. Se ubicaron en los mapas de las fincas los puntos de muestreo utilizando el programa de SIG ArcGIS, y se generamos los correspondientes ficheros «shapefile» con las coordenadas de los puntos y los archivos de imagen de las

fincas con los puntos de censos y los itinerarios aproximados. Estos ficheros fueron enviados a la AMaYA para recabar la opinión de los técnicos provinciales sobre la accesibilidad a los puntos de censo sobre el terreno, modificándose algunos de ellos en base a sus comentarios.

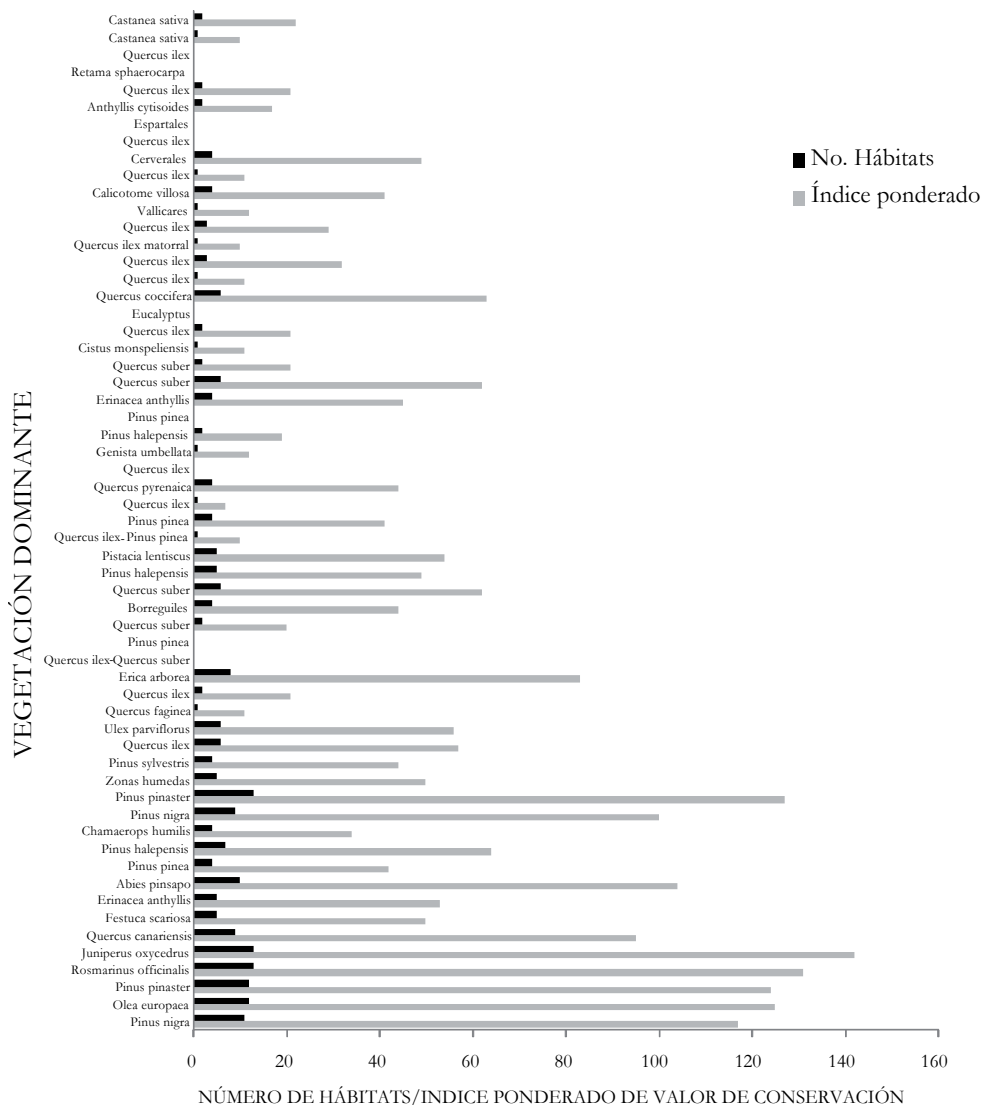
d) Resultados: esfuerzo, calidad de los censos, y especies detectadas. En primavera se realizaron censos en 56 fincas de las 59 (95% del total), que acumulan 1.076 muestras (82%). Los primeros resultados se recibieron el 4 de junio de 2010, correspondientes a 4 de las 31 que deberían haberse muestreado entre el 15 de abril y el 15 de mayo, y los últimos el 3 de diciembre, fecha en que se nos comunicó que tres fincas (PUAO\_004, PUAE\_016 y PUAO\_001) no habían sido muestreadas en absoluto. Los censos se ejecutaron en promedio 14 días después de lo que se programó inicialmente, y para algunas fincas el muestreo fue incompleto. Esto hechos otorgan una baja fiabilidad a los resultados obtenidos, especialmente para las aves, y dentro de ellas para las más raras, debido a las dificultades de detección de estas especies si se censan en momentos inadecuados y con esfuerzos demasiado escasos. Se estimó de modo aproximado la calidad de los censos primaverales desde el punto de vista de la detección de aves en estaciones de escucha, con base en las discrepancias entre las fechas recomendadas y reales de censo, entre el número de censos programados y ejecutados, y en la detección o no de especies comunes. En general, la calidad de los censos puede considerarse muy buena o buena en el 56% de los casos, media (detección de especies de tamaño mediano y grande, pero ausencia de algunas especies de pequeño tamaño) en el 25% de los casos, y mala (ausencias inexplicables) en el 14%, junto con un 5% de fincas sin muestrear.

En invierno se realizaron censos en 58 fincas (98,3% del total), que acumularon 928 muestras (96,1%). Los primeros resultados se recibieron el 4 de enero de 2011 y los últimos el 26 de abril. En general, la calidad de los censos puede considerarse muy buena o buena en el 90% de los casos, y dudosa (ausencias inexplicables) en el resto, junto con una finca que no se muestreó y otra que se muestreó muy parcialmente. Además, una finca (PRAE\_007) tuvo que ser censada desde su periferia debido a la negativa del propietario a permitir el acceso, aunque los datos recogidos parecen ser adecuados. La fiabilidad general de los resultados es por tanto mejor que para la primavera, aunque su contagio espacial hace imposible la extrapolación de estos resultados a las fincas no censadas o censadas incorrectamente, y al conjunto de los montes de Andalucía (véase más adelante).

### **3.5 Valoración preliminar de las fincas seleccionadas**

#### ***3.5.1. Especies y hábitats presentes en las fincas objeto de estudio***

Aparecen 4,1 hábitats por finca en promedio de los 41 considerados (rango: 0-13), con un valor ponderado promedio de 42 (rango: 0-142; Figura 10). Cinco de los 41 hábitats seleccionados no estuvieron presentes en ninguna de las 59 fincas. En promedio, cada hábitat estuvo presente en seis fincas (rango: 0-21) cubriendo 2.344 ha (rango: 0-14143).

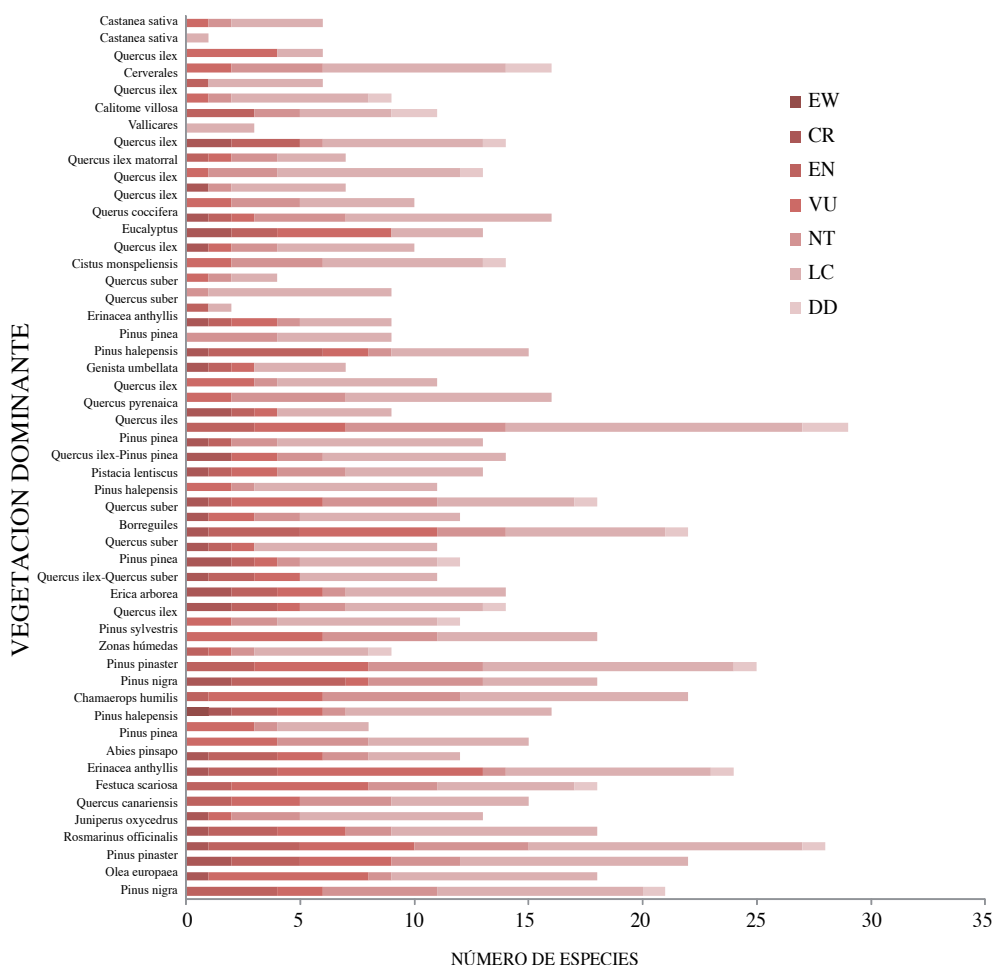
**Figura 10.** Número de hábitats protegidos por la Directiva de Hábitats detectados en las 59 fincas objeto de estudio

Nota: Las fincas han sido ordenadas según extensión creciente, indicando el tipo de vegetación dominante.

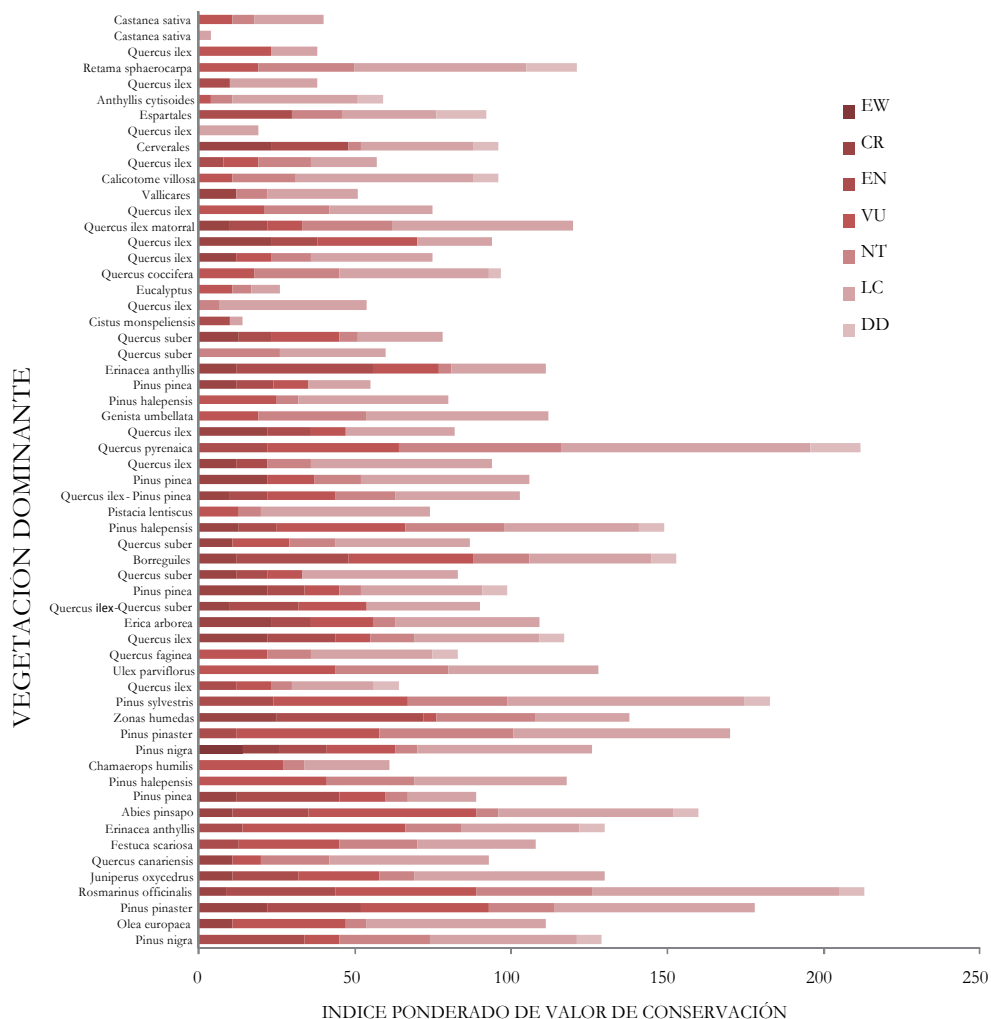
En cuanto a las especies seleccionadas como potenciales indicadoras del valor de conservación, hemos analizado los patrones de presencia/ausencia en las fincas obtenidos a partir tanto de la bibliografía (120 especies) como de los censos directos realizados en la primavera de 2010 y el invierno de 2010-2011 (62 especies más). Aparecen en promedio 20 especies por finca (rango: 5-38; Figura 11), con un valor ponderado promedio de 134 (rango: 30-263; Figura 12). 69 de estas especies no estuvieron presentes en ninguna de las fincas, y el promedio de fincas en que aparece cada especie fue de seis (rango: 0-56). Para 11 especies de aves grandes (rapaces,

cigüeñas y garzas) se obtuvieron datos adicionales a los obtenidos en la cartografía, detectándose en cinco fincas más en promedio (rango: 1-23). Cuatro de estas especies se detectaron en los censos pero no usando la información cartográfica disponible. Aparecieron en promedio cinco especies por finca (rango 0-14) con categorías de amenaza elevadas (vulnerable, en peligro, en peligro crítico y extintas en estado silvestre), que representaron un 30% en promedio de las especies indicadoras presentes (rango 0-69%; Figura 11) y un 37,4% (rango 0-75%) del índice ponderado de valor de conservación (Figura 12).

**Figura 11.** Número de especies indicadoras detectadas en las 59 fincas objeto de estudio



Nota: Las fincas han sido ordenadas según extensión creciente, indicando el tipo de vegetación dominante. Las especies detectadas se dividen según las categorías de amenaza (EW: extinta en estado silvestre; CR: en peligro crítico; EN: en peligro; VU: vulnerable; NT: casi amenazada; LC: preocupación menor; DD: datos insuficientes) que se emplearán para estimar su valor económico de existencia.

**Figura 12.** Índice ponderado del valor de conservación de las especies indicadoras detectadas en las 59 fincas objeto de estudio

Nota: Las fincas han sido ordenadas según extensión creciente, indicando el tipo de vegetación dominante. Las especies detectadas se dividen según las categorías de amenaza (EW: extinta en estado silvestre; CR: en peligro crítico; EN: en peligro; VU: vulnerable; NT: casi amenazada; LC: preocupación menor; DD: datos insuficientes) que se emplearán para estimar su valor económico de existencia.

### 3.5.2 Asociación entre índices ponderados de conservación y características de las fincas

El número de hábitats y su índice ponderado de conservación según la vegetación dominante de las 59 fincas objeto de estudio estuvieron muy correlacionados entre sí ( $r_s=0,997$ ,  $p<<0,0001$ ). Destacan por sus elevados valores ( $>8$  hábitats e índices ponderados  $>80$ ) las fincas con enebrales, romerales, pinares de *Pinus pinaster* y *Pinus nigra*, acebuchares, bosques de quejigo moruno, pinsapares y brezales.

El análisis de la información disponible sobre las relaciones entre las características naturales de las fincas y la presencia en ellas de hábitats protegidos a nivel europeo mostró que tanto el número de hábitats como su índice ponderado de conservación de la biodiversidad estuvieron fuertemente asociados al número de tipos distintos de vegetación incluidos en las fincas y al tamaño medio de las manchas de estos tipos, sin efectos significativos de la altitud sobre el nivel del mar o el tamaño de las fincas (Tabla 4). Tampoco tuvo efectos significativos la diversidad de tipos de vegetación (estimada mediante el índice de Shannon  $H' = -\sum p_i \ln p_i$ , siendo  $p_i$  la proporción de cada tipo de vegetación con respecto al total). Así, el valor relativo de conservación con respecto a los hábitats incluidos en las listas de la Directiva Hábitats sería mayor cuantos más tipos diferentes de vegetación ocupando superficies extensas incluyera la finca, independientemente de la altitud, tamaño de la finca o diversidad de tipos de vegetación.

**Tabla 4.** Resultados de los análisis de regresión múltiple entre el número de hábitats, incluidos en las listas de la Directiva Hábitats, o su índice ponderado de conservación y variables descriptoras <sup>(1)</sup>

Clase	Número de hábitats			Índice ponderado		
Variable	B	SE	P	B	SE	P
Coordenada en el origen	-1,07	1,04	0,309	-10,28	10,86	0,348
Altitud media (m s.n.m.)	0,00	0,00	0,438	0,01	0,01	0,323
Superficie (ha)	0,00	0,00	0,411	0,00	0,00	0,290
No. Montes	0,61	0,18	<b>0,002</b>	5,87	1,90	<b>0,003</b>
Tamaño medio de las manchas (ha)	0,01	0,01	<b>0,024</b>	0,03	0,02	<b>0,049</b>
Diversidad	0,07	0,92	0,942	1,24	9,56	0,897
Modelo completo	$F_{5,53}=16,76$ $p<<0,0001$ $R^2=57,6\%$			$F_{5,53}=16,48$ $p<<0,0001$ $R^2=57,2\%$		

Nota: <sup>(1)</sup> Las variables descriptoras definen la ubicación de las fincas (altitud sobre el nivel del mar), tamaño y diversidad de tipos de vegetación y su distribución dentro de las fincas. En negrita se indican las variables con efectos significativos.

Un análisis equivalente para el número de especies detectadas y su índice ponderado de conservación muestra resultados significativamente diferentes (Tabla 5). Se mantiene el efecto positivo del número de tipos de vegetación en la capacidad de las fincas para mantener números elevados de especies escasas o amenazadas, así como la falta de efectos del tamaño de las fincas y la diversidad de tipos de vegetación. Disminuye o desaparece el efecto del tamaño medio de las manchas de vegetación, y aparece un efecto significativo de la altitud media de las fincas, de modo que la capacidad de albergar especies raras o amenazadas es mayor cuanto mayor es la altitud a la que se encuentran estas fincas. De este modo, el número de especies amenazadas aumenta con el número de tipos de vegetación y la altitud y, en menor medida, con la extensión media de las manchas de vegetación. Si se restringe el análisis a las especies más amenazadas, los efectos significativos de la altitud y del tamaño medio de las manchas desaparecen o se debilitan mucho (Tabla 6), lo que indicaría que la presencia de especies indicadoras de la conservación de la biodiversidad y sus índices ponderados depende sobre todo de la presencia en las fincas de manchas grandes de tipos variados de monte, hecho que sugiere a su vez que las especies amenazadas son

específicas de cada tipo de monte bien conservado (manchas grandes), sumándose las contribuciones de tipos diferentes de monte a escala de finca.

**Tabla 5.** Resultados de los análisis de regresión múltiple entre el número de especies indicadoras, detectadas en cada finca, o su índice ponderado de conservación de la biodiversidad, y variables descriptoras <sup>(1)</sup>

Clase	Número de hábitats			Índice ponderado		
Variable	B	SE	P	B	SE	P
Coordenada en el origen	4,27	1,96	0,034	30,26	15,43	0,055
Altitud media (m s.n.m.)	0,01	0,00	<b>0,002</b>	0,03	0,01	<b>0,005</b>
Superficie (ha)	0,00	0,00	0,739	-0,01	0,01	0,374
No. Montes	1,02	0,35	<b>0,005</b>	8,01	2,73	<b>0,005</b>
Tamaño medio de las manchas (ha)	0,01	0,00	0,100	0,05	0,02	<b>0,042</b>
Diversidad	0,29	1,73	0,867	1,99	13,59	0,884
Modelo completo	F <sub>5,53</sub> =9,26 p<<0,0001 R <sup>2</sup> =41,6%			F <sub>5,53</sub> =7,21 p<<0,0001 R <sup>2</sup> =34,9%		

Nota: <sup>(1)</sup> Las variables descriptoras definen la ubicación de las fincas (altitud sobre el nivel del mar), tamaño y diversidad de tipos de vegetación y su distribución dentro de las fincas. En negrita se indican las variables con efectos significativos.

**Tabla 6.** Resultados de los análisis de regresión múltiple entre el número de especies indicadoras más amenazadas, detectadas en cada finca, o su índice ponderado de conservación de la biodiversidad y variables descriptoras <sup>(1)</sup>

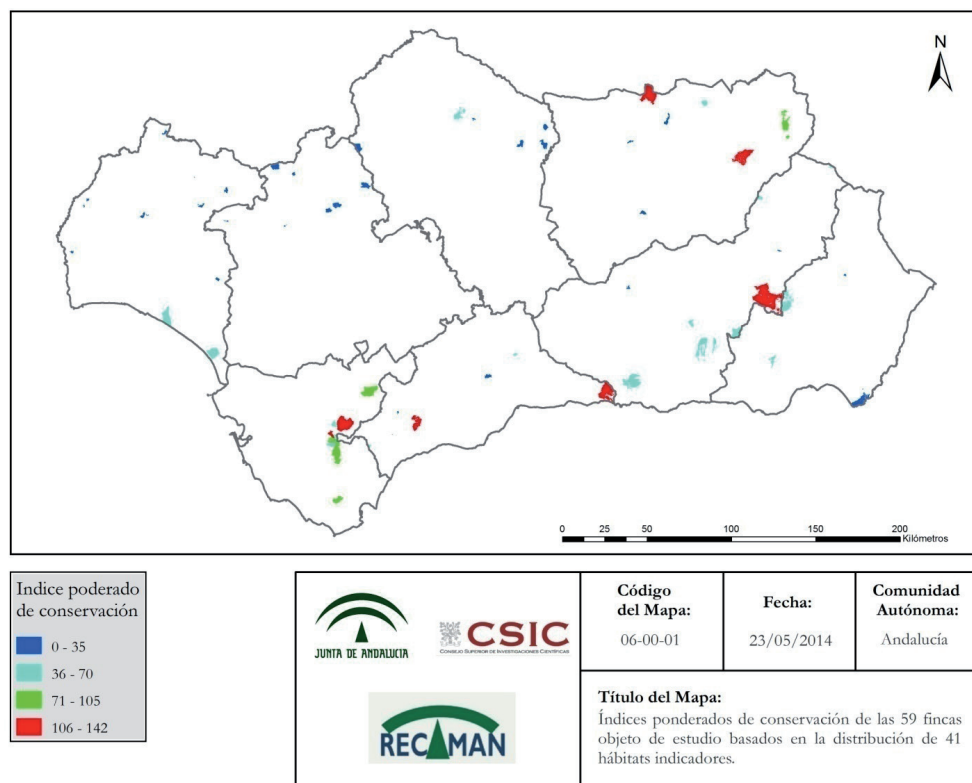
Clase	Número de especies			Índice ponderado		
Variable	B	SE	P	B	SE	P
Coordenada en el origen	-0,08	1,06	0,938	3,17	9,23	0,733
Altitud media (m s.n.m.)	0,00	0,00	0,079	0,01	0,01	0,131
Superficie (ha)	0,00	0,00	0,703	-0,00	0,00	0,361
No. Montes	0,00	0,00	0,095	0,03	0,01	<b>0,027</b>
Tamaño medio de las manchas (ha)	0,43	0,19	<b>0,024</b>	3,62	1,63	<b>0,031</b>
Diversidad	0,92	0,93	0,329	7,50	8,14	0,361
Modelo completo	F <sub>5,53</sub> =6,21 p<<0,0001 R <sup>2</sup> =31,0%			F <sub>5,53</sub> =4,96 p=0,001 R <sup>2</sup> =25,5%		

Nota: <sup>(1)</sup> Se consideran como especies más amenazadas aquellas extintas en estado silvestre, en peligro crítico, en peligro y vulnerables. Las variables descriptoras definen la ubicación de las fincas (altitud sobre el nivel del mar), tamaño y diversidad de tipos de vegetación y su distribución dentro de las fincas. En negrita se indican las variables con efectos significativos.

La cartografía de los valores ponderados de conservación de las 59 fincas del proyecto RECAMAN basados en la distribución de los 41 hábitats indicadores muestra valores mayores en fincas grandes y boscosas de montaña, sobre todo en el sur y este de Andalucía (Figura 13). Las fincas pequeñas de Sierra Morena, las costeras y las dominadas por vegetación herbácea tienden a presentar valores menores. La misma tendencia se observa para los valores de conservación basados en la distribución de parte de las 232 espe-

cies indicadoras (Figura 14), aunque con una menor influencia del tamaño de las fincas, alcanzando el mayor valor de conservación la finca de *Quercus pyrenaica* PUAE\_007.

**Figura 13.** Índices ponderados de conservación de las 59 fincas objeto de estudio basados en la distribución de 41 hábitats indicadores



Nota: Índices ponderados por su valor relativo de conservación.

### 3.6 Extraplación a los montes andaluces

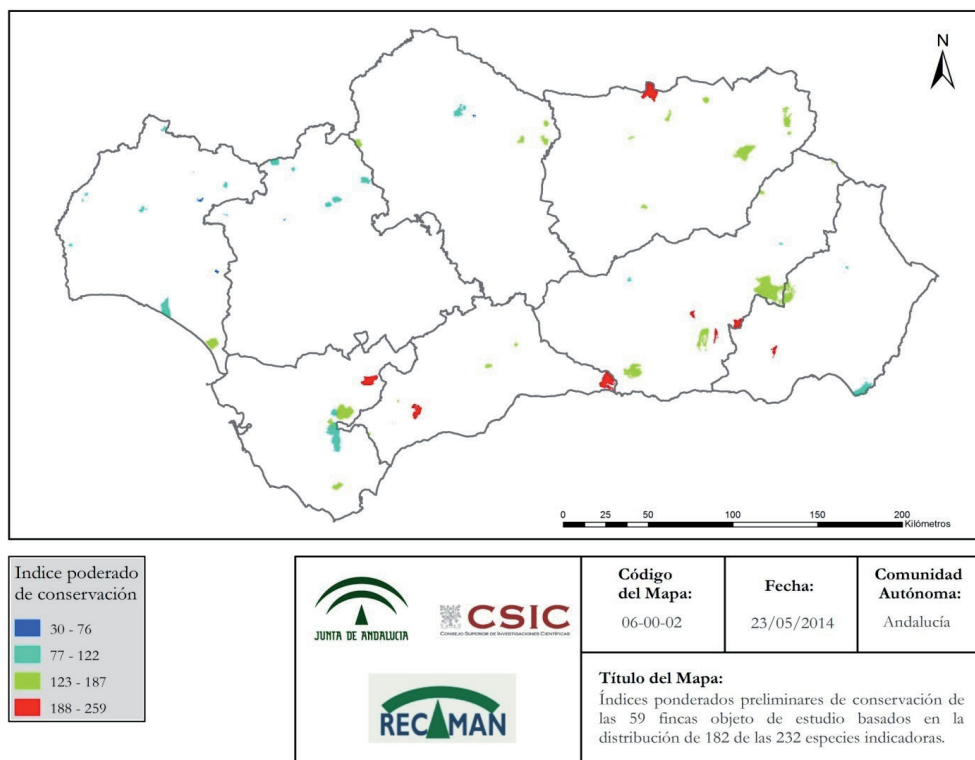
#### 3.6.1 Uso de relaciones entre índices y características de las fincas

Los modelos estadísticos que relacionan los valores del índice ponderado de conservación de las especies y hábitats presentes en las fincas con sus características podrían emplearse, en principio, para estimar los valores de este índice en cualquier otra finca, una vez estimadas estas características a partir de cartografía digital o encuestas actualizadas sobre sus usos. No obstante, esta aproximación, que fue la que se planteó inicialmente, resultó no ser operativa por varias razones:

a) Bajo poder predictivo de los modelos. Las tablas 4-6 muestran el valor predictivo de los modelos preliminares desarrollados a partir de los resultados obtenidos tras aplicar la cartografía y los censos a las fincas objeto de estudio. Estos valores



**Figura 14.** Índices ponderados preliminares de conservación de las 59 fincas objeto de estudio basados en la distribución observada de parte de las 232 especies indicadoras



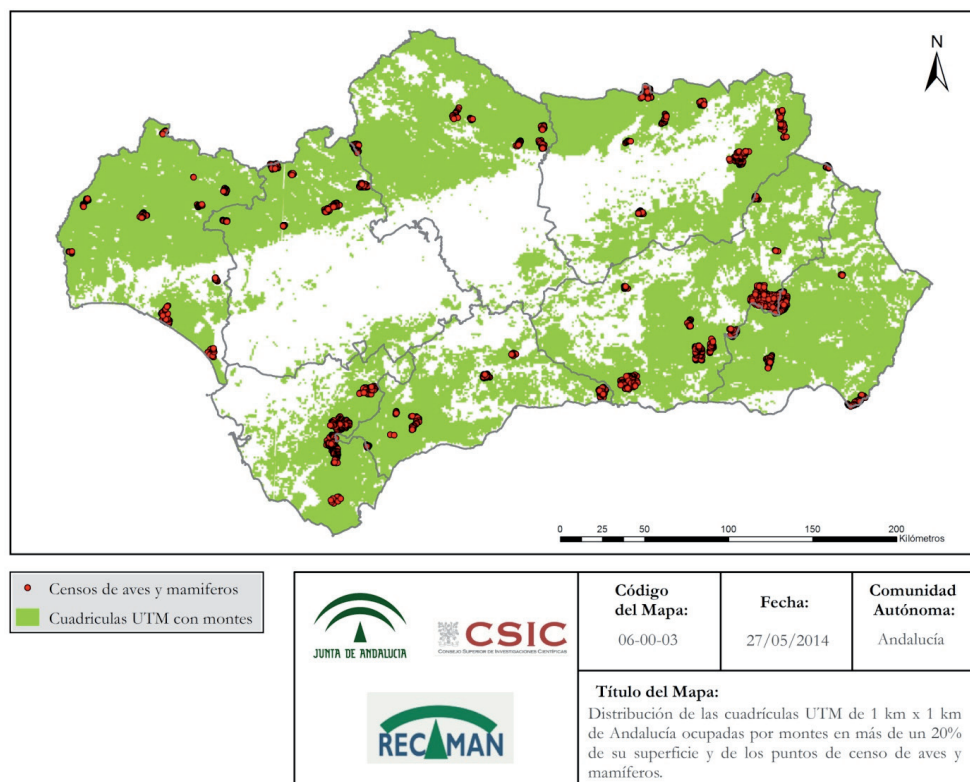
Nota: Índices ponderados por su valor relativo de conservación. No se incluyen las 32 especies excluidas de los censos y encuestas cinegéticas.

oscilaron entre el 25 y el 58% (valores de  $R^2$  en las Tablas 4-6), muy significativos desde el punto de vista biológico y de análisis de las causas potenciales del valor de conservación de la gestión asociada a las fincas de monte andaluzas (Møller y Jennions, 2002), pero que implicarían un alto margen de error en el cálculo de estos valores para fincas concretas (superior en todos los casos al 40%).

b) La baja calidad de una parte importante de los censos implica que las listas de especies detectadas en las fincas infravaloran en un grado desconocido y variables las especies realmente presentes, y por tanto los valores de los índices ponderados de conservación. Para compensar este problema se desarrollaron modelos estadísticos de distribución de las especies que se detectaron en una proporción suficiente de los censos válidos (9%; 27 especies de aves y mamíferos), y se extrapoló el resultado a las 52.555 cuadrículas UTM de 1 km x 1 km con una cobertura de montes superior al 20% en Andalucía (Figura 15).

Los análisis de los resultados de estos modelos mostraron claramente la existencia de numerosas falsas ausencias en las bases de datos, debidas muy probablemente a que parte de los técnicos enviados a recopilar los datos de campo no estaban suficientemente cualificados como para realizar esta tarea. Además, estas falsas ausencias

**Figura 15.** Distribución de las cuadrículas UTM de 1 km x 1 km de Andalucía ocupadas por montes en más de un 20% de su superficie y de los puntos de censo de aves y mamíferos



Nota: En verde las cuadrículas con más de un 20% de su superficie ocupada por monte.

se distribuyen en el espacio de modo contagioso (los técnicos realizaban los censos de provincias completas), lo que se muestra como cambios bruscos en las probabilidades de aparición de las especies según líneas artificiales norte-sur o este-oeste que coinciden aproximadamente con algunos límites provinciales. Esta circunstancia hace que estos mapas, que en principio se iban a usar para determinar el patrón de presencia/ausencia de 27 especies adicionales a las 129 para las que se cuenta con cartografía, no puedan usarse en absoluto.

### 3.6.2 Desarrollo de filtros específicos para su uso sobre cartografía UTM 10 km x 10 km

Dados los problemas encontrados con los censos, se optó finalmente por combinar la información disponible más reciente sobre la distribución de las especies indicadoras a escala UTM de 10 km x 10 km con filtros específicos basados en los tipos de hábitats empleados por cada especie. Estos filtros se obtuvieron a partir de los resultados de los censos y de la revisión bibliográfica inicial, resumiéndose en el Anejo 2 tras agrupar

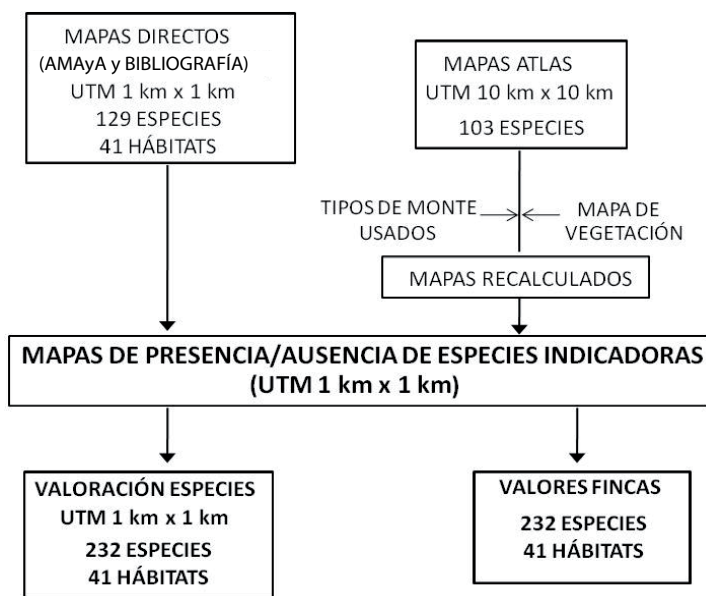
los tipos de monte definidos en la cartografía digital disponible a un menor número en función de la biología de las especies analizadas. Así, los 72 tipos de monte (más 5 categorías adicionales de usos de la tierra) reconocidos en el mapa de vegetación de Andalucía se agruparon en 16 tipos según los grupos de especies dominantes (por ejemplo, pinos, *Quercus* caducifolios o esclerófilos, etc.) y la configuración del arbolado (denso o aclarado). Estas agrupaciones se han basado por su parte en los tipos de monte realmente presentes en Andalucía (por ejemplo, casi todos los bosques andaluces de *Abies pinsapo*, *Eucalyptus* spp. o *Castanea sativa* son densos, y los de *Chamaerops humilis* y *Olea europaea* están aclarados) y en los requerimientos de las especies analizadas.

Los mapas de distribución de cada especie a escala inferior a la UTM 10 km x 10 km se obtuvieron mediante la intersección de las cartografías digitales UTM 10 km x 10 km y la cartografía de tipos de montes de Andalucía. Las intersecciones se hicieron separadamente para cada provincia y especie, uniéndose a continuación los mapas provinciales de cada especie. Sólo se consideraron los tipos de vegetación de monte, más agua y roquedos, eliminando por tanto las superficies agrícolas, improductivas y ocupadas por zonas húmedas.

### 3.6.3 Valoración técnica: índices ponderados agregados de valor de conservación

A partir de los mapas de distribución a escala UTM 1 km x 1 km obtenidos de la cartografía digital disponible, bien directamente o bien tras su recálculo a partir de mapas de escala mayor (Figura 16), se generaron, mediante el uso de un Sistema

**Figura 16.** Valoración de los índices ponderados de conservación de los montes andaluces a escala UTM 1 km x 1 km o inferior a partir de la cartografía digital disponible



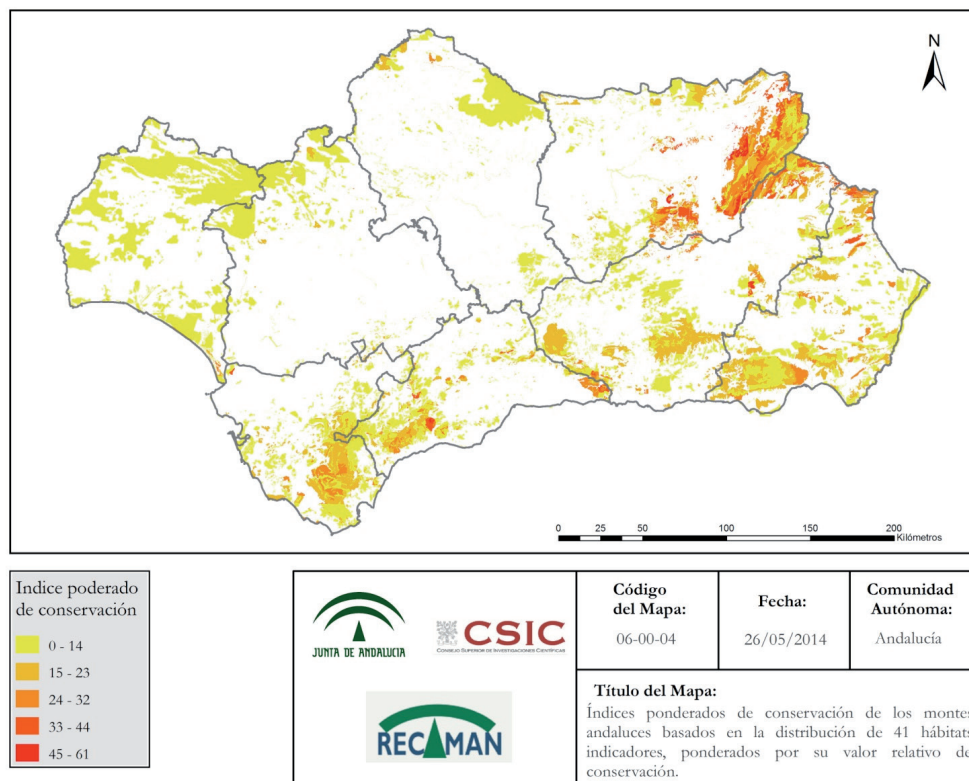
Nota: Se sigue el procedimiento descrito en la Figura 2.

de Información Geográfica (ArcSIG), dos mapas del índice ponderado del valor de conservación de los montes andaluces, uno basado en los hábitats protegidos por la Directiva Hábitats (Figura 17) y otro basado en las especies protegidas por las Directivas Aves y Hábitats, más las especies endémica de Andalucía amenazadas de extinción (Figura 18). Estos mapas se corresponderían con las estimaciones del valor relativo de los montes andaluces con respecto a la biodiversidad amenazada que albergan, teniendo en cuenta además la distribución geográfica de este valor (Banzhaf y Boyd, 2012; Edens y Hein, 2013).

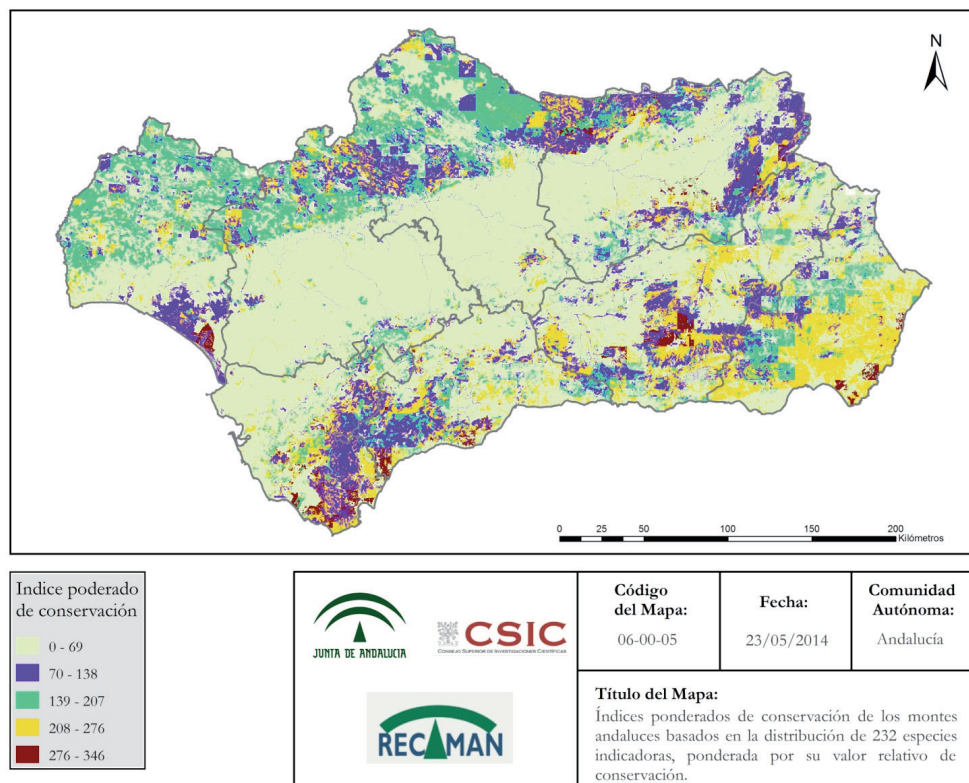
Las figuras 17 y 18 muestran el resultado de este procedimiento. Destacan claramente los altos valores asociados a todos los sistemas montañosos, en especial Cazorla, Sierra Nevada, las sierras de Cádiz-Málaga y la Sierra de Andújar, así como a las Marismas del Guadalquivir, y al Cabo de Gata. En general, la cartografía del índice basado en hábitats sigue un patrón parecido a la del índice basado en especies, con lo que ambos serían equivalentes, y la valoración económica podría basarse en uno u en otro.

Una vez estimados los patrones de presencia-ausencia de las 232 especies usando estos mapas, se recalcularon los patrones de presencia/ausencia de las especies indicadoras y los índices ponderados de conservación de las 59 fincas objeto de estudio.

**Figura 17.** Índices ponderados de conservación de los montes andaluces basados en la distribución de 41 hábitats indicadores, ponderados por su valor relativo de conservación



**Figura 18.** Índices ponderados de conservación de los montes andaluces basados en la distribución de 232 especies indicadoras, ponderada por su valor relativo de conservación



dio empleando un SIG. Aparecen en promedio 51 especies por finca (rango: 16-82), con un valor ponderado promedio de 328 (rango: 106-502). 71 de las 232 especies no estuvieron presentes en ninguna de las fincas, y el promedio de fincas en que aparece cada especie fue de 14 (rango: 0-59). Tanto el número total de especies como el valor ponderado final estuvieron muy correlacionados con las estimas iniciales basadas en cartografía y censos parciales ( $r=0,55$  y  $r=0,56$ ,  $p<0,0001$ , respectivamente), aunque los valores se infraestimaron sistemáticamente en ambos casos. Para el caso del número de especies la estima fue de 31 especies menos y para el valor ponderado de 208 unidades menos. Sin embargo, el grado de infraestima no varió con el número de especies o el valor del índice, como muestra el hecho de que las pendientes de las funciones lineales que relacionan ambos valores no difiriesen de uno ( $1,008\pm0,203$ ,  $p=0,970$  y  $0,894\pm0,175$ ,  $p=0,544$ , respectivamente). Por esta razón, las relaciones entre las especies y sus índices ponderados de conservación y las características de las fincas descritas en las tablas 7 y 8 se mantienen a pesar del incremento absoluto de valores.



### **3.6.4 Bases para la valoración económica**

Como se desarrolla en el apartado 3.3, la valoración económica de la biodiversidad amenazada se basó en la distribución de las especies indicadoras, dada la mayor facilidad de ordenarlas según categorías de amenaza y a continuación estimar, mediante encuestas, el valor económico residual que otorgan los ciudadanos a evitar su extinción (Fisher *et al.*, 2008; Edens y Hein, 2013).

#### **3.6.4.1 Presencia/ausencia según las teselas del Mapa Forestal de Andalucía**

A partir de los mapas de distribución a escala UTM 1 km x 1 km, se obtuvieron los patrones de presencia-ausencia de las 232 especies empleadas para estimar el valor económico de la biodiversidad amenazada en las 113.764 teselas de montes del Mapa Forestal de Andalucía mediante solapamiento de los mapas en un SIG. Estos patrones de presencia-ausencia, junto con las estimas del tamaño del área de distribución de cada especie en los montes andaluces, son las bases físicas para la estima del valor económico de la biodiversidad amenazada de los montes andaluces.

#### **3.6.4.2 Tamaño del área de distribución en los montes andaluces**

A partir de los patrones estimados de ocupación de las teselas de montes del Mapa Forestal de Andalucía se obtuvo una estima del tamaño del área de distribución de cada especie en los montes andaluces, necesaria para ponderar los valores económicos aportados por cada especie en cada tesela o finca objeto de estudio. Los tamaños del área de distribución variaron entre 0 (11 especies actualmente ausentes de Andalucía) y más de cuatro millones de hectáreas (el mirlo común), con una media de unas 450.000 hectáreas.

#### **3.6.4.3 Presencia/ausencia en las fincas objeto de estudio**

Los patrones de presencia/ausencia de las 232 especies en la 59 fincas se emplearon para la valoración económica de la biodiversidad amenazada para cada una de estas fincas (véase Ovando *et al.*, 2015).

## **4 DISCUSIÓN**

### **4.1 Generalización de los métodos empleados**

A lo largo del desarrollo de este trabajo se ha podido constatar la importancia de los bosques andaluces para la conservación de la biodiversidad amenazada a escala europea. El método de selección de indicadores, basado en los criterios de grado de amenaza y responsabilidad en la conservación, ha generado una lista de 232 especies y 41 hábitats protegidos por la legislación europea (Directivas de Aves y de Hábitats), que constituyen un porcentaje importante de la biodiversidad amenazada española

y europea ligada a sistemas terrestres. Por otro lado, se trata de una lista de tamaño manejable y, en el caso de las especies, de fácil uso para la valoración económica de esta biodiversidad mediante técnicas de valoración contingente, al permitir ordenar a las especies por su grado de amenaza (Nijkamp *et al.*, 2008; Carson, 2012). El método general de selección y ponderación cumple pues con los requisitos establecidos por varios autores y Agencias internacionales para su uso en valoraciones rigurosas de la biodiversidad amenazada (e.g. Nunes y van den Bergh, 2001; Banzhaf y Boyd, 2012; EEA, 2012; Edens y Hein, 2013).

La metodología desarrollada puede aplicarse en cualquier región de la Unión Europea, si se inicia el proceso con las listas de especies y hábitats de la Directivas de Aves y Hábitats, pero también en cualquier región del mundo que cuente con legislación explícita sobre especies y hábitats amenazados. Los métodos de ponderación y cartografiado de especies también pueden aplicarse a cualquier región, aunque su precisión variará según el nivel de detalle regional en los conocimientos sobre distribución geográfica, grado de amenaza y biología de las especies seleccionadas. Se trata en todo caso de un conjunto de métodos objetivos y basados en los conceptos de grado de amenaza y responsabilidad para la conservación, con lo que evita los sesgos potenciales asociados al uso de indicadores de biodiversidad amenazada basados en su grado de conocimiento local o regional y en su supuesto papel indicador de las tendencias de otras especies o hábitats amenazados (Nelson *et al.*, 2009; Tallis *et al.*, 2009).

## 4.2 Limitaciones de los métodos empleados

En principio, es legalmente obligatorio que las Administraciones cuenten con información fidedigna y actualizada sobre, al menos, la distribución geográfica y las tendencias de las especies y hábitats incluidos en las Directivas europeas y en los Catálogos regionales, pues esta información es esencial tanto para el diseño de estrategias de conservación como para evaluar y, en su caso, modificar, estas estrategias en función de su éxito a la hora de detener y/o revertir un estado de conservación desfavorable. Desafortunadamente, en este trabajo hemos podido constatar también que sólo una parte de las especies y hábitats seleccionados (129 de las 232 especies y los 41 hábitats) cuenta con esta información de base a las escalas adecuadas para su valoración económica. Además, esta información se encuentra dispersa en varias bases de datos, algunas mantenidas por las Administraciones y otras por instituciones científicas u ONGs, de acceso y uso difícil en algunos casos. Simplemente el cumplimiento del requisito legal por parte de las Administraciones de mantener una base de datos estandarizada con la distribución y tendencias de las especies y hábitats protegidos por la ley a escala tanto europea como regional hubiese simplificado enormemente el trabajo de recopilación y valoración de indicadores.

Para la mayor parte de las especies seleccionadas, la información disponible sobre su distribución se encontraba a una escala inadecuada para su uso en valoraciones económicas, pues se refería a superficies demasiado grandes y heterogéneas como para poder asignar el patrón de presencia/ausencia a fincas o incluso tipos de monte concretos. Por esta razón se desarrollaron varios métodos dirigidos a aumentar la resolución espacial de la información disponible. En primer lugar desarrollamos un método basado en censos directos de especies seleccionadas y al uso de las encues-



tas de caza en las fincas objeto de estudio, dirigidos a comprobar si las presencias deducidas de la cartografía a escala gruesa podían usarse para estimar presencias a escala de finca. Este procedimiento directo, en el que deberían basarse valoraciones económicas posteriores si no se pueden actualizar los mapas de distribución de los indicadores de modo satisfactorio, falló por completo debido a que parte del personal enviado a realizar los censos o bien no estaba suficientemente cualificado o bien no siguió fielmente las instrucciones para el desarrollo de los censos, que por otra parte se basan en métodos estandarizados de censo de especies comunes adaptados a la detección eficaz de especies más amenazadas. Intentamos solventar estos problemas modelizando los patrones de presencia en las fincas censadas defectuosamente, y en los montes andaluces en su conjunto, mediante modelos predictivos de distribución basados en los datos recopilados. Sin embargo, el contagio espacial en la calidad de los censos, debido a que los censadores, tanto competentes como incompetentes, se distribuyeron según provincias, generó modelos que predecían distribuciones claramente sesgadas, cuyo uso resultaría cuanto menos arriesgado para cualquier tipo de valoración rigurosa. La tardía detección de estos problemas impidió repetir los censos con personal cualificado, única manera de resolver el problema.

Dados los problemas encontrados con los censos, optamos por utilizar un método basado en el solapamiento de mapas de distribución a escala UTM 10 km x 10 km con los tipos de montes ocupados por cada especie. Este método, en principio menos riguroso que los basados en modelización empírica (por ejemplo, Araújo *et al.*, 2005), combina sin embargo la información más actualizada sobre la distribución a escalas grandes con los conocimientos sobre los requerimientos de hábitat de las especies. De este modo se evita la supervaloración de las áreas de distribución basadas en uno u otro criterio, esto es, la asignación a hábitats no ocupados por la especie dentro de cuadrículas ocupadas de 100 km<sup>2</sup>, o la asignación incorrecta de ocupación potencial de hábitats fuera del área de distribución actual de la especie. La combinación de ambos conjuntos de criterios mediante un Sistema de Información Geográfica nos ha permitido utilizar toda la información disponible sobre todos los indicadores seleccionados, sin descartar ninguno, pero requiere la validación de los mapas generados mediante censos directos y actualización regular de los datos sobre las áreas de distribución.

### **4.3 Organización de la información: bases de datos cartográficos vinculadas a la valoración**

Es muy recomendable para mejorar la incorporación directa de la distribución de especies indicadoras del valor de conservación a valoraciones posteriores que se elabore una única base de datos cartográfica, que incluya todas las especies indicadoras de las cuales se dispone de cartografía a una escala adecuada para su utilización. Para las especies seleccionadas que no cuentan con esta cartografía es urgente generarla, bien mediante prospecciones exhaustivas o muestreos seguidos de modelización. La disposición de toda la información cartográfica sobre la distribución de estas especies indicadoras en una misma base de datos facilita y agiliza considerablemente el proceso posterior de cruce de la cartografía de su distribución con la correspondiente a la distribución de las unidades de valoración (fincas de estudio, teselas de usos, tipos de monte, etc.). Este tipo de base de datos cartográficos ya existe para la

distribución de los hábitats de interés comunitario en Andalucía, aunque convendría actualizarla y ponderarla por criterios más actualizados sobre el estado funcional de las diferentes áreas de cada hábitat (Varios Autores, 2009). Hasta el momento hemos realizado los cruces de información cartográfica digitalizada usando el programa ArcGIS de ESRI, pero puede usarse en principio cualquier otro Sistema de Información Geográfica.

#### **4.4 Periodos de actualización de la información**

La metodología desarrollada es útil no tanto para obtener una medida puntual de la situación actual, sino como sistema de seguimiento y valoración de la biodiversidad amenazada. Por este motivo, es esencial tener en cuenta los requisitos metodológicos que permitan actualizar la valoración de modo regular en el tiempo.

##### ***4.4.1 Actualización de listas de indicadores y de su ponderación***

Tanto la inclusión de especies en las listas de indicadores como los valores de sus índices ponderados de valor de conservación dependen de criterios que pueden variar en el tiempo. Por ejemplo, las categorías de amenaza son revisadas periódicamente (en general, cada 10-20 años) para incluir información sobre cambios en el área de distribución y tamaño poblacional, y el conocimiento sobre las respuestas de cada especie y hábitat a factores de perturbación y sobre el papel de las especies en el funcionamiento de los sistemas se actualiza casi diariamente a través de la literatura científica. Sin embargo, es también importante que los valores agregados basados en esta información estén basados en unos criterios suficientemente estables en el tiempo como para permitir comparaciones sólidas entre años. Por todo esto, se propone actualizar las listas y sus ponderaciones con una periodicidad equivalente a la de los dos criterios iniciales para construir la lista de indicadores, esto es, la revisión de los Anexos de las Directivas de Aves y Hábitats, y la revisión de los Libros Rojos regionales. Estos criterios obligarían a una revisión de este tipo cada 10-20 años.

##### ***4.4.2 Actualización de la cartografía***

La actualización de la información sobre la distribución de especies y hábitats debe ser suficientemente frecuente como para detectar cambios significativos en dichas distribuciones. Para el caso de los hábitats de interés comunitario se establecen periodos de revisión de su cartografía del orden de los 10 años (equivalentes a la del Inventario Forestal Nacional). Para las especies la periodicidad requerida para el seguimiento de sus poblaciones depende sobre todo de su escasez, especialización en requerimientos de hábitat, movilidad y tamaño corporal. Las especies menos móviles, más escasas y más especialistas, tales como plantas o invertebrados de distribución muy restringida (especies de alta montaña o ligadas a hábitats escasos y amenazados) o grandes vertebrados en peligro de extinción, como grandes rapaces, lince y lobo, deben ser censadas anualmente, como de hecho se hace en la mayor parte de los casos. Otras especies escasas pero de tamaño mediano y grande se deben censar

cada 10 años, como recomienda, por ejemplo, la Sociedad Española de Ornitología en su serie de publicaciones sobre censos de aves como los buitres, gangas, rapaces de tamaño medio o garzas y cigüeñas ([www.seo.org](http://www.seo.org)). Finalmente, para las especies más móviles (aves y mamíferos pequeños y medianos o especies de interés cinegético) la información debe actualizarse en periodos de 1–5 años. Siguiendo estos criterios, las cartografías digitales disponibles deberían actualizarse en periodos de entre 10 años (hábitats) y 1 año (especies en peligro de extinción a escala regional).

## **5 CONCLUSIONES**

### **5.1 Síntesis de resultados**

Este análisis técnico de la conservación de la biodiversidad de los montes de Andalucía ha permitido desarrollar un sistema de indicadores del estado de la conservación de la biodiversidad amenazada en estos montes que permite tanto su cartografía como su valoración económica empleando técnicas de valoración contingente. El método permite seleccionar de modo objetivo una lista de especies y hábitats amenazados cuya conservación es responsabilidad de la región, país y tipo de uso analizado a partir de la legislación pertinente y los conocimientos generales sobre los tipos de usos a los que están ligadas las especies y hábitats, a continuación ponderar su valor relativo en función de su grado de amenaza, sensibilidad a perturbaciones, papel funcional y disponibilidad de información, y usar las listas ordenadas por categorías de amenaza para la valoración económica de la biodiversidad amenazada.

### **5.2 Utilidad, limitaciones y requisitos de mejora**

El sistema de valoración de la biodiversidad desarrollado se puede emplear para cartografiar tanto índices ponderados de estado de conservación como valores económicos, e integrar estos últimos en sistemas de cuentas agroforestales, siempre y cuando exista, o se desarrolle, una cartografía de estos indicadores (especies y hábitats amenazados) a las escalas relevantes para estos análisis, esto es, las fincas de monte. En el trabajo se han desarrollado varios métodos para elaborar y actualizar esta cartografía, cuyo mantenimiento es un requisito legal para las Administraciones europeas según las Directivas de Aves y de Hábitats y la legislación nacional y regional sobre especies y hábitats amenazados. Es prioritario actualizar las cartografías a escalas UTM 1 km x 1 km o inferior, e incorporarlas a un Sistema de Información Geográfica para su uso eficiente en las valoraciones económicas. Se indican las vías generales para realizar estas actualizaciones, que deberán ser ejecutadas por personal competente tanto en el diseño y análisis de los datos como, muy especialmente, en el caso de los técnicos que recojan la información de base.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Junta de Andalucía por haber contribuido a la financiación y al trabajo de campo del proyecto RECAMAN, y al coordinador del proyecto, Pablo Campos, por confiar en nuestra capacidad de colaboración con profesionales de varias disciplinas en un ambiente realmente pluridisciplinar. Los comentarios y contribuciones de Casimiro Herruzo y Luis Díaz-Balteiro (ETSIM-UPM), Gregorio Montero, María Pasalodos y Mario Soliño (CIFOR-INIA), Juan Carranza (CRCP), Santiago Beguería (EEAD-CSIC) y, especialmente, Pablo Campos, Alejandro Caparrós, Begoña Álvarez y José Luis Oviedo (IPP-CSIC), han sido esenciales para alcanzar el enfoque correcto de nuestro trabajo en el contexto más amplio de la valoración ambiental. Este trabajo contribuye además al proyecto VEABA (ECO2013-42110-P) del Plan Estatal español.

Luis Guzmán (AMaYA) facilitó la cartografía digital disponible en la Junta de Andalucía. Luis María Carrascal (MNCN-CSIC) asesoró en la modelización de las distribuciones de las especies seleccionadas, tanto a partir de datos de campo como bibliográficos, y Oscar Magaña desarrolló los análisis finales de la cartografía disponible y su incorporación a un Sistema de Información Geográfica. Alberto Muñoz colaboró en la redacción de los métodos de censo de algunos grupos y en su puesta a punto en el campo. SEO/BirdLife, la Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET) y Jorge Lobo (MNCN-CSIC) nos facilitaron cartografía digital a escala UTM 10 km x 10 km y documentos aún inéditos sobre la distribución de las aves reproductoras e invernantes, las amenazas al funcionamiento de los hábitats, y la distribución de los invertebrados protegidos por la Directiva Hábitats, respectivamente. Fernando Ortega, Jesús Vilches, José Rafael Garrido, José Ramón Guzmán, M<sup>a</sup> Rosario García, María García y Samuel Gómez (AMaYA y Junta de Andalucía) participaron en reuniones y consultas que contribuyeron a mejorar tanto la metodología como los resultados obtenidos.

Agradecemos la labor de María Isabel Martín como gestora del contrato de RECAMAN, el trabajo de Luis Guzmán como coordinador general de manejo de la información, la coordinación de parte de los trabajos de campo de Paulino Fandos, la labor de los técnicos provinciales encargados de la recogida de información en las fincas estudiadas, y el duro trabajo de campo de los técnicos encargados de realizar los censos en el campo. Finalmente, cabe destacar que este estudio no hubiera podido completarse de no contar con la estrecha colaboración de 33 propietarios de fincas privadas, 14 ayuntamientos propietarios de montes públicos, y de los gestores de 11 montes públicos pertenecientes a la Junta de Andalucía.

## GLOSARIO

El listado de términos de este glosario define conceptos clave empleados en esta investigación y en ocasiones describe vínculos de un término con otros justificando la elección. El estilo empleado es preferentemente cualitativo y extendiendo la explicación al fin de que los conceptos puedan ser comprendidos por lectores no expertos.

### *Especies amenazadas*

Especies bajo alguna figura de protección a nivel europeo, nacional o regional. En este trabajo el grado de amenaza se ha establecido según criterios técnicos, asignando a cada especie la categoría de conservación, según los códigos y criterios internacionales, recogida en los Libros Rojos andaluces. En el caso de las especies protegidas por las Directivas europeas de Hábitats y Aves pero no incluidas en ninguna categoría de amenaza regional, se ha asignado la categoría NT (*Near Threatened*) a especies escasas a escala europea, y la categoría LC (*Least Concern*) a las más abundantes o con tendencias poblacionales crecientes a esta escala.

### *Especies clave*

Especies que afectan directa o indirectamente a otras especies del ecosistema integradas en su red trófica a través de relaciones de depredación, dispersión, competencia y/o facilitación. Las especies clave para el funcionamiento de los montes andaluces consideradas en este trabajo son: (1) los superdepredadores, por sus efectos directos sobre otros depredadores y las presas comunes; (2) los herbívoros medianos y grandes por sus efectos potenciales en el reclutamiento de los árboles, en las relaciones de competencia entre plantas y en las comunidades de depredadores y herbívoros menores; (3) los roedores y aves dispersores de bellotas; (4) las aves y pequeños carnívoros que dispersan plantas con frutos carnosos; y (5) los matorrales facilitadores del reclutamiento de los árboles.

### *Especies ingenieras de ecosistemas*

Especies cuya presencia o actividad condiciona los flujos de materia y energía del ecosistema del que forman parte. Las especies ingenieras de los montes andaluces consideradas en este trabajo son, fundamentalmente, los árboles dominantes, cuya presen-

cia condiciona las características físico-químicas de la atmósfera y el suelo relevantes para el establecimiento de la mayor parte del resto de especies de animales y plantas.

### *Hàbitats protegidos*

Hàbitats ligados a ecosistemas forestales presentes en Andalucía y protegidos por la Directiva Hàbitats. La lista final incluye un total de 41 hàbitats, 12 de ellos prioritarios.

### *Indicador de biodiversidad amenazada*

Medida física de la distribución, en el espacio y en el tiempo, del grado de amenaza de la biodiversidad, utilizada para estimar el valor de existencia de la biodiversidad amenazada ligada a los montes andaluces, e integrarlo en la valoración económica total de la renta y del capital de los mismos. Del conjunto de 232 especies seleccionadas con criterios técnicos para la valoración del estado de conservación de la biodiversidad en los montes andaluces, se utilizan como indicadores de biodiversidad amenazada aquellas especies que incluidas en alguna categoría de amenaza: «en peligro de extinción» (67 especies) y «vulnerable» (55 especies), así como las dos categorías de menor amenaza (casi amenazada, 51, y preocupación menor, 39 especies). Véase también «Especies amenazadas».

### *Indicadores del estado de conservación*

Conjunto de 232 especies y 41 hàbitats que en función de su grado de amenaza, sensibilidad a las alteraciones asociadas al manejo de los montes, papel en su funcionamiento natural de los ecosistemas, y disponibilidad de información sobre su distribución, tendencias y rasgos biológicos relevantes proporcionan información sobre el estado de conservación de la biodiversidad en los montes andaluces.

### *Naturalidad*

Cualidad de los hàbitats referida al grado de semejanza con las características originales de los mismos.

### *Perturbación ecológica*

Suceso discreto en el tiempo que altera la estructura y funcionamiento de los ecosistemas.

### *Resistencia*

Capacidad de los ecosistemas de mantener su estructura y funcionalidad sin alteraciones significativas frente a perturbaciones.

### *Resiliencia*

Capacidad de los ecosistemas de recuperarse de las perturbaciones, esto es, de regresar a su estado original después de haber sufrido una perturbación.

### *Sensibilidad*

Grado de vulnerabilidad de las especies a las perturbaciones ocasionadas por los diferentes usos y aprovechamientos de los ecosistemas forestales.

### *Servicios ecosistémicos*

En este trabajo se consideran bajo este término aquellos servicios que las especies silvestres prestan para el mantenimiento de los ecosistemas forestales y que están relacionados con su papel funcional en los mismos, en particular los relacionados con su papel en la regeneración del bosque, bien como dispersores o facilitadores (servicio «positivo») o como herbívoros (servicio «negativo»).

### *Valor de existencia de la biodiversidad amenazada*

Valor económico que las personas están dispuestas a pagar por evitar que se pierda para siempre una variedad genética única no reproducible en reciprocidad del bienestar que experimentan por asegurar la continuidad futura de la especie preservada. El valor económico en este caso está referido a la mera existencia de la especie y sin vínculo con los usos activos recreativo, paisajístico, alimentario u otro cualquiera actual y futuro de la especie única en peligro de extinción valorada. Es decir, se clasifica como un valor de uso pasivo, también llamado de no-uso activo.

### *Valor paisajístico*

Valor económico otorgado a los usos activos asociados a la conservación de la biodiversidad, así como a su posible uso en el futuro (valor de opción), o el valor de legado o herencia para el disfrute de las generaciones futuras.



## REFERENCIAS

- Alonso C., Garrido, J. L., Herrera C. M., 2004. *Investigaciones sobre plantas y animales en las Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas. 25 años de estudios por el CSIC*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 133 pp.
- Alonso J.C., Palacín, C., Martín C.A. (eds), 2005. *La Ayutarda Común en la Península Ibérica: población actual y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid. 70 pp.
- Aparicio A., Albaladejo R.G., Olalla-Tárraga M.A., Carrillo L.F., Rodríguez M.A., 2008. Dispersal potentials determine responses of woody plant species richness to environmental factors in fragmented Mediterranean landscapes. *Forest Ecology and Management* 255, 2894-2906.
- Araújo M.B., Guilhaumon F., Rodrigues-Neto D., Pozo-Ortego I., Gómez-Calmaestra R., 2011. *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Fauna de vertebrados*. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. 640 pp.
- Araújo M.B., Thuiller W., Williams P.H., Reginster I., 2005. Downscaling European species atlas distributions to a finer resolution: implications for conservation planning. *Global Ecology and Biogeography* 14, 17-30.
- Banzhaf H.S., Boyd J., 2012. The architecture and measurement of an ecosystem services index. *Sustainability* 4, 430-461.
- Barea-Azcón J.M., Ballesteros-Duperón E., Moreno D. (coords), 2008. *Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía*. 4 Tomos. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 1430 pp.
- Berrahmouni N., Ellatifi M., Daly-Hassen H., Bugalho M., Díaz M., Bensaid S., 2009. Eco-regional planning for biodiversity conservation. En: *Cork oak woodlands on the edge: Ecology, adaptive management, and restoration of an ancient Mediterranean ecosystem* (Aronson J., Pereira J.S., Pausas J.G., eds) Island Press, Washington. pp. 203-216.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London. 257 pp.
- Blanca G. (ed), 1999. *Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía, 1, Especies en peligro de extinción*. Dirección General de Gestión del Medio Natural, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 302 pp.
- Blanca G. (ed), 2000. *Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía, 2, Especies vulnerables*. Dirección General de Gestión del Medio Natural, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 375 pp.
- Blanco J.C. (ed), 1998. *Mamíferos de España, Vol. I*. Ed. Planeta, Barcelona. 457 pp.
- Blondel J., Aronson J., 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, Oxford. 328 pp.

- Bubb P.J., Almond R., Kapos V., Stanwell-Smith D., Jenkins M., 2010. *Guidance for national biodiversity indicator development and use*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK. 120 pp.
- Campos P., Bonieux F., Caparrós A., Paoli J.C., 2007. Measuring total sustainable incomes from multifunctional management of Corsican maritime pine and Andalusian cork oak Mediterranean forests. *Journal of Environmental Planning and Management* 50, 65-85.
- Campos P., Caparrós A., 2006. Social and private total Hicksian incomes of multiple use forests in Spain. *Ecological Economics* 57, 545-557.
- Campos P., Huntsinger L., Oviedo J.L., Díaz M., Starrs P., Standiford R.B., Montero G. (eds), 2013. *Mediterranean Oak Woodland Working Landscapes: Dehesas of Spain and Ranchlands of California*. Springer, New York, 508 pp.
- Caparrós A., Campos P., Montero G., 2003. An operative framework for total Hicksian income measurement. Application to a multiple-use forest. *Environmental and Resource Economics* 26, 173-198.
- Carranza J., Torres-Porras J., Seoane J.M., Fernández-Llario P., 2015. Gestión de las poblaciones cinegéticas de los sistemas forestales de Andalucía. En: *Poblaciones, demanda y economía de las especies cinegéticas en los montes de Andalucía* (Campos P., Martínez-Jauregui M., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 3. Memoria 3.1. Editorial CSIC, Madrid.
- Carrascal L.M., Palomino D., 2008., *Tamaño de población de las aves comunes reproductoras en España en 2004-2006*. SEO/BirdLife. Madrid. 202 pp.
- Carrete M., Donázar J.A., 2005. Application of central-place foraging theory shows the importance of Mediterranean dehesas for the conservation of the cinereous vulture. *Aegypius monachus*. *Biological Conservation* 126, 582-590.
- Carson R.T., 2012. Contingent Valuation: A Practical Alternative When Prices Aren't Available. *Journal of Economic Perspectives* 26, 27-42.
- Chapin F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C., Diaz S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234-242.
- Comisión Europea, 2011. *Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural*. Comisión Europea, Bruselas. 244 pp.
- Concepción E.D., Díaz M., Baquero R.A., 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology* 23, 135-148.
- Delibes-Mateos M., Redpath S.M., Angulo E., Ferreras P., Villafuerte R., 2007. Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation* 137, 149-156.
- Díaz M., 1998. Protocolo de seguimiento de los Parques Nacionales de la Red española. Organismo Autónomo «Parques Nacionales», Madrid. Informe inédito.
- Díaz M., 2002. Elementos y procesos clave para el funcionamiento de los sistemas naturales: Las medidas con significado funcional como alternativa a los indicadores clásicos. En: *Indicadores ambientales. Situación actual y perspectivas* (L. Ramírez, coord). Serie Técnica del Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 75-95.
- Díaz M., 2009. Biodiversity in the dehesa. En: *Agroforestry systems as a technique for sustainable land management* (Mosquera M.R., Rigueiro A., eds). Programme Azahar, AE-CID, Madrid. pp. 209-225.
- Díaz M., Alonso C.L., Beamonte E., Fernández M., Smit C., 2011. Desarrollo de un protocolo de seguimiento a largo plazo de los organismos clave para el funcionamiento de los bosques mediterráneos. En: *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2007-2010* (Ramírez L., Asensio B., eds). Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 47-75.
- Díaz M., Asensio B., Tellería J.L., 1996. *Aves Ibéricas. I. No passeriformes*. J.M. Reyero, Madrid. 303 pp.
- Díaz M., Baquero R.A., Carricondo A., Fernández F., García J., Yela J.L., 2006. Bases ecológicas para la definición de las prácticas agrarias compatibles con las Directivas de Aves y

- de Hábitats. Convenio Ministerio de Medio Ambiente-Universidad de Castilla-La Mancha. *Informe inédito*. Disponible en [http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/ desarrollo\\_rural\\_paisaje/naturaleza\\_rural/estudios\\_bases\\_ecologicas.htm](http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/ desarrollo_rural_paisaje/naturaleza_rural/estudios_bases_ecologicas.htm)
- Díaz M., Campos P., Pulido F.J., 2009a. Importancia de la caza en el desarrollo sustentable y en la conservación de la biodiversidad. En: *Gestión Cinegética en Ecosistemas Mediterráneos* (Sáez de Buruaga, M., Carranza J., coords). Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla. pp. 21-33.
- Díaz M., Carbonell R., Santos T., Tellería J.L., 1998. Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish central plateau: geographic location, fragmentation, and vegetation structure effects. *Journal of Applied Ecology* 35, 562-574.
- Díaz M., González E., Muñoz-Pulido R., Naveso M.A., 1995. Habitat selection patterns of common cranes *Grus grus* wintering in Holmoak *Quercus ilex* dehesas of central Spain: effects of human management. *Biological Conservation* 75, 119-124.
- Díaz M., Illera J.C., Hedo D., 2001. Strategic Environmental Assessment of Plans and Programs: a methodology for biodiversity evaluations. *Environmental Management* 28, 267-279.
- Díaz M., Pulido F.J., 2009. 6310. Dehesas perennifolias de *Quercus* spp. En: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario presentes en España*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. 69 pp.
- Díaz M., Pulido F.J., Marañón T., 2003. Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica y económica de los sistemas adehesados. *Ecosistemas* 2003/3 (URL: <http://www.aet.org/ecosistemas/033/investigacion4.htm>)
- Díaz M., Pulido F.J., Pausas J.G., 2009b. 9330. Alcornocales de *Quercus suber*. En: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario presentes en España*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. 58 pp.
- Díaz M., Tietje W., Barret R., 2013. Effects of management on biological diversity and endangered species. En: *Mediterranean Oak Woodland Working Landscapes: Dehesas of Spain and Ranchlands of California* (Campos P., Huntsinger L., Oviedo J.L., Díaz M., Starrs P., Standiford R.B., Montero G., eds). Springer, New York. pp. 213-243.
- Dormann C.F., Schweiger O., Arens P., Augenstein I., Aviron S., Bailey D., Baudry J., Billeter R., Bugter R., Bukáček R., Burel F., Cerny M., De Cock R., De Blust G., DeFilippi R., Diekötter T., Dirksen J., Durka W., Edwards P.J., Frenzel M., Hamersky R., Hendrickx F., Herzog F., Klotz S., Koolstra B., Lausch A., Le Coeur D., Liira J., Maelfait J.P., Opdam P., Roubalova M., Schermann-Legionnet A., Schermann N., Schmidt, T., Smulders M.J.M., Speelmans M., Simova P., Verboom J., van Wingerden W., Zobel M., 2008. Prediction uncertainty of environmental change effects on temperate European biodiversity. *Ecology Letters* 11, 235-244.
- Edens B., Hein L., 2013. Towards a consistent approach for ecosystem accounting. *Ecological Economics* 90, 41-52.
- European Environment Agency (EEA), 2010. *Assessing biodiversity in Europe — the 2010 report*. EEA, Copenhagen. 45 pp.
- European Environment Agency (EEA), 2012. *Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process*. EEA, Copenhagen. 50 pp.
- Elith J., Leathwick J.R., Hastie T., 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77, 802-813.
- Felicitísimo Á.M., Muñoz J., Villalba C.J., Mateo R.G., 2011. *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española .I. Flora y vegetación*. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. 552 pp.

- Fernández F., 2002. Indicadores de biodiversidad: El estado actual de la investigación. En: *Indicadores ambientales. Situación actual y perspectivas* (L. Ramírez, coord). Serie Técnica del Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 75-95.
- Fisher B., Turner K., Zylstra M., Brouwer R., Groot R. D., Farber S., Ferraro P., Green R., Hadley D., Harlow J., Jefferiss P., Kirkby C., Morling P., Mowatt S., Naidoo R., Paavola J., Strassburg B., Yu D., Balmford A., 2008. Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research. *Ecological Applications* 18, 2050-2067.
- Forman R.T.T., 1995. *Landscape mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge. 632 pp.
- Franco A., Rodríguez M. (coord), 2001. *Libro Rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 336 pp.
- Galante E., Verdú J.R., 2000. *Los artrópodos de la «Directiva Hábitat» en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 247 pp.
- García D., Zamora R., Amico G.C., 2011. The spatial scale of plant-animal interactions: effects of resource availability and habitat structure. *Ecological Monographs* 81, 103-121.
- García J., Rodríguez F., Velarde M.D., 2002. Panorámica internacional sobre indicadores ambientales. En: *Indicadores ambientales. Situación actual y perspectivas* (L. Ramírez, coord). Serie Técnica del Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 75-95.
- García-Barros E., Munguira M.L., Martín Cano J., Romo Benito H., Garcia-Pereira P., Maravalhas E., 2004. *Atlas de las mariposas diurnas de la Península Ibérica e Islas Baleares (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea)*. Monografías S.E.A., 11. Zaragoza. 228 pp.
- Gaston K.J., Fuller R.A., 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23, 14-19.
- Gómez de Aizpurúa C., 2003. *Orugas y mariposas de Europa*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid. 1500 pp.
- Gómez J.M., 2003. Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. *Ecography* 26, 573-584.
- Gómez-Aparicio L., Zamora R., Gómez J.M., Hódar J.A., Castro J., Baraza E., 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14, 1128-1138.
- González L.M., San Miguel A. (coord), 2005. *Manual de buenas prácticas de gestión de fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 327 pp.
- Gotelli N., Colwell R.K., 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4, 379-391.
- Green R.E., Cornell S.J., Scharlemann J.P.W., Balmford A., 2005 Farming and the fate of wild nature. *Science* 307, 550-555.
- Herrera C.M., 1996. El papel de los carnívoros en la dispersión de semillas. En: *Carnívoros. Evolución, ecología y conservación* (García-Perea R., Baquero R.A., Fernández-Salvador R., Gisbert J., eds). Museo Nacional Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid. pp. 201-216.
- Herrera C. M., 2002. Seed dispersal by vertebrates. En: *Plant-animal interactions: an evolutionary approach* (Herrera C.M., Pellmyr O., eds). Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 185-208.
- Herrera C.M. (coord), 2004. *El bosque mediterráneo andaluz*. Estación Biológica de Doñana-Junta de Andalucía. Sevilla. 205 pp.
- Herruzo C., Martínez-Jauregui M., Torres A., Campos P., 2015. Renta y capital privados de la actividad cinegética en los cotos forestales de Andalucía. En: *Poblaciones, demanda y economía de las especies cinegéticas en los montes de Andalucía* (Campos P., Martínez-

- Jauregui M., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 3. Memoria 3.3. Editorial CSIC, Madrid.
- Holling C.S., Schindler D.W., Walker B., Roughgarden J., 1994. Biodiversity in the functioning of ecosystems: an ecological synthesis. En: *Biodiversity Loss: Ecological and Economic Issues* (Perrings C., Moler K.M., Folke C., Holling C.S., Jansson B.O., eds). Cambridge University Press. Cambridge. pp. 44-80.
- Hougnier C., Colding J., Söderquist T., 2006. Economic valuation of a seed dispersal service in the Stockholm National Urban Park, Sweden. *Ecological Economics* 59, 364-374.
- Huntley B., Green R., Collingham Y., Willis S.G., 2007. *A Climatic Atlas of European Breeding Birds*. Lynx Edicions, Barcelona. 528 pp.
- Jordano P., García C., Godoy J.A., García-Castaño J.L., 2007. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 3278-3282.
- Junta de Andalucía, 2011. Datos básicos Medio Ambiente Andalucía, edición 2011. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 32 pp. Disponible en [http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques\\_Tematicos/Estadisticas\\_e\\_Indicadores/Estadisticas\\_Oficiales\\_de\\_la\\_Consejeria\\_de\\_Medio\\_Ambiente/IndicadoresAmbientales/PT\\_indicadores.pdf](http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques_Tematicos/Estadisticas_e_Indicadores/Estadisticas_Oficiales_de_la_Consejeria_de_Medio_Ambiente/IndicadoresAmbientales/PT_indicadores.pdf)
- Kleijn D., Kohler F., Báldi A., Batáry P., Concepción E.D., Clough Y., Díaz M., Gabriel, D., Holzschuh A., Knop E., Marshall E.J.P., Tscharrntke T., Verhulst J., 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B* 276, 903-909.
- Lawton J. H., May R.M. (eds), 1995. Extinction rates. Oxford University. Oxford. 233 pp.
- Lomolino M.V., Riddle B.R., Brown J.H., 2006. *Biogeography, third edition*. Sinauer, Sunderland. 1291 pp.
- López de Carrión M., Díaz M., Carbonell R., Bonal R., 2006. *Libro Rojo de los vertebrados de Castilla-La Mancha*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural, Toledo. 223 pp.
- Lundberg J., Andersson E., Cleary G., Elmqvist T., 2008. Linkages beyond borders: targeting spatial processes in fragmented urban landscapes. *Landscape Ecology* 23, 717-726.
- Mace G.M., Collar N.J., Gaston K.J., Hilton-Taylor C., Akçakaya H.R., Leader-Williams N., Milner-Gulland E.J., Stuart S.N., 2008. Quantification of Extinction Risk: IUCN's System for Classifying Threatened Species. *Conservation Biology* 22, 1424-1442.
- Mace G.M., Norris K., Fitter A.H., 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution* 271, 19-26.
- Manning A.D., Fischer J., Lindenmayer D.B., 2006. Scattered trees are keystone structures - Implications for conservation. *Biological Conservation* 132, 311-321.
- Margalef R., 1980. *Ecología*. Omega. Barcelona. 951 pp.
- Mattison E.H.A., Norris K., 2005. Bridging the gaps between agricultural policy, land-use and biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 610-616.
- McCullagh P., Nelder J., 1989. *Generalised Linear Models, 2nd edition*. Chapman and Hall, Londres. 478 pp.
- McGeoch M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73, 181-201.
- Ministerio de Medio Ambiente, 1996. *Indicadores ambientales. Una propuesta para España. Serie Monografías*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 146 pp.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2003. *Base de datos de los vertebrados de España*, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. (CD-Rom).
- Ministerio de Medio Ambiente, 2005. *Atlas y Manual de los Hábitats Españoles*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 492 pp.
- Møller A.P., Jennions M.D., 2002. How much variance can be explained by ecologists and evolutionary biologists? *Oecologia* 132, 492-500.



- Morán-López, T., Alonso, C.L., Díaz, M., 2015a. Landscape effects on jay foraging behavior decrease acorn dispersal services in dehesas. *Acta Oecologica* 69: 52-64.
- Morán-López, T., Fernández, M., Alonso, C.L., Flores, D., Valladares, F., Díaz, M. 2015b. Effects of forest fragmentation on the oak-rodent mutualism. *Oikos* 00: 000-000.
- Moreno-Opo R., Guil F. (coords), 2007. *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 762 pp.
- Morrison M.L., Marcot B., Mannan W., 2006. *Wildlife-Habitat Relationships: Concepts and Applications, third edition*. Island Press, Washington. 520 pp.
- Muñoz A., Bonal R., Díaz M., 2009. Ungulates, rodents, shrubs: Interactions in a diverse Mediterranean ecosystem. *Basic and Applied Ecology* 10, 151-160.
- Nelson E., Mendoza G., Regetz J., Polasky S., Tallis H., Cameron D.R., Chan K.M., Daily G.C., Goldstein J., Kareiva P.M., Lonsdorf E., Naidoo R., Ricketts T.H., Shaw M.R., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and Environment* 7, 4-11.
- Nijkamp P., Vindigni G., Nunes P.A.L.D., 2008. Economic Valuation of Biodiversity: A comparative study. *Ecological Economics* 67, 217-231.
- Noss R.F., 1990. Can we maintain biological and ecological integrity? *Conservation Biology* 4, 241-243.
- Nunes P.A.L.D., van den Bergh C.J.M., 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics* 39, 203-222.
- Ovando P., Campos P., Mesa B., Álvarez A., Fernández C., Oviedo J.L., Caparrós A., Álvarez-Farizo B., 2015. Renta y capital de estudios de caso de fincas agroforestales de Andalucía. En: *Renta total y capital de las fincas agroforestales de Andalucía* (Campos P., Ovando P., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 4. Memoria 4.2. Editorial CSIC, Madrid.
- Palomares F., Gaona P., Ferreras P., Delibes M., 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9, 295-305.
- Palomino D., Bermejo A., Molina B., del Moral J.C., 2012. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid. 817 pp.
- Palomino D., Carrascal L.M., del Moral J.C., 2007. *Atlas de las Aves Invernantes en España. Boletín nº 1*. SEO/BirdLife. Madrid. Disponible en <http://www.atlasdeaves.org/>
- Palomo L.J., Gisbert J., Blanco J.C. (eds), 2008. *Atlas y Libro Rojo de los mamíferos terrestres de España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 586 pp.
- Pärtel M., Kalamees R., Ie Reier U., Tuvi E.L., Roosaluuste E., Vellak A., Zobel M., 2005. Grouping and prioritization of vascular plant species for conservation: combining natural rarity and management need. *Biological Conservation* 123, 271-278.
- Pearce D.W., Moran D., 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. Earthscan, London, 183 pp.
- Penteriani V., Delgado M.D., 2009. The Dusk Chorus from an Owl Perspective: Eagle Owls Vocalize When Their White Throat Badge Contrasts Most Context Sensitive Links. *PLOS One* 4, e4960.
- Peterson A.T., Soberón J., Pearson R., Anderson R.P., Martínez-Meyer E., Nakamura M., Araújo M.B., 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press. Princeton. 314 pp.
- Pleguezuelos J.M., Márquez R., Lizana M. (eds), 2004. *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 585 pp.
- Pulido F.J., 2002. Biología reproductiva y conservación: el caso de la regeneración de los bosques templados y subtropicales de robles (*Quercus* spp.). *Revista Chilena de Historia Natural* 75, 5-15.

- Ramírez L., 2002. Indicadores ambientales. Una visión general. En: *Indicadores ambientales. Situación actual y perspectivas* (L. Ramírez, coord). Serie Técnica del Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 75-95.
- Rey J.M., de la Montaña E., 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation* 114, 357-370.
- San Miguel A. (coord), 2006. *Manual de gestión del hábitat del linco ibérico* (*Lynx pardinus* Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.). Fundación CDB-Hábitat, Madrid. 241 pp.
- Santos T., Tellería J.L., 1998. *Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados de las mesetas ibéricas*. Organismo Autónomo «Parques Nacionales», Madrid. 139 pp.
- Santos T., Tellería J.L., Díaz M., Carbonell R., 2006. Evaluating the environmental benefits of CAP reforms: can afforestations restore forest bird communities in Mediterranean Spain? *Basic and Applied Ecology* 7, 483-495.
- SEO/Birdlife, 2003. *Gestión del hábitat del águila imperial*. SEO/Birdlife, Madrid. 372 pp.
- Sergio F., Caro T., Brown D., Clucas B., Hunter J., Ketchum J., McHugh K., Hiraldo F., 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39, 1-19.
- Simberloff D., 1988. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83, 247-257.
- Sutherland W.J. (ed), 1996. *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 354 pp.
- Tallis H., Goldman R., Uhl. M., Brosi B., 2009. Integrating conservation and development in the field: implementing ecosystem service projects. *Frontiers in Ecology and Environment* 7, 12-20.
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. United Nations Environment Programme, European Commission y otros gobiernos e instituciones. Disponible en <http://www.unep.org/pdf/LinkClick.pdf>
- Tellería J.L., 1992. Gestión forestal y conservación de las aves en España peninsular. *Ardeola* 39, 99-114.
- Tellería J.L., Asensio B., Díaz M., 1999. *Aves Ibéricas. II. Paseriformes*. J.M. Reyero, Madrid. 233 pp.
- Thuiller W., Lavergne S., Roquet C., Boulangeat, Lafourcade B., Araujo M.B., 2011. Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature* 470, 531-534.
- Thuiller W., Lavorel S., Araujo M.B., Sykes M.T., Prentice I.C., 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102, 8245-8250.
- United Nations Environment Programme (UNEP), 2004. *UNEP 2003 Annual Report*. UNEP, New York. 64 pp.
- United Nations et al., 2003. *Handbook of National Accounting. Integrated Environmental and Economic Accounting*. United Nations, New York. 287 pp.
- Valladares F. (ed), 2008. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante, segunda edición*. Organismo Autónomo «Parques Nacionales», Madrid. 587 pp.
- Varios autores, 2009. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario presentes en España*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. CD-rom.
- Verdú J.R., Galante E. (eds), 2006. *Libro Rojo de los invertebrados de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 411 pp.
- Verdú J.R., Galante E. (eds), 2008. *Atlas de los Invertebrados Amenazados de España (Especies En Peligro Crítico y En Peligro)*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 340 pp.



- Vives E., 2000. *Fauna Ibérica, Volumen 12 - Insecta, Coleoptera, Cerambycidae*. CSIC, Madrid. 716 pp.
- Wiens J.A., 1992. *The ecology of bird communities*. Cambridge University Press, Cambridge. 316 pp.
- Zamora R., Pugnaire F.I. (eds), 2001. *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*. CSIC-AEET. Granada. 463 pp.
- Zuberogoitia I, Campos LF, Crespo, T., Ocio G., 1997. Datos sobre la distribución y pautas de comportamiento del Chotacabras Gris (*Caprimulgus europaeus*) en Bizkaia durante los períodos reproductores de 1993 y 1994. Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas: Almerimar (El Ejido-Almería), dic. 1997, pp. 293-296.

# **ANEJO 1**

## **Protocolo, ficha y base de datos para el muestreo de aves y mamíferos**

Autores: Mario Díaz y César Luis Alonso

Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

## 1 INTRODUCCIÓN

Los censos de aves y mamíferos medianos y grandes se basan en unidades de muestreo distribuidas por itinerarios realizados a lo largo de los caminos de las fincas. El número de unidades de muestreo por finca y su distribución en el espacio se basan en las superficies y distribuciones de los tipos de monte en cada finca. Utilizando información cartográfica hemos situado estos puntos de modo tentativo a lo largo de la red de caminos de cada finca, indicando también un itinerario que los une entre sí dirigido a optimizar el tiempo de muestreo disponible (desde el amanecer hasta mediodía en primavera y desde una hora después de amanecer hasta una hora antes de anocheecer en invierno). Es imprescindible que estos itinerarios sean revisados por los técnicos provinciales o por personas que conozcan las fincas, pues la información cartográfica no siempre refleja la realidad (caminos en mal estado o inexistentes). Asimismo, es muy aconsejable que el técnico que vaya a realizar los censos dedique la tarde del día anterior a su inicio a comprobar sobre el terreno el itinerario propuesto, siempre que sea posible, además de a ponerse en contacto con el personal de las fincas por si es necesario que le den llaves de cancelas o que las dejen abiertas para poder realizar el censo del día siguiente con la máxima rapidez.

Cada unidad de muestreo consta de una estación de escucha para aves de 15 minutos de duración, de un transecto de 100 m de longitud para huellas y excrementos, y de un transecto en coche de 500 m o 1,5 km de longitud (según el tamaño de la finca y la época del censo), entre estaciones sucesivas para la detección de aves escasas o de gran tamaño. Estimamos que cada unidad de muestreo requiere unos 30 minutos. Asumiendo un tiempo efectivo de censo de unas 5,5 horas diarias (desde el amanecer a mediodía) en primavera y de 7 horas en invierno, se pueden realizar 10-11 muestras en cada mañana en primavera y 20-21 en invierno. Estas estimas han sido las que se han utilizado para planificar las fechas de censo, que deben tomarse también como orientativas. Los censos de aves no pueden realizarse en días muy ventosos, lluviosos o con niebla densa, debiendo posponerse al día siguiente si se dan estas circunstancias.

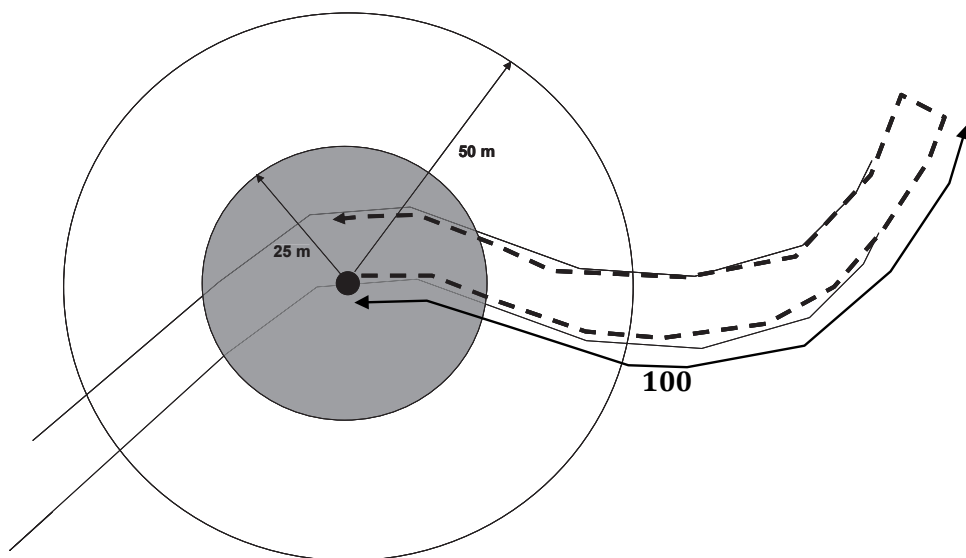
Los técnicos que realicen los censos deberán contar con experiencia en el censo de aves mediante estaciones de escucha y en la identificación de huellas y excrementos de ungulados y carnívoros. Para su trabajo necesitarán vehículos todo-terreno (Defender o similar, dado el mal estado de muchos caminos), un GPS para localizar y grabar las coordenadas de los puntos de muestreo y unos prismáticos. Para las huellas o excrementos difíciles de identificar deberán llevar bien bolsas de plástico

o bien una cámara digital, a fin de tomar una muestra del rastro que pueda ser examinada por nosotros o por expertos que nos ayuden.

1. Acceso al primer punto del itinerario al amanecer, usando los mapas y el GPS.
2. Inicio de la estación de escucha:
  - a) Dejar un intervalo de unos 3 minutos sin censar, durante los cuales se anota la hora, las coordenadas UTM del punto y la estructura de la vegetación en un radio de 25 m siguiendo la ficha. El observador debe situarse en una de las cunetas del camino o carretera, sin alejarse de ella a no ser que deba acceder andando a un punto no accesible por caminos (Figura A.1).
  - b) Anotar todas las aves vistas y oídas durante 15 minutos, señalando el número de individuos de cada especie (cuidado con los dobles contactos de aves que se mueven en torno al observador) y asignando cada contacto a tres intervalos de distancia al observador: menos de 25 m, 25-50 m, y más de 50 m.
    - Las aves que pasan volando sin indicios de posarse o de estar buscando alimento se anotan como «en vuelo». Las aves que se alimentan o cantan en vuelo (golondrinas, vencejos, rapaces, aláudidos) se asignan en general a la banda de más de 50 m (aves grandes) o menores si muestran indicios de estar fijadas a la zona muestreada.
    - Las aves detectadas fuera de la finca en el caso de muestras situadas cerca de sus límites en general no se anotan, excepto si el tipo de vegetación de la parte que está fuera de la finca es similar a la zona muestreada.
3. Transecto de huellas y excrementos. Una vez terminada la estación de escucha, se recorre un transecto de 100 m de longitud a lo largo del camino en que se encuentran los puntos de muestreo. Los 100 m se pueden medir contando pasos previa medida de la longitud media de los pasos de cada observador. El mejor modo de localizar huellas, excrementos o indicios (piñas roídas, hozaduras, etc.) es avanzar lentamente por la cuneta del camino/carretera mirando al suelo y a puntos destacados (piedras, pequeños matorrales, bancos de arena o barro) que suelen usar los carnívoros para marcar su territorio con excrementos y/o se marcan mejor las huellas. Una vez recorridos los 100 m, se vuelve al coche por la otra cuneta. En el caso de que se acceda al punto andando, lo mejor es realizar los 100 m de transecto a campo través, pero buscando zonas donde sea más fácil localizar rastros, en el camino de vuelta al coche. En el caso de estos transectos sólo se indica la presencia de indicios de cada especie contactada (ungulados, carnívoros, lagomorfos y ardillas). Si se detectan especies de aves no censadas en la estación de escucha, así como anfibios o reptiles, se anotan también.
4. Transectos en coche entre puntos. El desplazamiento entre puntos de muestreo se realizará en vehículo todo-terreno a baja velocidad, anotándose la

presencia de especies no detectadas en las estaciones de escucha (en general, especies escasas o de gran tamaño como rapaces, gangas y ortegas, vencejo cafre, etc.).

**Figura A.1.1.** Esquema de cada estación de censo



Líneas paralelas: camino o carretera (itinerario de muestreo)

Punto negro: observador

Círculo gris: medidas de la estructura de la vegetación y banda de censo de 25 m

Corona circular vacía: banda de censo de 25-50 m

Línea punteada: transecto para huellas y excrementos.

**Figura A.1.2.** Ficha de muestreo de aves y mamíferos

**VALORACIÓN DE LA  
RENTA Y EL CAPITAL DE  
LOS  
MONTES DE ANDALUCIA  
(RECAMAN)**

**FICHA DE MUESTREO DE AVES Y MAMÍFEROS**

FINCA:	
ESTACIÓN:	

FECHA	HORA	grabar en el GPS
UTM X	UTM Y	

**ESTRUCTUTURA DE LA VEGETACIÓN: RADIO DE 25 m**

cobertura de árboles (%)		Estimado; precisión: 10%
cobertura de matorral (%)		Estimado; precisión: 10%
cobertura de herbáceas (%)		Estimado; precisión: 10%
cobertura de suelo/piedras (%)		Estimado; precisión: 10%
altura media de los árboles (m)		Estimado; precisión: 0,5 m
Número de especies de árboles		
Número de especies de arbustos		
Número de troncos 10-30 cm de diámetro		10 cm: palma de la mano
Número de troncos 30-50 cm de diámetro		30 cm: una cuarta
Número de troncos >-50 cm de diámetro		
Si el número de troncos es muy alto se cuentan en un cuadrante representativo y se multiplica por cuatro		
especies de árboles		
especies de arbustos		

**ESTACIONES DE ESCUCHA: 15 minutos**

Especie	<25 m	25-50 m	>50 m	Observaciones

**TRANSECTO MAMÍFEROS: 100 m. ESPECIES DETECTADAS**


**TRANSECTO EN COCHE: 500 m -1 km. ESPECIES DETECTADAS**


## **ANEJO 2**

### **Tipos de montes ocupados por las especies seleccionadas como indicadoras en Andalucía**

Autores: Óscar Magaña, Elena D. Concepción y Mario Díaz

Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)



Coberturas Mapa Vegetación Andalucía	Coberturas agregadas
Agrícola	Agrícola
Agua	Agua
Artificial (improductivo)	Artificial (improductivo)
Bosque adehesado <i>Castanea sativa</i>	Bosque <i>Castanea sativa</i>
Bosque adehesado <i>Chamaerops humilis</i>	Bosque <i>Chamaerops humilis</i>
Bosque adehesado <i>Eucalyptus</i> sp.	Bosque <i>Eucalyptus</i> sp.
Bosque adehesado <i>Olea europaea</i>	Bosque <i>Olea europaea</i>
Bosque adehesado Otras	Bosque otras
Bosque adehesado <i>Pinus halepensis</i>	Bosque aclarado <i>Pinus</i> sp.
Bosque adehesado <i>Pinus pinaster</i>	Bosque aclarado <i>Pinus</i> sp.
Bosque adehesado <i>Pinus pinea</i>	Bosque aclarado <i>Pinus</i> sp.
Bosque adehesado <i>Quercus canariensis</i>	Bosque aclarado <i>Quercus</i> caducifolio
Bosque adehesado <i>Quercus faginea</i>	Bosque aclarado <i>Quercus</i> caducifolio
Bosque adehesado <i>Quercus ilex</i>	Bosque aclarado <i>Quercus</i> esclerófilo
Bosque adehesado <i>Quercus ilex</i> y <i>Olea europaea</i>	Bosque aclarado <i>Quercus</i> esclerófilo
Bosque adehesado <i>Quercus ilex</i> y <i>Pinus</i> sp.	Bosque aclarado <i>Quercus</i> esclerófilo
Bosque adehesado <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus faginea</i>	Bosque aclarado <i>Quercus</i> esclerófilo
Bosque adehesado <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus suber</i>	Bosque aclarado <i>Quercus</i> esclerófilo
Bosque adehesado <i>Quercus pyrenaica</i>	Bosque aclarado <i>Quercus</i> caducifolio
Bosque adehesado <i>Quercus</i> sp.	Bosque aclarado <i>Quercus</i> caducifolio
Bosque adehesado <i>Quercus suber</i>	Bosque aclarado <i>Quercus</i> esclerófilo
Bosque de ribera	Bosque de ribera
Bosque denso <i>Abies pinsapo</i>	Bosque <i>Abies pinsapo</i>
Bosque denso <i>Arbutus unedo</i>	Bosque de <i>Arbutus unedo</i>
Bosque denso <i>Castanea sativa</i>	Bosque <i>Castanea sativa</i>
Bosque denso <i>Chamaerops humilis</i>	Bosque <i>Chamaerops humilis</i>
Bosque denso <i>Eucalyptus</i> sp.	Bosque <i>Eucalyptus</i> sp.
Bosque denso <i>Juniperus</i> sp.	Bosque <i>Juniperus</i> sp.
Bosque denso <i>Olea europaea</i>	Bosque <i>Olea europaea</i>
Bosque denso Otras	Bosque otras
Bosque denso <i>Pinus canariensis</i>	Bosque denso <i>Pinus</i> sp.
Bosque denso <i>Pinus halepensis</i>	Bosque denso <i>Pinus</i> sp.
Bosque denso <i>Pinus nigra</i>	Bosque denso <i>Pinus</i> sp.
Bosque denso <i>Pinus pinaster</i>	Bosque denso <i>Pinus</i> sp.
Bosque denso <i>Pinus pinea</i>	Bosque denso <i>Pinus</i> sp.
Bosque denso <i>Pinus</i> sp.	Bosque denso <i>Pinus</i> sp.
Bosque denso <i>Pinus sylvestris</i>	Bosque denso <i>Pinus</i> sp.
Bosque denso <i>Populus</i> sp.	Bosque de ribera
Bosque denso <i>Quercus canariensis</i>	Bosque denso de <i>Quercus</i> caducifolio
Bosque denso <i>Quercus faginea</i>	Bosque denso de <i>Quercus</i> caducifolio
Bosque denso <i>Quercus ilex</i>	Bosque denso <i>Quercus</i> esclerófilo
Bosque denso <i>Quercus ilex</i> y <i>Olea europaea</i>	Bosque denso <i>Quercus</i> esclerófilo
Bosque denso <i>Quercus ilex</i> y <i>Pinus</i> sp.	Bosque denso <i>Quercus</i> esclerófilo
Bosque denso <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus faginea</i>	Bosque denso <i>Quercus</i> esclerófilo
Bosque denso <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus suber</i>	Bosque denso <i>Quercus</i> esclerófilo

Coberturas Mapa Vegetación Andalucía	Coberturas agregadas
Bosque denso <i>Quercus pyrenaica</i>	Bosque denso de <i>Quercus caducifolio</i>
Bosque denso <i>Quercus</i> sp.	Bosque denso de <i>Quercus caducifolio</i>
Bosque denso <i>Quercus suber</i>	Bosque denso <i>Quercus esclerófilo</i>
Bosque ralo <i>Abies pinsapo</i>	Bosque <i>Abies pinsapo</i>
Bosque ralo <i>Arbutus unedo</i>	Bosque de <i>Arbutus unedo</i>
Bosque ralo <i>Castanea sativa</i>	Bosque <i>Castanea sativa</i>
Bosque ralo <i>Chamaerops humilis</i>	Bosque <i>Chamaerops humilis</i>
Bosque ralo <i>Eucalyptus</i> sp.	Bosque <i>Eucalyptus</i> sp.
Bosque ralo <i>Juniperus</i> sp.	Bosque <i>Juniperus</i> sp.
Bosque ralo <i>Olea europaea</i>	Bosque <i>Olea europaea</i>
Bosque ralo Otras	Bosque otras
Bosque ralo <i>Pinus halepensis</i>	Bosque aclarado <i>Pinus</i> sp.
Bosque ralo <i>Pinus nigra</i>	Bosque aclarado <i>Pinus</i> sp.
Bosque ralo <i>Pinus pinaster</i>	Bosque aclarado <i>Pinus</i> sp.
Bosque ralo <i>Pinus pinea</i>	Bosque aclarado <i>Pinus</i> sp.
Bosque ralo <i>Pinus</i> sp.	Bosque aclarado <i>Pinus</i> sp.
Bosque ralo <i>Pinus sylvestris</i>	Bosque aclarado <i>Pinus</i> sp.
Bosque ralo <i>Populus</i> sp.	Bosque de ribera
Bosque ralo <i>Quercus canariensis</i>	Bosque aclarado <i>Quercus caducifolio</i>
Bosque ralo <i>Quercus faginea</i>	Bosque aclarado <i>Quercus caducifolio</i>
Bosque ralo <i>Quercus ilex</i>	Bosque aclarado <i>Quercus esclerófilo</i>
Bosque ralo <i>Quercus ilex</i> y <i>Olea europaea</i>	Bosque aclarado <i>Quercus esclerófilo</i>
Bosque ralo <i>Quercus ilex</i> y <i>Pinus</i> sp.	Bosque aclarado <i>Quercus esclerófilo</i>
Bosque ralo <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus faginea</i>	Bosque aclarado <i>Quercus esclerófilo</i>
Bosque ralo <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus suber</i>	Bosque aclarado <i>Quercus esclerófilo</i>
Bosque ralo <i>Quercus pyrenaica</i>	Bosque aclarado <i>Quercus caducifolio</i>
Bosque ralo <i>Quercus</i> sp.	Bosque aclarado <i>Quercus caducifolio</i>
Bosque ralo <i>Quercus suber</i>	Bosque aclarado <i>Quercus esclerófilo</i>
Humedal	Zonas húmedas
Matorral - pastizal	Matorral - pastizal
Sin cubierta vegetal	Roquedos
Zonas húmedas	Zonas húmedas

Especie	Tipos de monte
<i>Abies pinsapo</i> Boiss.	—
<i>Aegyptius monachus</i>	—
<i>Agriades zullichi</i>	Matorral - Pastizal
<i>Agrodiaetus violetae</i>	Matorral - Pastizal
<i>Alectoris rufa</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Algyroides marchi</i>	Bosque de ribera / Matorral - pastizal
<i>Allium rouyi</i> Gaut.	—
<i>Alphasida</i> ( <i>Betasida</i> ) <i>espanoli</i>	Bosque aclarado <i>Quercus</i> caducifolios ( <i>Q. faginea</i> )
<i>Alphasida</i> ( <i>Betasida</i> ) <i>ferreri</i>	Bosque de <i>Abies pinsapo</i>
<i>Alytes dickhilleni</i> ( <i>A. obstetricans</i> en Directiva y CREA)	Agua / Bosque de ribera / Zonas húmedas
<i>Anthus campestris</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Antirrhinum charidemi</i> Lange.	—
<b><i>Apteromantis aptera</i></b>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Apus caffer</i>	Bosque aclarado
<i>Aquila adalberti</i>	—
<i>Aquila chrysaetos</i>	—
<b><i>Aquilegia pyrenaica</i> subsp. <i>cazorlensis</i></b> (Heywood) Galiano & Rivas Mart.	—
<b><i>Arenaria nevadensis</i> Boiss. &amp; Reut.</b>	—
<i>Armeria velutina</i> Weillw. ex Boiss. & Reut.	—
<b><i>Artemisia granatensis</i> Boiss.</b>	—
<i>Asio flammeus</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Astragalus algarbiensis</i> Coss. ex Bunge	Matorral - Pastizal
<i>Astragalus tremolsianus</i> Pau.	—
<b><i>Atropa baetica</i> Willk.</b>	—
<i>Baetica ustulata</i>	—
<i>Barbastella barbastellus</i>	Bosque denso excepto eucaliptal
<i>Biscutella sempervirens</i> subsp. <i>vicentina</i> (Samp.) Malagarriga	Roquedos
<i>Bombus</i> ( <i>Megabombus</i> ) <i>reinigiellus</i>	Matorral - Pastizal
<i>Bubo bubo</i>	Bosque aclarado / Matorral - pastizal / Roquedo
<i>Bucanetes githagineus</i>	Matorral - Pastizal
<i>Bufo calamita</i>	Agrícola / Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<i>Buprestis splendens</i>	Pinícola
<i>Burhinus oedicephalus</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Calandrella brachydactyla</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<b><i>Canis lupus</i></b>	—
<i>Capra pyrenaica</i>	Matorral - Pastizal / Roquedos
<i>Capreolus capreolus</i>	Todos salvo agua, zonas húmedas, agrícola e improductivo
<i>Caprimulgus europaeus</i>	Bosque aclarado
<b><i>Carduus myriacanthus</i> Salzm. ex DC.</b>	—
<b><i>Centaurea citricolor</i> Font Quer.</b>	—

Especie	Tipos de monte
<i>Centaurea gadorensis</i> Blanca.	—
<i>Centaurea pulvinata</i> (Blanca) Blanca.	—
<b><i>Cerambyx cerdo</i></b>	Bosque de <i>Quercus</i> (todos)
<i>Cervus elaphus</i>	Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<i>Chalcides bedriagai</i>	Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<i>Charadrius morinellus</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Chersophilus duponti</i>	—
<i>Chondrina maginensis</i>	Matorral - Pastizal
<i>Ciconia ciconia</i>	Agrícola / Improductivo / Matorral - Pastizal
<i>Ciconia nigra</i>	—
<i>Circaetus gallicus</i>	Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<i>Circus aeruginosus</i>	—
<i>Circus cyaneus</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Circus pygargus</i>	—
<i>Coluber hippocrepis</i>	Bosque aclarado de <i>Quercus</i> esclerofilo / Bosque de ribera / Matorral - Pastizal
<i>Columba livia</i>	Agrícola / Improductivo / Matorral - Pastizal / Roquedos
<i>Columba oenas</i>	Bosque de ribera / Bosque aclarado de <i>Quercus</i>
<i>Columba palumbus</i>	Agrícola / Bosque aclarado / Bosque de ribera / Matorral - pastizal
<i>Coracias garrulus</i>	Agrícola / Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<i>Coronella austriaca</i>	Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<b><i>Coronopus navasii</i> Pau.</b>	—
<i>Corvus corone</i>	Agrícola / Bosque aclarado / Bosque de ribera
<i>Corvus monedula</i>	Agrícola / Bosque aclarado / Bosque de ribera
<i>Coturnix coturnix</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Crepis granatensis</i> (Willk.) Blanca & Cueto.	—
<i>Crex crex</i>	Matorral - Pastizal / Zonas húmedas
<i>Culcita macrocarpa</i> C. Presl.	—
<i>Cytisus malacitanus</i> subsp. <i>moleri</i> (Fern. Casas.) A. Lora	—
<i>Discoglossus galganoi</i>	Bosque aclarado / Bosque de ribera / Zonas húmedas
<i>Discoglossus jeanneae</i>	Bosque aclarado / Bosque de ribera / Zonas húmedas
<i>Egretta garzetta</i>	—
<i>Elanus caeruleus</i>	Agrícola / Bosque aclarado
<i>Emberiza hortulana</i>	Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<i>Eptesicus serotinus</i>	Bosque aclarado / Bosque de ribera
<i>Erica andevalensis</i> Cabezudo & J. Rivera.	—
<i>Erigeron frigidus</i> DC.	—

Especie	Tipos de monte
<i>Eriogaster catax</i>	Bosque de <i>Quercus</i> caducifolios
<i>Erithacus rubecula</i>	Todos menos agua y roquedos
<b><i>Erodium astragaloides</i> Boiss. &amp; Reut.</b>	—
<i>Erodium cazorlanum</i> Heywood.	—
<b><i>Erodium rupicola</i> Boiss.</b>	—
<i>Euphorbia nevadensis</i> Boiss. & Reut. subsp. <i>nevadensis</i>	—
<i>Euphydryas aurinia</i>	Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<i>Euxomodendron bourgaeum</i> Coss.	—
<i>Falco columbarius</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal / Zonas húmedas
<i>Falco naumanni</i>	—
<i>Falco peregrinus</i>	Roquedos
<i>Felis silvestris</i>	Todos salvo agua, roquedos, improductivo y bosque denso <i>Pinus</i> sp.
<i>Festuca elegans</i> Boiss. subsp. <i>elegans</i>	—
<i>Galerida theklae</i>	Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<b><i>Galium viridiflorum</i> Boiss. &amp; Reut.</b>	—
<i>Gallinago gallinago</i>	Matorral - Pastizal / Zonas húmedas
<i>Garrulus glandarius</i>	Bosque no aclarado (menos eucaliptales)
<i>Gaudinia hispanica</i> Stace & Tutin.	—
<i>Genetta genetta</i>	Todos salvo agua, roquedos e improductivo
<i>Geranium cazorlense</i> Heywood.	—
<i>Glareola pratincola</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal / Zonas húmedas
<i>Goniomma compressisquama</i>	Matorral - Pastizal
<i>Grus grus</i>	Agrícola / Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<i>Gypaetus barbatus</i>	—
<i>Gyps fulvus</i>	—
<i>Helianthemum alypoides</i> Losa & Rivas Goday.	—
<i>Helianthemum caput-felis</i> Boiss.	Matorral - Pastizal
<i>Helicella stiparum</i>	Matorral - Pastizal
<i>Herpestes ichneumon</i>	Bosque aclarado / Bosque de ribera / Matorral-pastizal
<i>Hieraaetus fasciatus</i>	—
<i>Hieraaetus pennatus</i>	Bosque aclarado / Bosque denso / Bosque de ribera
<i>Hieracium texedense</i> Pau.	—
<i>Hybalus ameliae</i>	Bosque de <i>Olea europaea</i> / Matorral - pastizal
<i>Hymenostemma pseudoanthemis</i> (Kunze) Willk.	—
<i>Hypsugo savii</i> ( <i>Pipistrellus savii</i> en Directiva y CREA)	Todos

Especie	Tipos de monte
<i>Iberus gualtieranus</i>	Matorral - Pastizal
<b><i>Jurinea fontqueri Cuatrec.</i></b>	—
<i>Lacerta schreiberi</i>	Bosque de ribera
<b><i>Laserpitium longiradium Boiss.</i></b>	—
<i>Leontodon boryi Boiss ex DC.</i>	—
<i>Leontodon microcephalus (Boiss ex DC.) Boiss.</i>	—
<i>Limonium estevei Fern. Casas.</i>	—
<i>Limonium malacitanum Díez Garretas.</i>	—
<b><i>Linaria tursica Valdés &amp; Cabezudo.</i></b>	—
<b><i>Lithodora nitida (Ern) R. Fern.</i></b>	—
<i>Lucanus cervus</i>	Bosque caducifolios
<i>Lullula arborea</i>	Bosque aclarado
<i>Luscinia svecica</i>	Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<b><i>Lynx pardinus</i></b>	—
<i>Macrothele calpeiana</i>	Bosque aclarado y olivares
<i>Maculinea nausithous</i>	Matorral - Pastizal
<i>Martes foina</i>	Bosque / Matorral - Pastizal / Roquedos
<i>Melanocorypha calandra</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Micropyropsis tuberosa Romero Zarco &amp; Cabezudo.</i>	—
<i>Microtus cabreræ</i>	—
<i>Milvus migrans</i>	Improductivo / Bosque aclarado / Bosque de ribera
<i>Milvus milvus</i>	—
<i>Miniopterus schreibersii</i>	—
<i>Moehringia fontqueri Pau.</i>	—
<i>Mustela putorius</i>	Todos salvo agua, roquedos e improductivo
<i>Myotis bechsteinii</i>	—
<i>Myotis blythii</i>	—
<i>Myotis capaccinii</i>	—
<i>Myotis daubentonii</i>	Bosque de ribera
<i>Myotis emarginata</i>	—
<i>Myotis escalerae (M. nattereri en Directiva y CREA)</i>	Bosque denso / Bosque de ribera
<i>Myotis myotis</i>	—
<i>Narcissus bugei (Fern. Casas) Fern. Casas.</i>	—
<i>Narcissus fernandesii G. Pedro.</i>	—
<i>Narcissus humilis (Cav.) Traub</i>	—
<i>Narcissus longispathus Pugsley.</i>	—
<b><i>Narcissus nevadensis Pugsley</i></b>	—
<i>Narcissus tortifolius Fern. Casas.</i>	—
<i>Narcissus triandrus L. subsp. pallidulus (Graells) Rivas Goday</i>	—
<i>Narcissus viridiflorus Schousboe.</i>	—
<i>Neophron percnopterus</i>	—

Especie	Tipos de monte
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	Bosque denso
<i>Nyctalus leisleri</i>	Bosque denso
<i>Nyctalus noctula</i>	Bosque denso
<i>Odontites granatensis</i> Boiss.	—
<i>Oenanthe leucura</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Ornithogalum reverchonii</i> Lange.	—
<i>Orobancha densiflora</i> Salzmann ex Reuter in DC.	—
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Agrícola / Bosque aclarado / Bosque de ribera / Matorral - Pastizal
<i>Otis tarda</i>	—
<i>Pandion haliaetus</i>	—
<i>Papaver rupifragum</i> Boiss. & Reut.	—
<i>Parachtes deminutus</i>	Matorral - Pastizal
<i>Pelobates cultripēs</i>	Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<i>Phasianus colchicus</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Pica pica</i>	Agrícola / Bosque aclarado / Bosque de ribera / Improductivo/Matorral - pastizal / Zonas húmedas
<i>Picris willkommii</i> (Schultz Bip.) Nyman.	—
<i>Pinguicula nevadensis</i> (H. Lindb.) Casper.	—
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Bosque aclarado / bosque de ribera
<i>Pipistrellus pygmaeus</i> (P. pipistrellus en Directiva y CREA)	Bosque denso / Bosque de ribera
<i>Plantago algarbiensis</i> Sampaio	—
<i>Plebicula golgus</i>	—
<i>Plecotus austriacus</i>	Bosque denso / Bosque de ribera
<i>Pluvialis apricaria</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Proserpinus proserpina</i>	Bosque de ribera
<i>Psiloderes zariquieyi</i>	Matorral - Pastizal
<i>Pterocles alchata</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Pterocles orientalis</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	Agrícola / Matorral - pastizal / Roquedos
<i>Quercus alpestris</i> Boiss.	—
<i>Rhinolophus euryale</i>	—
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	—
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	—
<i>Rhinolophus mehelyi</i>	—
<i>Rosmarinus tomentosus</i> Huber-Morat & Maire.	—
<i>Rossomyrmex minuchae</i>	Matorral - Pastizal
<i>Rothmaeleria granatensis</i> (Boiss, ex DC.) Font Quer.	—
<i>Saga pedo</i>	Matorral - Pastizal
<i>Salix hastata</i> L. subsp. <i>sierrae-nevadae</i> Rech. fil.	—
<i>Salix salviifolia</i> Brot. subsp. <i>australis</i> Franco	—



Especie	Tipos de monte
<i>Santolina elegans</i> Boiss.	—
<i>Sarcocapnos baetica</i> (Boiss. & Reut.) Nyman <i>subsp. integrifolia</i> (Boiss.) Nyman.	—
<i>Scilla odorata</i> Link	—
<i>Scolopax rusticola</i>	Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<b><i>Senecio elodes</i> Boiss.</b>	—
<i>Senecio nevadensis</i> Boiss. & Reut.	—
<b><i>Seseli intricatum</i> Boiss.</b>	—
<i>Silene mariana</i> Pau.	—
<i>Silene stockenii</i> A.O. Chater.	—
<i>Sisymbrium cavanillesianum</i> Valdés-Bermejo & Castroviejo	Agrícola
<i>Solenanthus reverchonii</i> Degen.	—
<i>Spiranthes aestivalis</i> (Poiret) L.C.M. Richard	—
<i>Streptopelia turtur</i>	Bosque aclarado / Bosque de ribera
<i>Sturnus vulgaris</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal / Bosque aclarado / Bosque de ribera / Zonas húmedas
<i>Sus scrofa</i>	Todos salvo agua, roquedos e improductivo
<i>Sylvia atricapilla</i>	Bosque de ribera / Bosques caducifolios (primavera)/todos los bosques y matorrales (invierno)
<i>Sylvia borin</i>	Bosque de ribera / Bosque denso de <i>Quercus</i> caducifolios
<i>Sylvia cantillans</i>	Bosque aclarado <i>Quercus</i> esclerófilos / Bosque denso <i>Quercus</i> esclerófilos / Matorral - Pastizal
<i>Sylvia communis</i>	Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<i>Sylvia conspicillata</i>	Matorral - Pastizal
<i>Sylvia hortensis</i>	Bosque aclarado <i>Quercus</i> esclerófilos
<i>Sylvia melanocephala</i>	Agrícola / Bosque aclarado / Bosque denso / Matorral - pastizal
<i>Sylvia undata</i>	Matorral - Pastizal
<i>Tadarida teniotis</i>	Improductivo / Roquedos
<i>Testudo graeca</i>	—
<i>Tetrax tetrax</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal
<i>Teucrium charidemi</i> Sandwith.	—
<i>Teucrium turretanum</i> Losa & Rivas Goday.	—
<i>Thymelaea broteriana</i> Cout.	Matorral - Pastizal
<i>Thymus carnosus</i> Boiss.	—
<i>Turdus iliacus</i>	Agrícola / Bosque aclarado / Matorral - Pastizal
<i>Turdus merula</i>	Todos menos agua y roquedos
<i>Turdus philomelos</i>	Agrícola / Bosque aclarado / Bosque de <i>Juniperus</i> / Bosque de ribera / Matorral - Pastizal

Espece	Tipos de monte
<i>Turdus pilaris</i>	Agrícola / Bosque de <i>Juniperus</i> / Matorral - pastizal
<i>Turdus torquatus</i>	Bosque de <i>Juniperus</i> / Bosque de <i>Pinus</i> / Matorral - pastizal
<i>Turdus viscivorus</i>	Bosque aclarado / Bosque denso
<i>Turnix sylvatica</i>	—
<i>Vanellus vanellus</i>	Agrícola / Matorral - Pastizal / Zonas húmedas
<i>Veronica micrantha</i> Hoffmanss. & Link	Bosques caducifolios
<i>Viola cazorlensis</i> Gand.	—
<i>Vulpes vulpes</i>	Todos menos agua



Memorias científicas de RECAMAN

Volumen 2. Memoria 2.2

## **Producción, usos, renta y capital ambientales del agua en los sistemas forestales de Andalucía\***

Santiago Beguería, Pablo Campos, Roberto Serrano-Notivoli y Alejandro Álvarez

Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)



**Figura superior.** Las escorrentías superficiales del agua que alcanza los cauces naturales son en su mayor parte reguladas por los embalses de las cuencas hidrográficas para destinarlas a sus usos comerciales, domésticos y ecológicos. Fuente: Daniel González.

---

\* Citar como Beguería S., Campos P., Serrano-Notivoli R., Álvarez A., 2015. Producción, usos, renta y capital ambientales del agua en los sistemas forestales de Andalucía. En: *Biodiversidad, usos del agua forestal y recolección de setas silvestres en los sistemas forestales de Andalucía* (Campos P., Díaz M., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 2. Memoria 2.2. Editorial CSIC, Madrid, pp. 102-273.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN .....	105
CONTRIBUCIONES DE LOS AUTORES .....	108
ABREVIATURAS .....	109
ÍNDICE DE TABLAS.....	111
ÍNDICE DE FIGURAS.....	113
ÍNDICE DE ANEJOS .....	115

### CAPÍTULOS

1	INTRODUCCIÓN.....	116
1.1	Gestión integral de los recursos hídricos: un viaje de lo local a lo global .....	116
1.2	Importancia de la vegetación del monte en el reparto de los recursos hídricos .....	117
1.3	Economía ambiental de la regulación de los recursos hídricos en el monte .....	117
1.4	Objetivos de este trabajo .....	117
1.5	Oportunidad y novedad .....	119
2	METODOLOGÍA .....	119
2.1	Recursos y demandas hídricos en Andalucía .....	119
2.2	Cálculo del balance hidrológico forestal .....	123
2.2.1	El balance hidrológico forestal.....	123
2.2.2	Efecto de la vegetación sobre el balance hidrológico del monte .....	125
2.2.3	Simulación eco-hidrológica de la vegetación forestal en las cuencas de embalses de Andalucía .....	128
2.2.3.1	<i>Elección del modelo de simulación eco-hidrológica.....</i>	128
2.2.3.2	<i>Selección de las unidades de simulación .....</i>	130
2.2.3.3	<i>Fuentes de información y parametrización de la simulación .....</i>	131
2.2.3.4	<i>Calibración del modelo .....</i>	132
2.2.3.5	<i>Cálculo del balance hidrológico a escala de HRU .....</i>	132
2.2.4	Generalización de los resultados de la simulación eco-hidrológica...	133

2.2.4.1	<i>Modelos de regresión .....</i>	133
2.2.4.2	<i>Aplicación a las teselas del Inventario Forestal Nacional .....</i>	133
2.3	Renta y capital ambientales públicos del agua forestal .....	135
2.3.1	Precios de producción y capital ambientales públicos del agua forestal .....	136
2.3.1.1	<i>Precio de la producción final de agua forestal.....</i>	136
2.3.1.2	<i>Precio del capital ambiental público del agua forestal embalsada ..</i>	138
2.3.2	Renta ambiental pública del agua forestal.....	138
3	RESULTADOS.....	143
3.1	Flujos hídricos forestales.....	145
3.2	Producción de agua forestal .....	148
3.3	Agua forestal superficial regulada.....	151
3.4	Renta y capital ambientales públicos del agua forestal superficial regulada .....	153
3.4.1	Capital ambiental del agua forestal superficial regulada.....	153
3.4.2	Renta ambiental estacionaria del agua forestal superficial regulada en el decenio 2000-2009 .....	154
3.4.3	Renta ambiental corriente del agua forestal superficial regulada en 2010 .....	156
4	DISCUSIÓN.....	158
4.1	Monitorización del balance hidrológico forestal.....	158
4.1.1	Alternativas a la simulación eco-hidrológica .....	159
4.1.2	Incertidumbres en la estimación de los flujos hídricos .....	160
4.2	Economía del agua forestal .....	163
4.2.1	Precio del agua forestal superficial regulada.....	163
4.2.2	Precio del agua forestal superficial no regulada.....	164
4.2.3	Precio del agua forestal subterránea.....	164
4.2.4	Precio del agua forestal evapotranspirada .....	164
4.3	Influencia de la vegetación en la generación de recursos hídricos....	165
4.3.1	Generación de recursos hídricos en función de la vegetación en Andalucía .....	165
4.3.2	Simulación de cambios de uso .....	166
4.3.3	Cambios en la vegetación forestal de Andalucía.....	168
4.4	Retos futuros de la gestión del agua forestal.....	171
4.4.1	Cuenta de producción del agua forestal manufacturada.....	172
4.4.1.1	<i>Función de producción de agua forestal manufacturada.....</i>	172
4.4.1.2	<i>Cuentas de producción y capital del agua forestal .....</i>	174
4.4.2	Precios del agua forestal.....	177
4.4.3	Propiedad, equidad y mercado de la producción de agua forestal manufacturada .....	178
5	CONCLUSIONES .....	179
	AGRADECIMIENTOS .....	183
	GLOSARIO .....	184
	REFERENCIAS.....	192
	ANEJOS .....	197

## RESUMEN

Las características de la vegetación de los montes (especies dominantes, estratos, cabaña cubierta, etcétera) tienen una relevante influencia en los procesos que determinan la conversión del agua precipitada en los flujos hídricos que integran el balance hidrológico: evapotranspiración, caudal superficial, recarga de acuíferos y variación de la reserva interna. Por ello, la vegetación de los montes contribuye de forma significativa a la regulación de los recursos hídricos, especialmente en el entorno mediterráneo donde la parte fundamental de estos recursos es generada en áreas de cabecera hidrográfica, donde la existencia de excedentes hídricos permite abastecer a las áreas del llano situadas cuenca abajo.

El papel de la vegetación de los montes en la regulación de los recursos hídricos es conocido y está bien documentado en la literatura hidrológica. En el caso de la Península Ibérica existen numerosas evidencias de que el abandono de tierras de cultivo, la extensificación y el progreso de la vegetación natural en los montes durante las últimas décadas han alterado de forma apreciable el balance hidrológico en diversas cuencas españolas. Un efecto contrario se puede esperar de la transformación de superficies con vegetación leñosa cerrada a superficies adehesadas o incluso a superficies de pastos, como demuestran los experimentos realizados en parcelas experimentales. Estos ejemplos y otros de la literatura incentivan el interés por el estudio del efecto de la vegetación de los montes en la generación de recursos hídricos, y motivan el primer objetivo de esta investigación:

El primer objetivo de esta investigación es calcular el balance hidrológico anual de las superficies de monte de Andalucía, es decir el reparto del agua precipitada entre flujos de evapotranspiración, caudal superficial y recarga de acuífero, y variación de la reserva interna.

El papel de la vegetación de los montes en la regulación de los recursos hídricos ha recibido menor atención entre los especialistas en economía ambiental. Sin embargo, en un contexto de escasez del recurso se puede asumir que las diferencias en la disponibilidad de agua derivadas de distintas alternativas de gestión de la vegetación de los montes tiene relevancia económica. Para valorar dicha relevancia resulta necesario transformar los flujos hídricos del monte (medidos en unidades de volumen por unidad de tiempo) en flujos económicos (medidos en unidades monetarias por unidad de tiempo). Estos últimos se integran en un sistema de contabilidad de la renta total social del monte, y ser así agregados a otros flujos económicos generados en el monte. Se define así el siguiente objetivo de esta investigación:



El segundo objetivo de esta investigación es realizar una valoración de la renta ambiental total pública que se deriva de los usos económicos de los flujos hídricos generados en las superficies de monte.

Para la estimación de los flujos hídricos se han utilizado herramientas de simulación hidrológica que permiten calcular, a partir de información ambiental básica y los datos climáticos del año o años de interés, todos los flujos hídricos que se generan en cada parcela de monte. Estas simulaciones son calibradas y validadas utilizando datos observados de caudal en ríos o embalses para garantizar que son una representación adecuada de la realidad. Los resultados de la simulación hidrológica han sido finalmente extrapolados a las teselas del Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3), que constituye el soporte espacial común al que se han adaptado las distintas investigaciones temáticas del proyecto Renta y Capital de los Montes de Andalucía (RECAMAN), del que esta investigación forma parte.

Posteriormente se ha utilizado la información hidrológica (flujos hídricos en cada tesela de monte) para realizar una valoración económica de los recursos hídricos generados en el monte en función de su destino final. Para ello ha sido necesario desarrollar una metodología para la contabilidad del agua ambiental pública en el monte siguiendo los criterios del sistema de cuentas agroforestales, puesto que en la actualidad no existe ningún sistema robusto que permita integrar el agua en el monte en el contexto de la contabilidad ambiental. Se ha realizado, pues, un esfuerzo conceptualizador e integrador del agua en el monte en el contexto del sistema de cuentas agroforestales, que ha permitido desarrollar una extensión del concepto de renta total social del monte consistente con el criterio de valor de cambio del Sistema de Contabilidad Económica Ambiental-Marco Central (SEEA-CF).

Se ha aplicado la metodología de las cuentas agroforestales a la valoración de la renta y el capital ambientales públicos del agua en los montes de Andalucía. Se ha utilizado el método de precios hedónicos para calcular el precio del capital ambiental público del agua superficial regulada (embalsada) derivada de su uso como agua de riego. A partir de este precio se ha calculado la renta y capital ambiental del agua superficial regulada generada en los montes de Andalucía, en el año 2010 y para el periodo 2000-2009, considerado representativo de una situación estacionaria.

Es posible extender los resultados de esta investigación a otros usos no agrícolas (incluyendo el autoconsumo de agua por la vegetación del monte) y a otras fuentes del recurso (destacando por su importancia el uso de agua subterránea), como se aborda en el apartado de discusión. Esto requeriría tan sólo la recopilación de más información, puesto que el marco conceptual desarrollado permite inclusión de estos precios en las cuentas ambientales públicas del agua del monte. En este estudio se ha adoptado una postura conservadora otorgando un precio nulo a los demás usos y fuentes del recurso, permitiendo la comparación de la renta y capital del agua con las de otros recursos del monte.

Los resultados de esta investigación permiten comparar la influencia de distintos tipos de vegetación en la generación de recursos hídricos en Andalucía. Esta comparación, como se pone de relieve en la sección de discusión, puede servir de marco para informar el desarrollo de políticas de incentivos a la gestión de la vegetación de los montes con el objetivo de incrementar la producción y calidad de los recursos hídricos disponibles.

Entre los resultados se observa que en el conjunto de los sistemas forestales de Andalucía se calcula una renta ambiental corriente pública del agua forestal regulada



en 2010 de 63,30 €/ha, que se eleva a 153,74 €/ha cuando sólo se considera la superficie relevante que es objeto de regulación de su agua superficial por los sistemas de embalses públicos. La distribución de la renta ambiental corriente del agua por superficie relevante de las vegetaciones es, respectivamente, 182,37 €/ha, 156,27 €/ha, 66,91 €/ha y 319,42 €/ha para la formación adehesada, la formación de bosque, el matorral y el pastizal. Los capitales ambientales de las superficies relevantes de estas cuatro vegetaciones se estiman en 2.952,10 €/ha, 2.367,18 €/ha, 277,21 €/ha y 5.934,81 €/ha, respectivamente. En el conjunto de la superficie forestal regulada el capital ambiental público del agua forestal asciende a 2.287,89 €/ha, y se reduce a 941,98 €/ha, si se considera la superficie total de los sistemas forestales de Andalucía. Finalmente, en términos absolutos, en 2010 el agua ambiental pública de los sistemas forestales de Andalucía aportó 277,64 millones de euros de renta ambiental y 4.131,93 millones de euros de capital ambiental públicos.

## CONTRIBUCIONES DE LOS AUTORES

### **Santiago Beguería**

Responsable de la simulación eco-hidrológica y de la introducción de resultados en el sistema de cuentas agroforestales, y co-autor principal de la redacción de la memoria de investigación y la conceptualización hidro-económica.

### **Pablo Campos**

Responsable de la conceptualización de las cuentas de renta y capital ambientales, y co-autor principal de la redacción de la memoria de investigación y la conceptualización hidro-económica.

### **Roberto Serrano-Notivoli**

Responsable de la compilación de información geo-referenciada y de la modelización climática, co-responsable de la simulación eco-hidrológica.

### **Alejandro Álvarez**

Responsable de la compilación y cálculo de resultados a escala provincial y por clases de vegetación de las cuentas económicas.

## ABREVIATURAS

SWAT	Soil and Water Erosion Tool (Arnold <i>et al.</i> , 2012).
SEEA-CF	System of Environmental Economic Accounting-Central Framework. (Sistema de Contabilidad Económica Ambiental-Marco Central).
CAF	Sistema de cuentas agroforestales.
$Q$	Caudal superficial.
$Q_m$	Caudal medio anual.
$Q_5$	Caudal anual máximo en cinco años.
$Q_r$	Caudal superficial regulado.
$Q_a$	Caudal superficial no regulado, o ambiental.
$Q_{em}$	Caudal superficial que es aportado a un embalse.
$Q_e$	Caudal superficial económico, o cantidad del agua embalsada que es consumida por los usuarios.
$R$	Recarga del acuífero profundo.
$RA$	Renta ambiental corriente.
$RA_e$	Renta ambiental estacionaria.
$R_u$	Agua del acuífero utilizada.
$P$	Precipitación.
$P_e$	Precipitación económica, o que da lugar a flujos económicos.
$E$	Evapotranspiración.
$EP$	Evapotranspiración potencial.
$S$	Almacenamiento interno.
$\Delta S$	Variación del almacenamiento interno.
$S_r$	Variación positiva (incremento) del almacenamiento interno.
$S_w$	Agua del almacenamiento interno consumida.
$e$	Flujo económico de evapotranspiración.
$q$	Flujo económico de caudal superficial.
$r$	Flujo económico de recarga del acuífero profundo.
$s_r$	Flujo económico de incremento de la reserva interna del suelo.
$p_e$	Precio del agua de evapotranspiración, $E$ .
$p_q$	Precio del agua del caudal superficial, $Q$ .
$p_r$	Precio del agua de la recarga del acuífero profundo, $R$ .
$p_s$	Precio del agua de recarga de la reserva interna, $S_r$ .
$p_a$	Precio ambiental del agua embalsada.
$p_k$	Precio del capital ambiental público del agua embalsada.

MPH	Método de precios hedónicos.
IFN3	Tercer Inventario Forestal Nacional.
$r$	Tasa de rentabilidad constante.
$CFta$	Capital ambiental inicial fijo de agua.
$r$	Coeficiente de uso económico del agua embalsada.
$RA_{pu}$	Renta ambiental pública del agua.
$PT$	Producción total.
$PI$	Producción intermedia.
$Ple$	Producción intermedia debida a la evapotranspiración.
$PF$	Producción final.
$PFq$	Producción final debida al caudal superficial.
$PFr$	Producción final debida a la recarga del acuífero profundo.
$PFsr$	Producción final debida a la recarga de la reserva interna.

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Recursos hídricos de Andalucía por demarcaciones hidrológicas (hm <sup>3</sup> año <sup>-1</sup> ) .....	121
Tabla 2.	Demandas hídricas de Andalucía en función del usuario final y del origen del recurso (hm <sup>3</sup> año <sup>-1</sup> ).....	122
Tabla 3.	Fuentes de información para la modelización hidrológica .....	132
Tabla 4.	Ratios de agua económica regulada en los embalses por demarcaciones hidrográficas.....	141
Tabla 5.	Ratios de agua económica por demarcaciones hidrográficas (agua subterránea).....	142
Tabla 6.	Superficie forestal total y relevante por provincias (ha) .....	143
Tabla 7.	Superficie forestal por tipo de formación forestal y provincia (ha). .....	145
Tabla 8.	Flujos hídricos en el monte por provincias (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ) .....	146
Tabla 9.	Flujos hídricos en el monte por clases de vegetación (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ) .....	148
Tabla 10.	Producción de agua forestal por provincias (hm <sup>3</sup> ) .....	148
Tabla 11.	Producción de agua forestal por clases de vegetación (hm <sup>3</sup> ) .....	149
Tabla 12.	Agua forestal superficial regulada (comercial y no comercial) y no regulada (hm <sup>3</sup> y %), por provincias.....	152
Tabla 13.	Capital ambiental del agua forestal regulada inicial por superficie relevante, tipo de formación forestal, provincia y Andalucía (2010: €/ha).....	154
Tabla 14.	Capital ambiental del agua forestal regulada inicial por superficie relevante, tipo de formación forestal, provincia y Andalucía (2010: €).....	154
Tabla 15.	Renta ambiental estacionaria por superficie relevante, tipo de formación forestal, provincia y total de Andalucía (media 2009-2009, €/ha) .....	155
Tabla 16.	Renta ambiental corriente del agua forestal superficial regulada por provincias y formaciones vegetales predominantes (2010: €/ha)...	156
Tabla 17.	Rentas ambientales corriente y estacionaria por superficie relevante, tipo de formación forestal, provincia y Andalucía (€) .....	156

Tabla 18.	Flujos físicos del ciclo anual del agua en los montes de Andalucía por clases de vegetación (%).....	166
Tabla 19.	Matriz de transición de usos del suelo entre 1956 y 2003 .....	169
Tabla 20.	Superficie ocupada por distintas formaciones vegetales en 1956 y 2003 (miles de has).....	170
Tabla 21.	Cuenta de producción privada simplificada del agua forestal manufacturada superficial (cifras no reales a título ilustrativo: €/ha) .....	176

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Distribución del monte en Andalucía y cuencas de drenaje de los principales embalses de Andalucía. ....	118
Figura 2.	Recursos hídricos de Andalucía en función de su origen (promedios anuales). ....	120
Figura 3.	Consumo de agua en Andalucía en función del origen del recurso (promedios anuales). ....	121
Figura 4.	Consumo de agua en Andalucía en función del usuario final (promedios anuales). ....	122
Figura 5.	Balance hidrológico del monte. ....	124
Figura 6.	Balance hidrológico mensual promedio de la cuenca del Guadalquivir. ....	124
Figura 7.	Relación entre superficie deforestada y variación del caudal anual en experimentos de cuencas pareada. ....	127
Figura 8.	Flujos hídricos simulados en SWAT. ....	129
Figura 9.	Cuencas hidrográficas de embalses simuladas con SWAT. ....	131
Figura 10.	Modelo de regresión de Q (WYL en la figura) frente a P (PCP), en mm por año. ....	134
Figura 11.	Fracción de superficie forestal relevante de las parcelas del IFN3. ....	144
Figura 12.	Mapa de formaciones forestales dominantes de Andalucía. ....	144
Figura 13.	Generación de caudal superficial en Andalucía (2010: m <sup>3</sup> /ha). ....	149
Figura 14.	Evapotranspiración de la vegetación del monte en Andalucía (2010, m <sup>3</sup> /ha). ....	150
Figura 15.	Recarga de acuíferos en Andalucía (2010, m <sup>3</sup> /ha). ....	150
Figura 16.	Ratio de eficiencia de los embalses de Andalucía (2010: tanto por uno). ....	151
Figura 17.	Renta ambiental del agua forestal superficial regulada en Andalucía (2010: €/ha). ....	157
Figura 18.	Capital ambiental del agua forestal superficial regulada en Andalucía (2010: €/ha). ....	158



Figura 19.	Distribución de frecuencias del coeficiente de determinación (R <sup>2</sup> ) de los valores mensuales de caudal simulados con SWAT con respecto a los medidos, en un conjunto de 24 embalses.....	161
Figura 20.	Comparación entre caudales simulados y observados en el embalse de Aguascebas (Jaén).....	161
Figura 21.	Series mensuales de caudal simulado (azul oscuro) y observado (azul claro) en el periodo 2000-2010 en el embalse de Aguascebas (Jaén). ....	162
Figura 22.	Comparación del balance hidrológico mensual de una parcela de monte en la cuenca hidrográfica del embalse de Quéntar, Granada, bajo distintas clases de vegetación.....	167
Figura 23.	Variación del uso del suelo en Andalucía, en porcentaje sobre la superficie total.....	169

## ÍNDICE DE ANEJOS

Anejo 1.	Simulación eco-hidrológica en 44 embalses de Andalucía con el modelo SWAT .....	197
Anejo 2.	Tablas de flujos físicos, producción, renta y capital del agua forestal en Andalucía en 2010 y en el decenio 2000-2009.....	249

# 1 INTRODUCCIÓN

## 1.1 Gestión integral de los recursos hídricos: un viaje de lo local a lo global

La gestión del agua tiene una importancia indudable para las sociedades humanas, y de forma muy notable en los territorios de clima mediterráneo como el de Andalucía. Las características climáticas de escasez de precipitación, ausencia estival de lluvias que coincide con el periodo de las máximas temperaturas y por tanto las mayores demandas hídricas, y la irregular *pluviometría* interanual, determinan una fuerte presión sobre los recursos hídricos. Esto ha provocado que, en las sociedades mediterráneas, la construcción de presas y la canalización de las aguas haya constituido históricamente la obra pública estructural para la gestión de los *recursos hídricos*. A los recursos superficiales hay que sumar la extracción de agua del subsuelo mediante pozos, que alcanza una gran importancia en las regiones con menor disponibilidad de recursos superficiales. La regulación de las aguas superficiales y la explotación de los acuíferos han permitido, así, satisfacer las *demandas hídricas* para usos agrícolas, industriales, urbanos y turísticos. En un contexto de creciente escasez relativa de la disponibilidad de agua para satisfacer las demandas antrópicas, se llega a establecer una competencia entre estas y la *demanda ambiental*.

Es en este contexto de escasez donde cobra especial importancia la planificación hidrológica. Esta tiene como uno de sus objetivos evaluar los recursos hídricos disponibles y optimizar su gestión de acuerdo con las demandas, antrópicas y ambientales, que se establezcan. En general, la planificación hidrológica considera la disponibilidad de recursos atendiendo a los caudales hídricos superficiales (en los ríos) susceptibles de ser embalsados y redistribuidos, así como a la recarga de los acuíferos que permite establecer las cargas de extracciones subterráneas sostenibles. Mucho más raramente, sin embargo, se considera el ciclo hidrológico continental completo, que comienza con la transferencia de agua de la atmósfera a la superficie continental en forma de precipitación. La perspectiva local, es decir los procesos hidrológicos de transferencia de agua que se producen *in situ* en el lugar en el que llueve, cobra así una gran relevancia ya que determina las cantidades de agua que finalmente se exportarán en forma de caudales y que serán susceptibles de ser aprovechados.

## 1.2 Importancia de la vegetación del monte en el reparto de los recursos hídricos

En esta perspectiva local del ciclo hidrológico continental, la interacción entre la vegetación y el agua es fundamental. Las características de la vegetación de los montes (especies dominantes, estratos, cabida cubierta, etcétera) inciden de forma muy importante en la conversión del *agua precipitada* en los flujos hídricos que integran el *balance hidrológico: evapotranspiración, caudal superficial, recarga de acuíferos* y variación de la *reserva interna*. Por ello, la vegetación de los montes juega un papel importante en la regulación de los *recursos hídricos*, especialmente en el entorno mediterráneo donde una gran parte de estos recursos son generados en las áreas de *cabecera*, que funcionan a modo de ‘torres de agua’ para las áreas del llano situadas *aguas abajo* (Biot *et al.*, 2001).

En Andalucía, los montes ocupan una superficie de 4.386.432 ha según el Tercer Inventario Forestal Nacional (Díaz-Balteiro *et al.*, 2015). Estos montes se localizan de forma preferente en áreas de *cabecera hidrológica* y en zonas de *recarga de acuíferos* (Figura 1). Estas áreas son las responsables de la generación de una gran parte de los recursos hídricos de Andalucía, ya que se ubican en terrenos montañosos donde la pluviometría es mayor a consecuencia del efecto orográfico sobre las masas de aire. De esta manera, la vegetación de los montes juega un papel relevante en la regulación del balance hidrológico en Andalucía, y por ende en la generación de recursos hídricos.

## 1.3 Economía ambiental de la regulación de los recursos hídricos en el monte

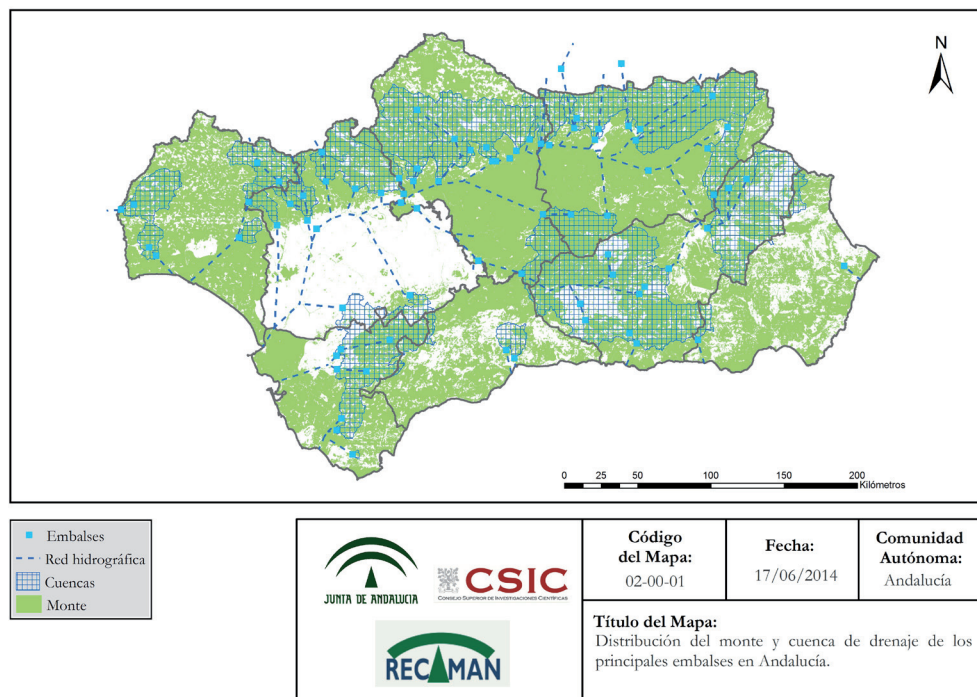
El papel de la vegetación de los montes en la regulación de los recursos hídricos es conocido y está bien documentado en la literatura hidrológica, aunque ha recibido menor atención entre los especialistas en economía ambiental. Sin embargo, en un contexto de escasez del recurso podemos asumir que las diferencias en la disponibilidad de agua derivadas de distintas alternativas de gestión de la vegetación de los montes puede tener relevancia económica. Para evaluar dicha relevancia resulta necesario transformar los flujos hídricos del monte (medidos en unidades de volumen por unidad de tiempo) en flujos económicos (medidos en unidades monetarias por unidad de tiempo). Estos últimos pueden integrarse en un sistema de contabilidad de la renta total social del monte, y ser así comparados con otros flujos económicos generados del monte.

Es por ello que en la valoración de la renta total social y el capital de los montes de Andalucía (RECAMAN) tiene relevancia el análisis de la contribución de las formaciones forestales de los montes a la producción de agua para la satisfacción de las demandas de recursos hídricos por las vegetaciones del monte y fuera del monte.

## 1.4 Objetivos de este trabajo

Este trabajo se propone un doble objetivo: i) cuantificar la generación de recursos hídricos en los montes de Andalucía; y ii) realizar una valoración económica de los mismos en términos de renta y capital ambientales públicos.

**Figura 1.** Distribución del monte en Andalucía y cuencas de drenaje de los principales embalses de Andalucía



Nota: elaboración propia a partir de información del Mapa de Usos y Cubiertas del Suelo de Andalucía en 2003 y las coordenadas de localización de los embalses proporcionada por las Confederaciones Hidrográficas del Guadalquivir; Tinto, Odiel y Piedras; Mediterránea Andaluza; y Guadiana. La cuenca de drenaje de los embalses se ha determinado mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG), a partir del modelo digital de elevaciones *gtopo30* del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS).

El primer objetivo implica cuantificar los principales flujos hídricos (evapotranspiración, caudal superficial, recarga de acuíferos y variación de la reserva temporal) que determinan el balance hidrológico en cada una de las parcelas de monte de Andalucía. Cada uno de estos flujos tiene una consideración diferente en términos de recursos hídricos, siendo el papel de la vegetación determinante en el reparto que se produce del agua precipitada entre los distintos componentes.

El segundo objetivo es realizar una valoración económica en términos de renta y capital ambientales públicos de estos recursos hídricos.

El salto conceptual que supone pasar de los distintos conceptos del balance hidrológico a los conceptos propios de la contabilidad ambiental requiere el desarrollo de una metodología para la valoración económica de los recursos hídricos del monte que permita convertir los flujos físicos en flujos económicos. Para ello se desarrollan en este trabajo las herramientas conceptuales necesarias, ya que no existen metodologías previas.

El análisis se aplicará al cálculo de los flujos hídricos y económicos del monte para el año 2010, como ejemplo de un periodo contable estándar, y a los flujos medios anuales del periodo 2000-2009, como ejemplo de un periodo estacionario.

## 1.5 Oportunidad y novedad

La incorporación del efecto de la vegetación de los montes sobre el ciclo hidrológico a la cuantificación de la renta y capital ambientales es un aspecto novedoso en la contabilidad ambiental (Brouwer *et al.*, 2005; Campos, 2006). En este sentido, RECAMAN representa una investigación pionera por cuanto valora la contribución de la renta ambiental del agua de las formaciones forestales a la renta total social de los montes sobre la base de los usos económicos y de la disponibilidad de recursos hídricos. Hay que destacar a este respecto la escasez de estudios previos que hayan abordado este problema desde un enfoque *in situ* en el monte y a una escala espacial comparable (Bowes *et al.*, 1984).

La metodología desarrollada es compatible con los criterios y directrices del Marco Central del Sistema de Contabilidad Ambiental-Marco Central (SEEA-CF) (European Commission *et al.*, 2012), del cual constituye una extensión. Como tal, la propuesta de RECAMAN proporciona una herramienta para la cuantificación de la renta y el capital ambientales a escala regional y nacional. Esta herramienta permite valorar la contribución del monte a la provisión de agua, dependiendo de su vegetación. Contribuye por tanto a mejorar la estimación de la renta ambiental global del monte incorporando el agua forestal, raramente considerada, y proporciona un marco adecuado para el diseño de políticas de incentivos a los propietarios del monte para promover en ellos prácticas que permitan asegurar o incluso incrementar la producción de agua en un contexto de escasez.

Por sus objetivos, desarrollo conceptual y propuestas metodológicas, esta investigación de RECAMAN constituye un esfuerzo original y representa una contribución científica de índole general que trasciende el mero estudio de caso de Andalucía.

## 2 METODOLOGÍA

El logro de los objetivos propuestos requiere por una parte calcular los flujos hídricos que se generan durante un año determinado en una superficie de monte, y por otra una metodología de cuentas ambientales que permita cuantificar de forma robusta los flujos económicos que se derivan de los flujos físicos. Estos cálculos deben poder realizarse a nivel de parcela para toda la superficie de Andalucía.

Esta sección se ha organizado en tres apartados. En primer lugar se ha considerado relevante presentar un breve análisis de los recursos y demandas hídricos en Andalucía. Además de contextualizar el análisis del agua en el monte de Andalucía en el ámbito más general de la planificación hidrológica de la región, la información presentada es relevante para explicar algunas de las decisiones de índole metodológica que se desarrollan más adelante. A continuación, se aborda la metodología utilizada para la estimación de los flujos hídricos a escala de parcela para la totalidad del territorio andaluz. Finalmente, se describe la metodología desarrollada para la valoración económica de dichos flujos hídricos.

### 2.1 Recursos y demandas hídricos en Andalucía

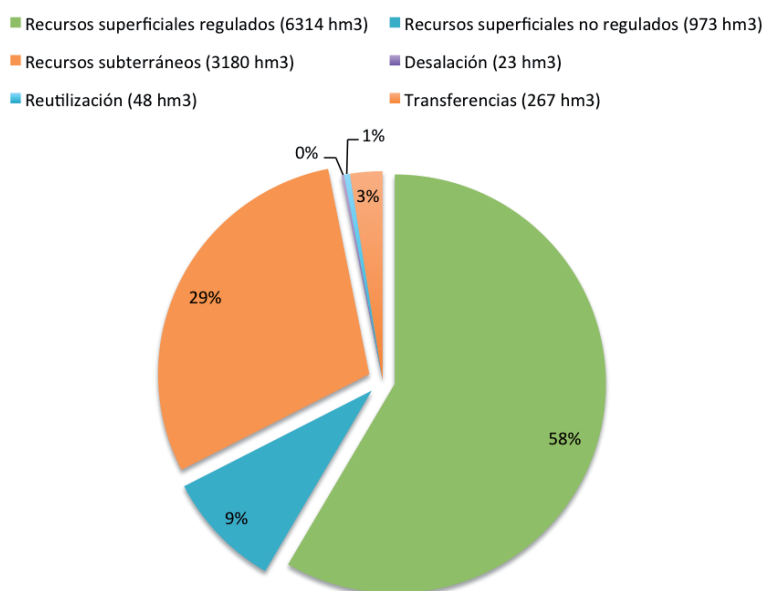
Aunque los objetivos de esta investigación se circunscriben exclusivamente al ámbito forestal, resulta conveniente situar el papel del monte en la regulación de los recursos hídricos en el contexto general de la planificación hidrológica de Andalucía.

En esta sección se analizan, así, los recursos hídricos disponibles y las demandas que se establecen en la Comunidad. La información presentada procede en su totalidad de los Planes Hidrológicos de Cuenca realizados por las distintas Confederaciones Hidrográficas con competencias en el territorio andaluz.

Desde el punto de vista del origen del recurso, una parte fundamental de los recursos hídricos procede de caudales superficiales regulados ( $Q_r$ ), es decir, de caudales de ríos almacenados y gestionados en embalses. Los caudales ambientales o no regulados ( $Q_a$ ) corresponden a aquellos caudales de ríos que carecen de regulación (embalses), o bien aquellos caudales desaguados de las presas hacia aguas abajo. Con relación a los recursos subterráneos, podríamos también distinguir entre la fracción de agua subterránea utilizada ( $R_u$ ) y no utilizada ( $R_n$ ).

Andalucía cuenta, en un año promedio, con un total de 10.805 hm<sup>3</sup> de agua. Éstos se reparten de forma desigual en función de su origen (Figura 2). La mayor parte (58%) procede de aguas superficiales reguladas,  $Q_r$ . El segundo componente en importancia (29%) lo constituyen los recursos subterráneos,  $R_u$ . La tercera componente (9%) lo constituyen los recursos superficiales no regulados (captaciones directas en ríos y manantiales),  $Q_a$ . Aparte, existen otros flujos hídricos menores. Las transferencias desde otras cuencas representan el 3%, mientras que la reutilización de aguas depuradas y excedentarias de otros usos y la desalación suman conjuntamente poco más del 1%.

**Figura 2.** Recursos hídricos de Andalucía en función de su origen (promedios anuales)



Este reparto es muy desigual en las distintas demarcaciones hidrológicas en que se divide el territorio andaluz (Tabla 1). Así, mientras en la cuenca del Guadalquivir se mantienen aproximadamente las mismas proporciones<sup>1</sup>, en las demás demarcaciones

<sup>1</sup> El plan de cuenca del Guadalquivir no informa acerca de los recursos superficiales no regulados, desalación o reutilización, por lo que se ha asumido que se trata de cantidades insignificantes en el balance global.



hidrológicas aparecen características especiales. Así, en las Cuencas Mediterráneas Andaluzas por ejemplo cobran una gran importancia los recursos subterráneos, la desalación y la reutilización, y en Tinto-Odiel-Piedras son muy relevantes las transferencias desde otras cuencas (Guadiana) o los recursos superficiales no regulados.

**Tabla 1.** Recursos hídricos de Andalucía por demarcaciones hidrológicas ( $\text{hm}^3 \text{ año}^{-1}$ )

Demarcación hidrológica	RSR	RSNR	RSU	DES	REU	TRA	Total
Guadalquivir	5.598	<i>nd</i>	2.680	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	8.278
Cuencas Mediterráneas Andaluzas	338	303	402	23	21	-14	1.073
Guadalete-Barbate	314	23	52	<i>nd</i>	27	56	472
Tinto-Odiel-Piedras	65	647	46	<i>nd</i>	<i>nd</i>	225	983
Total por origen	6.314	973	3.180	23	48	267	10.806

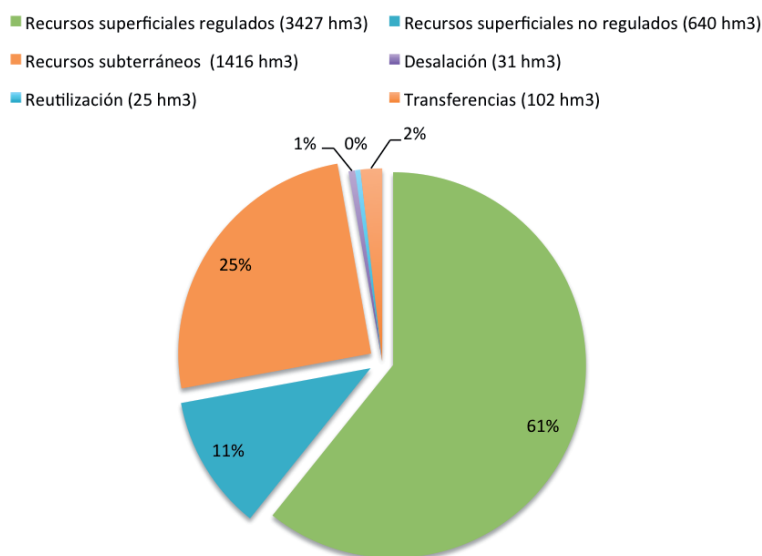
Variables: recursos superficiales regulados (RSR); recursos superficiales no regulados (RSNR); recursos subterráneos (RSU); desalación (DES); reutilización (REU); transferencias (TRA).

Fuente: Junta de Andalucía, Planes Hidrológicos de Cuenca, periodo 1940/41 a 2005/2006; *nd*: dato no disponible.

Estos recursos hídricos no se utilizan en su totalidad, ya que la demanda en un año medio suma un total de  $5.641 \text{ hm}^3$ , es decir aproximadamente un 52% de los recursos disponibles.

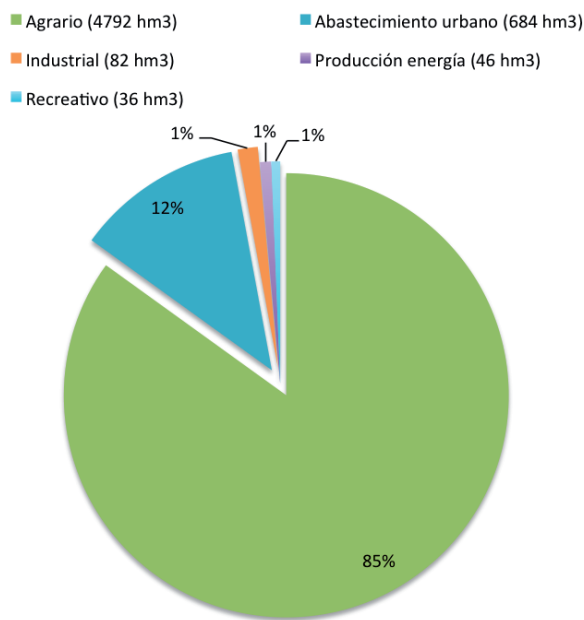
El consumo de agua en función del origen del recurso (Figura 3) refleja una distribución similar a la de los recursos. Casi dos terceras partes de la demanda (61%) se abastece de los recursos superficiales regulados, mientras que una cuarta parte (25%) lo hace de recursos subterráneos y un 11% lo hace de recursos superficiales no regulados. El resto de componentes agregados tiene un peso inferior al 4%.

**Figura 3.** Consumo de agua en Andalucía en función del origen del recurso (promedios anuales)



En cuanto a los usuarios finales (Figura 4), el consumo agrario representa con diferencia la mayor demanda de agua en un año medio (85%). La segunda demanda en importancia corresponde al abastecimiento urbano (12%), mientras que el resto de usos (industrial, producción de energía y recreativo) representan conjuntamente menos del 4%. El reparto de la demanda de agua en función del usuario final y del origen del recurso sigue un patrón similar (Tabla 2).

**Figura 4.** Consumo de agua en Andalucía en función del usuario final (promedios anuales)



**Tabla 2.** Demandas hídricas de Andalucía en función del usuario final y del origen del recurso (hm³ año<sup>-1</sup>)

Uso	RSR	RSNR	RSU	DES	REU	TRA	Total
Agrario	2.837	579	1.300	20	25	31	4.792
Abastecimiento	473	61	80	nd	nd	71	684
Industrial	70	nd	12	nd	nd	nd	82
Producción energía	46	nd	nd	nd	nd	nd	46
Recreativo	1	nd	24	11	nd	nd	36
Total por procedencia	3.427	640	1.416	31	25	102	5.641

Variables: recursos superficiales regulados (RSR); recursos superficiales no regulados (RSNR); recursos subterráneos (RSU); desalación (DES); reutilización (REU); transferencias (TRA).

Fuente: Junta de Andalucía, Planes Hidrológicos de Cuenca, periodo 1940/41 a 2005/2006; nd: dato no disponible..

La situación descrita corresponde a un año medio, es decir es una situación ideal. Los datos ofrecidos por los Planes Hidrológicos de Cuenca no permiten analizar las

variaciones anuales respecto a esta situación promedio, aunque cabe esperar diferencias importantes entre los años húmedos y secos. Mientras que algunas demandas de agua (abastecimiento) son altamente inelásticas con respecto a la disponibilidad de recursos (salvo en casos excepcionales de sequía extrema), otras demandas como la agrícola presentan una mayor elasticidad. Por su lado, los recursos producidos pueden variar mucho en función de la pluviosidad del año, por lo que es habitual que el sistema cuente con un margen de reserva (diferencia entre los recursos generados y los consumos), aspecto necesario para poder hacer frente a posibles situaciones de escasez. Este margen de reserva varía mucho entre demarcaciones hidrológicas, pues mientras algunas como el Guadalquivir cuenta con un amplio margen, otras como las cuencas mediterráneas tienen márgenes mucho más estrechos.

En resumen, el uso de agua en la agricultura (riego) representa la mayor parte (85%) del consumo de agua en Andalucía. La fuente mayoritaria (61%) del agua consumida procede de caudales superficiales regulados.

## 2.2 Cálculo del balance hidrológico forestal

El primero de los objetivos de esta investigación es estimar los principales flujos hídricos que se establecen en los montes de Andalucía. Este cálculo debe hacerse, para ser compatible con el resto de tareas de RECAMAN y con el sistema de cuentas ambientales agroforestales, a escala de parcela. En esta sección se detalla la metodología utilizada para realizar esta valoración. En primer lugar se definen los flujos hídricos principales que constituyen el balance hidrológico del monte. A continuación se describen, a partir de algunos trabajos de revisión fundamentales, los efectos de la vegetación sobre el balance hidrológico del monte. En las siguientes secciones se describe la herramienta de simulación eco-hidrológica utilizada, y finalmente se detalla cómo se han generalizado los resultados de la simulación hidrológica a la totalidad del territorio andaluz.

### 2.2.1 El balance hidrológico forestal

Considerada una cuenca hidrológica en su conjunto y en su régimen natural, es decir sin recibir aportes hídricos procedente de otras cuencas a través de caudales superficiales o subterráneos, el agua precipitada de la atmósfera (en forma de lluvia, nieve, etcétera) representa la única entrada de agua. El cálculo del balance hidrológico permite repartir este flujo de entrada entre sus componentes principales, mediante la siguiente relación:

$$P - E - Q - R \Delta S = 0 \quad [1]$$

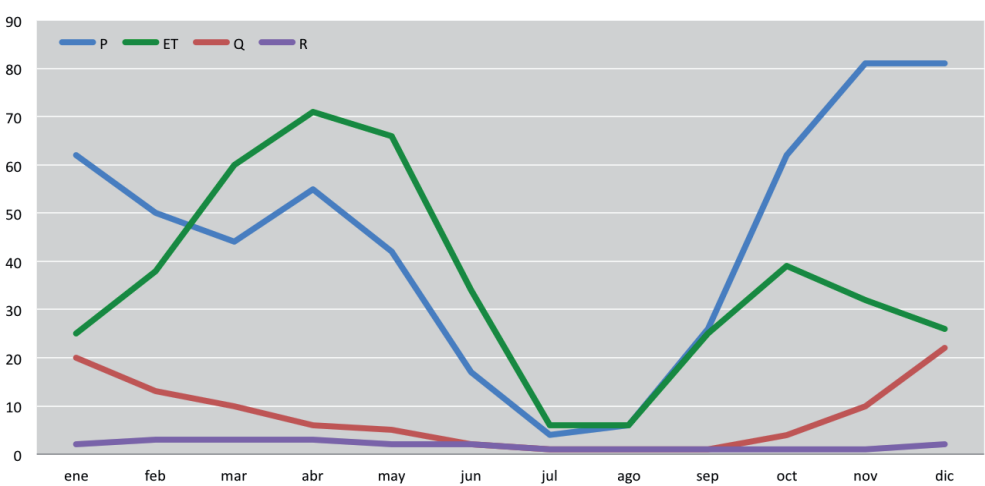
Siendo  $P$  la *precipitación*,  $E$  las salidas por *evapotranspiración*,  $Q$  las salidas en forma de *caudal superficial*,  $R$  las salidas por recarga del *acuífero profundo* y  $\Delta S$  la variación del *almacenamiento interno* (agua almacenada temporalmente en el dosel arbóreo, en el manto de nieve, en el suelo, en la *zona vadosa* y en el *acuífero superficial*), en unidades de volumen de agua por unidad de tiempo ( $V T^{-1}$ ). La ecuación establece que las entradas de agua deben igualar a las salidas más la variación del almacenamiento interno entre el tiempo inicial de medición y el tiempo final (Figura 5).

**Figura 5.** Balance hidrológico del monte



El balance hidrológico tiene carácter dinámico, presentando una variación estacional a lo largo del año (Figura 6). Si durante un lapso de tiempo determinado las entradas de agua ( $P$ ) superan a las salidas ( $E + Q + R$ ) el almacenamiento interno aumentará para equilibrar el balance ( $\Delta S > 0$ ), lo que identificaremos como recarga del almacenamiento interno ( $S_r$ ). Por el contrario, cuando los flujos de salida excedan al flujo de entrada el almacenamiento interno se verá disminuido ( $\Delta S < 0$ ), ya que se producirá un consumo de agua del almacenamiento interno ( $S_w$ ). Considerando un tiempo estacionario (promedio de una serie de años suficientemente larga) los flujos de entrada igualan a los de salida, por lo que la variación de la reserva es nula ( $\Delta S = 0$ ). Este es el caso, por ejemplo, del balance presentado en la Figura 6.

**Figura 6.** Balance hidrológico mensual promedio de la cuenca del Guadalquivir



Nota: Entradas por precipitación ( $P$ ); salidas en por evapotranspiración ( $E$ ), caudal superficial ( $Q$ ) y recarga del acuífero profundo ( $R$ ).

Fuente: Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica del Guadalquivir, datos promedio de la serie 1980/81–2005/06.

En los ecosistemas mediterráneos, sujetos a un *balance hidrológico climático* negativo durante la mayor parte del año, la evapotranspiración  $E$  constituye la salida más importante del balance hidrológico. El término evapotranspiración engloba distintos procesos de transferencia de agua a la atmósfera como la *evaporación* del agua de precipitación *interceptada* por las hojas y otros tejidos de las plantas, la evaporación de agua de las capas superficiales del suelo, y la *transpiración* de agua del suelo a través de los estomas de las plantas. El agua precipitada se utiliza pues en primer lugar para satisfacer la demanda evaporativa de la vegetación en el mismo lugar donde se ha producido la precipitación, lo que se puede considerar como un consumo del recurso *in situ*. Este consumo de agua permite el mantenimiento y crecimiento de la vegetación, así como la producción de madera y forraje, la provisión de hábitat para la fauna y la flora, la fijación de  $\text{CO}_2$ , y demás servicios de los ecosistemas. Es por ello que en muchos trabajos sobre economía ambiental del agua se conoce a esta fracción como el agua verde.

En este mismo contexto, a la suma del caudal superficial y la recarga del acuífero podrían considerarse como los excedentes una vez se ha satisfecho la demanda evapotranspirativa *in situ*, constituyendo lo que se conoce en la literatura económica como agua azul, siendo ésta la parte susceptible de aprovechamiento mediante usos consuntivos *ex situ*. Esta investigación analiza cómo se realiza en el monte el reparto del agua de precipitación entre agua verde (almacenada *in situ* y disponible por la vegetación) y agua azul (exportada en forma de caudal superficial o de recarga del acuífero profundo).

### 2.2.2 Efecto de la vegetación sobre el balance hidrológico del monte

La vegetación ejerce un papel muy importante sobre el balance hidrológico continental. Es un consumidor notable de recursos hídricos, y tiene capacidad para alterar de forma significativa el balance hidrológico de una cuenca. La parte más importante de estos cambios se debe a variaciones de la evapotranspiración ( $E$ ) y de la *infiltración* del agua en el suelo debidas a diferencias en la superficie foliar, conductancia estomática y en los sistemas radiculares entre distintas especies (Jackson *et al.*, 2000; Fohrer *et al.*, 2001; Calder, 2003; Belmonte y Romero, 2013). Las diferencias en la composición de la vegetación de los montes (especie dominante, cabida cubierta, tipo y densidad del sotobosque, etc.) influyen también de forma sustancial en la evapotranspiración de la masa boscosa y con ello en el balance hidrológico del bosque.

El efecto de la vegetación sobre el balance hidrológico ha sido objeto de interés científico desde hace centurias, y en diversas ocasiones ha generado debates en los ámbitos políticos y de gestión. No es infrecuente encontrarse con réplicas de dicho debate incluso en la actualidad, en el que se suelen mezclar los argumentos científicos con ideas más o menos románticas cuyo origen se remonta a las obras de los clásicos. En efecto, todavía en algunos sectores perdura la noción de que la presencia de bosques en una región tiene el efecto de incrementar la precipitación, y como consecuencia los recursos hídricos disponibles. Esta idea se remonta a los escritos de Plinio el Viejo (*Naturalis Historia* XXXI, 30), y su influencia se puede rastrear en escritos medievales y hasta bien entrada la edad moderna (p. ej. en los *Études de la Nature* de Bernardin de Saint Pierre, publicados entre 1784 y 1788).

Existe sin embargo una abundante acumulación de evidencias científicas en sentido contrario. Un clásico experimento consiste en monitorizar dos cuencas forestales de características similares mediante la medición de la precipitación ( $P$ ) y el caudal de salida ( $Q$ ). Tras un periodo de observación se ejecuta un cambio drástico de vegetación en una de ellas, generalmente la retirada del bosque (aunque hay ejemplos en los que el tratamiento fue la reforestación). La comparación de la respuesta hidrológica (es decir, la relación entre  $P$  y  $Q$ ) de las dos cuencas antes y después del tratamiento permite extraer conclusiones sobre el efecto de la vegetación sobre el balance hidrológico de la cuenca. La primera referencia de un experimento de tales características (Belgrand, 1853; 1854) ya concluía que el bosque no tenía un efecto significativo sobre  $P$ , y que en cambio producía una disminución de  $Q$ . Los resultados de experimentos similares con cuencas pareadas fueron ampliamente difundidos entre los ingenieros forestales e hidrólogos a comienzos del siglo XX (Engler, 1919; Bates y Henry, 1928), y muy pronto aparecieron réplicas en todas las regiones del mundo. La acumulación de resultados científicos utilizando diseños experimentales muy similares en diversas partes del mundo ha permitido la realización de estudios comparativos y la formulación de conclusiones generales (Hornbeck *et al.*, 1993; Sahin y Hall, 1996; Andréassian, 2004; Brown *et al.*, 2005). En general, las conclusiones del estudio de Hibbert (1969) siguen siendo totalmente válidas hoy:

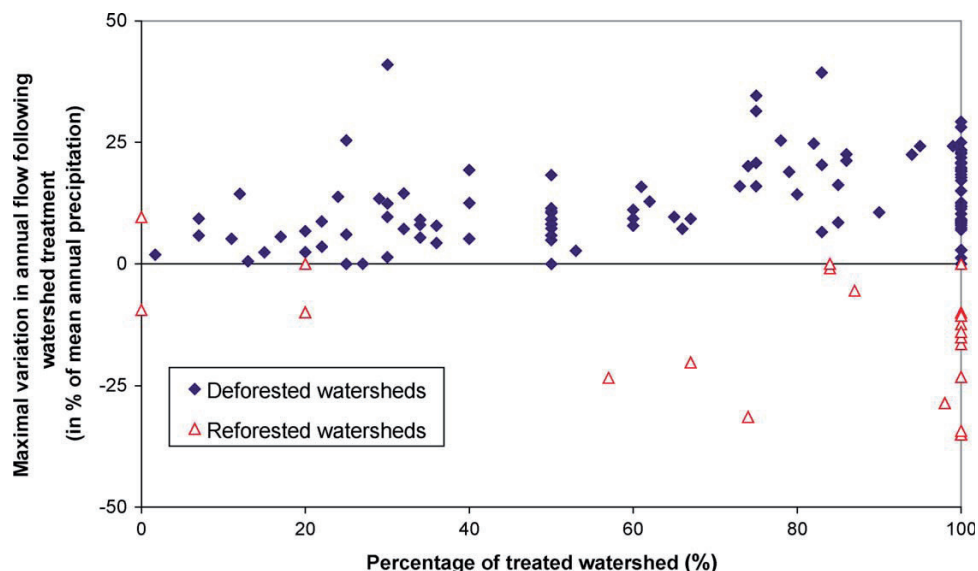
1. La reducción de la superficie de bosque conlleva un incremento de  $Q$ ;
2. El establecimiento del bosque en una cuenca anteriormente ocupada por cultivos o vegetación dispersa conlleva una reducción de  $Q$ ;
3. La respuesta al tratamiento (variación de  $Q$  en función de la superficie afectada por el cambio de vegetación) es altamente variable entre unas zonas y otras.

Estas premisas generales son hoy en día aceptadas por la totalidad de los expertos en hidrología forestal. Un ejemplo es la comparación de 137 experimentos de cuencas pareadas (115 de deforestación y 22 de reforestación) publicado en Andréassian (2004). A pesar de la elevada variabilidad existente en la figura, de acuerdo con la tercera conclusión de Hibbert (1969), resulta patente el efecto de la variación de la cubierta forestal sobre el caudal: todas las cuencas que fueron sometidas a un tratamiento de deforestación experimentaron un incremento de  $Q$  proporcional a la superficie de la cuenca afectada, de hasta el 25% de la precipitación anual o superior en algunos casos. En el caso de las cuencas que fueron reforestadas el efecto fue el opuesto, es decir se observó un descenso equivalente de  $Q$ .

El estudio retrospectivo de Bosch y Hewlett (1982) amplió los resultados de Hibbert (1969). Los autores revisaron todos los trabajos de deforestación en cuencas pareadas publicados hasta ese momento, y compararon el máximo incremento de caudal ocurrido en los cinco años siguientes al tratamiento ( $Q_5$ ) con la superficie de la cuenca afectada por el tratamiento ( $T$ ), añadiendo las siguientes conclusiones:

- La eliminación de masas boscosas de pino y eucalipto conllevó un incremento medio de  $Q_5$  de 40 mm por cada 10% de incremento en  $T$ ;
- La eliminación de masas boscosas de caducifolios conllevó incrementos medios de  $Q_5$  de 25 mm por cada 10% de incremento en  $T$ ;

**Figura 7.** Relación entre superficie deforestada y variación del caudal anual en experimentos de cuencas pareadas



Nota: Variación del caudal anual, expresado en porcentaje de la precipitación anual media, tras el tratamiento (deforestación o reforestación), en función del porcentaje de la cuenca afectado por el tratamiento. Reproducido de Andréassian (2004), Figura 5.

- La eliminación de masas de matorral conllevó un incremento medio de  $Q_5$  de 10 mm por cada 10% de incremento en  $T$ ;
- No pudieron ser detectadas variaciones en  $Q_5$  derivadas de valores de  $T$  inferiores al 20%, debido a la gran variabilidad natural de  $P$  y otros elementos del balance hidrológico;
- La respuesta hidrológica a los cambios de vegetación dependió tanto de los valores medios de  $P$  de la zona como de los valores concretos de  $P$  durante los años de tratamiento.

Sahin y Hall (1996) realizaron un estudio similar pero considerando no el caudal máximo de los cinco años tras el tratamiento sino el caudal medio ( $Q_m$ ). Los resultados fueron similares, pero la variación de caudal, lógicamente, fue algo inferior:

- Para caducifolios  $Q_m$  se incrementó entre 17 y 19 mm por cada 10% de incremento en  $T$ ;
- Para coníferas,  $Q_m$  se incrementó en 20-25 mm;
- Para eucaliptos,  $Q_m$  se incrementó en 6 mm;
- Para matorral,  $Q_m$  se incrementó en 5 mm.

En todos estos trabajos se detectó, además, que los cambios en  $Q$  como consecuencia del cambio de la vegetación fueron en general mayores cuanto mayor era la pluviosidad media ( $P_m$ ) de la zona.

En España, existen numerosas evidencias de que el abandono de tierras de cultivo, la extensificación y el progreso de la vegetación natural en los montes durante



las últimas décadas han alterado de forma apreciable el balance hidrológico (Gallart, 2000; Gallart y Llorens, 2001). Por ejemplo en la cuenca del Ebro se ha demostrado que el abandono de tierras de cultivo y el desarrollo de la vegetación en el Pirineo ha sido responsable de un descenso superior al 20% en el caudal anual de los ríos (Beguería *et al.*, 2003 y 2006; Gallart y Llorens, 2004; López-Moreno *et al.*, 2006; 2010). Cambios similares se han descrito para otras cuencas de la Península tras el abandono de tierras de cultivo y el aumento de la vegetación leñosa forestal, como es el caso del Duero (Machín *et al.*, 2006; Ceballos *et al.*, 2008). Un efecto contrario se puede esperar de la transformación de superficies con vegetación natural a cultivos o a superficies de pastos, como demuestran los trabajos realizados en parcelas experimentales (Lasanta, 2006; Nadal-Romero *et al.*, 2013). En resumen, la vegetación no sólo se adapta a las características ambientales, sino que tiene la capacidad de modificar significativamente los flujos hídricos y con ello el reparto de los recursos hídricos.

### **2.2.3 Simulación eco-hidrológica de la vegetación forestal en las cuencas de embalses de Andalucía**

#### **2.2.3.1 Elección del modelo de simulación eco-hidrológica**

Apenas existen mediciones directas de los principales flujos hídricos en el monte (a excepción de algunas parcelas y cuencas experimentales y del caudal en ríos, que se mide en algunas estaciones de aforo), por lo que resulta imposible determinar el balance hidrológico por métodos directos. Afortunadamente, el actual nivel de desarrollo de los modelos de simulación y los avances en la capacidad de cálculo de los ordenadores modernos permiten abordar la simulación de la dinámica de los flujos de agua, energía y nutrientes a escala de parcela en cuencas hidrográficas de gran tamaño, como se requiere en el proyecto *Renta y Capital de los Montes de Andalucía* (RECAMAN). Nuestra propuesta, pues, consiste en utilizar la simulación eco-hidrológica para estimar los flujos hídricos necesarios para nuestros cálculos.

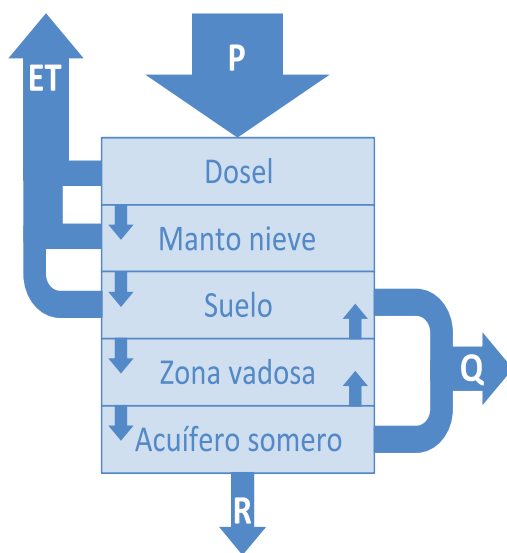
Los modelos de simulación eco-hidrológica son códigos numéricos diseñados para estudiar y simular los efectos de la variabilidad climática y cambios en los elementos principales del paisaje (vegetación, técnicas de manejo, etcétera) en el balance hidrológico de cuencas hidrográficas de diverso tamaño. La herramienta utilizada en esta investigación ha sido el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold *et al.*, 1993; 1995; 1998; Arnold y Fohrer, 2005; Neitsch *et al.*, 2005<sup>a</sup>; 2005<sup>b</sup>; Gassman *et al.*, 2007; Arnold *et al.*, 2012). SWAT es un modelo de simulación desarrollado con la finalidad de cuantificar los impactos de distintas opciones de gestión del territorio en cuencas hidrográficas extensas y complejas. El código de SWAT se distribuye de forma gratuita con una licencia de dominio público, y se desarrolla por el Servicio de Agricultura de los Estados Unidos en el laboratorio de pastos, suelo y agua de Temple, Texas. Es uno de los modelos hidrológicos más utilizados en el mundo, con más de mil referencias en la literatura científica internacional y aplicaciones en todas las regiones del mundo y a muy diversos temas relacionados con la gestión del agua y del territorio. Además de una abundante documentación y la posibilidad de acceder al código fuente, cuenta con la ventaja de poseer una extensa base de datos de parámetros de simulación que pueden ser adaptados a las condiciones de la vegetación mediterránea.

SWAT simula los flujos hídricos de entrada, salida e internos que se producen dentro de cada unidad espacial de simulación. Las unidades de simulación en SWAT se denominan HRUs (*Hidrological Response Units*, o unidades de respuesta hidrológica), y son teselas de superficie variable caracterizadas por poseer una combinación homogénea de características topográficas, edáficas y de usos del suelo / vegetación. En cuanto a sus características de superficie y vegetación, los HRUs coinciden aproximadamente con la tesela media del Inventario Forestal Nacional, que constituye el soporte espacial del sistema de cuentas ambientales de RECAMAN, lo que las convierte en unidad espacial adecuada para nuestra investigación.

Conceptualmente, la simulación en SWAT se organiza en un sistema en cascada en el que el agua es transferida desde las entradas externas al sistema (fundamentalmente por precipitación,  $P$ , ya que se simulan cuencas cerradas sin aportes aguas arriba) hasta las salidas (caudal superficial,  $Q$ ; pérdidas a la atmósfera por evaporación y transpiración,  $E$ ; y recarga del acuífero profundo,  $Q$ ) (Figura 8). Internamente, el agua puede permanecer retenida durante un tiempo variable en una serie de almacenes temporales,  $S$ . El almacén temporal incluye la biomasa (hojas y ramaje de la vegetación), la superficie del suelo en forma de nieve o hielo o en encharcamientos temporales, el suelo (en la zona de raíces, aprovechable por las plantas, o en partes más profundas menos accesibles a las plantas), y en el acuíferos superficial (zona saturada dentro de la propia unidad de simulación).

Para la simulación de los procesos indicados en la Figura 8 SWAT recurre a una combinación de modelos de tipo físico y empírico. Para algunos procesos se ofrecen varias posibilidades más o menos complejas, dependiendo de la disponibilidad de datos.

**Figura 8.** Flujos hídricos simulados en SWAT



Nota: precipitación,  $P$ ; evapotranspiración,  $E$ ; caudal superficial,  $Q$ ; recarga del acuífero,  $R$ ; flujos internos entre el dosel arbóreo, suelo (zona de raíces), zona vadosa (zona no saturada), y acuífero somero o poco profundo (zona saturada próxima a la superficie).

### 2.2.3.2 Selección de las unidades de simulación

Ante la imposibilidad de realizar una simulación de la totalidad del territorio andaluz, se ha optado por realizar una serie de simulaciones en distintas áreas-muestra repartidas por el territorio de Andalucía, procurando que la muestra incluya una representación completa de las clases de vegetación y de las características topográficas, climáticas y geológicas.

Las unidades de simulación más naturales son las cuencas hidrográficas de los embalses de de Andalucía, ya que:

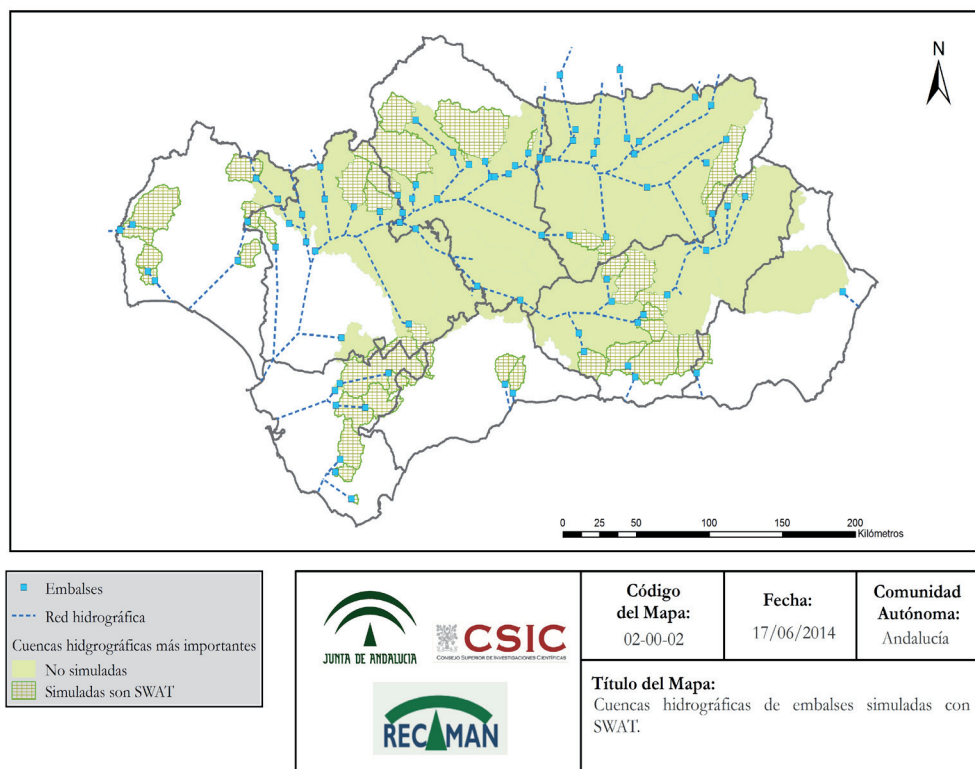
1. Se corresponden con la configuración idónea para SWAT, concebido para trabajar con cuencas hidrográficas.
2. Se puede encontrar un buen número de embalses con un régimen hidrológico natural, es decir que carecen regulación aguas arriba, lo que facilita la simulación hidrológica.
3. En su mayor parte, los embalses y sus cuencas hidrográficas coinciden con superficies de monte.
4. Por último, y con carácter condicionante, en los embalses se localiza la casi totalidad de la red foronómica (estaciones de medición de caudal en ríos) de Andalucía, siendo esta una información indispensable para la calibración y validación de las simulaciones.

Así, se decidió utilizar las cuencas de los embalses de Andalucía como unidades de simulación. Se recopilieron datos de la Agencia Andaluza del Agua (AAA), del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) y de la Confederación Hidrográfica del Guadiana, localizándose un total de 79 embalses (Figura 9).

De los embalses identificados se seleccionaron los más idóneos para realizar la simulación, resultando excluidos de la simulación los siguientes:

1. Aquellos de los que no se tenía información completa de vegetación y suelos por exceder su cuenca los límites autonómicos de Andalucía. Siendo técnicamente posible realizar las simulaciones de sólo una parte de la cuenca, la calibración o validación de los resultados comparando los caudales simulados con los observados no sería posible ya que una parte no conocida de los caudales se genera fuera del área simulada.
2. Aquellos situados aguas abajo de otros embalses principales. En este caso, la regulación de los caudales por los embalses situados aguas arriba (en ocasiones con detracciones importantes de agua para distintos usos) dificultaba enormemente la comparación entre los caudales simulados y observados, desaconsejando su utilización.
3. Aquellos que no contaran con una superficie significativa de monte en su cuenca.

El resultado final fue la selección final de 44 embalses, repartidos por todo el territorio de Andalucía (Figura 9). El número total de unidades hidrológicas (HRUs) repartidos en esos embalses fue de 52.193 (Anejo 1, apartado 1).

**Figura 9.** Cuencas hidrográficas de embalses simuladas con SWAT

### 2.2.3.3 Fuentes de información y parametrización de la simulación

SWAT no es excesivamente exigente en cuanto a insumos de información. Los datos básicos que se utilizaron y la procedencia de los mismos se detallan en la Tabla 3, siendo éstos un modelo digital de elevaciones, el mapa de usos del suelo y vegetación y el mapa de suelos. Sin embargo, la caracterización de las propiedades de la vegetación y los suelos, de acuerdo con los requerimientos de SWAT, fue laboriosa. Se hizo necesario desarrollar una base de datos con las características físicas de cada clase de vegetación del mapa de usos del suelo, así como de cada categoría de suelos, de acuerdo con los parámetros que requiere la simulación con SWAT. Asimismo, fue necesario definir una serie de parámetros generales de la simulación.

La información climática que constituye el forzamiento del modelo (series diarias de precipitación y temperatura durante el periodo 2000-2010) se obtuvo de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). Esta información se completó con datos de la red de estaciones climáticas de las Confederaciones Hidrográficas, para un total de 935 y 31 estaciones de precipitación y temperatura, respectivamente. Los aspectos referidos a las fuentes de información y a la parametrización de la simulación se detallan en el Anejo 1, apartado 2.

**Tabla 3.** Fuentes de información para la modelización hidrológica

Información	Fuente
Modelo Digital de Elevaciones a resolución de 90 m x 90 m	USGS <i>gtopo30</i>
Mapa de usos del suelo de Andalucía en 2003	Junta de Andalucía
Mapa de clasificación de suelos de Andalucía a escala 1:400.000	CSIC-Junta de Andalucía
Series diarias de caudal periodo 2000–2009	SAIH Guadalquivir
Series climáticas diarias periodo 2000-2009: temperaturas máxima y mínima y precipitación	AEMET, SAIH Guadalquivir

#### 2.2.3.4 Calibración del modelo

Se realizó una calibración de varios parámetros globales que regulan aspectos importantes de la simulación. Se trata de parámetros empíricos que presentan valores por defecto que no tienen por qué ser óptimos para cada caso de estudio concreto. El objetivo de la calibración es lograr una combinación de parámetros que permita una simulación lo más aproximada posible a los datos observados. El proceso de calibración conlleva la repetición de un número elevado de simulaciones con diferentes combinaciones de los parámetros, comparándose los resultados obtenidos con datos medidos de algunos de los flujos hídricos simulados, siendo lo más frecuente utilizar series de caudal medidas en estaciones de aforo.

En este caso se utilizaron series de caudal correspondientes a la red foronómica del SAIH Guadalquivir (un total de 44 series de aportación diaria a cada uno de los embalses simulados). Se obtuvo así una combinación de valores de los parámetros de la simulación que se ha considerado conveniente para el conjunto de cuencas de Andalucía (Anejo 1, apartado 3).

#### 2.2.3.5 Cálculo del balance hidrológico a escala de HRU

SWAT calcula, para cada día de la simulación y cada unidad hidrológica (HRU), todos los flujos hídricos que se producen de entrada y de salida, así como los flujos internos que se establecen entre los distintos reservorios que constituyen el almacenamiento interno de la unidad. La suma de estos flujos permite calcular el balance hidrológico definido en la Ecuación [1]. La implementación de esta ecuación a partir de las variables de salida de SWAT no es directa, ya que el modelo ofrece como salida un número de elevado de flujos hídricos con un amplio nivel de redundancia, y su interpretación en términos de balance hidrológico no es sencilla (Anejo 1, apartado 4).

Una vez concluido el proceso de calibración se realizó la simulación de los años 2000 a 2010<sup>2</sup>, y se determinó el balance hidrológico de cada unidad (HRU) para cada año del periodo analizado. Se calcularon los valores promedios del periodo

<sup>2</sup> En realidad, la simulación incluyó cinco años previos de calentamiento, para lo que se repitieron los datos climáticos del periodo 2000–2005. Este periodo de calentamiento (del inglés *warming up*) tiene como finalidad ‘po-

2000-2009, así como los valores específicos al año 2010. Los valores promedio del decenio 2000-2009 se consideran representativos del régimen medio o estacionario de las unidades de simulación (HRUs).

## 2.2.4 Generalización de los resultados de la simulación eco-hidrológica

Como resultado de la simulación hidrológica de 44 embalses de Andalucía se obtuvieron los flujos hídricos fundamentales del balance hidrológico (precipitación, evapotranspiración, caudal superficial, recarga del acuífero profundo y variación de la reserva local) en un número elevado de unidades de simulación hidrológica (HRUs). Las unidades simuladas, en su conjunto, representan una buena muestra de las superficies de monte de Andalucía, ya que presentan una cobertura espacial muy completa y cubren convenientemente las distintas configuraciones de vegetación y condiciones climáticas, topográficas y edáficas del territorio. Constituyen pues un punto de partida adecuado para la estimación de los flujos hídricos en la totalidad de Andalucía.

### 2.2.4.1 Modelos de regresión

La generalización de los resultados de la simulación hidrológica a la totalidad de Andalucía se abordó mediante un modelo estadístico de efectos mixtos (Anejo 1, apartado 5). Se obtuvieron muy buenos resultados para  $Q$  y  $R$  (varianzas explicadas del 74,7 y el 75,5%, respectivamente), y relativamente buenos para  $E$  (35,1%). Esto implica una mayor incertidumbre en la estimación de esta última variable, aunque no se debe olvidar que la predicción por regresión supone una predicción conservadora, próxima a la media y alejada de los valores extremos.

La Figura 10 muestra, a modo de ejemplo, el modelo de regresión de  $Q$  frente a  $P$ , para las distintas clases de vegetación consideradas. Los modelos óptimos, sin embargo, incluyeron tanto la precipitación ( $P$ ) como la evapotranspiración potencial ( $EP$ ) como variables independientes.

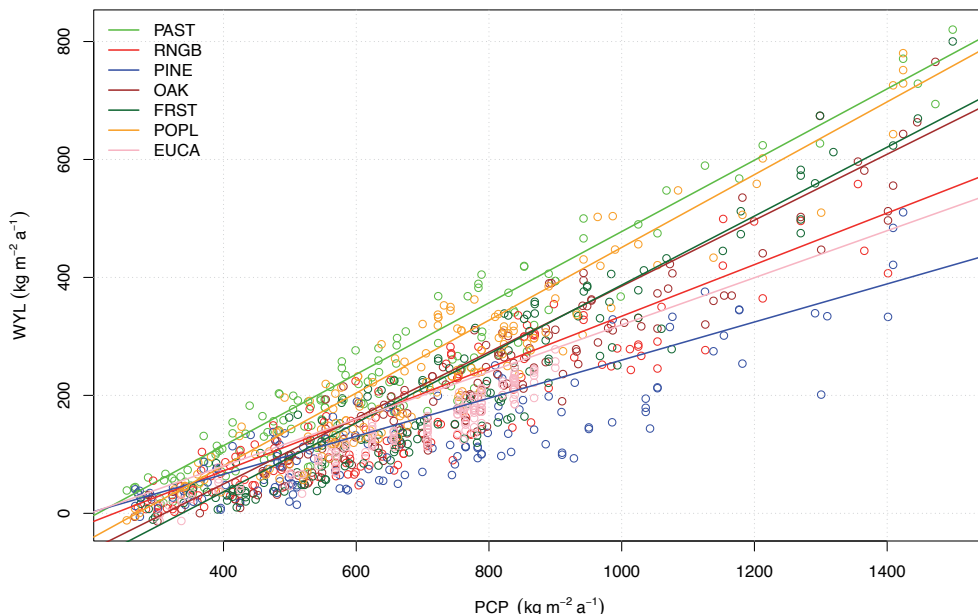
### 2.2.4.2 Aplicación a las teselas del Inventario Forestal Nacional

Las ecuaciones de los modelos de regresión se utilizaron para la estimación de los flujos hídricos fundamentales en cada una de las teselas del Inventario Forestal Nacional, cubriendo la totalidad de la superficie de monte de Andalucía. En primer lugar se determinó, para cada una de las teselas, los valores medios de  $P$  y  $EP$  que constituyen las variables predictoras en los modelos de regresión. Estos valores se determinaron mediante el procedimiento conocido como *block kriging*, ya que se trata de un interpolador óptimo para determinar el valor medio de una variable muestreada puntualmente (como es el caso de las variables climáticas) en una superficie (Cressie, 1993).

---

ner en marcha' el sistema hidrológico que se simula, con el objeto de inicializar las variables de estado del sistema en valores coherentes al inicio del periodo que se desea simular.

**Figura 10.** Modelo de regresión de Q (WYL en la figura) frente a P (PCP), en mm por año



Nota: Los colores indican las distintas clases de vegetación consideradas en el modelo de regresión: pastos (PAST), matorral (RNGB), bosques de coníferas (PINE), quecéneas (OAK), bosques mixtos (FRST), plantaciones de chopo (POPL) y plantaciones de eucalipto (EUCA).

El Inventario Forestal presenta una estructura de la información diferente a la utilizada en la simulación hidrológica, ya que posee una información mucho más rica acerca de la composición de la vegetación con indicación de las tres especies dominantes en cada tesela y el porcentaje de cabida cubierta de cada una de ellas. Por ello, mediante la aplicación de los modelos de regresión obtenidos se calcularon los flujos hídricos ( $E_i$ ,  $Q_i$  y  $R_i$ ) para cada una de las tres especies dominantes. Finalmente, se calcularon los flujos globales para la tesela ( $E_t$ ,  $Q_t$  y  $R_t$ ) a partir de la media ponderada de los flujos por las correspondientes cabidas cubiertas ( $C_i$ ):

$$E_t = \sum_{i=1}^3 (E_i \cdot C_i) \quad [2]$$

$$Q_t = \sum_{i=1}^3 (Q_i \cdot C_i) \quad [3]$$

$$R_t = \sum_{i=1}^3 (R_i \cdot C_i) \quad [4]$$

El resultado de esta operación es la obtención, para cada tesela de monte del Inventario Forestal Nacional (IFN3), de los tres flujos hídricos fundamentales necesarios para el cálculo de la renta y el capital ambientales del agua en el monte.



### 2.3 Renta y capital ambientales públicos del agua forestal

En esta sección se describe la metodología utilizada para la valoración económica del agua forestal. Para entender el desarrollo conceptual de las cuentas ambientales del agua en el monte resulta útil considerar el ciclo hidrológico descrito anteriormente como un proceso de producción. De esta manera será posible convertir los flujos físicos (cantidades de agua) en flujos económicos (en unidades monetarias). Así, se definen los flujos económicos  $e$ ,  $q$ ,  $r$  y  $s_r$ , correspondientes a los flujos físicos  $E$ ,  $Q$ ,  $R$  y  $S_r$  respectivamente, a partir de la multiplicación de éstos por los precios correspondientes,  $p_e$ ,  $p_r$ ,  $p_q$  y  $p_s$ :

$$e = p_e \cdot E \quad [5]$$

$$q = p_q \cdot Q \quad [6]$$

$$r = p_r \cdot R \quad [7]$$

$$s_r = p_s \cdot S_r \quad [8]$$

El principio de que las personas son la medida de todas las cosas sustenta la valoración económica. De este axioma se deriva que el valor económico de las cosas escasas únicamente puede originarse de la constatación de intercambios explícitos o implícitos basados en la reciprocidad de cosas apropiadas con exclusividad por las personas físicas y jurídicas. Así, el valor económico ambiental público de la producción de agua natural forestal se ha de estimar a partir de la observación del intercambio real o simulado a través del consumo de agua corriente del ejercicio (valor de la producción final ambiental del agua) o del consumo acumulado diferido al futuro (valor capital ambiental del agua) que hacen las personas. Este enfoque del valor económico de cambio del agua es el que se aplica en esta investigación para estimar la renta ambiental pública del agua forestal superficial destinada al uso económico (agricultura, industrias y servicios) y al consumo final de los hogares.

Las personas ofrecen su tiempo (horas de trabajo) e invierten su dinero (capital manufacturado) para emprender actividades productivas con el propósito de obtener una compensación superior al coste del esfuerzo de tiempo y dinero invertidos durante un ejercicio económico. En el agua forestal regulada, esta compensación adicional se traduce en la renta de mano de obra (incluye las cotizaciones sociales), la renta normal que obtendría el propietario del dinero invertido en las construcciones de los embalses y canalizaciones de transporte del agua para riego y mantenerlas; y, finalmente, la renta ambiental que proviene de la precipitación y que el gobierno, mediante sus políticas de concesiones y de precios del agua, distribuye entre los usuarios. La renta total social está potencialmente formada por la renta del trabajo, la renta de capital manufacturado (fabricado por la intervención humana) y la renta ambiental (regalada por la naturaleza sin necesidad de intervención humana).

El capital del agua natural es el precio de mercado en un instante dado (por ejemplo: el primer día del año) que obtendría el gobierno de la venta de un embalse por el derecho a vender la cantidad de agua regulada que actualmente se vende sin límite de tiempo. Conocida la renta ambiental que se prevé se va a obtener en el futuro, el

potencial comprador ofrecería un precio que le garantizaría la obtención de la renta normal del dinero invertido en la compra y gestión del embalse. Si, como es el caso de esta investigación, se hace el supuesto de que el gobierno decide cambiar las concesiones y vender el agua natural que llega al embalse y que tendrá uso económico, entonces el precio de mercado del embalse baja al que se corresponde con la renta normal manufacturada, ya que el potencial comprador no se apropia de la renta ambiental que regala la naturaleza. Los embalses gestionados por las Confederaciones Hidrográficas son de propiedad pública. El gobierno no vende el valor ambiental del agua a las Confederaciones, por lo que estas instituciones gestoras sólo pueden recibir por ley la renta del capital manufacturado invertido. Siendo la consecuencia de esta política pública que la renta ambiental la perciben los usuarios propietarios de tierras de regadío, empresas industriales y de servicios y hogares. En otras palabras, son los usuarios los propietarios del capital ambiental público del agua forestal regulada.

Los usuarios no conocen la renta ambiental del agua por no ser observable su precio. Es preciso registrar en una cuenta de producción los productos y los costes, y en otra cuenta de capital sus variaciones de precios, reposición y consumo. En esta investigación del agua natural se utiliza el sistema de cuentas agroforestales empleado en RECAMAN con el fin de estimar la renta ambiental del agua a partir del precio de mercado del agua para riego.

Entre los indicadores económicos del sistema de cuentas agroforestales (CAF) se incluyen la renta ambiental y el valor capital ambiental derivados de la concesión de agua de riego asociado al precio de mercado de las fincas.

### ***2.3.1 Precios de producción y capital ambientales públicos del agua forestal***

#### ***2.3.1.1 Precio de la producción final de agua forestal***

Se acepta que el valor de la renta ambiental, y su respectivo valor capital ambiental, de un servicio del monte se atribuye al sitio donde se produce y no al lugar donde se consume. Este es el caso del agua ambiental pública forestal, cuyos valores se registran en las cuentas de producción y capital públicas del monte. Estos mismos caudales de agua procedentes de la precipitación sobre los montes y que son recogidos en los embalses, y debido al régimen público de concesiones de uso, cuando son utilizados en el riego de otras fincas incorporan sus valores de renta ambiental en el valor del agua consumida procedente del embalse y por la cantidad de agua concedida media en sus respectivos precios de la tierra de regadío (Berbel y Mesa, 2007, Berbel *et al.*, 2011).

La curva de demanda de agua tiene la forma de una escalera con tres escalones. El escalón superior corresponde a la demanda de agua de los hogares, pudiéndose admitir que pagan el mayor precio de la renta del recuso de agua. El escalón intermedio se atribuye al consumo industrial y de servicios. El escalón inferior representa el consumo de agua por la agricultura de regadío.

Los objetivos de este apartado de la metodología económica son: (i) el cálculo de la producción final del agua natural ambiental pública económica producida que entra en el año en los embalses (en este caso coincide con el valor de la renta ambiental del agua producida); y (ii): el cálculo del valor capital ambiental del agua producida en el año embalsada.

El agua superficial embalsada tiene usuarios (regantes, industriales, hogares, y otras instituciones) que están pagando unas tarifas del agua derivadas del coste de la gestión. En el cálculo de estas tarifas del agua administrada por las Confederaciones no se incluye el precio ambiental del agua utilizada ( $p_a$ ). En ausencia de precios ambientales del agua directamente observables, el método de precios hedónicos (MPH) aplicado a los precios de mercado comparados de la misma tierra con usos de regadío frente a secano permite obtener el valor capital ambiental del agua forestal regulada consumida por los cultivos de regadío (Berbel y Mesa, 2007). Asumiéndose una tasa de rentabilidad normal del agua se puede calcular su renta ambiental de forma directa. En este caso, y al no haber implicados costes manufacturados de la agencia pública en la producción de agua superficial del monte embalsada, el precio capital hedónico unitario estimado del agua usada para riego es directamente el precio del capital ambiental público del agua ( $p_k$ ) regulada con uso económico.

En este trabajo se calcula únicamente el valor económico ambiental público del agua natural embalsada procedente de la escorrentía superficial de agua de lluvia de la superficie del monte<sup>3</sup>. Se recuerda que antes se ha asumido que el precio ambiental del agua más reducido es el derivado de su uso para regadío, generando, por tanto, otros usuarios del agua regulada por la agencia pública un precio ambiental del agua superior. En este estudio el precio ambiental de la producción de agua forestal ambiental público considerado es único y se elige con un criterio conservador el de su uso para riego.

Se dispone en este momento únicamente del precio ambiental capital del agua estimado por el método del precio hedónico de la tierra de regadío para las aguas reguladas por la Confederación Hidrológica del Guadalquivir. Este precio del recurso natural del agua de regadío se aplicará por tanto al agua económica embalsada en las demás demarcaciones hidrológicas que concurren en el territorio de Andalucía.

Berbel y Mesa (2007) estimaron en 2004 el valor capital ambiental del agua económica embalsada a partir del diferencial de precios de la tierra de secano y regadío que se deriva de la aplicación del método de precios hedónicos actualizado por el índice general de precios al consumo. Esta estimación ofrece un precio del capital ambiental del agua de  $p_k = 4,04 \text{ €/m}^3$  en 2010 ( $CFta = \text{€/ha}$ )<sup>4</sup>. El volumen medio de agua que se asume se consume de forma permanente en las fincas de regadío es de  $6.500 \text{ m}^3/\text{ha}$  (Berbel y Mesa, 2007: 135).

El valor de  $p_k$  se estima en este estudio por la disponibilidad marginal a pagar más baja de los propietarios de las tierras de regadío. El valor de  $p_a$  se obtiene de aplicar una tasa de descuento subjetiva  $r = 3\%$  al precio del capital ambiental del agua obtenido anteriormente, por lo que se obtiene:

$$p_a = p_k r = 4,04 \text{ €/m}^3 \cdot 0,03 = 0,1212 \text{ €/m}^3$$

<sup>3</sup> El propietario de un monte incurre en costes ordinarios y de consumo de capital fijo manufacturado para la producción de agua utilizada en las actividades del monte, y el consumo final como pago en especie a los trabajadores y el autoconsumo de agua manufacturada propia. Este coste privado de producción de agua en el monte se incorpora directamente como coste de las actividades que utilizan el agua en el mismo monte.

<sup>4</sup> Berbel y Mesa (2007: 135 y 139) estiman mediante la aplicación el método de precios «casi hedónicos» (MPH) un valor capital ambiental del agua ( $CFta$ ) de  $3,46 \text{ €/m}^3$  en 2004 en su utilización para riego agrícola en la demarcación hidrológica del Guadalquivir. Este valor del capital fijo de la tierra del metro cúbico de agua ambiental lo obtienen asumiendo un consumo anual de agua de riego promedio ( $Q_E$ ) de  $6.500 \text{ m}^3/\text{ha}$ . El valor capital de la concesión del recurso natural de agua de riego por hectárea ( $CFta$ ) con origen en los embalses) es de  $22.490 \text{ €/ha}$ :  $CFta = Q_E \cdot p_k = 6.500 \text{ m}^3/\text{ha} \cdot 3,46 \text{ €/m}^3 = 22.490 \text{ €/ha}$ .

### 2.3.1.2 Precio del capital ambiental público del agua forestal embalsada

El precio del capital ambiental público del agua forestal embalsada se ha señalado que tiene un valor hedónico de mercado implícito por la condición de ser objeto de compra-venta la tierra de regadío que tiene la concesión del activo ambiental del agua. Se asume que no varían en el futuro los precios del capital ambiental del agua forestal con uso económico y se tiene en cuenta las aportaciones a los embalses del último decenio para estimar la renta ambiental estacionaria ( $RAe$ ). Esta renta ambiental estacionaria es la que se tiene en cuenta para estimar el valor del capital ambiental del agua forestal superficial embalsada. También se asume que la tasa de descuento no variará en el futuro.

La renta ambiental y la tasa de rentabilidad ambiental pública del agua forestal no son directamente observables. El cálculo de la tasa de rentabilidad constante ( $r$ ) resultaría de dividir la renta ambiental estacionaria ( $RAe$ ) entre el capital fijo ambiental inicial de agua inmovilizado ( $CF_{ta}$ ):

$$CF_{ta} = RAe/r \quad [9]$$

Leandri *et al.* (en revisión) estiman el precio ambiental de la producción de agua en los embalses andaluces de Bembézar y La Bolera, respectivamente, en 0,162 y 0,170 €/m<sup>3</sup>, si sólo se contabiliza el agua utilizada por los usuarios que pagan. En este trabajo se utilizó el precio manufacturado del agua a pie de finca estimado por Berbel *et al.* (2011) mediante el método de valoración residual y se dedujo de este precio el coste de la gestión del agua, para así obtener el precio ambiental del agua utilizada por los regantes.

Antes se señaló que en este estudio el precio ambiental capital del agua se estima actualizando el precio de Berbel y Mesa (2007). Teniendo en cuenta que en este estudio  $CF_{ta}$  es considerado mediante la aplicación del método de precios hedónicos (MPH), se está obligado a elegir de forma subjetiva la tasa de rentabilidad ambiental pública ( $r$ ) de del agua forestal embalsada económica.

### 2.3.2 Renta ambiental pública del agua forestal

Las rentas ambientales (privada y pública) del agua en el monte vienen dadas por sus mercados reales respectivos diferenciados. Un primer mercado privado del agua consumida en el mismo monte está representado en los productos forestales privados (producción intermedia de agua ambiental privada consumida por la vegetación)<sup>5</sup>. La vegetación del monte consume agua (a través del flujo de evapotranspiración), cuyo valor queda incorporado en los productos vegetales del monte. No se dispone en este estudio del precio ambiental de la producción intermedia económica del agua del monte.

Un segundo mercado está reflejado en el uso del agua del monte que se infiltra hacia acuíferos subterráneos (producción final económica de agua subterránea ambiental pública). Se trata por tanto también de una renta ambiental pública del monte,

<sup>5</sup> El consumo intermedio de agua por la vegetación procede del producción intermedia (agua de lluvia del año consumida por la vegetación) y del consumo de reservas de agua en el suelo de años anteriores.

aunque las limitaciones de datos sobre consumo de agua de acuífero en la agricultura no han permitido su valoración en este estudio, asumiéndose un precio nulo.

Un tercer mercado está representado por el uso del agua superficial del monte cuenca abajo, a través de su embalsado y redistribución (producción final económica de agua superficial ambiental pública regulada). Esta es la única renta ambiental del agua forestal económica que es objeto de valoración económica en este estudio.

Un cuarto mercado del agua puede ser la compra-venta por el gobierno de la producción de agua forestal superficial embalsada derivada de un cambio de uso de la tierra y / o de la intensidad de consumo por la vegetación del monte. Una variación en la producción final de agua superficial embalsada inducida por un cambio de gestión forestal tendría que originar un precio medio equivalente al lucro cesante incentivado del propietario de la tierra. En este caso se requiere conocer el lucro cesante incentivado dando lugar a, dada la propiedad pública del agua ambiental en España, un pago del gobierno al propietario de la tierra si se produjera una pérdida de renta de capital manufacturada privada derivada del cambio de vegetación<sup>6</sup>. Igualmente, y si así lo estableciera la legislación para los cambios de vegetación inducidos, se podría concebir un pago del propietario de la tierra al gobierno si el cambio de vegetación diera lugar a un incremento de la evapotranspiración<sup>7</sup>, y por tanto un descenso en la producción final de agua superficial embalsada.

Cabe precisar que no toda el agua aportada a los embalses tiene un uso económico final. En primer lugar, no toda el agua puede almacenarse en los embalses (en situaciones próximas al llenado total de los mismos, o ante la llegada de avenidas torrenciales en las que es preciso realizar un desembalsado con el fin de aumentar el margen de seguridad y laminar la posible crecida). En segundo lugar, los embalses están sujetos a desembalses forzosos para mantener el caudal ecológico establecido por la ley. Finalmente, una parte no despreciable del agua embalsada se pierde en forma de evaporación directa a la atmósfera. Por ello, en este trabajo se hace distinción entre el agua embalsada total, igual a la aportación anual de caudales al embalse, y el agua embalsada económica, igual a la cantidad de agua realmente destinada a un uso económico. A la ratio entre ambas la denominaremos coeficiente de uso económico ( $\rho$ ).

La valoración de la renta ambiental pública del agua forestal embalsada parte de que se conocen (i) la cantidad de agua aportada anualmente por el monte a los embalses; (ii) el coeficiente de uso económico del agua embalsada; y (iii) el precio hedónico de mercado del agua para regadío. Estas informaciones permiten estimar la renta y el capital ambientales públicos del agua superficial forestal regulada económica.

La estimación de la renta ambiental pública del agua ( $PFq$ ) tiene en cuenta por tanto el agua superficial embalsada económica en el año 2010. En cambio el valor capital ambiental público del agua se asume que tiene en cuenta la precipitación media de del periodo 2000-2009. Por conveniencia, se asume que la precipitación

<sup>6</sup> Este podría ser el caso de un aclarado de un encinar espeso que conllevara una reducción de la evapotranspiración y aumentara la producción de agua superficial embalsada. A demanda del gobierno el propietario de la tierra podría asumir un coste incremental compensado por el pago del gobierno de manera que la rentabilidad del capital privado de la nueva gestión del encinar aclarado superara a la respectiva del encinar espeso.

<sup>7</sup> Este podría ser el caso de una plantación de chopos en una tierra de pastizal natural a demanda del propietario de la tierra si previamente el gobierno hubiera realizado la cesión del consumo natural de agua del pastizal. El propietario de la tierra podría asumir un pago al gobierno por el consumo incrementado sobre el pastizal de agua de la chopera si la rentabilidad del capital privado de esta última supera a la respectiva del pastizal.

media no variará en el horizonte futuro. También se asume que el precio ambiental del agua forestal es constante en el horizonte futuro. Siendo constantes el precio y la cantidad, se obtiene que el valor capital natural del agua es igualmente constante.

La valoración ambiental pública del agua forestal se aplica en este estudio únicamente al caudal de agua que vierte a los embalses públicos y es destinada a usuarios que pagan por su disponibilidad en el ejercicio corriente, ya sea el pago en forma de un precio en contrapartida a la cantidad de agua utilizada, o ya sea por compra del derecho a utilizar una determinada cantidad máxima anual de agua por un periodo de duración en la práctica indefinido (agricultura, industrias, administraciones públicas y hogares).

Para entender el desarrollo conceptual de la medición de la renta ambiental pública del agua forestal embalsada es útil mostrar las identidades de las cuentas ambientales del agua en el monte partiendo de la ecuación del balance hidrológico anual (Ecuación [1]). De esta manera se muestran los vínculos entre los flujos físicos (cantidades de agua) y económicos (cantidad por precio) valorados en este estudio.

Como se ha visto en el apartado 2.1, el agua de los flujos  $E$ ,  $Q$ ,  $R$ , y  $\Delta S$  puede provenir de dos fuentes diferenciadas: una es del agua precipitada durante el periodo contable ( $P$ ), y otra es de la disminución del agua almacenada temporalmente en la reserva interna en el suelo ( $S_s$ ) en el monte procedente de la precipitación de años anteriores ( $PCu = S_s$ ). El flujo  $P$ , podría también aumentar la reserva interna inicial al final del año ( $S_p = S_r$ ). Definiendo los vectores de flujos físicos  $f_p = (E_p, Q_p, R_p, S_p)$  y  $f_{ss} = (S_s)$ , correspondientes a las partes de los flujos provenientes de la precipitación del ejercicio ( $P$ ) y de la salida de la reserva temporal ( $S_s$ ), respectivamente, de tal manera que se tienen separados los flujos de producciones intermedia y final y, por otra parte, el flujo de disminución de la reserva, en su caso:

$$f = f_p + f_s \quad [10]$$

La consideración de la variación de la reserva interna temporal ( $\Delta S$ ) depende del signo de ésta. Así, cuando al final del periodo contable el balance neto de la reserva interna temporal es negativo, es indicativo de una disminución neta del volumen de agua de la reserva, o sea se trata de un consumo de agua correspondiente a una producción de un periodo contable anterior ( $S_s = \Delta S$ , para  $\Delta S < 0$ ). Como tal, se caracteriza en términos contables como producción en curso utilizada ( $PCu$ ). En cambio, un valor positivo de la reserva temporal de agua implica una recarga del almacenamiento interno temporal ( $S_r = \Delta S$ , para  $\Delta S > 0$ ), y se clasifica en términos contables como producción final.

En este estudio se asume que la única entrada de agua en el terreno forestal procede de las precipitaciones ( $P$ ) de lluvia natural. También se asume que la agencia pública del agua que gestiona los embalses y la distribución del agua hasta los lugares de consumo no incurre en coste económico alguno en el terreno forestal para influir en la cantidad de agua superficial que vierte a los embalses en el ejercicio contable ( $Q_{em}$ )<sup>8</sup>. Otras rentas ambientales del agua forestal no regulada no se han estimado en este estudio.

<sup>8</sup> El propietario de un monte incurre en costes ordinarios y de consumo de capital fijo manufacturado para la producción de agua utilizada en las actividades del monte, y el consumo final como pago en especie a los trabaja-



Los supuestos anteriores simplifican la valoración económica ambiental pública del agua forestal a discernir qué cantidad del agua precipitada anualmente en una superficie forestal es embalsada en los embalses públicos ( $Q_{em}$ ) y qué proporción ( $\sigma$ ) de ésta es utilizada por un usuario que paga un precio ambiental ( $p_q$ ) por su disponibilidad y consumo ( $Q_e$ ):

$$Q_e = Q_{em} \quad [11]$$

El balance hidrológico permite conocer la cantidad de agua superficial embalsada producida en un año por cada parcela de monte. La proporción  $\sigma$  de dicha producción es el agua embalsada económica, o la ratio entre agua superficial aportada a los embalses y el volumen de agua finalmente utilizado con fines económicos. El valor de  $r$  se ha obtenido como la ratio entre los recursos superficiales regulados medios y los consumos medios de agua regulada superficial, obtenidos de los planes hidrológicos de las cinco demarcaciones hidrográficas existentes en Andalucía (Tabla 4).

**Tabla 4.** Ratios de agua económica regulada en los embalses por demarcaciones hidrográficas

Demarcación	Aportación (hm <sup>3</sup> /año)	Demanda (hm <sup>3</sup> /año)	Ratio de agua económica ( $\rho$ )
Guadalquivir	5.598,47	2.665,94	0,47619
Mediterránea Andaluza	337,48	337,48	1,0
Guadalete-Barbate	313,81 (+53)	364,49	1,0
Tinto-Odiel-Piedras	65 (+223)	216	0,74559
Guadiana	—	—	0,47619

Fuente: elaboración propia a partir de información de los Planes Hidrológicos de Cuenca.

En la cuenca de Guadalete-Barbate es necesario sumar a la aportación natural de los ríos a los embalses los 53 hm<sup>3</sup>/año transferidos del embalse de Guadiaro (cuencas mediterráneas). Con esto el recurso iguala a la demanda, resultando en un valor de  $\rho = 1$ .

En la cuenca de Tinto-Odiel-Piedras sucede algo similar con el transvase de la Encomienda y el bombeo de Bocachanza, que en total suman una aportación de 223 hm<sup>3</sup>/año.

Para la cuenca del Guadiana, al no haber información disponible de aportaciones y caudal embalsado medio, y con un criterio conservador, se utilizó el valor mínimo que es el de la cuenca del Guadalquivir. El valor de  $\rho = 1$  reportado para las cuencas de Guadalete-Barbate y Mediterráneas, implica un aprovechamiento total de las aportaciones a los embalses. Aunque esto no resulta creíble, y no pudiéndose calcular el valor a partir al no existir información de aportaciones a los embalses en dichas cuencas, se ha mantenido dicho valor al considerarse que probablemente en

dores y el autoconsumo de agua manufacturada propia. Este coste privado de producción de agua en el monte se incorpora directamente como coste de las actividades que utilizan el agua en el mismo monte.



esas cuencas muy deficitarias en recursos hídricos el aprovechamiento será mayor que en el resto del territorio.

**Tabla 5.** Ratios de agua económica por demarcaciones hidrográficas (agua subterránea)

Demarcación	Aportación (hm <sup>3</sup> /año)	Demanda (hm <sup>3</sup> /año)	Ratio de agua económica ( $\rho$ )
Guadalquivir	2.680,00	921,47	0,344
Guadalete-Barbate	52,4	63,10	1,204 <sup>1</sup>
Mediterránea Andaluza	401,9	540,54	1,787 <sup>12</sup>
Guadiana	—	—	—
Tinto-Odiel-Piedras	46	36	0,784

La producción total ( $PT$ ) ambiental se divide en los flujos económicos de producciones intermedia ( $PIe$ ) y final ( $PFq$ ,  $PFr$  y  $PFsr$ ), correspondientes a los flujos físicos de agua económica  $E_{Ep}$ ,  $Q_E$ ,  $R_E$  y  $Sr_E$ . Se valora la producción total a partir del producto de los precios correspondientes  $p_e$ ,  $p_r$ ,  $p_q$  y  $p_{sr}$  por las respectivas cantidades físicas:

$$PE - EE_p - QE - RE - Sr_E = 0 \quad [12]$$

$$EE_p = EE - SsE \quad [13]$$

$$PE = PT \quad [14]$$

$$PT = PI + PF \quad [15]$$

$$PIe = p_e \cdot E_{Ep} \quad [16]$$

$$PFq = p_q \cdot Q_E \quad [17]$$

$$PFsr = p_{sr} \cdot Sr_E \quad [18]$$

Denotando el subíndice  $E$  los flujos económicos.

Desde el punto de vista de la contabilidad ambiental, y dado que se considera a la precipitación económica ( $P_e$ ) como la única entrada de agua del monte, ésta debe coincidir con la producción total ( $PT$ ) de agua en el ejercicio contable. Para evitar dobles contabilidades es preciso distinguir entre las producciones final ( $PF$ ) e intermedia ( $PI$ ). Los flujos que salen del monte ( $PFq$  y  $PFr$ ) y que permaneciendo en almacenamientos internos temporales (suelo, etcétera) no se consumen en el ejercicio ( $PFsr$ ) son clasificados como producciones finales de agua. Por su parte, el flujo de salida de evapotranspiración es una producción intermedia ( $PIe$ ), ya que contribuye al crecimiento y mantenimiento de la masa vegetal dentro del mismo periodo contable a partir del agua producida por el propio sistema forestal en el ejercicio económico.

Por razón de simplificar el razonamiento, y sin perder generalidad, admitamos que los agricultores son los únicos demandantes de agua de los embalses que deter-

minan el precio marginal ( $p_q$ ). La renta ambiental<sup>9</sup>  $RA$  del agua forestal económica embalsada se estima en este estudio por el producto del precio ambiental marginal del agua de riego ( $p_q$ ) por la cantidad de agua forestal embalsada económica ( $Q_e$ ):

$$RA = p_q \cdot Q_e \quad [19]$$

### 3 RESULTADOS

Se presentan en esta sección los resultados obtenidos en cuanto a flujos físicos y económicos generados por el agua forestal<sup>10</sup> en Andalucía. La presentación de resultados sigue un criterio descriptivo objetivo. En la siguiente sección se valoran estos resultados en el contexto de otras informaciones disponibles y de los presupuestos utilizados y descritos en la sección de metodología.

Los valores de las distintas variables que se discuten en el texto se han obtenido de forma desagregada correspondiendo con las teselas del Mapa Forestal en Andalucía extraídas del Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3). A lo largo de esta sección se presentan los resultados más relevantes para la investigación, aunque las tablas completas y las cartografías correspondientes a cada una de las variables mencionadas en el texto se pueden consultar en el Anejo 2.

La superficie forestal total considerada asciende a 4,39 millones de hectáreas, desigualmente repartidas por las ocho provincias andaluzas (Tabla 6). Los resultados de flujos físicos y producción total de agua forestal se dan referidos a estas superficies. Sin embargo, los resultados referidos a producción de agua comercial, renta y capital, se presentan referidos a la superficie forestal relevante, también indicada en la Tabla 6. Se considera superficie forestal relevante a aquella cuyas aguas superficiales vierten a un embalse público (aguas reguladas). La superficie forestal relevante alcanza 1,8 millones de hectáreas, o sea el 38,8% de la superficie forestal total (Figura 11).

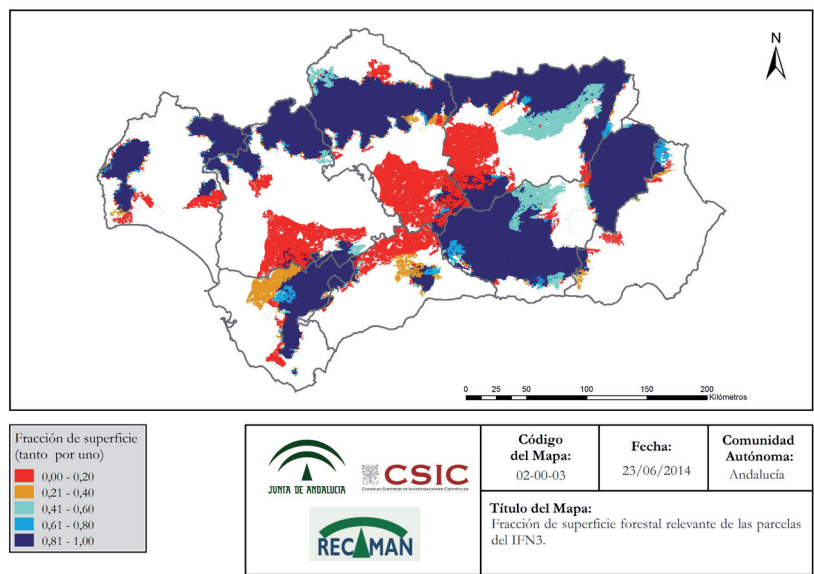
**Tabla 6.** Superficie forestal total y relevante por provincias (ha)

Provincia	Superficie forestal total	Superficie forestal relevante
Almería	587.630	25.033
Cádiz	349.285	127.522
Córdoba	653.076	403.436
Granada	642.625	477.807
Huelva	756.278	144.920
Jaén	624.251	370.413
Málaga	362.053	26.152
Sevilla	411.234	230.722
Andalucía	4.386.432	1.806.005

<sup>9</sup> Se recuerda que en 2010 se admite que el propietario de la tierra no incurre en coste corriente comercial alguno que tenga como fin principal la variación del consumo de agua por la actividad forestal. Así, se sigue que  $p_{re}$  es el precio unitario de la renta del recurso agua.

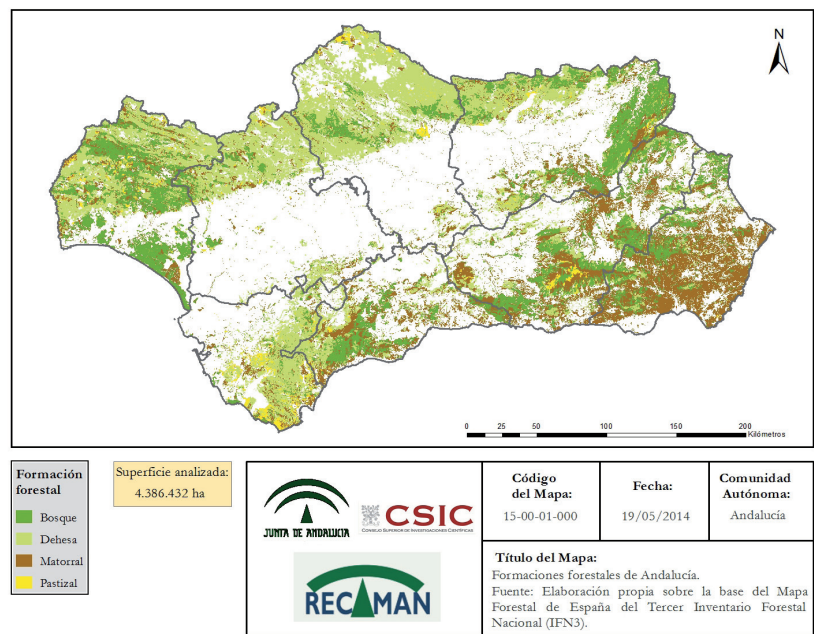
<sup>10</sup> A lo largo de esta sección utilizamos de forma indistinta las expresiones 'agua forestal' y 'agua en el monte'.

**Figura 11.** Fracción de superficie forestal relevante de las parcelas del IFN3



Nota: Se considera superficie relevante a la fracción de la superficie de una parcela cuyas aguas drenan a cursos de agua que alimentan embalses de regulación.

**Figura 12.** Mapa de formaciones forestales dominantes de Andalucía



Nota: Las superficies de monte consideradas en este trabajo se corresponden con todas las de pasto, suelo desnudo, matorral, bosque mixto, quercíneas y coníferas. Las formaciones de quercíneas (*Quercus ilex* y *Quercus suber*), se corresponden con lo que se ha denominado ‘dehesa’, mientras que la denominación de ‘bosque’ se ha utilizado para las formaciones de coníferas (*Pinus sp.* y *Abies pinsapo*) y bosques mixtos.

La presentación de los resultados en esta sección se hace, para todas las variables, siguiendo una doble agregación a partir de criterios ambientales y administrativos. El criterio ambiental consiste en clasificar las teselas forestales del IFN3 atendiendo al predominio de una de las cuatro formaciones forestales de bosque, dehesa, matorral y pastizal. El criterio administrativo se refiere la división del territorio en provincias.

Las formaciones forestales se han definido a partir de la especie dominante según el IFN3. Se ha clasificado como dehesas a todas las teselas del IFN3 cuya especie dominante pertenece a la familia de las quercíneas (encina y alcornoque), más el acebuche. Se ha clasificado como bosque a las teselas dominadas por pinos, así como otras especies dominantes menos frecuentes como castaños, chopos o eucaliptos. Las superficies de matorral y pastizal están claramente distinguidas en el IFN3, independientemente de las especies dominantes. La formación forestal dehesa es la de mayor extensión superficial en Andalucía (46,1%), seguida del bosque (27,4%), el matorral (23,2%) y el pastizal (3,3%). Su distribución por provincias es irregular, como puede apreciarse en la Tabla 7.

**Tabla 7.** Superficie forestal por tipo de formación forestal y provincia (ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Almería	134.295	39.653	412.039	1.643	587.630
Cádiz	35.679	206.906	59.753	46.948	349.285
Córdoba	82.872	503.058	44.491	22.655	653.076
Granada	234.779	116.200	277.260	14.385	642.625
Huelva	309.373	323.057	97.192	26.657	756.278
Jaén	260.544	226.269	120.692	16.745	624.251
Málaga	115.994	101.546	138.324	6.188	362.053
Sevilla	51.874	295.964	52.907	10.489	411.234
Andalucía	1.225.409	1.812.654	1.202.659	145.709	4.386.432

### 3.1 Flujos hídricos forestales

Los flujos hídricos generados en el monte se muestran en la Tabla 8, en unidades de volumen de agua por unidad de superficie en un año<sup>11</sup>. La precipitación media sobre la superficie forestal de Andalucía fue de 8.607 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, sumando un volumen total de 37.754 hm<sup>3</sup>. Se constatan importantes diferencias entre provincias, desde Almería con 7.506 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> a Granada con 9.506. Los flujos hídricos referidos a la superficie forestal relevante, es decir, incluyendo sólo la superficie cuyas aguas drenan a un embalse, no presentan diferencias esenciales con las aquí referidas.

El año 2010 fue un año excepcionalmente húmedo, como se comprueba al comparar con la precipitación media del decenio 2000-2009, con un valor medio anual de 5.960 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> que representó un volumen total de 26.143 hm<sup>3</sup>.

<sup>11</sup> Los flujos hídricos están expresados en unidades de m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> para facilitar la implementación de las ecuaciones del sistema de cuentas. Para pasar de estas unidades a unidades de mm (l m<sup>-2</sup>), más habituales en estudios de Hidrología, sólo hay que dividir por 10.

**Tabla 8.** Flujos hídricos en el monte por provincias ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva
Año 2010					
Precipitación	7.506	8.838	8.190	9.506	9.166
Evapotranspiración	4.993	4.391	4.398	4.811	4.792
Agua superficial	1.016	2.592	2.247	2.387	2.451
Agua subterránea	1.410	1.674	1.389	2.022	1.710
Variación reserva positiva	145	182	159	287	214
Variación reserva negativa	58	0,1	2,5	0,9	0,6
Media del periodo 2000-2009					
Precipitación	4.496	6.188	5.980	6.011	7.074
Evapotranspiración	4.517	4.021	4.161	4.266	4.556
Agua superficial	318	1.177	1.143	895	1.357
Agua subterránea	466	948	799	970	1.112
Variación reserva positiva	13	70	9	70	81
Variación reserva negativa	818	27	132	190	31

Clase	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
Año 2010				
Precipitación	8.051	9.096	8.627	8.607
Evapotranspiración	4.707	4.662	4.506	4.681
Agua superficial	1.745	2.324	2.400	2.115
Agua subterránea	1.440	1.857	1.536	1.622
Variación reserva positiva	173	253	186	199
Variación reserva negativa	13	0.7	0.5	10
Media del periodo 2000-2009				
Precipitación	5.372	6.146	6,426	5.960
Evapotranspiración	4.328	4.222	4,268	4.320
Agua superficial	716	972	1,247	971
Agua subterránea	673	988	931	855
Variación reserva positiva	12	72	39	44
Variación reserva negativa	358	109	60	230

Si la precipitación representa la entrada total de agua en el monte, el resto de flujos hídricos representan o bien salidas o bien variaciones en la reserva interna local de agua en el monte. Entre las salidas, la más importante es la pérdida por evapotranspiración, que en 2010 fue de  $4.792 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$  en promedio para toda Andalucía, es decir un 58,5% de la precipitación. La evapotranspiración registró una menor variabilidad entre provincias, entre los  $4.993 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$  de Almería y los  $4.391$  de Cádiz. Tampoco presenta una gran diferencia con respecto al valor medio estacionario, que se cifra en  $4.320 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$  para el total de Andalucía.

El resto de elementos del balance hidrológico presentan mayor variabilidad. Así, las salidas en forma de agua superficial alcanzaron los  $2.115 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$  para el conjunto de Andalucía, el 21,7% de la precipitación. Las diferencias entre provincias son notables, entre los  $1.016 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$  de Almería y los  $2.592$  de Cádiz. Igualmente, destaca el año 2010 como un año excepcionalmente húmedo

también en cuanto a los caudales superficiales, puesto que el valor medio para el periodo estacionario es de  $971 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , es decir menos de la mitad del valor de 2010.

El flujo de agua subterránea alcanzó en 2010 los  $1.622 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  para toda Andalucía, oscilando entre los 1.410 de Almería y los 2.022 de Granada. De nuevo, son valores muy superiores a los  $855 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  del periodo estacionario.

En cuanto a la variación de la reserva local de agua en el monte, el año 2010 registró una variación mayoritariamente positiva de  $214 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  frente a  $0,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de variación negativa. Para el periodo estacionario (2000–2009) se obtienen, en cambio,  $230 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de variación negativa contra 44 (es decir, se constata un cierto consumo de la reserva de agua al final del periodo<sup>12</sup>).

Los flujos hídricos en el monte por clases de vegetación se muestran en la Tabla 9. Conviene constatar en primer lugar la existencia de diferencias en la cantidad de precipitación recibida por las superficies de monte con distinta vegetación. Estas diferencias son más notables en el periodo estacionario que en 2010, aunque se repite un patrón general de mayor precipitación en las áreas cubiertas por pastos ( $8.975$  y  $6.349 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  para 2010 y para el periodo estacionario, respectivamente), seguidas de los bosques de coníferas ( $8.866$  y  $6.074 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), las dehesas ( $8.659$  y  $6.232 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) y finalmente el matorral ( $8.220$  y  $5.386 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ). Aunque estas diferencias en la cantidad precipitada no son muy elevadas, conviene tenerlas en cuenta a la hora de interpretar las diferencias en el resto de flujos hídricos.

Se establecen diferencias más importantes en la evapotranspiración, siendo esta más alta en las áreas de matorral ( $5.516$  y  $5.112 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) que en los bosques ( $4.678$  y  $4.225 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) y dehesas ( $4.243$  y  $3.963 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ). Las pérdidas por evapotranspiración más bajas se registran en los pastizales ( $3.278$  y  $3.015 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ). Como quedó patente en el análisis por provincias, las diferencias en evapotranspiración entre el año 2010 y el periodo estacionario son inferiores a las diferencias de precipitación.

En lo que respecta a los flujos de agua superficial y subterránea, los valores más elevados se registraron en el pastizal ( $3.976$  y  $1.691 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  para 2010, y  $2.258$  y  $1.058$  para el periodo estacionario, respectivamente). A continuación, pero con una notable diferencia, se sitúan las dehesas ( $2.784$  y  $1.500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  en 2010 y  $1.384$  y  $880 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  en el periodo estacionario) y los bosques ( $2.306$  y  $1.684 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  en 2010 y  $1.085$  y  $917 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  en el periodo estacionario). Los valores más bajos corresponden al matorral ( $686$  y  $1.735 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  en 2010 y  $75$  y  $731 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  en el periodo estacionario).

Los valores más bajos del matorral con respecto a los bosques, dehesas y pastos, se explican sólo en parte por la menor precipitación recibida, ya que como se ha visto las pérdidas por evapotranspiración son también superiores en detrimento de la producción de agua superficial y subterránea.

Se constatan importantes diferencias espaciales en los distintos flujos hídricos, como muestran las Figuras 13, 14 y 15. Asimismo, se confirman las diferencias entre el año 2010 y el promedio del decenio anterior (Anejo 2).

<sup>12</sup> El constatar una variación negativa de la reserva local de agua invalidaría el supuesto de que el periodo 2000–2009 constituye una muestra adecuada para estimar los flujos estacionarios, es decir medios, del sistema. Las repercusiones de esto sobre los resultados económicos se discutirán más adelante.

**Tabla 9.** Flujos hídricos en el monte por clases de vegetación ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal
Año 2010				
Precipitación	8.866	8.659	8.220	8.975
Evapotranspiración	4.678	4.243	5.516	3.278
Agua superficial	2.306	2.784	686	3.976
Agua subterránea	1.684	1.500	1.735	1.691
Variación reserva positiva	206	134	312	32
Variación reserva negativa	8	1	29	1
Media del periodo 2000–2009				
Precipitación	6.074	6.232	5.386	6.349
Evapotranspiración	4.225	3.963	5.112	3.015
Agua superficial	1.085	1.384	75	2.258
Agua subterránea	917	880	731	1.058
Variación reserva positiva	25	54	53	23
Variación reserva negativa	178	48	585	5

### 3.2 Producción de agua forestal

Las cifras de producción de agua forestal hacen ya referencia a los flujos hídricos considerados como un proceso de producción económica. La producción intermedia hace referencia al autoconsumo de agua por parte de la vegetación de la parcela, es decir el flujo de evapotranspiración. La producción final engloba la producción de caudal superficial, la recarga de acuíferos y la variación positiva de la reserva local de agua en los suelos y acuífero superficial de la parcela de monte.

En la Tabla 10 se resumen los valores de producción de agua en el año 2010 y el promedio del decenio 2000-2009, agregados por provincias y para toda Andalucía. En la Tabla 11 se muestran las mismas variables, pero agregadas por clases principales de vegetación.

**Tabla 10.** Producción de agua forestal por provincias ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) (1)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva
Año 2010					
Producción total	7.506	8.838	8.190	9.506	9.166
Producción intermedia	4.935	4.391	4.396	4.810	4.791
Producción final	2.571	4.448	3.795	4.696	4.375
Media del periodo 2000-2009					
Producción total	4.496	6.188	5.980	6.011	7.074
Producción intermedia	3.699	3.994	4.029	4.076	4.525
Producción final	797	2.194	1.951	1.935	2.549

*Continúa...*



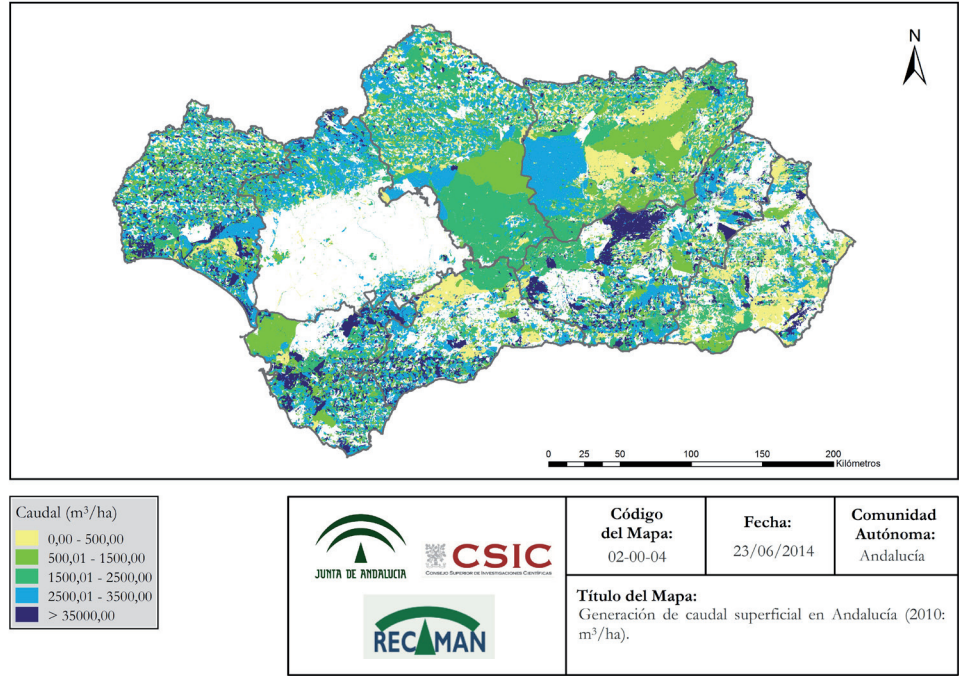
...Continuación de la Tabla 10 (2).

Clase	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
Año 2010				
Producción total	8.051	9.096	8.627	8.607
Producción intermedia	4.694	4.661	4.505	4.671
Producción final	3.357	4.434	4.122	3.936
Media del periodo 2000–2009				
Producción total	5.372	6.146	6.426	5.960
Producción intermedia	3.971	4.114	4.208	4.090
Producción final	1.401	2.032	2.218	1.870

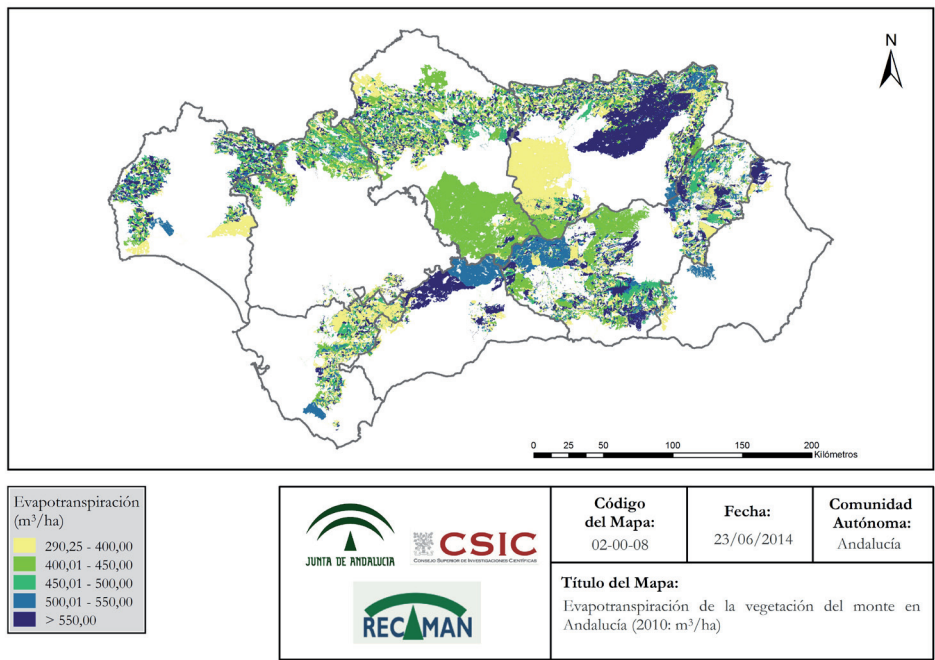
**Tabla 11.** Producción de agua forestal por clases de vegetación (m³ ha⁻¹)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal
Año 2010				
Producción total	8.866	8.659	8.220	8.975
Producción intermedia	4.670	4.242	5.487	3.277
Producción final	4.195	4.417	2.733	5.698
Media del periodo 2000–2009				
Producción total	6.074	6.232	5.386	6.349
Producción intermedia	4.048	3.915	4.528	3.010
Producción final	2.026	2.318	859	3.339

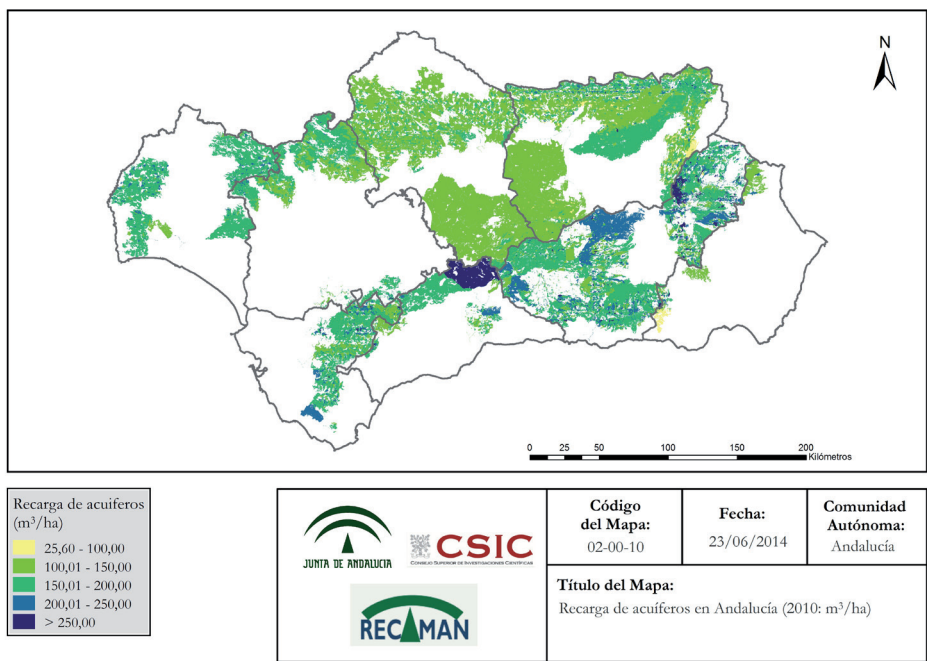
**Figura 13.** Generación de caudal superficial en Andalucía (2010: m³/ha)



**Figura 14.** Evapotranspiración de la vegetación del monte en Andalucía (2010, m³/ha)



**Figura 15.** Recarga de acuíferos en Andalucía (2010, m³/ha)

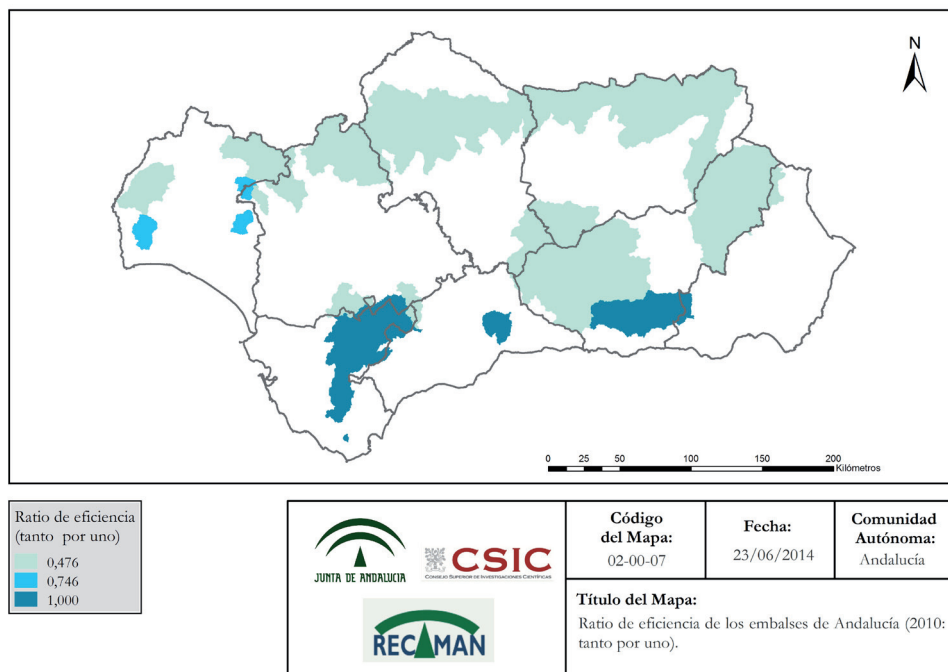


### 3.3 Agua forestal superficial regulada

Como se ha descrito en la sección de metodología (2.2.2), se ha convenido que nuestra valoración económica se limite a la valoración ambiental pública del agua superficial regulada, entendida como tal el agua que es embalsada en los embalses públicos. Para el resto del agua convenimos un precio ambiental nulo, por lo que su cantidad resulta irrelevante de cara a la valoración económica y no se tendrá por tanto en cuenta.

Sin embargo, resulta necesario conocer qué cantidad del agua forestal superficial se convierte en aportación a un embalse, constituyendo lo que denominamos agua forestal superficial regulada. Más aún, necesitaremos conocer qué parte de esta agua tiene finalmente un uso comercial, frente a otros usos sociales o ambientales como el caudal ecológico, desembalses forzados para laminación de crecidas o por alcanzarse el máximo volumen de embalsado, o pérdidas por evaporación directa y filtraciones al subsuelo. Estas cantidades no dependen de las características físicas del terreno, de la vegetación o de la climatología del año, sino de las infraestructuras de regulación hidrológica instaladas y de su manejo (Figura 16).

**Figura 16.** Ratio de eficiencia de los embalses de Andalucía (2010: tanto por uno)



Nota: La ratio de eficiencia es la razón entre la cantidad de agua aportada y el agua distribuida a los consumidores.

Únicamente el 43% del agua superficial precipitada en el decenio 2000–2009 en la superficie forestal relevante llegó a ser embalsada con destino a usos comercial o

ecológico (Tabla 12). De esta, el uso comercial por demandantes con disponibilidad al pago para riego agrícola, empresas industriales y de servicios, administraciones públicas y hogares sólo alcanzó en la década el 55% del agua embalsada. El 45 % restante del volumen de agua embalsada fue liberado por distintos motivos, incluyendo los caudales ecológicos mínimos exigidos por la legislación pública y otras salidas causadas por las filtraciones y evaporaciones. Todas estas circunstancias motivan que tan sólo el 24% de los caudales superficiales relevantes de Andalucía abastecieran demandas comerciales en el periodo 2000-2009.

Los valores de agua forestal superficial regulada varían mucho entre provincias, como muestra la Tabla 12. Aunque existen diferencias en cuanto a la cantidad de agua superficial generada (entre los 1.016 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de Almería y los 2.592 de Cádiz), las diferencias son todavía mayores en función de la mayor o menor dotación de infraestructuras hidráulicas (embalses). Así, la cantidad de agua forestal superficial regulada es muy baja en Almería (20 hm<sup>3</sup> en 2010, ), mientras que en Granada esta cantidad asciende a 1.167 hm<sup>3</sup>.

**Tabla 12.** Agua forestal superficial regulada (comercial y no comercial) y no regulada (hm<sup>3</sup> y %), por provincias

	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva
Año 2010					
Agua superficial	597,2	905,6	1.467,4	1.534,0	1.853,9
Agua sup. regulada	19,8 (3%)	344,4 (38%)	897,3 (61%)	1.166,5 (76%)	340,9 (18%)
Uso comercial	16,7 (82%)	334,1 (97%)	427,3 (48%)	669,0 (57%)	189,3 (56%)
Uso no comercial	3,0 (15%)	10,3 (3%)	470,0 (52%)	497,5 (43%)	151,6 (44%)
Agua sup. no regulada	577,4 (97%)	561,0 (62%)	570,1 (39%)	367,5 (24%)	1.513,0 (82%)
Media del periodo 2000-2009					
Agua superficial	317,8	1.176,9	1.142,9	894,9	1.357,3
Agua sup. regulada	5,3 (3%)	155,8 (38%)	459,1 (62%)	434,4 (76%)	189,1 (18%)
Uso comercial	4,9 (84%)	150,8 (97%)	218,6 (48%)	244,2 (56%)	105,2 (56%)
Uso no comercial	0,9 (16%)	5,0 (3%)	240,5 (52%)	190,2 (44%)	83,9 (44%)
Agua sup. no regulada	180,9 (97%)	255,3 (62%)	287,4 (39%)	140,7 (82%)	837,4 (82%)
	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía	
Año 2010					
Agua superficial	1089,2	841,5	987,1	9.275,7	
Agua sup. regulada	674,9 (62%)	46,4 (5%)	587,7 (60%)	4.077,9 (44%)	
Uso comercial	321,4 (48%)	40,7 (88%)	292,4 (50%)	2.290,8 (56%)	
Uso no comercial	353,5 (52%)	5,7 (12%)	295,4 (50%)	1.787,1 (44%)	
Agua sup. no regulada	414,3 (38%)	795,2 (95%)	399,4 (40%)	5.197,9 (56%)	
Media del periodo 2000-2009					
Agua superficial	716,2	972,0	1.247,1	970,6	
Agua sup. regulada	278,0 (62%)	18,3 (5%)	303,0 (59%)	1.843,6 (43%)	
Uso comercial	132,4 (48%)	16,4 (89%)	150,3 (50%)	1.022,8 (56%)	
Uso no comercial	145,6 (52%)	1,9 (11%)	152,8 (50%)	820,8 (54%)	
Agua sup. no regulada	169,1 (38%)	333,6 (95%)	209,8 (41%)	2.414,1 (57%)	

### 3.4 Renta y capital ambientales públicos del agua forestal superficial regulada

Los valores de las rentas ambientales corriente (año 2010) y estacionaria (media anual del periodo 2000-2009 a precios de 2010) y capital ambiental del agua regulada están referidos a la superficie forestal relevante de los montes andaluces. Es decir, sólo a aquella superficie forestal del monte que contribuye a la producción de agua superficial regulada que tiene un uso comercial es considerado en este apartado.

La renta y capital ambientales públicos son los únicos valores económicos estimados del agua forestal superficial regulada, ya que no se incurre por los agentes económicos privado y público en coste alguno manufacturado en la producción de agua en el monte. Por esta razón no se han presentado en el capítulo de la metodología ni en este de resultados los formatos de las cuentas de producción y capital agroforestales.

Las variaciones anuales de las precipitaciones y los cambios en la vegetación motivan que la renta ambiental pública del agua forestal producida en un año y la renta ambiental esperada de un periodo pueden ofrecer valores significativamente dispares. En esta investigación, al mantenerse constante los precios del agua, los valores económicos de las rentas ambiental corriente y estacionaria varían en la misma proporción que lo hacen las producciones físicas de agua regulada económica en un año y en la del periodo de referencia.

#### 3.4.1 Capital ambiental del agua forestal superficial regulada

El precio del capital ambiental ( $p_k$ ) del agua forestal derivado de su uso para agua de riego con origen en la concesiones de agua regulada del gobierno se estimó aplicando el método de precio hedónico por Berbel y Mesa (2007: 137) en 3,46 €/m<sup>3</sup> para el año 2004 en la cuenca del Guadalquivir. Actualizando en este estudio este precio de 2004 del activo del agua forestal por la variación del índice general de precios al consumo, se obtiene un precio del activo ambiental ( $p_k$ ) del agua forestal regulada en 2020 de 4,04 €/m<sup>3</sup>. Consideramos que este precio, calculado para la demarcación hidrográfica del Guadalquivir, constituye una buena aproximación al precio del agua para riego en la totalidad de demarcaciones hidrográficas de Andalucía.

El valor por hectárea de superficie forestal relevante del capital (activo) ambiental público del agua forestal regulada económica ( $CFta$ ) se estima multiplicando el precio del activo ambiental ( $p_k$ ) por la cantidad media ( $Q_e$ ) que se espera ofertar en el futuro de agua económica regulada:  $CFta = Q_e \cdot p_k$ . Se asume que el futuro repite indefinidamente la escorrentía superficial económica ( $Q_e$ ) del periodo 2000–2009, y para este periodo se estima un uso económico del agua regulada en los embalses situados en la superficie forestal relevante de una media anual de 566,31 m<sup>3</sup>/ha de (Tabla 13). Esta oferta de agua regulada económica representa un valor capital de la tierra forestal relevante de:  $CFta = 566,31 \text{ m}^3/\text{ha} \cdot 4,04 \text{ €/m}^3 = 2.287,89 \text{ €/ha}$ .

El valor del activo de agua ambiental superficial regulada se ve influido, a igualdad de todos los demás factores implicados, por el tipo y gestión de la vegetación forestal. Córdoba puede que represente un ejemplo de cierta homogeneidad en sus

condiciones orográficas y de precipitación, por lo que las variaciones en la escorrentía superficial regulada tienen que estar influidas sobre todo por el tipo y gestión de la vegetación forestal. Se observa que el matorral presenta el menor valor del activo de agua ambiental pública, seguido de forma creciente en sus respectivos valores por del bosque, la dehesa y el pastizal (Tabla 13).

**Tabla 13.** Capital ambiental del agua forestal regulada inicial por superficie relevante, tipo de formación forestal, provincia y Andalucía (2010: €/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Almería	3.214,21	3.694,95	17,82	1.348,32	790,01
Cádiz	4.748,04	5.321,17	507,42	8.574,91	4.778,19
Córdoba	1.564,99	2.406,44	179,43	3.649,77	2.189,07
Granada	2.915,21	3.511,04	431,76	7.815,91	2.064,87
Huelva	2.708,03	4.059,51	142,75	5.986,33	2.931,65
Jaén	1.526,90	1.959,33	10,85	3.495,63	1.443,88
Málaga	4.126,88	5.131,38	330,90	9.001,22	2.532,58
Sevilla	2.563,81	2.937,76	10,45	4.400,36	2.631,54
Andalucía	2.367,18	2.952,10	277,21	5.934,81	2.287,89

En 2010, 1.806.005 de hectáreas de superficie forestal relevante de los montes de Andalucía contribuyeron con un valor total del capital ambiental público del agua forestal regulada (*CFta*) de 4.131,93 millones de euros (Tabla 14).

**Tabla 14.** Capital ambiental del agua forestal regulada inicial por superficie relevante, tipo de formación forestal, provincia y Andalucía (2010: €)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Almería	13.579.614	5.815.161	342.175	39.563	19.776.512
Cádiz	54.067.749	433.125.637	11.053.670	111.076.258	609.323.314
Córdoba	92.506.668	764.041.823	3.687.034	22.916.245	883.151.769
Granada	498.023.267	312.364.170	89.325.913	86.895.835	986.609.185
Huelva	155.425.744	231.774.079	3.530.434	34.124.678	424.854.935
Jaén	211.397.503	277.186.357	840.601	45.405.618	534.830.080
Málaga	38.517.851	21.995.737	4.086.821	1.631.459	66.231.869
Sevilla	45.025.960	533.773.431	261.978	28.094.165	607.155.535
Andalucía	1.108.544.357	2.580.076.396	113.128.625	330.183.820	4.131.933.199

### 3.4.2 Renta ambiental estacionaria del agua forestal superficial regulada en el decenio 2000-2009

Se acepta en este estudio que la renta futura del agua forestal superficial regulada es constante y se corresponde con la renta ambiental media del periodo 2000-2009. Se



conoce el precio del activo ambiental del agua ( $p_k$ ) y la cantidad media anual de agua superficial regulada comercial en el periodo referido. Se requiere estimar el precio del agua comercial utilizada ( $p_a$ ).

El precio ambiental de la producción ( $p_a$ ) de agua forestal superficial regulada económica se estima a partir del precio unitario del activo ( $p_k$ ) multiplicado por la tasa de rentabilidad real constante ( $r$ ):  $p_a = r \cdot p_k$ . Se asume una  $r$  del 3%, por lo que se obtiene un precio ambiental de la producción ( $p_a$ ) del metro cúbico del agua forestal superficial regulada económica producida en el año 2010 de 0,1212 €/m<sup>3</sup> ( $p_a = r \cdot p_k = 0,03 \cdot 4,04 \text{ €/m}^3 = 0,1212 \text{ €/m}^3$ ).

El valor por hectárea de superficie forestal relevante de la renta ambiental constante del agua forestal superficial regulada se calcula multiplicando la cantidad ( $Q = 566,31 \text{ m}^3/\text{ha}$ ) por el precio ambiental del agua comercial regulada producida ( $Q_e$ ), resultando un valor de la renta ambiental estacionaria ( $RA_e$ ) del agua de 68,64 €/ha en el periodo 2000–2009, a precios de 2010 ( $RA_e = Q_e \cdot p_a = 566,31 \text{ m}^3/\text{ha} \cdot 0,1212 \text{ €/m}^3 = 68,64 \text{ €/ha}$ ).

La renta ambiental del agua forestal estacionaria suma 123,96 millones de euros de media anual en el periodo 2000–2009 (Tabla 17).

**Tabla 15.** Renta ambiental estacionaria por superficie relevante, tipo de formación forestal, provincia y total de Andalucía (media 2000–2009: €/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Almería	96,43	110,85	0,53	40,45	23,70
Cádiz	142,44	159,64	15,22	257,25	143,35
Córdoba	46,95	72,19	5,38	109,49	65,67
Granada	87,46	105,33	12,95	234,48	61,95
Huelva	81,24	121,79	4,28	179,59	87,95
Jaén	45,81	58,78	0,33	104,87	43,32
Málaga	123,81	153,94	9,93	270,04	75,98
Sevilla	76,91	88,13	0,31	132,01	78,95
Andalucía	71,02	88,56	8,32	178,04	68,64

Las formaciones vegetales influyen significativamente, a igualdad de otras circunstancias, en la oferta de agua superficial. A título de ejemplo se señalan los valores de rentas ambientales de las formaciones forestales de la provincia de Córdoba. Tomando el valor 100 para la renta ambiental media por hectárea forestal relevante del periodo 2000–2009 (65,67 €/ha) para todas las formaciones forestales de la provincia, se obtienen los siguientes índices comparados (Tabla 15). La formación de matorral es la vegetación de menor producción de agua superficial por hectárea, con el índice 8,2. Le siguen en ritmo creciente de valor el bosque, con el índice 71,6, la dehesa con el índice 109,9, y el pastizal con el índice 166,67.

Estos resultados, aunque se muestran a título de ejemplo, están refrendados por el conocimiento disponible de otras áreas boscosas, en las que el avance de la vegetación leñosa natural, claramente es la tendencia de la formación de matorral en España, repercute en un notable descenso de las escorrentías de aguas forestales superficiales que abastecen los embalses.



### 3.4.3 Renta ambiental corriente del agua forestal superficial regulada en 2010

La medición de la renta ambiental corriente del agua ofrece un resultado que refleja un hecho ocurrido en el año y no una expectativa, como es el caso del valor capital del agua basado en lo que se espera sucederá en el futuro con la corriente indefinida de agua regulada comercial. En otras palabras, la renta ambiental corriente (RA) es un valor real estimado después de tener lugar la aportación del agua forestal ambiental al embalse y haber sido utilizada por usuarios que han pagado su consumo (Tabla 16).

**Tabla 16.** Renta ambiental corriente del agua forestal superficial regulada por provincias y formaciones vegetales predominantes (2010: €/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Almería	248,01	301,77	25,81	189,32	80,85
Cádiz	304,62	350,00	118,31	460,35	317,58
Córdoba	88,95	141,48	19,46	192,47	128,37
Granada	206,82	250,66	90,46	426,10	169,70
Huelva	141,25	213,37	43,73	275,07	158,28
Jaén	108,17	133,39	29,80	215,09	105,16
Málaga	265,41	333,60	75,58	497,35	188,54
Sevilla	143,09	169,09	31,72	219,96	153,59
Andalucía	156,27	182,37	66,91	319,42	153,74

La aportación de agua a los embalses del año 2010 ha sido notablemente superior a la media de la década precedente (Tabla 12). La producción de agua forestal superficial comercial en 2010 es de 1.268,45 m<sup>3</sup>/ha, y estimado un precio ambiental de 0,1212 €/m<sup>3</sup>, dicha producción del ejercicio ofrece una renta ambiental media de la superficie forestal relevante de 153,74 €/ha (Tabla 16).

En el 2010 las formaciones adehesadas andaluzas aportan el 57,4% de la renta ambiental del agua corriente, seguido de las formaciones de bosque con el 26,35% (Tabla 17). La provincia de Granada contribuye con el 29,20% de la renta ambiental corriente del agua regulada, seguida de Córdoba con el 18,65% (Tabla 17). La renta ambiental forestal corriente de 2010 supera en 2,24 veces la media del decenio previo a precios de 2010 (Tabla 17).

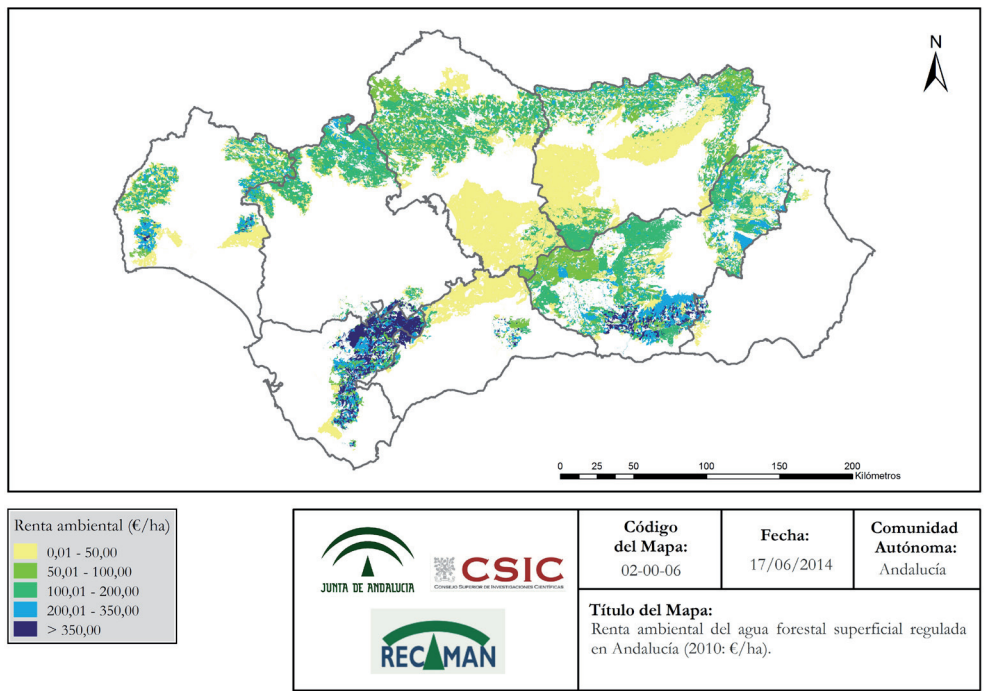
**Tabla 17.** Rentas ambientales corriente y estacionaria por superficie relevante, tipo de formación forestal, provincia y Andalucía (€) (1)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Renta ambiental estacionaria (media 2000-2009)	33.256.331	77.402.292	3.393.859	9.905.515	123.957.996
Almería	407.388	174.455	10.265	1.187	593.295
Cádiz	1.622.032	12.993.769	331.610	3.332.288	18.279.699
Córdoba	2.775.200	22.921.255	110.611	687.487	26.494.553
Granada	14.940.698	9.370.925	2.679.777	2.606.875	29.598.276
Huelva	4.662.772	6.953.222	105.913	1.023.740	12.745.648
Jaén	6.341.925	8.315.591	25.218	1.362.169	16.044.902
Málaga	1.155.536	659.872	122.605	48.944	1.986.956
Sevilla	1.350.779	16.013.203	7.859	842.825	18.214.666

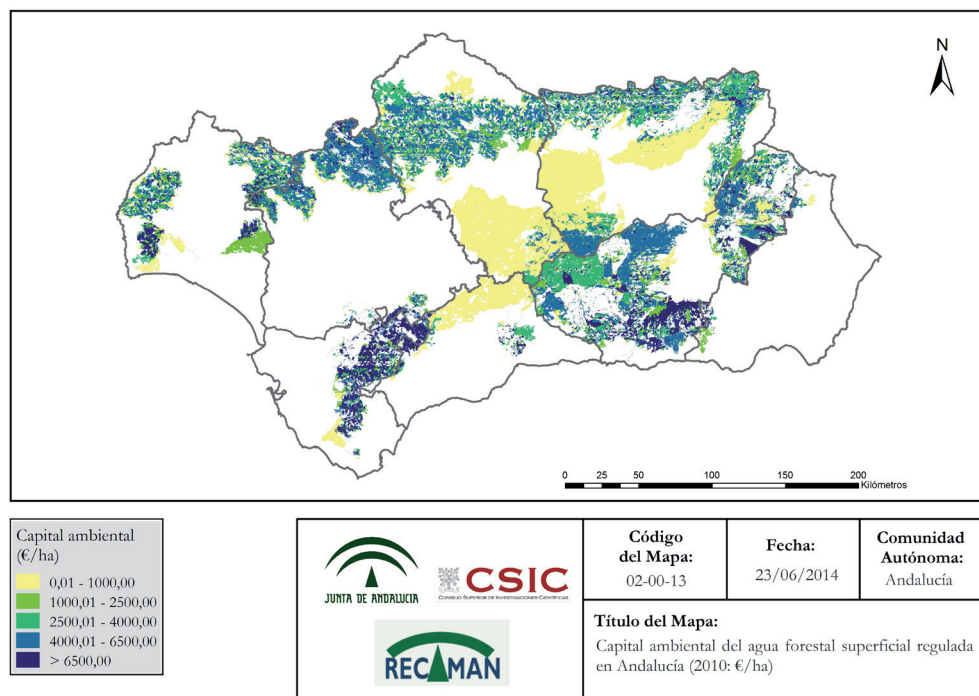
...Continuación de la Tabla 17 (2).

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
2. Renta ambiental corriente (2010)	73.180.219	159.390.666	27.307.376	17.770.964	277.649.224
Almería	1.047.817	474.930	495.737	5.555	2.024.039
Cádiz	3.468.876	28.488.485	2.577.245	5.963.186	40.497.793
Córdoba	5.258.050	44.920.905	399.793	1.208.511	51.787.259
Granada	35.331.844	22.300.009	18.714.916	4.737.354	81.084.122
Huelva	8.106.749	12.181.940	1.081.453	1.568.004	22.938.146
Jaén	14.976.676	18.871.409	2.309.300	2.793.875	38.951.261
Málaga	2.477.205	1.429.964	933.414	90.143	4.930.727
Sevilla	2.513.002	30.723.024	795.517	1.404.336	35.435.878

**Figura 17.** Renta ambiental del agua forestal superficial regulada en Andalucía (2010: €/ha)



**Figura 18.** Capital ambiental del agua forestal superficial regulada en Andalucía (2010: €/ha)



## 4 DISCUSIÓN

En este capítulo se presenta una discusión de la metodología y los resultados de esta investigación. En primer lugar se abordan varios aspectos de la metodología utilizada para la estimación de los flujos hídricos en el monte de Andalucía, evaluándose la incertidumbre de los resultados y posibles alternativas. En segundo lugar se discuten aspectos de la metodología aplicada para la valoración económica de dichos flujos, fundamentalmente referidos a la estimación de los precios ambientales de los distintos flujos, y se ofrecen pautas para ampliar el estudio en el futuro. A continuación se aborda el efecto de la vegetación del monte en la generación de recursos hídricos en Andalucía, a partir de los propios resultados de la investigación y de un experimento de cambio de uso del suelo utilizado a modo de ejemplo. También se analizan los cambios experimentados en la vegetación del monte en Andalucía en las últimas décadas, y sus posibles implicaciones en la generación de recursos hídricos. Finalmente, se discuten algunos aspectos sobre el futuro de la gestión del agua forestal.

### 4.1 Monitorización del balance hidrológico forestal

Este apartado presenta una discusión de la metodología utilizada para la estimación de los flujos hídricos en los montes de Andalucía. Se organiza en torno a dos cues-

tiones: (i) alternativas al modelo de simulación SWAT utilizado en este trabajo; y (ii) incertidumbres en la simulación de los flujos hídricos en los montes de Andalucía.

#### 4.1.1 Alternativas a la simulación eco-hidrológica

Existen numerosas alternativas a la metodología utilizada en esta investigación para la estimación de los flujos hídricos en el monte. A partir de modelos puramente hidrológicos como TOPMODEL (Beven y Kirby 1979), cada vez es mayor el número de códigos que integran rutinas hidrológicas con módulos biológicos e incluso ecológicos, capaces de simular los flujos de nutrientes y contaminantes, el crecimiento de la vegetación y los cultivos, y la interacción entre atmósfera, suelo y plantas. Algunos ejemplos son el Variable Infiltration Capacity (VIC) model (Liang *et al.*, 1994), TOPLATS (Famiglietti y Wood 1994; Peters-Lidard *et al.*, 1997), BIOME-BGC (Running y Hunt 1993), CENTURY (Parton *et al.*, 1993), RHESSys (Mackay y Band 1997; Tague y Band 2004), Tribs+Veggie (Ivanov *et al.*, 2008), el Community Land Model (CLM, Oleson *et al.*, 2010), o el modelo acoplado eco-hidrológico de Maneta y Silverman (2013). Se trata de modelos muy sofisticados, que incorporan un número elevado de procesos físicos en su formulación, y que requieren de parametrizaciones complicadas. Con fines operativos, y con la finalidad de estimar el balance hidrológico a escala de cuenca hidrográfica, los organismos gestores han recurrido por lo general a modelos más simples. Estas simplificaciones afectan al número de procesos físicos simulados, a la complejidad matemática de su representación (modelos conceptuales y de base empírica frente a modelos de base física), al número y naturaleza de parámetros requeridos, al grado de desagregación espacial (utilización de esquemas semi-distribuidos frente a esquemas distribuidos), al nivel de desagregación temporal, etc.

En España destaca el modelo SIMPA (Sistema Integrado para la Modelización Precipitación-Aportación) desarrollado por el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) del Ministerio de Fomento. SIMPA se ha utilizado, por ejemplo, en la redacción del Libro Blanco del Agua y del Plan Hidrológico Nacional, y también ha sido utilizado en la elaboración de varios planes hidrológicos de cuenca (incluidos los de las cuencas andaluzas). Es también la herramienta utilizada para el análisis de eventos en los Sistemas Automáticos de Información Hidrológica (SAIH) de diversas Confederaciones Hidrográficas. El modelo SIMPA es en realidad una herramienta completa y compleja, destinada a explotar la base de datos del CEDEX en sus estudios y por las Confederaciones Hidrográficas. Contiene una herramienta de simulación del balance hidrológico de cuenca que estima los principales flujos hídricos considerados en RECAMAN y expresados en la ecuación [1]. Esto lo convertía en principio en un buen candidato para ser utilizado en RECAMAN, aunque el modelo SIMPA fue finalmente desestimado debido a las siguientes razones:

- Escasa documentación técnica disponible, que dificulta la comprensión de la naturaleza de los cálculos efectuados.
- No está clara su disponibilidad fuera del propio CEDEX y las Confederaciones Hidrográficas, ni la licencia del software ni la disponibilidad del código fuente (imprescindible para conocer en profundidad los cálculos realizados,

- para acoplar el código a otras herramientas por ejemplo para, por ejemplo, la calibración, o para la automatización de tareas).
- Utilización de teselas regulares (grid), no estando clara su aplicación a teselas irregulares como las del Mapa Forestal Nacional (MFN), utilizadas en el resto de tareas de RECAMAN.
- Pobre representación de los procesos biológicos (crecimiento de la vegetación, respiración, etcétera).

Otros códigos desarrollados por grupos españoles son:

- TETIS, desarrollado por el Grupo de Investigación en Modelización Hidrológica y Ambiental de la Universidad Politécnica de Valencia. Se trata de un modelo hidrológico para cuencas, de tipo distribuido basado en celdas regulares).
- GIS-BALAN, desarrollado por el Grupo de Hidrología de la Universidad de A Coruña.

#### ***4.1.2 Incertidumbres en la estimación de los flujos hídricos***

La estimación del balance hidrológico a resolución de parcela de monte está sujeta a un cierto nivel de incertidumbre que hay que tener en cuenta al analizar los resultados de este trabajo. Resulta difícil, no obstante, realizar una validación de estos valores, por cuanto no existen medidas de los flujos hídricos principales a esta escala de trabajo. Los resultados de la simulación hidrológica se han comparado, a nivel de cuenca, con los valores de caudal registrados en los aforos de entrada de 24 embalses (en el resto de los casos o bien no existía aforo o existían problemas con la calidad de los datos).

El ajuste entre los caudales predichos y observados es, en general, bueno, con valores de ajuste elevados (Figura 19). El coeficiente de determinación mediano para el conjunto de 24 embalses es de  $R^2 = 0,710$ , y en un 50% de los casos este valor es superior a 0,643.

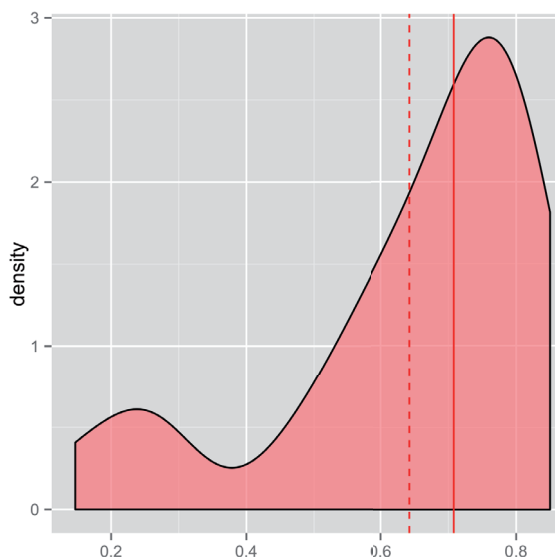
En general, en todos los casos se ha podido comprobar que se producía una estimación ajustada a las observaciones a lo largo del rango de caudales, con excepción de los caudales más bajos (estiaje) donde se producía una subestimación en la mayoría de los embalses simulados. Se presenta como ejemplo el embalse de Aguascebas, en Jaén, con un ajuste de  $R^2 = 0,825$  (Figura 20 y Figura 21).

No ha sido posible validar el resto de flujos fundamentales en el cálculo del balance hidrológico, es decir la evapotranspiración y la recarga de acuíferos, al tratarse de flujos mucho más difíciles de medir que el caudal superficial y sobre los que no se ha podido recopilar información al nivel de desagregación temporal requerido (como mínimo anual).

En el caso de la recarga de acuíferos se puede recurrir sin embargo a las estimaciones de recarga media anual realizadas por los organismos de cuenca en los planes hidrológicos. Por ejemplo, para el conjunto de la demarcación hidrológica del Guadalquivir el organismo de cuenca estima la recarga media en 86,6 mm al año. Este valor es muy próximo al valor de 855 m<sup>3</sup> / ha al año, equivalentes a 85,5 mm, estimados para el conjunto del monte andaluz para el periodo 2000-2009. Por tanto,

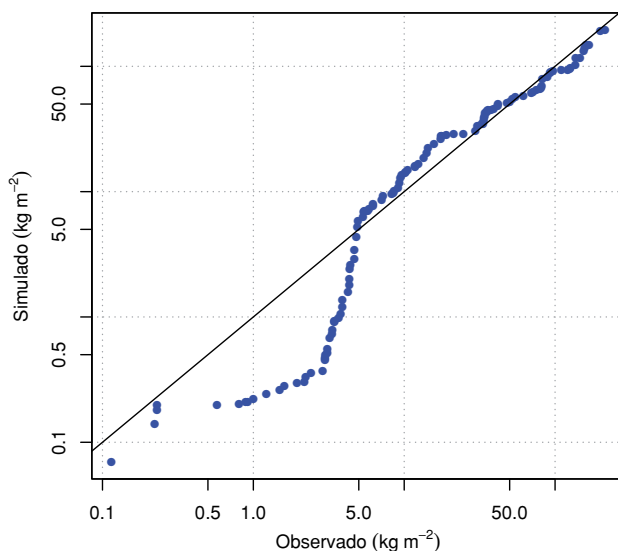
se puede decir que en términos relativos (volumen de agua por unidad de superficie y tiempo), y considerando el conjunto del monte andaluz, la estimación obtenida mediante el modelo de simulación hidrológica se ajusta muy bien a las cantidades estimadas por el organismo de cuenca.

**Figura 19.** Distribución de frecuencias del coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de los valores mensuales de caudal simulados con SWAT con respecto a los medidos, en un conjunto de 24 embalses

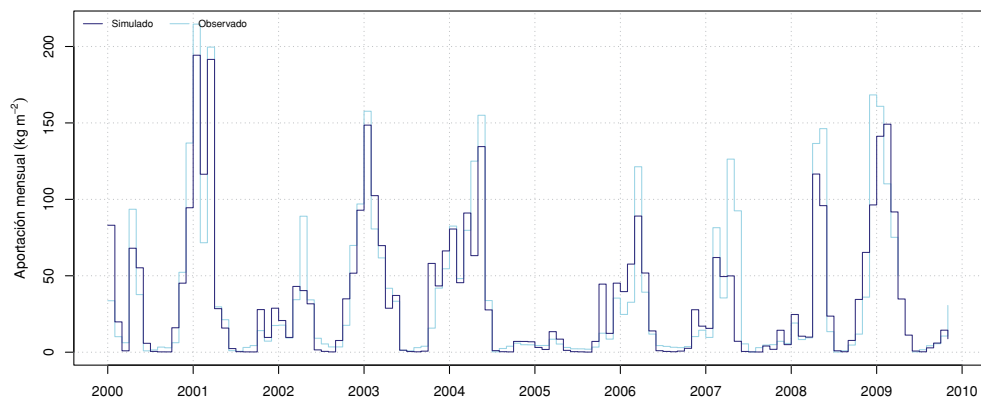


Nota: Se indica la mediana (línea continua) y la media (línea de trazos).

**Figura 20.** Comparación entre caudales simulados y observados en el embalse de Aguascebas (Jaén)



**Figura 21.** Series mensuales de caudal simulado (azul oscuro) y observado (azul claro) en el periodo 2000-2010 en el embalse de Aguascebas (Jaén)



Hay que indicar que en el proceso de simulación no se han utilizado las estimaciones de recarga media anual calculadas por las Confederaciones para cada acuífero. Es posible que la calidad de las simulaciones aumentara con la adición de esta información, lo que redundaría en una menor incertidumbre en la estimación del balance hidrológico. Por ejemplo, la simulación realizada probablemente sobreestima los flujos profundos que se producen en toda la zona de Sierra Morena, integrada por litologías poco permeables y que según el organismo de cuenca no cuenta con acuíferos profundos de importancia.

De la misma manera, no ha sido posible validar los flujos de evapotranspiración obtenidos mediante la simulación hidrológica. La correcta estimación de la evapotranspiración es fundamental para cerrar el cálculo del balance hidrológico. Además, con independencia de la variabilidad o cambio climáticos, los cambios en la vegetación son los únicos que pueden explicar las variaciones en la generación de recursos hídricos. Es, por tanto, una componente fundamental para la evaluación del balance hidrológico del monte. Sin embargo, la evapotranspiración sigue siendo el elemento del balance hidrológico con mayor incertidumbre, en este y en otros estudios similares, debido a la heterogeneidad espacial de los muchos factores que controlan el flujo entre los que se encuentran las características microclimáticas, la composición y características biofísicas de la vegetación, las propiedades de los suelos, la topografía, etcétera.

Sería posible, en una futura revisión del trabajo, utilizar información de evapotranspiración obtenida a partir de datos de teledetección y modelos biofísicos. Existen varios productos muy recientes que podrían utilizarse, como por ejemplo los grids de evapotranspiración de EUMETSAT Satellite Application Facility on Land Surface Analysis (Ghilain *et al.*, 2014), con una resolución espacial de 3 a 5 km. Otro producto disponible es MOD16, a partir de datos del satélite MODIS y con una resolución espacial de 1 km. También se estiman flujos de evapotranspiración a partir de datos de la segunda generación de METEOSAT, con una resolución espacial de 3 km (Ghilain *et al.*, 2014).

La estimación de la evapotranspiración a partir de datos de satélite es una tecnología todavía inmadura, sujeta a una elevada incertidumbre. Sin embargo, se podría utilizar tanto para realizar una validación de los valores estimados mediante el mode-



lo SWAT, como para incorporar directamente la información en un proceso de asimilación de datos (forzamiento del modelo), como han realizado por ejemplo Maneta *et al.* (2014). Es posible que la incorporación de información satelital permita mejorar la estimación del balance hidrológico en los montes de Andalucía.

## 4.2 Economía del agua forestal

Este apartado presenta una discusión de la metodología utilizada para la valoración económica de los recursos hídricos realizada en esta investigación. Esta discusión comprende los siguientes temas: (i) determinación del precio del agua forestal superficial regulada; ii) precio del agua forestal superficial no regulada; iii) precio del agua de recarga subterránea; y iv) precio del agua evapotranspirada.

### 4.2.1 Precio del agua forestal superficial regulada

Como se recordará, de los distintos flujos hídricos generados en el monte (evapotranspiración,  $E$ ; agua corriente superficial,  $Q$ ; y recarga del acuífero profundo,  $R$ ), en este trabajo sólo se ha valorado económicamente el agua corriente superficial. Concretamente, el agua forestal superficial regulada, es decir aquella fracción de los caudales fluviales que es almacenada en embalses y distribuida a los usuarios finales.

El precio de la renta ambiental del agua forestal superficial regulada utilizado en este estudio se encuentra cerca del límite inferior de precios de entre los ofrecidos por las publicaciones especializadas. Estos últimos son escasos y puntuales, y derivados de transacciones de las que se carece de información adecuada en las fuentes publicadas (Aldaya y Llamas, 2012: 64). Es decir, la estimación de renta y capital realizadas en este estudio, y derivadas de este precio, son conservadoras.

El haber utilizado un solo precio ambiental conservador evita la sobrevaloración del agua superficial regulada, si bien con este criterio se puede estar cometiendo una subvaloración significativa de la renta de este recurso. Los escasos datos disponibles de precios del agua en transacciones privadas y públicas presentan variaciones muy notables, tanto en precios del consumo de agua como en su valor capital ambiental (Aldaya y Llamas, 2012: 64; Berbel y Mesa, 2007, y Berbel *et al.*, 2011).

El precio hedónico del activo ambiental del agua de regadío puede ser considerado un precio robusto del valor capital del agua aplicado en esta investigación. No obstante, este método presenta la arbitrariedad de tener que asumirse una tasa de rentabilidad considerada normal en el mercado de la inversión agrícola, para así poder derivar el precio ambiental del agua forestal superficial consumida en el ejercicio por usuarios económicos.

Una alternativa al precio hedónico, también basada en el mercado, consistiría en estimar la renta ambiental del agua a partir del método de valoración residual. Este método supone el uso de información económica detallada de productos y costes de las explotaciones agrícolas de regadío y los costes de gestión de la agencia pública del agua (Berbel *et al.*, 2011; Leandri *et al.*, en revisión). El problema que presenta este método de valoración residual es que no evita la elección arbitraria de la tasa de rentabilidad de las inversiones manufacturadas, y así estimar la remuneración por el método residual de la mano de obra no-asalariada. El método de valoración residual

tiene la ventaja de disponerse de abundante información estadística oficial, frente al método de precios hedónicos que presenta la dificultad de la estrechez del mercado de transacciones de fincas agrícolas.

#### **4.2.2 Precio del agua forestal superficial no regulada**

Este estudio no ha estimado la renta ambiental del agua forestal superficial no regulada, es decir aquella parte de los caudales fluviales generados por el monte que no tiene regulación, o que tras ser almacenada en un embalse es desembalsada alimentando los caudales ecológicos aguas abajo de las presas. Este es también el criterio de la contabilidad nacional convencional (European Communities *et al.*, 2009).

No obstante, tampoco considera la contabilidad nacional el agua ambiental en el monte y sin embargo es uno de los objetivos principales de esta investigación, de modo que la explicación ha de estar fundada en otra causa. En esta investigación no se dispone de información acerca de la cantidad de agua aportada a los embalses sobre la que no existe la opción real de ser almacenada por condicionantes técnicos y de capacidad de embalsamiento. Esta información resulta relevante para poder discriminar entre el agua desembalsada por motivos técnicos y el agua desembalsada por cumplir con las exigencias legales de caudal ecológico.

Finalmente, de disponer de agua embalsada que por necesidad de cumplir con la legislación ecológica se ha de verter a los ríos y humedales, ¿qué precio ambiental contable ha de atribuirse al caudal ecológico de agua? Parece que la mejor opción es utilizar el precio ambiental del agua utilizada para riego, que es también la opción que se ha utilizado para el agua forestal superficial regulada. Claramente la demanda de agua ecológica cuando incurre en un coste de oportunidad debe ser considerada un uso económico en el futuro generador de renta pública, y como tal debería ser considerada en futuras extensiones de esta investigación.

#### **4.2.3 Precio del agua forestal subterránea**

El agua forestal subterránea utilizada fuera del monte tiene el mismo tratamiento metodológico de estimación del precio ambiental que el agua superficial regulada. No obstante, los resultados pueden ser diferentes atendiendo a los diferentes costes manufacturados de la oferta de agua para su uso en el regadío, por lo que no resulta válido utilizar el precio ambiental del agua superficial utilizada para riego, como se sugería para el caso anterior.

El precio ambiental del agua forestal bombeada del acuífero podría ser más elevado que el del agua forestal superficial con origen en los embalses. En cambio la desalación y los trasvases de agua entere cuencas podrían reducir el precio ambiental por debajo del estimado para el agua subterránea (Aldaya y Llamas, 2012). Este es un aspecto que debe desarrollarse en el futuro.

#### **4.2.4 Precio del agua forestal evapotranspirada**

La valoración de la renta ambiental del agua evapotranspirada por la vegetación forestal podría estimarse por el método de precios hedónicos o por el método resi-

dual, que ya se han discutido para el caso del agua superficial regulada. Cualquiera de las dos opciones requeriría conocer los precios de la tierra forestal en presencia de distintas clases de vegetación manteniendo el resto de condicionantes constantes. Este análisis se aleja del objetivo y de las posibilidades de esta investigación, ya que no se dispone de información económica de precios de mercado de las propiedades forestales.

No obstante, los resultados económicos de las producciones de maderas comerciales obtenidos en el proyecto RECAMAN arrojan resultados negativos de renta de capital en 2010. También se constata la tendencia a la desaparición de la renta de pastos demandados por los ganaderos. Estos indicios sugieren que el crecimiento de los precios reales de la tierra de pastizal que se constata a medio y largo plazos podrían deberse en una parte importante o incluso en su totalidad a los servicios recreativos privados consumidos *in situ* en exclusiva por los dueños de los montes. Así, en la medida en que se pudiera demostrar que la vegetación forestal influye en el precio de la tierra por sus valores ambientales recreativos privados, podría existir la opción de manifestarse una renta ambiental del agua en el valor recreativo privado de la vegetación. No se sabe nada sobre esta potencial renta ambiental del agua incrustada en la valoración de la vegetación de los montes.

En cualquier caso, no parece que la valoración económica de la evapotranspiración deba ser una prioridad a corto plazo, al menos no tanto como lo sería el ahorro de agua transpirada por las plantas en distintos escenarios de gestión de la vegetación del monte.

### 4.3 Influencia de la vegetación en la generación de recursos hídricos

En este apartado se evalúa el efecto de la vegetación en la generación de recursos hídricos, atendiéndose fundamentalmente a la generación de caudales superficiales. La discusión se organiza en torno a los siguientes aspectos: i) diferencias en la generación de recursos hídricos por las distintas clases de vegetación en Andalucía; ii) simulación de cambios de uso en una parcela forestal; y iii) cambios en la vegetación forestal de Andalucía a lo largo de las últimas décadas.

#### 4.3.1 *Generación de recursos hídricos en función de la vegetación en Andalucía*

El reparto del agua precipitada en los flujos de evapotranspiración, caudal superficial y recarga de acuíferos, se modula en función de la vegetación. Los resultados de esta investigación muestran la importancia de la vegetación en este reparto, y por extensión en la generación de recursos hídricos. Así queda patente, por ejemplo, en la Tabla 18. Los valores de los distintos flujos se expresan con relación a los valores medios del total de la vegetación forestal de Andalucía, que reciben un valor de 100%.

Se comprueba que, en el año 2010, las superficies de pastizal generaron un 188% de agua superficial y un 104% de agua subterránea, mientras que la evapotranspiración fue un 70% de la media. Expresados porcentualmente, estos valores son simi-

lares a los de la media del decenio 2000-2009. Conviene resaltar que las diferencias en cuanto a la precipitación recibida son muy inferiores comparadas con el resto de los flujos.

Las dehesas fueron la segunda clase de vegetación en cuanto a generación de agua superficial, con 132% en 2010. Le siguen los bosques de coníferas y mixtos, con un índice 109%. La evapotranspiración, respectivamente, fue de 91% y 100%, respectivamente, mientras que la recarga de acuíferos profundos fue de 92% y 103%. La precipitación recibida se cifró en 101% y 103%, para las dehesas y los bosques de coníferas.

Las zonas de matorral comprenden una importante proporción de áreas de menor potencialidad para la vegetación forestal, lo que se refleja en una pluviometría inferior a la media. Así, la precipitación se cifró en 2010 en el 96% de la media. Las diferencias en el resto de flujos hídricos, sin embargo, son mayores. Así, la generación de escorrentía superficial obtuvo un índice 32%, mientras que la evapotranspiración fue del 118%. La recarga de acuíferos, a su vez, se cifró en 107%.

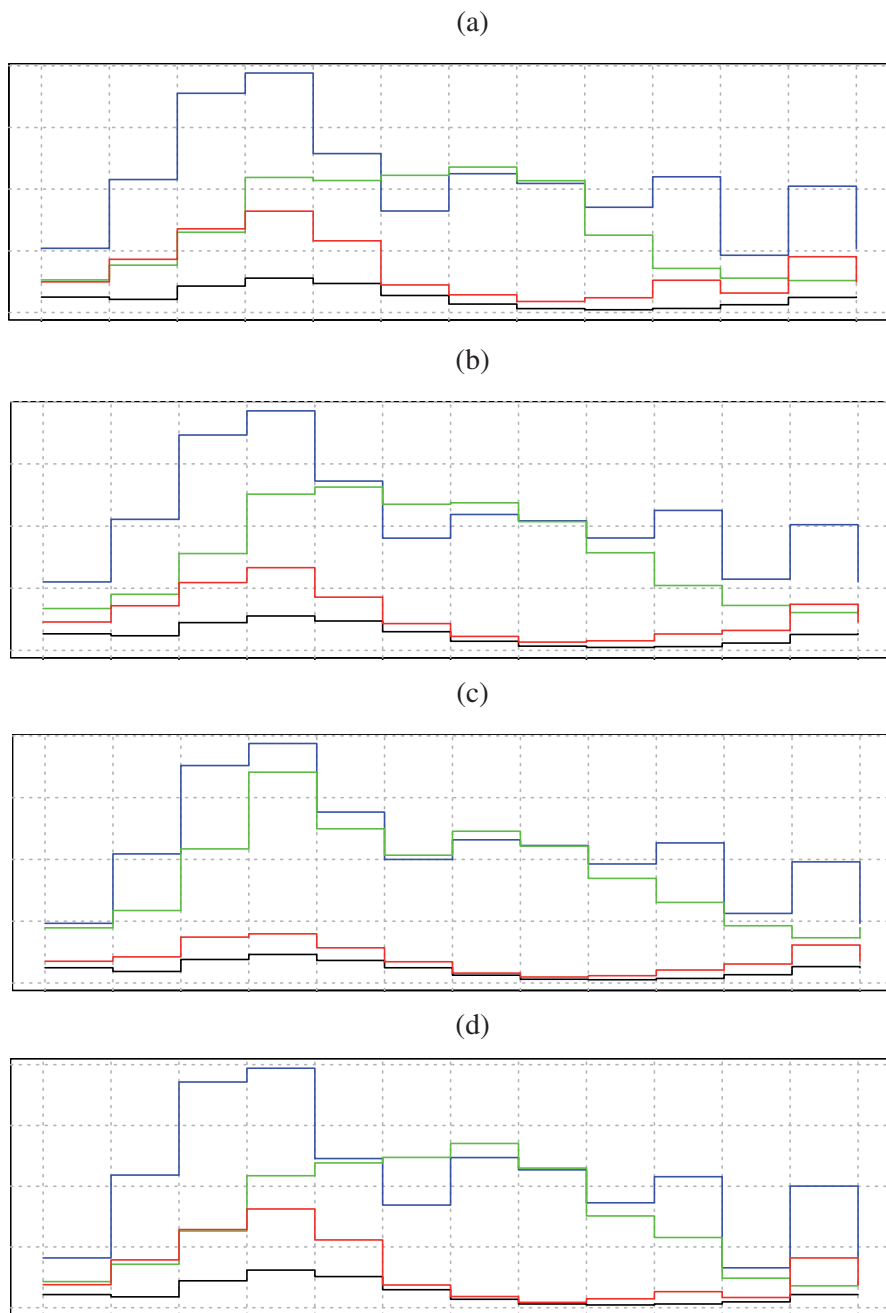
**Tabla 18.** Flujos físicos del ciclo anual del agua en los montes de Andalucía por clases de vegetación (%)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total veg. forestal
Año 2010					
Precipitación	103%	101%	96%	104%	100%
Evapotranspiración	100%	91%	118%	70%	100%
Agua superficial	109%	132%	32%	188%	100%
Agua subterránea	104%	92%	107%	104%	100%
Variación reserva positiva	103%	67%	156%	16%	100%
Variación reserva negativa	75%	8%	276%	10%	100%
Media del periodo 2000-2009					
Precipitación	102%	105%	90%	107%	100%
Evapotranspiración	98%	92%	118%	70%	100%
Agua superficial	112%	143%	8%	233%	100%
Agua subterránea	107%	103%	85%	124%	100%
Variación reserva positiva	56%	121%	119%	52%	100%
Variación reserva negativa	77%	21%	254%	2%	100%

#### 4.3.2 Simulación de cambios de uso

Aunque la realización de simulaciones de cambios de uso queda fuera de los objetivos de RECAMAN, resulta un ejercicio interesante porque permite comprobar, en igualdad de condiciones edáficas, topográficas y climáticas, la influencia de la vegetación en el balance hidrológico. Para ello, y a modo ilustrativo, se han calculado los flujos hídricos mensuales medios para un HRU concreto en la provincia de Granada (Figura 22). La comparación de las cuatro figuras es ilustrativa de las diferencias en el balance hidrológico que se producen bajo distintas clases de vegetación, ya que el resto de características (clima, suelo, relieve) no varían entre las simulaciones.

**Figura 22.** Comparación del balance hidrológico mensual de una parcela de monte en la cuenca hidrográfica del embalse de Quéntar, Granada, bajo distintas clases de vegetación



Nota: Pastizal (a), matorral (b), bosque de *Pinus sp.* (c) y dehesa (d). Flujos de agua medios para el periodo 2000-2009 (mm): precipitación, P, (azul); evapotranspiración, E, (verde); caudal superficial, Q, (rojo); recarga del acuífero profundo, R (negro).

El papel de la vegetación, como demuestra la figura, consiste en regular el reparto del agua precipitada ( $P$ ) entre los distintos flujos de salida ( $E$ ,  $Q$ ,  $R$ ). El balance mensual de los pastos y del matorral tienen características similares, ya que ambas clases de vegetación comienzan con valores muy bajos de evapotranspiración debido a la fase de inactividad invernal y presentan un rápido incremento durante la primavera coincidiendo con la estación de crecimiento. En el caso del matorral los valores máximos se alcanzan a finales de la primavera y descienden luego en verano, mientras que los pastos mantienen niveles elevados de evapotranspiración también durante el verano debido a que han tenido un menor consumo de la reserva hídrica del suelo y pueden mantener la actividad durante más tiempo. En la parcela simulada el verano no es excesivamente seco y por eso se mantienen valores elevados de evapotranspiración, aunque en otras cuencas la sequía estival es mucho más marcada. En términos globales las superficies de matorral presentan valores de evapotranspiración superiores a las de los pastos, lo que justifica una producción de caudal superficial y recarga de acuífero inferior, sobre todo durante la primavera.

Los bosques de coníferas, al tratarse de especies perennes, comienzan antes la fase de crecimiento y presentan una gran sincronía con la estacionalidad de precipitación, lo que les permite alcanzar cotas elevadas de evapotranspiración durante los meses de mayor pluviosidad de la primavera. La evapotranspiración estival, en cambio, es baja debido a un agotamiento más rápido de la reserva de agua en el suelo. Los bosques de coníferas producen cantidades de caudal superficial y recarga de acuífero significativamente más reducidas, sobre todo durante la estación de lluvias (primavera).

Las dehesas, al estar integrados mayoritariamente por especies que inician su fase de crecimiento más tarde y presentar una cubierta mixta de arbolado y pastizal, presentan un balance estacional muy distinto al de las coníferas. Tienen en general un menor aprovechamiento de las lluvias de primavera (en marzo y abril), lo que redundaría en una producción de caudal y recarga superior a la de los bosques de coníferas durante estos meses.

Estos resultados permiten comprobar la importancia de la vegetación en la generación de recursos hídricos. Si los distintos recursos que se han identificado (evapotranspiración o autoconsumo, caudal superficial y recarga de acuífero) tienen distinta valoración económica, y en un contexto en el que exista una disponibilidad a pagar por parte de los usuarios por una mayor disponibilidad del recurso, es posible diseñar políticas de gestión de la vegetación forestal encaminadas a una mayor producción de un tipo de recurso.

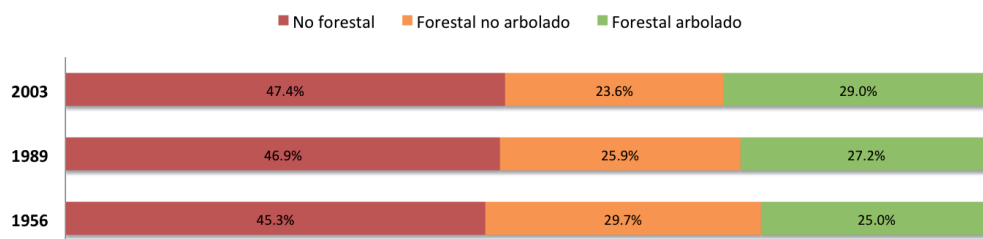
### 4.3.3 Cambios en la vegetación forestal de Andalucía

En varias regiones de la Península Ibérica se ha estudiado la repercusión de los cambios en la superficie y composición de los bosques en la generación de recursos hídricos en la segunda mitad del siglo XX (Gallart, 2000; Beguería *et al.*, 2003; Morán-Tejeda *et al.*, 2010). Aunque este análisis queda lejos del objetivo de este estudio, resulta relevante en el contexto de esta discusión acerca del papel de la vegetación en el reparto de los recursos hídricos conocer los cambios en la superficie y composición de la superficie forestal en Andalucía en las últimas décadas. Para ello se han comparado cartografías de usos del suelo en Andalucía en los años 1956, 1989

y 2003<sup>13</sup>, analizándose los cambios en la superficie ocupada por cada uso del suelo y clase de vegetación.

La evolución de la superficie considerada como forestal en Andalucía en el periodo 1956-2003 muestra un leve descenso del 4,6% con respecto a la superficie forestal (Figura 23). Sin embargo, dentro del uso forestal la superficie forestal arbolada se incrementó durante el mismo periodo, con un aumento del 15,9% con respecto a la superficie forestal arbolada en 1956. La mayor variación corresponde a la superficie forestal no arbolada (zonas de matorral y pastos), que experimentaron un descenso del 20,5% en 2003 con respecto a la superficie ocupada en 1956. Es decir, globalmente se ha asistido a un incremento de la superficie no forestal y, sobre todo, de la forestal arbolada, en detrimento de la superficie forestal no arbolada (matorral y pastos).

**Figura 23.** Variación del uso del suelo en Andalucía, en porcentaje sobre la superficie total



Fuente: *Informe de adecuación del Plan Forestal Andaluz*.

La matriz de transiciones (Tabla 19) permite analizar los cambios que se han producido entre grandes formaciones. Las superficies no forestales en 1956 presentan una elevada estabilidad en el tiempo, ya que se mantienen en su gran mayoría (92,8%) en 2003, aunque un 7,2% de la superficie no forestal pasó a ser clasificadas como forestal en 2003 (2,3% forestal arbolado y 4,8% forestal no arbolado). La superficie forestal arbolada en 1956 presenta también estabilidad, ya que en un 85,3% se mantuvo en 2003, repartándose el cambio a partes casi iguales entre superficie no forestal (7,3%) y forestal no arbolada (7,4%). La superficie forestal no arbolada es la que más cambios ha experimentado en el periodo analizado, puesto que sólo se mantuvo como tal en un 65,9% mientras que un 11,8% de la superficie en 1956 pasó a no forestal y un 22,3% cambió a forestal arbolado. De todos los cambios, la transición de forestal no arbolado a forestal arbolado es la más importante.

**Tabla 19.** Matriz de transición de usos del suelo entre 1956 y 2003

1956	2003		Forestal	
		No forestal	arbolado	no arbolado
No forestal		92,8%	2,4%	4,8%
Forestal	arbolado	7,3%	85,3%	7,4%
	no arbolado	11,8%	22,3%	65,9%

Fuente: *Informe de adecuación del Plan Forestal Andaluz*

<sup>13</sup> *Mapa de Usos y Cubiertas del Suelo de Andalucía* en 1957, 1989 y 2003, elaborados en 2006 por encargo de la Junta de Andalucía.



### *Cambios por formaciones vegetales, periodo 1956-1989*

Descendiendo al nivel de las formaciones vegetales, destacan las siguientes transformaciones (Tabla 20):

**Tabla 20.** Superficie ocupada po distintas formaciones vegetales en 1956 y 2003 (miles de has)

Formación en 1956	1956	2003	Variación
Arbolado denso: quercíneas	213.399 (2,4%)	199.118 (4,4%)	– 6,7%
Arbolado denso: coníferas	156.149 (1,8%)	331.423 (7,3%)	+ 112,2%
Arbolado denso: eucaliptos	13.281 (0,2%)	70.606 (1,6%)	+ 431,6%
Arbolado denso: mezclas mixtas	67.688 (0,8%)	88.639 (2%)	+ 31,0%
Matorral arbolado: quercíneas	902.799 (10,3%)	732.138 (16,2%)	– 18,9%
Matorral arbolado: coníferas	262.629 (3%)	404.168 (8,9%)	+ 53,9%
Matorral arbolado: eucaliptos	14.632 (0,2%)	95.083 (2,1%)	+ 549,8%
Matorral arbolado: mezclas mixtas	226.807 (2,6%)	244.959 (5,4%)	+ 8,0%
Pastizal arbolado: quercíneas	563.918 (6,4%)	565.553 (12,5%)	+ 0,3%
Pastizal arbolado: coníferas	15.886 (0,2%)	30.829 (0,7%)	+ 94,1%
Pastizal arbolado: eucaliptos	0.822 (0%)	4.195 (0,1%)	+ 410,3%
Pastizal arbolado: mezclas mixtas	20.826 (0,2%)	23.648 (0,5%)	+ 13,5%
Matorral denso	569.133 (6,5%)	415.663 (9,2%)	–27,0%
Matorral disperso con pastizal	891.215 (10,2%)	560.371 (12,4%)	– 37,1%
Pastizal	163.316 (1,9%)	230.352 (5,1%)	+ 41,0%
Matorral y pastizal disperso, suelo desnudo, roca	590.650 (6,7%)	532.765 (11,8%)	– 9,8%
Total	4.673.156 (53,4%)	4.529.518 (51,7%)	–3,1%

Fuente: Elaboración propia.

- Incremento de la superficie de coníferas (fundamentalmente *Pinus* sp., aunque también se incluyen otras especies como *Abies pinsapo*) en 175.274 ha. Las coníferas, que en 1956 suponían el 7,8% de la superficie forestal, han incrementado su importancia relativa hasta el 14,9%, incrementando su superficie en más de 175.000 ha como formaciones densas y en más de 140.000 ha en formaciones mixtas de matorral y quercíneas. Por su parte el eucaliptal, que en 1956 sólo constituía el 0,7% de la superficie, casi triplicó su superficie pasando a suponer el 1,7% de la superficie forestal en 2003.
- Disminución de las superficies de quercíneas (principalmente *Quercus suber* y *Q. ilex*) y de matorral, siendo las más castigadas por la puesta en cultivo de nuevas tierras. En concreto, el descenso del 8% ha supuesto que pasen de representar el 30,7% de la superficie al 28,7%, con una pérdida neta superior a 14.000 ha en formaciones puras y más de 170.000 ha en formaciones mixtas con matorral.
- Incremento de las superficies de bosque mixto (pinar con quercíneas), atribuible a procesos de extensificación y abandono que favorecieron la instalación de procesos de sucesión y recuperación de la vegetación natural. Este incremento supone cerca de 21.000 ha.

- Disminución de las superficies de matorral no arbolado, que pasan de suponer el 44% de la superficie al 34%, con una pérdida neta de más de 484.000 ha.
- Notable estabilidad de las dehesas puras (formaciones mixtas de quercíneas dispersas con pastos), en torno a las 565.000 ha.

En resumen, durante el periodo estudiado se produjo en Andalucía un aumento de las superficies forestales con formaciones boscosas (sobre todo bosques de coníferas), en detrimento fundamentalmente de las superficies de matorral y los pastos, y en menor medida de las dehesas (formaciones de quercíneas).

De forma similar a otras áreas de España, se constata una densificación de las superficies forestales en Andalucía en el periodo estudiado. Aunque no ha sido objeto de estudio en esta investigación, cabe suponer a la vista de los resultados obtenidos que esta transformación ha tenido una repercusión significativa en el reparto de los recursos hídricos. A la luz del mapa de usos del suelo más reciente, cabría plantear escenarios de cambio de uso del suelo conducentes a una mayor provisión de agua azul en detrimento del agua verde, sin detrimento o con mínimas afecciones a otras rentas ambientales del monte, por ejemplo mediante la transformación de parte de las 732.000 ha de matorral denso con quercíneas o las 245.000 ha de matorral denso con vegetación arbórea mixta, en sistemas adehesados mediante la sustitución del matorral (gran consumidor de agua) por pastos.

#### 4.4 Retos futuros de la gestión del agua forestal

En la región andaluza los retos a los que se enfrentan los agentes económicos privados, los consumidores y las administraciones públicas son la satisfacción de las crecientes demandas que han de atender las necesidades de las generaciones actuales sin generar irreversibilidades y pérdidas intolerables de riquezas naturales futuras.

En los montes de Andalucía se tienen notables incertidumbres sobre el efecto del calentamiento global sobre la cantidad y variabilidad estacional de las precipitaciones anuales<sup>14</sup>, la reutilización de aguas residuales de industrias y hogares, y la mitigación y depuración de las aguas lixiviadas por los cultivos de regadío. La tensión por el agotamiento de los acuíferos profundos a causa del bombeo de agua para riego y uso doméstico es otra circunstancia que tiende a generar otros problemas de destrucción del medio natural y que repercuten en no pocas ocasiones en toda la economía de la región andaluza y otras a escala global.

En este apartado se presenta una discusión de la metodología aplicada y resultados obtenidos de cantidad y valor ambiental público de la renta y el capital del agua forestal superficial producidos en 2010 en los montes de Andalucía. La discusión de los retos económicos de la producción de agua forestal se organiza en tres aspectos: i) la elaboración de las cuentas de la actividad de la producción de agua forestal manufacturada insertadas en el sistema de cuentas agroforestales; ii) los métodos de

<sup>14</sup> Por ejemplo, García-Garizabal *et al.* (2014) estiman a partir del modelo de circulación atmosférica MPI-ECHAM5 un incremento en la evapotranspiración de referencia en torno a 3,3 mm por año (0,24%) a lo largo del siglo XXI en España, a la vez que se producirá un descenso de 2,5 mm por año (0,56%) en las precipitación, lo que conducirá a un crecimiento en las necesidades de irrigación de los cultivos. García-Ruiz *et al.* (2011), en un estudio de revisión de escenarios de cambio para toda la cuenca mediterránea, proyectan un descenso generalizado en la disponibilidad de recursos hídricos superficiales y subterráneos.

valoración del precio ambiental del agua; y iii) la regulación institucional de la propiedad, los mercados y la equidad social de la producción de agua forestal.

Los tres retos señalados de la gestión del agua se abordan desde la perspectiva económica de considerar el estatus institucional del agua en la Unión Europea: el agua ambiental es un bien de dominio público, los gobiernos conceden derechos de gestión, uso y comercio del agua a las personas físicas y jurídicas en atención a la satisfacción de necesidades de la producción de agua, y la condición de bien esencial en sus consumos vitales por las personas le otorga la condición de un derecho inalienable de la persona física cuando concurre la causa de insolvencia de pago en razón de su situación de pobreza (United Nations, 2012; European Commission, 2014)<sup>15</sup>.

#### **4.4.1 Cuenta de producción del agua forestal manufacturada**

El agua natural de los montes no cuenta como bien económico para los sistemas de cuentas del agua que se están desarrollando sujetos al estrecho concepto de producción económica del sistema de cuentas nacionales (European Communities *et al.*, 2009; United Nations, 2012). Esta omisión del agua ambiental forestal de la contabilidad nacional<sup>16</sup> no supondría que su contabilización implicaría la creación de nuevo valor del agua. El valor económico del agua existe si las personas con su comportamiento le atribuyen valor. Este es el caso del agua en determinada situación de propiedad y exceso de demanda de agua en un lugar, como es el caso de las Cuenas Hidrográficas a las que pertenecen los montes de Andalucía.

##### **4.4.1.1 Función de producción de agua forestal manufacturada**

Las cuentas económicas más simples del agua forestal es el caso de esta investigación. Se ha estimado únicamente el agua superficial que se exporta más allá del monte a través de los ríos, hasta llegar a los embalses. En el embalse el agua puede no ser retenida y en este caso no es objeto de valoración en esta investigación. Así que se necesita para la valoración del agua únicamente la cuantificación física del agua aportada al embalse que es consumida por los usuarios para riego, uso industrial y hogares. Estos datos están disponibles en la información que ofrecen las Confederaciones Hidrográficas. Para valorar el agua regulada con uso comercial de los embalses se requiere conocer su precio ambiental contable. Se denomina contable por ser obtenido mediante la modelización de datos que consigue aislar el precio ambiental del agua forestal que está caracterizado por no estar justificado por el empleo de trabajo y capital manufacturado, sino que su valor viene dado por el margen

---

<sup>15</sup> Nuria Hernández, economista de la Fundación Nueva Cultura del Agua, expresa la condición de bien público del agua y su precio en los siguientes términos: «El servicio del agua nunca debería ser gratis. Para nadie, porque cuesta. Lo que sí hay que garantizar es que nadie se quede sin él por no poder pagarlo. Habría que definir cuál es ese mínimo vital elemental, si 80, 90 litros... Pero creo que sí hay consenso en que habría que garantizarlo y regularlo a nivel nacional» (diario El País, edición extra del Día Internacional del Agua, 22 de marzo de 2014, página 29).

<sup>16</sup> La contabilidad nacional está elaborada por las oficinas estadísticas con el fin de medir el «progreso económico» anual de las naciones, aunque en la práctica se limita a medir el valor añadido por el trabajo y los servicios del capital manufacturado, dado el capital natural, las materias primas y servicios empleados en la producción manufacturada de bienes y servicios de la nación. El indicador de renta bruta (sin deducir las amortizaciones de capital fijo manufacturado) de la nación es conocido como producto interior bruto (PIB).

entre el precio de demanda y el coste de la producción manufacturada<sup>17</sup>. Conocido el precio ambiental en cada uno de los mercados del agua forestal y sus cantidades respectivas, se obtiene el valor ambiental de la producción de agua regulada que en esta memoria se atribuye al monte. No habiendo implicado en el monte coste alguno de la producción de agua dicho valor económico coincide con la renta ambiental del agua forestal. Sin embargo, aún siendo únicamente el precio ambiental y la cantidad de agua regulada consumida por los usuarios económicos los datos necesarios, se precisa un trabajo arduo para llegar a disponer de los precios ambientales, bien sea por disposición a pagar declarada o bien revelada de los precios de demanda, descontando los costes manufacturados.

Pero conviene discutir las cuentas del agua forestal en el caso de haber implicados costes laborales y de capital para incrementar la escurrentía superficial mediante la disminución de la evapotranspiración de las plantas del monte. Así, este escenario hipotético asume que el uso previo al cambio de uso de las vegetaciones forestales es el más rentable para el propietario privado. Así que el valor de mercado simulado de la oferta de agua forestal superficial nueva viene determinado por el lucro cesante manufacturado del propietario y el coste de la inversión anual en la gestión de la vegetación orientada a la producción de agua forestal.

En un escenario futuro de extrema escasez de agua dulce disponible para la agricultura de regadío y/o los hogares podría pensarse en una función de producción de agua forestal superficial mediante el manejo de la vegetación. En este caso el pago al propietario del monte por el cambio en la vegetación o la disminución de la espesura vegetal leñosa requiere conocer el coste incurrido por el propietario para determinar la compensación incentivada del lucro cesante por parte del gobierno o cualquier otro agente económico interesado en utilizar la nueva cantidad de agua forestal superficial producida. En este nuevo escenario, el agua forestal superficial que llega al embalse tiene un precio compuesto de renta ambiental (que tiene un valor igual o mayor que cero) más el coste y la renta de capital manufacturados. Se precisa incluir una nueva actividad económica del monte incorporando la producción de agua forestal manufacturada (Tabla 21).

En el escenario hipotético que se simula de producción manufacturada de agua forestal la función de oferta o producción total (*PT*) está dada por el coste total (*CT*) y la renta de capital inmovilizado (*RC*), en este caso se asume que es la Agencia de Pública del Agua (*APA*) la que compra la nueva producción de agua forestal manufacturada aportada a los embalses<sup>18</sup>:

$$PT = CT + RC \quad [20]$$

$$CT = CI + MO + CCF \quad [21]$$

$$CI = CIp + CIc \quad [22]$$

$$RC = r \cdot CIN \quad [23]$$

$$MNE = RC \quad [24]$$

<sup>17</sup> Incluido en este coste de la oferta de agua la remuneración normal del capital manufacturado invertido.

<sup>18</sup> Aunque los propietarios de los montes embalsan agua, agua que es detraída de la cantidad total que llegaría a los embalses, en este caso sólo se considera la cantidad de agua que la *APA* podría ofrecer a sus potenciales demandantes.

Siendo *MNE*, margen neto de explotación; *CI*, consumo intermedio; *MO*, mano de obra; *CCF*, consumo de capital fijo; *CIp*, consumo intermedio propio; *CIc*, consumo intermedio comprado; *r*, tasa de rentabilidad social; *CIN*, capital inmovilizado.

El agua forestal superficial producida adicional que se origina por la reducción de la evapotranspiración de la vegetación leñosa es una producción intermedia de la vegetación forestal que ha de ser atribuida como un consumo intermedio propio (*CIp*) de la producción de agua.

El lucro cesante privado puede ser medido por la variación de las rentas de capital privadas de la tierra por el cambio de uso y/o gestión de la vegetación forestal. El lucro cesante viene explicado por las variaciones de las rentas de capital comercial y ambiental privadas<sup>19</sup>. Un cambio de gestión forestal que reduce la evapotranspiración de la vegetación se espera que tienda a variar las rentas de capital privadas de la madera y el pasto en sentido quizá opuesto. Se asume que el propietario tiene en cuenta estos efectos en su estimación de la renta de capital privada esperada de la nueva gestión para determinar su demanda de pago a la APA en concepto del lucro cesante incentivado. Las demás rentas privadas se asume que no se modifican con el cambio de vegetación por ser las cantidades de las vegetaciones transformadas marginales. También se asume, que la APA puede verse obligada por el gobierno a incorporar en el precio del agua el coste ambiental en términos del efecto calentamiento global de la atmósfera a causa de la liberación de carbono motivado por el aumento de la producción de agua forestal con el cambio de uso en la vegetación<sup>20</sup>.

Siendo todas estas interrelaciones entre las múltiples producciones del monte complejas, la actividad de producción de agua forestal requiere el empleo de herramientas contables normalizadas para establecer acuerdos transparentes, eficientes y equitativos entre los agentes económicos públicos y privados que contratan la producción de agua forestal superficial. En los siguientes párrafos se describe la cuenta de producción de agua forestal manufacturada en una presentación simplificada ajustada al interés del escenario hipotético desarrollado siguiendo los criterios del sistema de cuentas agroforestales (Campos, 2011, Campos, 2015; Ovando *et al.*, 2015).

#### 4.4.1.2 Cuentas de producción y capital del agua forestal

Se asume estado estacionario en precios y cantidades por motivo de simplificar el razonamiento sin que afecte a sus contenidos y consistencia. Se ilustra la exposición con el ejemplo hipotético de una reducción de la evapotranspiración (ejemplo: corta de matorral). En el ejercicio contable (año) también se conviene que se reduce mediante la gestión de la vegetación forestal una cantidad de agua de evapotranspiración igual a la que aumenta por la expansión natural de la vegetación. Por lo que

<sup>19</sup> Realmente se han de considerar también las subvenciones netas de impuestos ligados a la producción que recibe el propietario antes y después de las transformaciones en los usos. Por motivo de simplificación realizamos el análisis a precios de productor y no a precios básicos. En otras palabras, se asume que las subvenciones netas ligadas a la producción antes y después del cambio de gestión forestal son nulas.

<sup>20</sup> La variación de la renta de capital pública se espera sea negativa por la mitigación del secuestro de carbono. No se estudia aquí este efecto por asumirse que el gobierno sí lo tiene en cuenta en su análisis coste-beneficio para tomar la decisión de aumentar la producción de agua manufacturada del monte en contrapartida a renunciar al aumento de la fijación de carbono. Esta competencia en el monte mediterráneo entre producción de agua y secuestro de carbono es relevante, aunque no ha merecido hasta ahora atención en el diseño de las políticas públicas de gestión del medio natural.

la intervención en la vegetación tiene un año de retardo en evitar que disminuya la escorrentía de agua superficial, a partir del cual la escorrentía permanece constante, en ausencia de otras modificaciones del medio natural, mientras se continúe con la intervención de la vegetación.

Se cumple, dados los supuestos admitidos, que el coste de la gestión de la vegetación<sup>21</sup> es de la misma cuantía que la amortización de la gestión de la vegetación en los años precedentes pendientes de amortizar<sup>22</sup>. Se asume que el propietario del monte ha llegado en el pasado a un acuerdo con la Agencia Pública del Agua (APA) para gestionar la vegetación con el fin de obtener una reducción anual constante de la evapotranspiración (por ejemplo: 860 m<sup>3</sup>/ha), que supone aumentar en la superficie forestal intervenida en el ejercicio la producción de agua forestal superficial que llega al embalse anualmente respecto a los años previos, pero que por igual cuantía disminuye en otras superficies la misma cantidad por aumento de la evapotranspiración debido al progreso natural de la vegetación forestal. El propietario incurre anualmente en un coste de inversión fija en la gestión de la vegetación para la producción de agua forestal superficial (por ejemplo: 25 €/ha). El propietario conoce su lucro cesante incentivado respecto al uso previo al acuerdo con la APA (por ejemplo: 11 €/ha), igual a su margen neto de explotación incentivado por ser nulas las ganancias de capital atribuibles a la gestión de la vegetación, por lo que demanda a la APA del propietario se corresponde con la suma de su coste de consumo de capital fijo y el lucro cesante (por ejemplo: 36 €/ha)<sup>23</sup>.

Las vinculaciones económicas de la actividad de producción de agua forestal manufacturada y la gestión de la vegetación forestal se muestran a título ilustrativo en la Tabla 21. El contrato para la producción de agua con la Agencia Pública del Agua supone un coste anual al propietario de la tierra de 50 €/ha, repartidos en al 50% entre los costes de consumo intermedio y mano de obra del ejercicio en la gestión de la vegetación que dan lugar a una producción final por cuenta propia de capital fijo (formación bruta de capital fijo, *FBCF*) y la amortización (consumo de capital fijo) de las inversiones de los años precedentes en la gestión de la vegetación (*FBCF* de años anteriores). Se señaló con anterioridad que el propietario de la tierra conoce su lucro cesante incentivado por el cambio de gestión de la vegetación (por ejemplo: 11 €/ha), por lo que también conoce que su gestión de producción manufacturada de agua forestal adicional superficial tiene un valor de la producción intermedia que paga la APA (por ejemplo: 36 €/ha). El cambio de gestión de la vegetación presta un servicio a la actividad de agua forestal manufacturada y por esta razón se considera una producción intermedia de la vegetación que es un input de la función de producción del agua manufacturada del monte. Así el agua manufacturada tiene un coste de consumo intermedio propio (*CIp*) igual a la producción intermedia de la vegetación (*PI*) (por ejemplo: 36 €/ha).

<sup>21</sup> La corta de matorral se considera una inversión de capital fijo amortizable, y que la contabilidad nacional denota como producción final de formación bruta de capital fijo por cuenta propia (*PF<sub>FBCF</sub>*).

<sup>22</sup> El sistema de cuentas nacionales (SNA, 2008) admite que la *FBCF* por cuenta propia se valore sin considerar el margen neto de explotación (*MNE*) cuando el bien duradero producido por cuenta propia está destinado al uso propio.

<sup>23</sup> Por ejemplo: equivalente a un precio de «compra» del agua forestal de 0,4186 €/m<sup>3</sup>. Este precio es varias veces superior al precio hedónico del agua de riego, por lo que la demanda en escalera que caracteriza al agua situaría un acuerdo de este tipo en demandas de los hogares e industrias. El precio del agua potable de grifo en grandes superficies puede alcanzar los 70 €/m<sup>3</sup>. De no producirse la corta en el año se habría reducido en 860 m<sup>3</sup>/ha la producción de agua forestal superficial regulada por la expansión y/o espesamiento naturales de la vegetación en el monte.



La gestión de la vegetación orientada a la producción de agua forestal manufacturada produce con los costes de consumo intermedio y mano de obra del ejercicio un bien de capital fijo propio (valor del beneficio del cambio de gestión para la producción de agua de la vegetación) que se ha de anotar en la producción final de la vegetación en el ejercicio, y la parte alícuota de este bien de capital fijo consumida en los años siguientes se incorpora como coste de capital fijo a la producción de agua del año. Así sucede con los años precedentes, que en el ejercicio corriente incorporan un coste histórico de amortización (por ejemplo: 25 €/ha) (Tabla 21).

**Tabla 21.** Cuenta de producción privada simplificada del agua forestal manufacturada superficial (cifras no reales a título ilustrativo: €/ha)

Clase	Vegetación forestal	Agua forestal	Total
1. Producción Total ( <i>PT</i> )	61	36	97
1.1. Producción intermedia ( <i>PI</i> )	36		36
1.2. Producción final ( <i>PF</i> )	25	36	61
2. Coste total ( <i>CT</i> )	50	36	86
2.1. Consumo intermedio ( <i>IC</i> )	13		13
2.1.1. Comprado ( <i>CIc</i> )	13		
2.1.2. Propio ( <i>CIp</i> )		36	36
2.2. Mano de obra ( <i>MO</i> )	12		12
2.3. Consumo de capital fijo ( <i>CCF</i> )	25		25
3. Margen neto de explotación ( <i>MNE</i> )	11	0	11

La cuenta de capital del agua forestal manufacturada tiene un valor nulo por incurrir únicamente en un coste de consumo intermedio propio que carece de coste de oportunidad y haber convenido que el valor de la producción de agua forestal coincide con su coste, por lo que el margen neto de explotación del agua forestal manufacturada es nulo. Así, la producción de agua forestal manufacturada superficial modifica las rentas de trabajo y capital de las vegetaciones forestales y en término contables la actividad de producción de agua forestal no genera directamente rentas de trabajo y capital.

La viabilidad de la aplicación de la herramienta contable no ofrece mayores dificultades cuando las mediciones de cantidades y precios ambientales están resueltas. Esta investigación muestra que la modelización hidrológica hace posible las mediciones físicas del consumo del agua por las formaciones forestales de los montes. La valoración económica presenta notables dificultades en la estimación de los precios ambientales. No obstante, como se discute en el siguiente apartado, los métodos de valoración de preferencias reveladas como el método de valoración residual y el método de precios hedónicos son herramientas robustas para estimar precios del agua no directamente observados en los mercados. También en situaciones de fuerte escasez los métodos de preferencias declaradas permiten obtener disponibilidades a pagar aplicables a la producción de agua manufacturada de costes relativamente elevados. El siguiente apartado trata de los métodos por los que se obtienen los precios ambientales y manufacturados del agua forestal.



#### 4.4.2 *Precios del agua forestal*

En este estudio se valora el agua forestal superficial que precipita y sale en el ejercicio del monte para ser utilizada por usuarios con disponibilidad al pago efectivo. Este objetivo es ajeno a las regulaciones de los gobiernos sobre los precios derivados de la gestión del agua fuera del monte. Los gobiernos, partiendo del estatuto jurídico de que el agua ambiental es un bien de dominio público, han legislado para cobrar a los usuarios el coste de la gestión del agua y renuncian a que el usuario pague el precio marginal de mercado de su tramo de demanda de agua.

La Directiva Marco del Agua (DMA) europea es la guía metodológica que establece el concepto de precios administrados del agua superficial regulada por la agencia pública del agua (Comunidades Europeas, 2000). La DMA establece en su artículo 9.1 que «los Estados miembros garantizarán, a más tardar en 2010, que la política de precios del agua proporcione incentivos adecuados para que los usuarios utilicen de forma eficiente los recursos hídricos y, por tanto, contribuyan a los objetivos medioambientales de la presente Directiva», y «una contribución adecuada de los diversos usos del agua, desglosados, al menos, en industria, hogares y agricultura, a la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, basada en el análisis económico efectuado con arreglo al anexo III y teniendo en cuenta el principio de que quien contamina paga.»

Los gobiernos no tienen el objetivo de estimar el precio del agua a partir de la disponibilidad a pagar de los usuarios, y sí en recomendar que los precios del agua reflejen sus costes, incluidos los de la depuración de las aguas residuales y los de mantener los caudales ecológicos de los ríos y los humedales. En otras palabras, en la Unión Europea la renta ambiental pública que se deriva del dominio público del agua ambiental del monte ha sido regalada por los gobiernos a los usuarios del agua.

Que los gobiernos renuncien a cobrar la renta ambiental el agua no quiere decir que los beneficiarios también renuncien a cobrarla. Se centra aquí la discusión en el usuario de agua para el cultivo de regadío, que en Andalucía es responsable del consumo de más de las tres cuartas partes del agua regulada y se describen a modo de ejemplo algunas transacciones de agua autorizadas por el gobierno a los concesionarios y la compra de activos o flujos anuales de agua a los agricultores por parte de agencia pública del agua.

Se ha referido en varias ocasiones en esta investigación que el precio ambiental del activo de agua forestal regulada superficial utilizado es el que estimaron Berbel y Mesa (2007) para la agricultura de regadío en la cuenca hidrográfica del Guadalquivir. Se discute a continuación los precios de activos y producciones de agua de diversas transacciones de en el periodo 2006-2009 (Aldaya y Llamas, 2012: 64). Las transacciones de flujos de agua temporales entre comunidades de regantes y comunidades con agencias públicas del agua presentan precios generalmente superiores al precio ambiental estimado en este estudio. También el precio del activo agua pagado para recuperar concesiones de agua de regadío es superior a los de Berbel y Mesa (2007). Estas diferencias indican que la renta ambiental del agua forestal superficial de Andalucía podría estar subvalorada en este estudio. No obstante, la comparación no es robusta por desconocerse si los precios de las transacciones contienen renta de capital manufacturada y por ser pocas las transacciones documentadas. Otra dificultad que debilita el interés de la comparación es que el destino del agua que compra la agencia pública del agua puede incluir el uso en la industria y los hogares. Final-

mente, los precios de las transacciones de flujos anuales de agua suelen responder a situaciones extremas de escasez, sesgando al alza en este caso los precios que se obtendría en el mercado real.

#### **4.4.3 Propiedad, equidad y mercado de la producción de agua forestal manufacturada**

La economía del agua forestal parte del principio de mantener el dominio público del activo ambiental del agua y las políticas públicas que permiten el desarrollo de mercados del agua han de integrar los criterios de equidad y eficiencia en su gestión por la agencia pública del agua para satisfacer en el grado mayor posible el bienestar de las generaciones actuales y mitigando las pérdidas de activos naturales en el futuro (Comisión Europea, 2000; European Commission, 2014).

Generalmente en España las comunidades de regantes no pagan el coste total de la producción de agua para regadío, siendo el coste que la agencia pública recupera del agua forestal usada en los cultivos de regadío en Andalucía de escasa relevancia en relación a su precio ambiental. La equidad de la institución de la concesión es asimétrica. El gobierno concede derechos de uso del agua en términos prácticos indefinidos que suponen que el mercado simultáneamente capitaliza la renta ambiental en el nuevo precio de la tierra de regadío. Y si un propietario de tierra se beneficia con la implantación por primera vez de la concesión de agua para riego, podría darse el caso de vender con posterioridad a la concesión la misma tierra a la agencia pública del agua, pero la agencia pagaría el precio de la tierra de regadío y no de secano. En otras palabras, la concesión es en términos económicos una transferencia de capital ambiental público a favor del agricultor que se encuentra con un incremento de su patrimonio a causa de la benevolencia del gobierno. ¿Es equitativa esta discriminación positiva en favor del propietario de la tierra por parte del gobierno?<sup>24</sup> La respuesta a esta pregunta podría ser que el gobierno cambie la regulación de las concesiones para organizar los mercados de agua que cumplan con los criterios de equidad, eficiencia y economía. Esta perspectiva no es reconocida en la legislación española, que como Aldaya y Llamas (2014: 63) señalan «este enfoque inicialmente tuvo grandes dificultades porque muchos sostenían y sostienen que un bien de dominio público, como es el agua superficial y parte de la subterránea en la legislación española, queda automáticamente *extra commercium* y por tanto no debería ser objeto de transacciones comerciales».

Quienes se oponen a la implantación de los mercados del agua por motivos de equidad deberían explicar si tampoco debería existir el mercado de tierras de regadío incorporando el valor de la concesión de agua por el gobierno. En otras palabras, la mayor parte del agua forestal regulada ya es una mercancía incorporada en el precio de la tierra de regadío. ¿Es socialmente más beneficioso que el mercado del agua de regadío sea un mercado mixto agua manufacturada-tierra que separarlos en mercados de agua y mercados de tierra?

---

<sup>24</sup> Alberto Garrido, catedrático de la Universidad Politécnica de Madrid y experto en mercados de agua, se expresa en los siguiente términos sobre las actuales concesiones de agua para riego: «Hay que redefinir el concepto de concesión, el derecho que tiene una persona a usar el agua por 30 o 40 años, que es demasiado rígido. También se debería revisar el marco económico. Considero que es demasiado favorable para los ciudadanos: hay que lograr que se pague más por el agua.» (diario El País, edición extra del Día Internacional del Agua, 22 de marzo de 2014).

La paradoja del dominio público del agua es que la concesión para regadío convierte su propiedad económica en privada a favor del dueño de la tierra de regadío, y estando su origen mayoritariamente en los montes de Andalucía, su renta ambiental está desplazada fuera del monte, y mayoritariamente en las tierras de regadío.

## 5 CONCLUSIONES

Una de las características más notables del clima mediterráneo es la existencia, en la mayor parte del territorio, de un balance hidrológico climático (la diferencia entre la precipitación y la evapotranspiración potencial) negativo. Como consecuencia, la generación de recursos hídricos superficiales (agua corriente en los ríos susceptible de ser embalsada) y subterráneos (recarga de los acuíferos) cobra una gran importancia, ya que éstos constituyen la principal fuente del recurso para la satisfacción de las demandas agrícolas, urbanas e industriales. En Andalucía, como en el resto de territorios del ámbito mediterráneo, existe una notable desigualdad geográfica en lo que respecta a la generación de recursos hídricos, teniendo las áreas de cabecera de los ríos un papel fundamental. Se trata de áreas de montaña en las que se generan superávits hídricos al menos durante varios meses al año, y estos superávits son capaces de alimentar los flujos hídricos que constituyen el caudal superficial y la recarga de los acuíferos. Estas zonas de cabecera presentan, por lo general, usos del suelo y vegetación forestal que se han identificado en este trabajo como áreas de monte.

En este trabajo se ha distinguido entre los siguientes componentes de los recursos hídricos: evapotranspiración, o agua consumida *in situ* por la vegetación del monte (agua verde); caudal superficial, o agua exportada del monte a través de la red hidrográfica y susceptible de ser almacenada en embalses; recarga del acuífero profundo, o agua exportada hacia el subsuelo y susceptible de ser utilizada mediante su extracción a la superficie. En el reparto del agua de precipitación entre estos tres componentes es donde la vegetación de los montes juega un papel determinante.

Evaluar, para un año determinado, los flujos hídricos que constituyen el balance hídrico del monte y que permiten cuantificar la generación de los tres tipos de recursos hídricos, constituye un reto importante. En este trabajo se ha utilizado un modelo de simulación eco-hidrológica (SWAT) para realizar esta cuantificación, forzado con los datos climáticos obtenidos de las redes de observación de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) y de las Confederaciones Hidrográficas. Mediante esta metodología se ha obtenido que en el año 2010 (el año escogido para la totalidad de las investigaciones realizadas en RECAMAN) la precipitación media sobre la superficie forestal alcanzó el 144,4% de la precipitación anual media del decenio 2000–2009, es decir fue un año excepcionalmente lluvioso. Del agua precipitada sobre la superficie forestal en 2010, el 54,4% fue devuelto a la atmósfera en forma de evapotranspiración; el 24,6% se exportó fuera de la superficie forestal en forma de caudal superficial; y el 18,8% lo hizo en forma de agua subterránea. Estos valores difieren de la media del decenio anterior, que fueron el 72,5%, 16,3% y 14,4%, respectivamente.

La abundancia de lluvias en 2010 facilitó una recarga (variación neta positiva) de la reserva superficial de agua en el suelo equivalente al 2,19% de la precipitación. En el periodo 2000–2009 la pérdida media (variación neta negativa) de la reserva superficial de agua representó el –3,12% de la precipitación media del periodo.

RECAMAN ha estimado la *superficie forestal total* de Andalucía en 4.386.432 ha. La superficie forestal cuyas aguas superficiales vierten a una cuenca hidrográfica con presencia de embalses (*superficie forestal relevante*) asciende a 1.806.005 ha, es decir representa un 41% de la superficie forestal total. De los 9.275 hm<sup>3</sup> de agua superficial generados en la superficie forestal total en 2010, el 44,0% lo fueron en la superficie forestal relevante (es decir, en cuencas reguladas por embalses), constituyendo los que se han denominado *agua superficial forestal regulada*. El resto del agua superficial fue en forma de caudales no regulados o libres. La proporción de aguas reguladas durante el decenio anterior fue similar, aunque la cantidad anual media de agua producida fue de 4.257 hm<sup>3</sup>.

Del agua superficial forestal regulada generada, el *uso comercial del agua* por demandantes con disponibilidad al pago para riego agrícola, empresas, administraciones públicas y hogares alcanzó en 2010 el 56,2% (siendo el 55,48% durante el decenio anterior). El volumen de agua regulada restante, es decir el agua no comercial, se corresponde con caudales desembalsados por diferentes razones (excesiva aportación, laminación de crecidas, mantenimiento de caudales ecológicos), o bien a pérdidas por evaporación directa o por filtración al subsuelo.

La cuantificación del agua forestal superficial regulada utilizada por los usuarios agrícolas, industrias y hogares tiene una renta ambiental, y esta renta ha sido estimada recurriendo a su precio ambiental contable. Este precio se ha derivado del precio de mercado del activo ambiental del agua de riego calculado por el método de precios hedónico en la cuenca del río Guadalquivir (Berbel y Mesa, 2007), constituyendo una estimación de precios mínimos o conservadora. Se ha obtenido así que en 2010 la renta ambiental del agua forestal superficial regulada de los montes de Andalucía alcanzó la cantidad de 277.649.224 €, suponiendo una media de 153,74 € por hectárea de monte (considerando sólo la superficie relevante; o 63,30 €/ha considerando la superficie total). El año 2010 fue un año de lluvias abundantes, y la renta media del periodo 2000–2009 ofreció a precios de 2010 una renta media de 123.957.996 € (68,64 €/ha de superficie relevante, o 28,26 €/ha de superficie forestal total). Las aportaciones a la renta procedieron en un 83,75% de las dehesas y los bosques de coníferas y mixtos (estas dos clases de vegetación juntas representan el 74,32% de toda la superficie forestal relevante de Andalucía).

En términos relativos las formaciones vegetales difieren notablemente en sus demandas de agua para desarrollar sus ciclos vitales, por lo que la producción de agua superficial se ve influida en un mismo lugar por el tipo de vegetación forestal presente. De ahí, la renta ambiental del agua forestal se ve igualmente influida. Por ejemplo, tomando como valor 100 la renta ambiental media de la superficie forestal relevante de Andalucía para el periodo 2000–2009 (68,64 €/ha), es posible obtener índices comparados para las distintas formaciones vegetales. La formación de matorral es la vegetación de menor aportación de renta ambiental de la escorrentía superficial, con un índice 12,1. Le sigue el bosque con un índice 103,5; la dehesa con un índice 129,0; y el pastizal con un índice 256,4. Aunque existen diferencias en la precipitación media recibida por las distintas clases de vegetación<sup>25</sup>, estas diferencias no son suficientes para justificar la magnitud de los cambios en la renta. Estas

<sup>25</sup> Tomando como valor 100 la precipitación media recibida por la superficie forestal relevante de Andalucía, a las áreas de matorral correspondería un índice 98, a los bosques un índice 99, a las dehesas un índice 101 y a las zonas de pastos un índice 108.

variaciones, por tanto, se deben fundamentalmente a la variación de la cantidad de agua superficial producida por las distintas clases de vegetación.

Los resultados anteriores se ajustan al conocimiento disponible de otras áreas boscosas en las que el avance de la vegetación leñosa natural (como claramente es el caso de la formación de matorral) ha repercutido en un descenso de la producción de agua forestal superficial susceptible de abastecer a los embalses. Este resultado refuerza la hipótesis de que la gestión de la vegetación del monte puede tener relevancia al mitigar las pérdidas naturales de escorrentía anual de agua forestal superficial que acontecen en el monte (Aldaya y Llamas, 2012), y podría utilizarse para mitigar o incluso revertir las tendencias negativas observadas en los caudales de la mayoría de los ríos ibéricos (Lorenzo-Lacruz *et al.*, 2012).

El agua ha sido hasta ahora la única materia no-viva que ha sido admitida como un servicio de los ecosistemas en la *Clasificación Internacional de Servicios de los Ecosistemas* (Haines-Young, y Potschin, 2013). Aunque no exclusiva del agua, los flujos hídricos que se generan en el monte contribuyen a que prospere la vida dentro y fuera de los límites del monte. La complejidad de flujos del agua del monte ha sido enfatizada en esta investigación repetidas veces, y en este apartado constituye esta característica la que vertebra la argumentación. El carácter de producción conjunta del agua del monte con las restantes producciones de bienes y servicios es la clave para el análisis de la economía del agua en el monte. Se ha señalado que son las cuentas agroforestales la herramienta que cuantifica las interrelaciones entre la variada gama de bienes y servicios que ofrece el monte para satisfacer las demandas de las personas (Obst *et al.*, 2013). Estos productos son unas veces explícitos y observables, como es el caso de la corta de madera, y en otras circunstancias los productos no son visibles, ni siquiera analizando el día a día del monte. Este es el caso del agua precipitada en el monte. Esta no se encuentra en el monte mediterráneo sino durante un tiempo muy breve, ya que en pocos días e incluso en horas se transfiere y almacena de forma poco visible en el suelo, en la propia vegetación, en los acuíferos, en los ríos, en los embalses y, finalmente, en el mar.

La modificación del balance hidrológico, y por tanto de los distintos flujos hídricos que constituyen los distintos recursos disponibles, por medio de cambios en la gestión de la vegetación del monte produce como consecuencia variaciones de las rentas privadas en otros usos del monte. Esto puede resultar en ocasiones en una variación globalmente positiva, y negativa en otras. Tradicionalmente el cultivo agrícola, la mejora de pastos y el uso energético de la vegetación leñosa del monte mediterráneo ofrecían gratuitamente como consecuencia un incremento en la producción de agua superficial y subterránea con respecto a la vegetación forestal no manejada, ya que los restantes usos privados afectados pagaban el coste de la gestión de la vegetación del monte. Hoy la situación más habitual en el monte mediterráneo es que el trabajo e inversión de capital requeridos para gestionar la vegetación del monte generan pérdidas al propietario. Por ello, si se quisiera plantear una gestión de la vegetación del monte con el objetivo de modificar el balance hidrológico y por tanto la producción de recursos hídricos se requerirían incentivos económicos para que el deseado incremento de la producción de agua superficial tuviera lugar. Desde esta perspectiva, se considera que el futuro de la gestión del monte mediterráneo será aún más complejo que el actual, ya que requerirá gestionar la vegetación forestal con fines de incrementar la escorrentía de agua superficial.



Ciertamente la gestión del ciclo hidrológico en el monte deberá formar parte de las selviculturas mediterráneas en el futuro por razones de interés económico, ya que la creciente escasez de agua y las mejoras de la productividad agrícola del regadío tenderán a favorecer un aumento en la disponibilidad a pagar por el uso del agua de riego. Esta circunstancia previsible es una oportunidad para que la gestión del agua en el monte concorra con otros beneficios privados y públicos que tiendan a contrarrestar la tendencia a la desaparición de otras rentas más tradicionales del monte como es el caso de los pastos naturales. Así, en clara ocurrencia conjunta, el objetivo de incorporar la producción de agua en las selviculturas del monte andaluz se ve favorecido por la continuidad de la presencia de animales ramoneadores cinegéticos y domésticos, que al no tener que pagar los propietarios de la ganadería los pastos ven facilitada la obtención de rentas ganaderas más elevadas.

La gestión de la vegetación a través de la ganadería y las especies cinegéticas como alternativa a las tecnologías mecánicas puede ser una fuente de valorización del paisaje, los servicios recreativos y la conservación de la biodiversidad. Las ganancias de incrementos en las rentas públicas del monte por la presencia del ganado y especies cinegéticas constituyen un beneficio conjunto con el incremento de la producción de agua en el monte.

Sin duda, la producción de agua forestal en el monte está llamada a ser un mercado emergente de las nuevas producciones del monte en el contexto de una sociedad de consumidores de servicios del monte que busca minimizar el daño que causaría a su bienestar el abandono de la gestión de la vegetación del monte mediterráneo. Las administraciones públicas en España asumen un importante gasto público en la producción de servicios públicos del monte. Las administraciones también incurren en un importante gasto para la lucha contra los incendios forestales (tanto en prevención como en mitigación). Aquí también se producen sinergias positivas con la producción de agua, ya que cabe asumir que mantener los bosques limpios y con menor siniestralidad redundará en una mayor producción y calidad del agua. Uno de los últimos incentivos públicos en incorporarse en la gestión forestal con fuertes vínculos con la producción de agua es el caso del mercado de la biomasa con fines energéticos en fase de desarrollo e incentivado por el gobierno en Andalucía.

La presente investigación demuestra que es posible realizar una estimación y valoración económica del ciclo hidrológico forestal en una superficie de gran extensión y complejidad como es el caso de los montes de Andalucía. Como se ha resaltado en varias ocasiones, la incorporación a la contabilidad ambiental del efecto de la vegetación sobre el balance hidrológico y la generación de recursos hídricos constituye un aspecto novedoso, y en esta investigación se han sentado las bases conceptuales para realizar una valoración ambiental completa de los flujos hídricos que se producen en el monte. La metodología desarrollada es compatible con los criterios del Marco Central del Sistema de Contabilidad Ambiental-Marco Central (SEEA-CF). Aunque existen algunos aspectos que no se han desarrollado completamente, como es el caso de la valoración de las aguas superficiales no reguladas o de la recarga de los acuíferos, se han indicado las pautas y se han definido los requisitos de información para que se lleven a cabo en futuros estudios.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Junta de Andalucía por haber contribuido a la financiación y al trabajo de campo del proyecto RECAMAN. Se agradece singularmente a José Santiago Guirado que confió en el Grupo de Economía Ambiental del IPP-CSIC para emprender la dirección de este proyecto, y se reconoce la labor de María Isabel Martín como gestora del contrato número NET165602 de RECAMAN en la Agencia de Medio Ambiente y Agua (AMaA). Esta investigación se ha beneficiado del eficiente trabajo de apoyo de Luis Guzmán de AMaA, cuyo trabajo en las labores de búsqueda de información en fases iniciales de esta investigación fueron resueltas con gran eficacia. Asimismo, hay que agradecer la información climática y foronómica prestada de forma desinteresada por el Sistema de Información Hidrológica (SAIH) del Guadalquivir, y en concreto el trabajo de Antonio M. López Ortega de la UTE Abensaih Mantenimiento de preparación y disposición de los datos.

Los investigadores de RECAMAN estamos en deuda con estas personas e instituciones, y esperamos que las herramientas, modelos, análisis de resultados y documentos que se han generado puedan retribuir la confianza depositada y ser de utilidad para la mejora en la gestión de los montes de Andalucía. No obstante la valiosa colaboración recibida de las personas e instituciones mencionadas, los errores que puedan persistir y los puntos de vista aquí expresados son de exclusiva responsabilidad de los autores y no necesariamente coinciden con los de las instituciones colaboradoras.



## GLOSARIO

Se definen a continuación los principales términos técnicos que se han utilizado a lo largo del presente informe, y que se han ido señalando a lo largo del texto con fuente cursiva.

### *Acuífero profundo*

Almacenamiento subterráneo de agua en un estrato o formación geológica poroso confinado entre formaciones escasamente permeables.

### *Acuífero superficial*

Almacenamiento de agua en capas próximas a la superficie y en contacto con la zona no saturada del suelo. El agua almacenada en el acuífero superficial puede aflorar por flujo lateral en los canales alimentando el flujo o caudal de base, ascender por capilaridad a la zona no saturada del suelo y alimentar la transpiración de las plantas con raíces más profundas.

### *Agua azul*

Es el agua continental que fluye en los ríos, lagos y embalses, más el agua subterránea (en los acuíferos). El agua azul es la parte de los recursos hídricos susceptible de soportar un uso consuntivo, y desde el punto de vista de la contabilidad ambiental del agua en el monte se le considera un output final.

### *Agua precipitada*

Es el agua que cae de la atmósfera a la superficie de la tierra en forma de hidrometeoro (lluvia, llovizna, nieve, aguanieve o granizo). El término excluye la precipitación horizontal y el rocío, que son formas de condensación y no de precipitación. La precipitación es una componente fundamental del ciclo hidrológico, ya que permite la transferencia de agua de la atmósfera a los continentes, siendo por tanto la principal fuente del agua dulce.

*Agua verde*

Es el agua almacenada in situ en el lugar donde se produce la precipitación (fundamentalmente en el suelo). Una parte del agua verde es evaporada directamente a la atmósfera, mientras que otra parte (sustancial) es utilizada por las plantas en el proceso conocido como transpiración para satisfacer sus necesidades fisiológicas de mantenimiento o crecimiento. El agua verde es una parte de los recursos hídricos de un territorio, y desde el punto de vista de la contabilidad ambiental del monte se considera un autoconsumo del monte, es decir un output intermedio.

*Aguas abajo*

Se dice que un punto se halla aguas abajo de otro punto tomado como referencia si se sitúa después de éste en el sentido de la corriente.

*Agua superficial regulada*

Caudales superficiales que son capturados, almacenados y distribuidos mediante estructuras de regulación como embalses, canales y cauces naturales de ríos.

*Almacenamiento interno*

Agua retenida temporalmente en el interior de una cuenca o unidad hidrológica (en el dosel arbóreo, en el manto de nieve, en el suelo, en la zona vadosa, en el acuífero superficial, etcétera).

*Aporte de sedimento*

Aporte de materia sólida producto de la erosión (sedimento) a los cauces.

*Balance hidrológico*

Ecuación de balance de masas de una cuenca, parcela o unidad hidrológica que expresa la variación del agua almacenada internamente en relación a los flujos de entrada (precipitación) y de salida (evapotranspiración, cosecha de agua y recarga del acuífero profundo). La suma de todos los componentes (entradas, salidas y variación de la reserva interna) debe ser nula (cero). Véase la Ecuación [1].

*Balance hidrológico climático*

Es la diferencia entre la precipitación y la evapotranspiración potencial, para un periodo de tiempo dado. Se utiliza como medida del carácter más o menos seco del clima de una región. A diferencia del balance hidrológico, el balance climático no tiene por qué sumar cero, ya que el diferencial climático puede ser positivo (mayor precipitación que evapotranspiración potencial) o negativo (menor precipitación que evapotranspiración potencial).

### *Cabecera hidrológica*

También llamada cuenca alta, es la parte más alta de una cuenca hidrográfica, generalmente situada en terreno ondulado o montañoso con fuertes desniveles. Las áreas de cabecera suelen sustentar usos del suelo de monte, de forma predominante.

### *Calibración*

Proceso matemático consistente en la utilización de información sobre la relación entre medidas (observaciones de una variable) y simulaciones (valores predichos por un modelo matemático) para ajustar los valores de los parámetros del modelo de forma que se minimice el error entre ambas variables.

### *Capital*

Recursos de producción en curso y activos fijos (bienes duraderos) que permanecen por más de un ejercicio en el monte contribuyendo a la producción total del ejercicio.

### *Capital ambiental*

Recursos de producción en curso y activos fijos (bienes duraderos) dados por la naturaleza que permanecen por más de un ejercicio en el monte contribuyendo a la producción total del ejercicio.

### *Capital público*

Activo ambiental propiedad del gobierno sin precio de mercado. Su valor se obtiene descontando la renta de capital pública que se espera obtener durante su ciclo de vida económica útil.

### *Caudal*

Es el volumen de agua y sedimento que pasa por una determinada sección transversal de un canal en una unidad de tiempo. Generalmente se expresa en unidades de  $m^3 s^{-1}$ .

### *Caudal superficial*

Flujo de agua que transcurre por un río.

### *Caudal de base*

El caudal de base, o flujo base, es el caudal superficial constituido por el afloramiento del flujo de aguas del acuífero superficial en zonas de cauce. En la mayoría de los cauces es una parte importante del caudal total, siendo por ejemplo responsable de que tras un periodo prolongado sin precipitación siga existiendo un curso de agua.

*Caudal de tormenta*

También llamado flujo de tormenta, es el caudal superficial debido fundamentalmente al aporte de la escorrentía superficial. En algunos casos se considera también caudal de tormenta al aportado subterráneamente por procesos relacionados con la infiltración rápida del agua en el suelo durante un aguacero, como por ejemplo el piston flow. Es el responsable del rápido ascenso del nivel de las aguas en un canal inmediatamente después, o durante, un evento de precipitación.

*Ciclo hidrológico*

Es el conjunto de procesos que posibilitan la circulación del agua entre los distintos compartimentos de la hidrosfera (atmósfera, océanos, ríos y lagos, masas de hielo, acuíferos, suelos, plantas, etcétera). El ciclo hidrológico continental incluye los procesos que se desarrollan en la superficie de los continentes (precipitación, infiltración, caudal superficial, almacenamiento subterráneo, etcétera).

*Contabilidad ambiental*

Sistema de organización de los datos económicos que hace explícitos el consumo, la producción y los servicios generados por los activos naturales de producciones en curso y activos fijos.

*Cosecha de agua*

Del inglés ‘water yield’, término que hace referencia a la cantidad de agua exportada por una cuenca en forma de caudales líquidos superficiales y subterráneos. Engloba por tanto el caudal superficial y la recarga del acuífero profundo.

*Cubierta del suelo*

Vegetación que se desarrolla sobre una superficie de terreno determinada. Concepto íntimamente relacionado con el de ‘uso del suelo’, ya que éste influye de forma importante en la cubierta del suelo.

*Cuenca hidrográfica*

Territorio drenado por un único sistema de drenaje natural, es decir que vierte sus aguas a un único río, mar o lago. Está delimitado por una línea de cumbres o divisoria de aguas, y tiene una única salida en su punto más bajo (cuencas exorreicas) o bien está completamente cerrada (cuencas endorréicas). Generalmente se refiere exclusivamente a las aguas superficiales, ya que si se consideran las aguas subterráneas los límites geográficos pueden ser diferentes (véase cuenca hidrológica).

*Cuenca hidrológica*

Territorio cuyas aguas superficiales y subsuperficiales pertenecen a una misma unidad.

### *Demanda ambiental*

Cantidad de agua necesaria para garantizar el correcto funcionamiento de los ecosistemas ribereños.

### *Demanda evapotranspirativa*

Cantidad de agua necesaria para garantizar el máximo crecimiento posible de la vegetación en un periodo de tiempo determinado. En el ambiente mediterráneo la demanda evapotranspirativa es en general mucho mayor que el agua disponible, lo que genera situaciones de déficit hídrico que pueden constituir un factor de estrés para las plantas.

### *Demanda hídrica*

Cantidad de agua necesaria para mantener un proceso o sistema productivo. Se habla así de demanda urbana, agrícola, industrial, etcétera.

### *Erosión hídrica*

Es el arranque, movilización y transporte de partículas de suelo y roca debidos a la acción del flujo del agua.

### *Escorrentía superficial*

Es el agua que circula por la superficie del terreno durante un aguacero o inmediatamente después de la lluvia (véase caudal de tormenta), debido a la saturación de la parte superficial del suelo por exceso de intensidad de la precipitación o por saturación de la columna de suelo por exceso de infiltración. La escorrentía superficial puede ser laminar, cuando ocurre de forma homogénea en toda la superficie del terreno, o concentrada, cuando ocurre en forma de regueros.

### *Evaporación*

Se refiere a la evaporación directa del agua del suelo hacia la atmósfera.

### *Evapotranspiración*

Pérdida de agua a la atmósfera en forma de vapor. Es la suma de distintas componentes: interceptación, transpiración y evaporación. El conjunto de los flujos a la atmósfera (evapotranspiración) constituyen el agua verde de un ecosistema.

### *Flujo lateral*

Es el flujo del agua dentro de la zona no saturada y saturada (acuífero superficial).

*HRU*

Siglas inglesas de hydrological response unit, o unidad de respuesta hidrológica.

*Infiltración*

Proceso por el cual el agua pasa de la superficie al interior del suelo. La tasa de infiltración hace referencia a la velocidad con la que el suelo es capaz de absorber el agua de precipitación o de riego.

*Interceptación*

Es la evaporación directa del agua retenida por las hojas y ramas de la vegetación durante e inmediatamente después de un episodio de precipitación.

*Método de precios hedónicos*

Procedimiento matemático por el que, conocido el precio de mercado de un activo multiatributo (p. e., tierra de regadío), se descompone éste para conocer el precio de cada una de sus partes. En el caso de la valoración del agua, la concesión de agua de riego por una determinada cantidad anual se ve reflejada en la diferencia de precios de mercado en el mismo sitio entre tierras de secano y de regadío. Esta diferencia es el precio del activo ambiental del agua, cuando los costes manufacturados han sido previamente remunerados.

*Modelo digital de elevaciones (MDE)*

Representación numérica de la cota o altura del terreno.

*Monte*

Toda superficie de terreno con un uso no urbano o agrícola. Engloba por tanto todas las superficies con cubierta de herbáceas, matorral, bosque natural o repoblado, así como las zonas con escaso cubrimiento vegetal, suelo desnudo o roca. En el contexto de RECAMAN el término excluye los humedales y marismas.

*Parcela*

Unidad de división del terreno. En el contexto de este estudio, hace referencia a una unidad de vegetación forestal.

*Pluviometría*

Volumen total de agua precipitado por unidad de superficie y tiempo.

*Recursos hídricos*

Por recursos hídricos debe entenderse la totalidad del agua disponible para su uso. En un sistema cerrado, es decir sin aportaciones externas, por ejemplo por transvase o

por desalación, los recursos hídricos coinciden con la totalidad del agua precipitada. Esta puede ser utilizada directamente por la vegetación in situ (agua verde), o ser exportada en forma de caudal superficial o de recarga del acuífero profundo (agua azul).

### *Red de drenaje*

Es el conjunto de canales naturales (ríos, arroyos, etc) que drenan una cuenca hidrográfica transportando los caudales líquidos (agua) y sólidos (sedimento) que en ella se generan hacia lugares situados aguas abajo.

### *Renta*

Excedente que obtiene su perceptor sobre los costes implicados en una actividad productiva en el ejercicio contable (año). Incluye la suma de las rentas del trabajo, el capital manufacturado (construido) y la renta de los activos ambientales dados por la naturaleza (véase renta ambiental).

### *Renta ambiental*

Renta de los activos ambientales dados por la naturaleza (véase renta).

### *Renta pública*

Renta de actividades ambientales que generan productos finales principales sin precios de mercado.

### *Renta total social*

La suma de la renta ambiental, la remuneración de la mano de obra y la remuneración del capital manufacturado. Estas dos últimas son nulas en el caso de la contabilidad del agua forestal, ya que no hay inversión ni del propietario del monte ni del gobierno en la producción de agua en el monte.

### *Simulación hidrológica*

Resultado de la aplicación de un modelo de simulación del ciclo hidrológico sobre unas condiciones de contorno (configuración geográfica, parámetros del modelo y variables de entrada) determinadas.

### *Soporte espacial*

En el contexto de los Sistemas de Información Geográfica, unidad espacial portadora de una unidad de información.

### *Superficie forestal total*

Conjunto de todas las zonas categorizadas como forestales o de monte por el Inventario Forestal Nacional. En este trabajo se ha estimado en 4.386.432 ha para toda Andalucía (Díaz-Balteiro *et al.*, 2015).



*Superficie forestal relevante*

Conjunto de todas las zonas forestales cuyas aguas vierten a una cuenca hidrográfica regulada con embalses. En este trabajo se ha estimado en 1.806.005 ha para toda Andalucía, equivalente al 41% de la superficie forestal total.

*Tesela*

En el contexto de los Sistemas de Información Geográfica, se corresponde con una determinada unidad de soporte espacial.

*Transpiración*

Es el flujo de vapor de agua desde los estomas de las plantas hacia la atmósfera. Las plantas toman el agua del suelo a través de las raíces, y luego esa agua es transportada a través del xilema en forma de savia hasta las hojas. La transpiración permite la síntesis de materia orgánica y por tanto el crecimiento de las plantas.

*Unidad de respuesta hidrológica*

Concepto utilizado en la simulación hidrológica, indicando una unidad espacial homogénea desde el punto de vista de su funcionamiento hidrológico, caracterizada por poseer una combinación distintiva de tipo de suelo, uso de suelo y vegetación, pendientes, y localización dentro de una cuenca (véase HRU).

*Uso del suelo*

Modo de gestión y aprovechamiento de una superficie de terreno, la cual condiciona aspectos como las características de la cubierta vegetal, estacionalidad, etc.

*Uso comercial del agua*

Utilización del agua por parte de usuarios con disponibilidad a pagar por su uso.

*Validación*

Comparación entre los valores medidos de una variable y los predichos por un modelo matemático, para determinar el grado de ajuste de las predicciones.

*Zona no saturada*

Véase zona vadosa.

*Zona vadosa*

Fracción de la corteza terrestre entre la superficie y la parte más alta de la capa freática o saturada. También conocida como zona no saturada.

## REFERENCIAS

- Aldaya M.M., Llamas M.R. (eds), 2012. *El agua en España: bases para un pacto de futuro*. Fundación Botín. Disponible en <http://www.fundacionbotin.org/file/44851/>.
- Andréassian V., 2004. Waters and forests: From historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology* 291(1-2), 1-27.
- Arnold J.G., Allen P. M., Bernhardt G. 1993. A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of Hydrology* 142(1-4), 47-69.
- Arnold J.G., Fohrer N., 2005. SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. *Hydrological Processes* 19(3), 563-572.
- Arnold J.G., Moriasi D.N., Gassman P.W., Abbaspour K.C., White M.J., Srinivasan R., Santhi C., Harmel R.D., van Griensven A., van Liew M.W., Kannan N., Jha M. K., 2012. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the ASABE*. 55(4), 1491-1508.
- Arnold J.G., Srinivasan R., Muttiah R.S., Williams J.R., 1998. Large-area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development. *J. American Water Resour. Assoc.* 34(1), 73-89.
- Bates C.G., Henry A.J., 1928. Forest and streamflow experiment at Wagon Wheel Gap, Colorado. *Monthly Weather Review Supplement* 30, 1-79.
- Beguiría S., López-Moreno J.I., Lana-Renault N., Nadal-Romero E., Serrano-Muela P., Latron J., Regüés-Muñoz D., Lasanta T., Martí-Bono C., García-Ruiz J.M., 2006. Global Change and Water Resources in the Mediterranean Mountains: Threats and Opportunities. *Auftrag der Deutschen Gesellschaft für Geographie*, Tréveris (Alemania), 641-650.
- Beguiría S., López-Moreno J.I., Lorente A., Seeger M., García-Ruiz J.M., 2003. Assessing the Effect of Climate Oscillations and Land-use Changes on Streamflow in the Central Spanish Pyrenees. *Ambio* 32(4), 283-286.
- Belgrand E., 1853. De l'influence des forêts sur l'écoulement des eaux pluviales. *Annuaire de la Société Météorologique de France* 1, 176-193.
- Belgrand E., 1854. De l'influence des forêts sur l'écoulement des eaux. *Annales des Ponts et Chaussées* 61, 1-27.
- Belmonte-Serrano F., Romero-Díaz A. (eds), 2013. *Intercepción de la lluvia por la vegetación en España*. Murcia, Instituto Euromediterráneo del Agua. 382 pp.
- Berbel J., Mesa P., 2007. Quasi-hedonic method to assess the value of irrigation water. A case study in Guadalquivir basin (Spain). *Economía Agraria y Recursos Naturales* 7(14), 127-144.
- Berbel J., Mesa-Jurado M.A., Pistón J.M., 2011. Value of irrigation water in Guadalquivir Basin (Spain) by residual value method. *Water Resources Management* 25(6), 1565-1579.
- Beven K.J., Kirby M.J., 1979. A Physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.* 24, 43-69.

- Birot Y., Gracia C., Palahi M., 2011. *Water for forests and people in the Mediterranean region: a challenging balance. What Science can tell us*. EFI, Joensuu.
- BOE, 1985. Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas. *Boletín Oficial del Estado* No. 189, 8/8/1985.
- Bosch J.M., Hewlett J.D., 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55, 3-23.
- Bowes M.D., Krutilla J.V., Sherman P.B., 1984. Forest management for increased timber and water yields. *Water Resources Research* vol 20 (6), 655-663.
- Brouwer R., Schenau S., van der Veeren R., 2005. Integrated river basin accounting in the Netherlands and the European Water framework Directive. *Statistical Journal of the United Nations ECE* 22, pp. 111-131.
- Brown A.E., Zhang L., McMahon Th.A., Western A.W., Vertessy R.A., 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310, 28-61.
- Calder I.R., 2003. Assessing the water use of short vegetation and forests: Development of the hydrological land use change (hyluc) model. *Water Resources Research* 39(11), SWC51-SWC58.
- Campos P., 2006. Cuentas económicas ampliadas del sector agua. En: *Hacia las cuentas económicas del agua en España* (Campos P., Casado J.M., Maestu J., eds). Consejo General de Colegios de Economistas de España, Madrid, pp. 109-130.
- Campos P., 2011. Valores económicos comercial y ambiental de los montes. Seminario Situación actual de los bosques: retos y oportunidades. SECF-UIMP, Santander, agos 1-5. Disponible en <http://www.secforestales.org/web/images/Santander/campos.pdf> [20 mayo, 2014].
- Campos P., 2015. Cuentas agroforestales: Retos de la medición de la renta total social de los montes de Andalucía. En: *Economía y selviculturas de los montes de Andalucía* (Campos P., Díaz-Balteiro L., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 1. Memoria 1.1. Editorial CSIC, Madrid.
- Caparrós A., Campos P., Oviedo J.L., Ovando P., Álvarez-Farizo B., Díaz-Balteiro L., Montero G., Carranza J., Beguería S., Díaz M., Herruzo C., Martínez-Peña F., Soliño M., Álvarez A., Martínez-Jauregui M., Peralados-Tato M., De Frutos P., Aldea J., Almazán E., Concepción E.D., Mesa B., Romero C., Serrano-Notivol R., Fernández C., Torres-Porras J., 2016. Renta total social y capital georreferenciados de los ecosistemas forestales de Andalucía. En: *Valoración de los servicios públicos y la renta total social de los sistemas forestales de Andalucía* (Campos P., Caparrós A., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 5. Memoria 5.4. Editorial CSIC, Madrid.
- Ceballos-Barbancho A., Morán-Tejeda E., Luengo-Ugidos M.A., Llorente-Pinto J.M., 2008. Water resources and environmental change in a Mediterranean environment: The south-west sector of the Duero river basin (Spain). *Journal of Hydrology* 351(1), 126-138.
- Commission of the European Communities (CEC), Food and Agriculture Organization, International Monetary Fund, Organization for Economic Cooperation and Development, United Nations, World Bank, 2012. *System of Environmental Economic Accounting-Central Framework*. New York.
- Comunidades Europeas, 2000. Directiva 2000/60/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 22/12/2000. Disponible en <http://www.boe.es/doue/2000/327/L00001-00073.pdf> [18/06/2014].
- Cressie N., 1993. *Statistics for Spatial Data, revised edition*. Wiley, NY. 900 pp.
- Díaz M., Concepción E.D., Alonso C.L., 2015. Conservación de la biodiversidad en los sistemas forestales de Andalucía. En: *Biodiversidad, usos del agua forestal y recolección de setas silvestres en los sistemas forestales de Andalucía* (Campos P., Díaz M.,

- eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 2. Memoria 2.1. Editorial CSIC, Madrid.
- Díaz-Balteiro L., Caparrós A., Campos P., Almazán E., Ovando P., Álvarez A., Voces R., Romero C., 2015. Economía privada de productos leñosos, frutos industriales, bellota, pastos y el servicio del carbono en los sistemas forestales de Andalucía. En: *Economía y selviculturas de los montes de Andalucía* (Campos P., Díaz-Balteiro L., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 1. Memoria 1.3. Editorial CSIC, Madrid.
- Engler A., 1919. *Untersuchungen über den Einfluss des Waldes auf den stand der Gewässer*. Kommissionsverlag Beer, Zürich. 626 pp.
- European Commission, 2014. Communication from the commission on the European citizens' initiative "water and sanitation are a human right! Water is a public good, not a commodity!". COM (2014) 177 final. Disponible en [http://ec.europa.eu/commission\\_20102014/sefcovic/documents/eci/right2water\\_en\\_annex\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/commission_20102014/sefcovic/documents/eci/right2water_en_annex_en.pdf)
- European Commission, Food and Agriculture Organization, International Monetary Fund, Organisation for Economic Cooperation and Development, United Nations, World Bank, 2012. *System of Environmental and Economic Accounting - Central Framework (SEEA-CF)*. White cover publication, pre-edited text subject to official editing. Disponible en [http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/White\\_cover.pdf](http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/White_cover.pdf) [18/06/2014].
- European Communities, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, United Nations and World Bank, 2009. *System of national accounts 2008* (SNA 2008). New York. Disponible en: <http://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/docs/SNA2008.pdf>.
- Famiglietti J.S., Wood E.F., 1994. Multiscale modeling of spatially variable water and energy balance processes. *Water Resour. Res.* 30, 3061-3078.
- Ferrer C., Broca A., 1999. El binomio agricultura y ganadería en los ecosistemas mediterráneos: Pastoreo frente a 'Desierto verde'. Actas de 39 R.C.S.E.E.P., Almería. pp. 309-334.
- Fohrer N., Haverkamp S., Eckhardt K., Frede H., 2001. Hydrologic response to land use changes on the catchment scale. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* 26(7-8), 577-582.
- Gallart F., 2000. *Informe sobre el proyecto del Plan Hidrológico Nacional*. Disponible en <http://www.agua-debate.org/htm/biblioteca/doc/infgalla.pdf> [3 marzo, 2008].
- Gallart F., Llorens P., 2001. Water resources and environmental change in Spain: a key issue for sustainable integrated catchment management. *Cuadernos de investigación geográfica* 27, 7-16.
- Gallart F., Llorens P., 2004. Observations on land cover changes and water resources in the headwaters of the Ebro catchment, Iberian Peninsula. *Physics and Chemistry of the Earth* 29, 769-773.
- García-Garizábal I., Causapé J., Abrahao R., Merchan D., 2014. Impact of Climate Change on Mediterranean Irrigation Demand: Historical Dynamics of Climate and Future Projections. *Water Resources Management* 28(5), 1449-1462.
- García-Ruiz J.M., López-Moreno J.I., Vicente-Serrano S.M., Lasanta-Martínez T., Beguería S., 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-Science Reviews* 105, 121-139.
- Gassman P.W., Reyes M.R., Green C.H., Arnold J.G., 2007. The Soil and Water Assessment Tool: historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50(4), 1211-1250.
- Ghilain N., De Roo F., Gellens-Meulenberghs F., 2014. Evapotranspiration monitoring with Meteosat Second Generation satellites: improvement opportunities from moderate spatial resolution satellites for vegetation. *International Journal of Remote Sensing* 35(7), 2654-2670.

- Haines-Young R., Potschin M., 2013. CICES V4.3 - Revised report prepared following consultations on CICES Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. Disponible en [http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seecarev/GC-Comments/CICES\\_Report.pdf](http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seecarev/GC-Comments/CICES_Report.pdf) [3 junio, 2014].
- Hibbert A.R., 1969. Water yield changes after converting a forested catchment to grass. *Water Resources Research* 5(3), 634-640.
- Hornbeck J.W., Adams M.B., Corbett E.S., Verry E.S., Lynch J.A., 1993. Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA. *Journal of Hydrology* 150(2-4), 323-344.
- Ivanov V.Y., Bras R.L., Vivoni E.R., 2008. Vegetation-hydrology dynamics in complex terrain of semiarid areas: 1. A mechanistic approach to modeling dynamic feedbacks. *Water Resour. Res.* 44, W03429.
- Jackson R.B., Schenk H.J., Jobbágy E.G., Canadell J., Colello G.D., Dickinson R.E., Field C.B., Friedlingstein P., Heimann M., Hibbard K., Kicklighter D.W., Kleidon A., Neilson R.P., Parton W.J., Sala O.E., Sykes M.T., 2000. Belowground consequences of vegetation change and their treatment in models. *Ecological Applications* 10, 470-483.
- Lasanta T., Beguería S., García-Ruiz J.M., 2006. Geomorphic and hydrological effects of traditional shifting agriculture in a Mediterranean mountain, Central Spanish Pyrenees. *Mountain Research and Development* 26(2), 146-152.
- Leandri M., Beguería S., Campos P., en revisión. Seeing the forest for its water. An operative environmental accounting framework for forest land water supply.
- Liang X., Lettenmaier D.P., Wood E.F., Burges S.J., 1994. A simple hydrologically based model of land-surface water and energy fluxes for general-circulation models. *J. Geophys. Res.* 99, 415-428.
- López-Moreno J.I., Beguería S., García-Ruiz J.M., 2006. Trends in high flows in the Central Spanish Pyrenees: response to climatic factors or to land-use change? *Hydrological Sciences Journal* 51(6).
- López-Moreno J.I., Vicente-Serrano S.M., Moran-Tejeda E., Zabalza J., Lorenzo-Lacruz J., García-Ruiz J.M., 2010. Impact of climate evolution and land use changes on water yield in the Ebro basin. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 7, 2651-2681.
- Lorenzo-Lacruz J., Vicente-Serrano S.M., López-Moreno J.I., Morán-Tejeda E., Zabalza J., 2012. Recent trends in Iberian streamflows (1945-2005). *Journal of Hydrology* 414-415, 463-475.
- Machín J., Navas A., Beguería S., López-Vicente M., Domenech S., 2006. Variaciones espaciales y tendencias de los recursos hídricos del río Arlanza (cuenca del Duero). En: *Geomorfología y territorio. Actas de la IX Reunión Nacional de Geomorfología* (Perez-Alberti A., López-Bedoya J., eds). Santiago de Compostela, Universidad de Santiago de Compostela, ISBN 84-9750-641-3. pp. 575-588.
- Mackay D.S., Band L.E., 1997. Forest ecosystem processes at the watershed scale: Dynamic coupling of distributed hydrology and canopy growth. *Hydrol. Processes* 11, 1197-1217.
- Maneta M.P., Silverman N.L., 2013. A spatially distributed model to simulate water, energy and vegetation dynamics using information from regional climate models. *Earth Interactions* 17(11), 1-44.
- McGlade J., Werner B., Young M., Matlock M., Jefferies D., Sonnemann G., Aldaya M., Pfister S., Berger M., Farrell C., Hyde K., Wackernagel M., Hoekstra A., Mathews R., Liu J., Ercein E., Weber J.L., Alfieri A., Martinez-Lagunes R., Edens B., Schulte P., von Wirén-Lehr S., Gee D., 2012. *Measuring water use in a green economy*. Report of the Working Group on Water Efficiency to the International Resource Panel. United Nations Environment Programme (UNEP). Disponible en [http://www.unep.org/resourcepanel/Portals/24102/Measuring\\_Water.pdf](http://www.unep.org/resourcepanel/Portals/24102/Measuring_Water.pdf)
- Morán-Tejeda E., Ceballos-Barbancho A., Llorente-Pinto J.M., 2010. Hydrological response of Mediterranean headwaters to climate oscillations and land cover changes: The mountains of Duero river basin (central Spain). *Global and Planetary Change* 72(1-2), 39-49.



- Nadal-Romero E., Lasanta T., García-Ruiz J.M., 2013. Runoff and sediment yield from land under various uses in a Mediterranean mountain area: long term results from an experimental station. *Earth Surface Process and Landforms* 38, 346-355.
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams J.R., 2005a. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, Version 2005. Temple, Tex.: USDA ARS Grassland, Soil and Water Research Laboratory. Available at [www.brc.tamus.edu/swat/doc.html](http://www.brc.tamus.edu/swat/doc.html).
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams J.R. 2005b. Soil and Water Assessment Tool Input/Output File Documentation, Version 2005. Temple, Tex.: USDA ARS Grassland, Soil and Water Research Laboratory. Available at [www.brc.tamus.edu/swat/doc.html](http://www.brc.tamus.edu/swat/doc.html).
- Obst, C. Edens B., Hein L., 2013. Ecosystem Services: Accounting Standards. *Science* 342.
- Oleson K.W. and Coauthors, 2010: *Technical description of version 4.0 of the Community Land Model (CLM)*. NCAR Tech. Note NCAR/TN-4781STR. 266 pp.
- Ovando P., Campos P., Mesa B., Álvarez A., Fernández C., Oviedo J.L., Caparrós A., Álvarez-Farizo B., 2015. Renta y capital de estudios de caso de fincas agroforestales de Andalucía. En: *Renta total y capital de las fincas agroforestales de Andalucía* (Campos P., Ovando P., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 4. Memoria 4.2. Editorial CSIC, Madrid.
- Parton W. J. and Coauthors, 1993. Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide. *Global Biogeochem. Cycles* 7, 785-809.
- Peters-Lidard C.D., Zion M.S., Wood E.F., 1997. A soil-vegetation-atmosphere transfer scheme for modeling spatially variable water and energy balance processes. *J. Geophys. Res.* 102, 4303-4324.
- Picazo-Córdoba H., Kampeter K., Martínez-Díez de Revenga E., Castillo-Sánchez V., Falcó-Martínez L., Segura-Artero P., González-Barberá G., Martínez-Díez de Revenga J.A., García-Sánchez R.M., Molina-Martínez J., Pérez-Pérez E., 1995. *Recursos Hídricos y su Importancia en el Desarrollo de la Región de Murcia*. Consejo Económico y Social de la Región de Murcia, Murcia.
- Rowse J., Center C.J., 1998. Forest Harvesting to Optimize Timber Production and Water Runoff. *Socio-Econ. Plann. Sci.* Vol 32, No. 4, 277-293.
- Running S.W., Hunt E.R.J., 1993. Generalization of a forest ecosystem process model for other biomes, BIOME-BGC and an application for global-scale models. En: *Scaling Physiological Processes: Leaf to Globe* (J.R. Ehleringer, C.B. Fiel, eds). Academic Press, pp. 141-158.
- Sahin V., Hall M.J., 1996. The effects of afforestation and deforestation on water yields. *Journal of Hydrology* 178(1/4), 293-309.
- Tague C.L., L.E. Band, 2004. RHESSys: Regional Hydro-Ecologic Simulation System—An object-oriented approach to spatially distributed modeling of carbon, water, and nutrient cycling. *Earth Interact.* 8.
- Tsvetsinskaya E.A., Schaaf C.B., Gao F., Strahler A.H., Dickinson R.E., Zeng X., Lucht W., 2002. Relating MODIS-derived surface albedo to soils and rock types over Northern Africa and the Arabian peninsula. *Geophysical Research Letters* 29, 1353.
- United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2012. *System of Environmental-Economic Accounting for Water*. United Nations, New York. Disponible en <https://unsstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaw/seeawaterwebversion.pdf>.

## **ANEJO 1**

### **Simulación eco-hidrológica en 44 embalses de Andalucía con el modelo SWAT**

Autores: Santiago Beguería y Roberto Serrano-Notivoli

Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)



## CONTENIDOS

1	SELECCIÓN DE LAS UNIDADES DE ESTUDIO .....	201
1.1	Selección de los embalses .....	201
	Tabla A.1.1. Características de los embalses de Andalucía .....	201
	Tabla A.1.2. Características de los embalses simulados .....	203
1.2	Definición de unidades de respuesta hidrológica.....	205
	Tabla A.1.3. Superficie (km <sup>2</sup> ) y número de subcuencas y HRUs de las unidades hidrológicas simuladas.....	207
	Figura A.1.1. Estructura espacial de una cuenca hidrológica en SWAT: límite de cuenca, red hidrográfica, subcuencas y laderas; localización de las estaciones de aforos y climáticas .....	205
	Figura A.1.2. Definición de unidades de respuesta hidrológica* (HRU*s) en una cuenca, a partir de los mapas de usos del suelo, clases o tipos de suelo, y la clasificación del mapa de pendientes .....	205
2	FUENTES DE INFORMACIÓN Y PARAMETRIZACIÓN .....	207
2.1	Mapas de clases de usos del suelo y parametrización de los suelos ..	207
	Tabla A.1.4. Clases de suelos del Mapa de Suelos de Andalucía, y su codificación en la tabla ‘user soil’ de la base de datos de SWAT 2005 .....	207
	Tabla A.1.5. Propiedades de los suelos del Mapa de Suelos de Andalucía incorporadas a la tabla ‘user soil’ de la base de datos de SWAT 2005 .....	209
	Figura A.1.3. Mapa de tipos de suelo de Andalucía .....	208
2.2	Mapas de usos del suelo/clases de vegetación y parametrización de los usos del suelo .....	210

Tabla A.1.6.	Correspondencia entre las categorías del Mapa de Usos del Suelo de Andalucía (MUSA) y las categorías de usos del suelo de SWAT 2005, codificadas en las tablas ‘crop’ y ‘urban’ .....	210
Tabla A.1.7.	Propiedades de las clases de usos del suelo en la tabla ‘management operations’ (.mgt).....	213
Tabla A.1.8.	Propiedades de las clases de usos del suelo en el archivo ‘crop.dat’ .....	214
Tabla A.1.9.	Otras propiedades de las clases de vegetación .....	216
Figura A.1.4.	Mapa de usos del suelo de Andalucía.....	212
2.3	Parametrización hidrológica .....	217
Tabla A.1.10.	Listado de parámetros relevantes para la modelización hidrológica con SWAT, con indicación de sus valores máximo y mínimo y los valores utilizados en la simulación realizada en RECAMAN. Parámetros a nivel de cuenca hidrográfica (tabla .bsn). .....	217
2.4	Información climática .....	219
Tabla A.1.11.	Listado de estaciones de precipitación .....	219
Tabla A.1.12.	Listado de estaciones de temperatura.....	235
Figura A.1.5.	Mapa de ubicación de los observatorios de precipitación .....	234
Figura A.1.6.	Mapa de ubicación de los observatorios de temperatura.....	236
Figura A.1.7.	Informe de relleno de datos de la serie de Topares (Almería): proporción de datos faltantes por años y por meses; distribución de probabilidad de los datos antes y después del relleno, con probabilidad de que ambas series procedan de la misma población (test de Kolmogorov-Smirnov); y diagrama de valores rellenos vs. originales.....	236
3	CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN.....	237
Tabla A.1.13.	Disponibilidad de datos de aportación a embalses (entrada de agua) .....	238
4	CÁLCULO DEL BALANCE HIDROLÓGICO.....	239
Tabla A.1.14.	Correspondencia entre variables del output.hru de SWAT y el cálculo interno del balance hidrológico .....	240
5	MODELO ESTADÍSTICO PARA ANDALUCÍA .....	241
Figura A.1.8.	Precipitación media anual, periodo 2000–2009 ....	245

Figura A.1.9.	Evapotranspiración potencial media anual, periodo 2000-2009.....	245
Figura A.1.10.	Modelo de regresión de E frente a P .....	246
Figura A.1.11.	Modelo de regresión de R frente a P .....	246
Figura A.1.12.	Modelo de regresión de Q frente a P.....	247
Figura A.1.13.	Modelo de regresión de M frente a P .....	247
6	REFERENCIAS.....	248

# 1 SELECCIÓN DE LAS UNIDADES DE ESTUDIO

## 1.1 Selección de los embalses

Las características principales de los embalses de Andalucía analizados se indican en la Tabla A.1.1.

**Tabla A.1.1.** Características de los embalses de Andalucía (1)

Embalse	Cuenca	ID	Reserva	Aportación	Imp_ratio	Notas
Aguascebas	Guadalquivir	E26	3.5	11.1	0.32	
Alcalá del Río	Guadalquivir		18.9	2440.4	0.01	
Aracena	Guadalquivir	E32	70	69.5	1.01	
Arenoso	Guadalquivir		—	—	—	
Bembézar	Guadalquivir	E15	179.6	194.4	0.92	
Bermejales	Guadalquivir	E23	55.2	48.9	1.13	
Cala	Guadalquivir		35	84.5	0.41	1
Canales	Guadalquivir	E22	32.8	57.7	0.57	
Colomera	Guadalquivir	E19	21.6	19.9	1.09	
Contraembalse de Bermejales	Guadalquivir		—	—	0.09	2
Cordobilla	Guadalquivir		27.8	484.3	0.06	
Cubillas	Guadalquivir	E24	13.2	47.6	0.28	
Dañador	Guadalquivir		2.5	5.1	0.49	1
Derivación Retortillo	Guadalquivir		6.2	67.8	0.09	2
El Agrio	Guadalquivir	E47	17	58.8	0.29	
El Carpio	Guadalquivir		18.2	1323	0.01	
El Judío	Guadalquivir		—	—	—	
El Pintado	Guadalquivir		106.8	136.5	0.78	1
Encinarejo	Guadalquivir		13	199.1	0.07	1, 2
Fernandina	Guadalquivir		110.6	53.3	2.08	1
Francisco Abellán	Guadalquivir	E20	32.8	11.7	2.80	
Gergal	Guadalquivir		22.2	200.6	0.11	1, 2
Giribaile	Guadalquivir		126.8	187.5	0.68	1, 2
Guadalén	Guadalquivir		76.6	98.8	0.78	1
Guadalmellato	Guadalquivir	E17	64.1	146.4	0.44	
Guadalmena	Guadalquivir		160.4	101.3	1.58	1
Guadañuno	Guadalquivir	E18	1.2	4.4	0.27	
Hornachuelo	Guadalquivir		16	182.7	0.09	2
Huesna	Guadalquivir	E33	88.2	95	0.93	
Iznájar	Guadalquivir		462.8	421.1	1.10	2
Jándula	Guadalquivir		156.1	174.3	0.90	1

*Continúa...*

...Continuación de la Tabla A.1.1 (2)

Embalse	Cuenca	ID	Reserva	Aportación	Imp_ratio	Notas
José Torán	Guadalquivir	E50	50.3	46.8	1.07	
La Bolera	Guadalquivir	E28	24.9	61.2	0.41	
La Breña	Guadalquivir		63.5	172.5	0.37	2
Marmolejo	Guadalquivir		11	1072.9	0.01	
Martín Gonzalo	Guadalquivir	E13	10.1	9.3	1.09	
Melonares	Guadalquivir		—	—	—	1, 2
Minilla	Guadalquivir		35	191.2	0.18	1, 2
Negratín	Guadalquivir		220.4	112	1.97	2
Pedro Marín	Guadalquivir		15.3	447.9	0.03	
Peñaflor	Guadalquivir		—	—	—	
Portillo	Guadalquivir	E49	31.2	51	0.61	
Puebla de Cazalla	Guadalquivir	E45	36.9	30.8	1.20	
Puente Nuevo	Guadalquivir		128.7	77.1	1.67	2
Quéntar	Guadalquivir	E21	7.8	19.1	0.41	
Quiebrajano	Guadalquivir	E29	12.8	9.8	1.31	
Retortillo	Guadalquivir	E16	42.7	44.7	0.96	
Rumblar	Guadalquivir		70.7	76.2	0.93	1
San Clemente	Guadalquivir	E25	12.5	20.2	0.62	
San Rafael de Navallana	Guadalquivir		81.1	133.2	0.61	2
Embalse	Cuenca	ID	Reserva	Aportación	Imp_ratio	Notas
Sierra Boyera	Guadalquivir	E14	25.4	35.4	0.72	
Torre del Águila	Guadalquivir		20.5	39.1	0.52	3
Tranco de Beas	Guadalquivir	E46	248.5	193.8	1.28	
Vadomojón	Guadalquivir		90.5	90.8	1.00	2
Víboras	Guadalquivir	E31	7	6.1	1.15	
Villafranca	Guadalquivir		3.9	895.7	0.00	
Yeguas	Guadalquivir		112.3	100.6	1.12	1
Zocueca	Guadalquivir		—	—	—	1, 2
Zufre	Guadalquivir	E35	112.4	130.6	0.86	1, 2
Almodóvar	Guadalete-Barbate	E08	—	—	—	
Arcos	Guadalete-Barbate		—	—	—	
Barbate	Guadalete-Barbate	E09	—	—	—	
Bornos	Guadalete-Barbate	E10	—	—	—	2
Celemín	Guadalete-Barbate	E07	—	—	—	
Guadalcacín	Guadalete-Barbate	E12	—	—	—	2
Hurones	Guadalete-Barbate	E48	—	—	—	
Zahara	Guadalete-Barbate	E11	—	—	—	
Benínar	Medit. Andaluza	E36	—	—	—	4
Béznar	Medit. Andaluza	E38	—	—	—	4
Casasola	Medit. Andaluza	E41	—	—	—	4
Cuevas de Almanzora	Medit. Andaluza	E37	—	—	—	4
El Limonero	Medit. Andaluza	E40	—	—	—	4
Rules	Medit. Andaluza	E39	—	—	—	2, 4
Corumbel	Tinto-Odiel-Piedras	E02	—	—	—	
Jarrama	Tinto-Odiel-Piedras	E05	—	—	—	
Los Machos	Tinto-Odiel-Piedras	E04	—	—	—	2, 4
Piedras	Tinto-Odiel-Piedras	E03	—	—	—	4
Del Chanza	Guadiana	E01	224.6	181.3	1.24	2, 4
El Andévalo	Guadiana	E06	117	—	—	4

Variables: nombre del embalse, cuenca hidrográfica, identificador de simulación en RECAMAN, reserva media ( $\text{hm}^3$ ), aportación anual media ( $\text{hm}^3$ ), impunded ratio (relación entre la reserva media y la aportación anual).

Notas: 1, cuenca excluida de la simulación por información incompleta; 2: cuenca excluida de la simulación por regulación compleja; 3: cuenca excluida de la simulación por no incluir superficies significativas de monte; 4: cuenca de la que no se ha podido disponer de datos hidrológicos (caudales de entrada y salida).

Finalmente se seleccionaron 44 embalses para su simulación con SWAT. Las características de estos embalses se muestran en la Tabla A.1.2.

Tabla A.1.2. Características de los embalses simulados (1)

id	nombre	provincia	cuenca hidrográfica	río principal	alt. media (m)	alt. máx. (m)	alt. mín. (m)	utm-x (m)	utm-y (m)	superf. (km <sup>2</sup> )
1	Emb. del Chanza	Huelva	Guadiana	Chanza	204.3	633	74	100928	4166488	824.08
2	Emb. del Corumbel	Huelva	Atlántica Andaluza	Corumbel	196.2	435	58	184000	4150843	168.07
3	Emb. del Piedras	Huelva	Atlántica Andaluza	Piedras	145.4	379	35	122600	4144310	215.94
4	Emb. de Los Machos	Huelva	Atlántica Andaluza	Piedras	130.0	379	19	659124	4131187	286.96
5	Emb. del Jarama	Huelva	Atlántica Andaluza	Jarama	410.3	666	208	190705	4174779	163
6	Emb. del Andévalo	Huelva	Guadiana	Malagón, Cobica	214.1	633	59	112134	4173024	642.69
7	Emb. de Celemin	Cádiz	Atlántica Andaluza	Celemin	199.2	633	6	252155	4021281	79.03
8	Emb. de Almodóvar	Cádiz	Atlántica Andaluza	Almodóvar	287.0	754	80	262248	4004393	16.85
9	Emb. de Barbate	Cádiz	Atlántica Andaluza	Barbate	222.6	1082	1	254016	4028988	351.46
10	Emb. de Bornos-Arcos	Cádiz	Atlántica Andaluza	Guadalete	423.4	1615	80	258109	4077133	1209.1
11	Emb. de Zahara	Cádiz	Atlántica Andaluza	Guadalete	652.2	1540	329	287184	4081853	132.48
12	Emb. de Guadalcacín II	Cádiz	Atlántica Andaluza	Majaceite	444.7	1609	71	251300	4061700	691.46
13	Emb. de Martín Gonzalo	Córdoba	Guadalquivir	Martín	548.4	766	269	383034	4217939	47.42
14	Emb. de Sierra Boyera	Córdoba	Guadalquivir	Guadiato	587.1	866	428	305728	4236790	424.25
15	Emb. de Bembézar	Córdoba	Guadalquivir	Bembézar	474.4	892	102	305902	4197303	1100.32
16	Emb. de Retortillo	Córdoba	Guadalquivir	Retortillo	471.4	865	164	293473	4191153	300.77
17	Emb. de Guadalmellato	Córdoba	Guadalquivir	Guadalmellato	595.6	945	157	353295	4212002	1199.69
18	Emb. de Guadaluño	Córdoba	Guadalquivir	Guadaluño	580.4	708	504	342613	4209907	22.52
19	Emb. de Colomera	Granada	Guadalquivir	Colomera	1075.1	1649	762	436136	4139444	241.23
20	Emb. de Francisco Abellán	Granada	Guadalquivir	Fardes	1314.7	2035	876	477752	4129995	186.26
21	Emb. de Quéntar	Granada	Guadalquivir	Agua Blancas	1531.2	2323	961	461128	4117745	100.98
22	Emb. de Canales	Granada	Guadalquivir	Genil	1973.0	3457	821	457184	4112943	177.96
23	Emb. de Los Bermejales	Granada	Guadalquivir	Cacín	1136.6	1818	812	420670	4095166	280.38
24	Emb. de Cubillas	Granada	Guadalquivir	Cubillas	1034.2	1992	630	439538	4125907	637.99
25	Emb. de San Clemente	Granada	Guadalquivir	Guardal	1381.4	2366	996	530612	4190589	162.09
26	Emb. de Aguascebas	Jaén	Guadalquivir	Aguascebas	1322.4	1611	938	504185	4210724	23.31
27	Emb. de Dañador	Jaén	Guadalquivir	Dañador	766.7	996	703	496689	4251348	14.09
28	Emb. de La Bolora	Jaén	Guadalquivir	Guadalentín	1437.9	2064	923	508565	4179548	170.47
29	Emb. de Quiebrajano	Jaén	Guadalquivir	Quiebrajano	1206.1	1762	720	435640	4165528	96.68
30	Emb. de Rumberal	Jaén	Guadalquivir	Rumberal	635.5	1287	294	429619	4224086	481.33
31	Emb. del Viboras	Jaén	Guadalquivir	Viboras	957.4	1834	505	410590	4166390	187.94
32	Emb. de Aracena	Huelva	Guadalquivir	Rivera de Huelva	531.5	867	303	196585	4201402	323.85
33	Emb. de Huesna	Sevilla	Guadalquivir	Huesna	521.2	896	250	263837	4183955	323.85

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.2 (2)

id	nombre	provincia	cuenca hidrográfica	río principal	alt. media (m)	alt. máx. (m)	alt. mín. (m)	utm-x (m)	utm-y (m)	superf. (km <sup>2</sup> )
34	Emb. de Zufre	Huelva	Guadalquivir	Rivera de Huelva	489,5	1021	207	211474	4188531	726,03
35	Emb. de Benínar	Almería	Mediterránea Andaluza	Grande, Adra	1257,2	2762	328	497653	4081796	516,97
36	Emb. de Cuevas de Almanzora	Almería	Mediterránea Andaluza	Almanzora	887,4	2164	97	597558	4131736	2139,38
37	Emb. de Béznar	Granada	Mediterránea Andaluza	Izbor	1182,3	3086	464	450819	4086287	333,9
38	Embalse de Rules	Granada	Mediterránea Andaluza	Guadalefe	1406,2	3447	148	455783	4079401	1081,48
39	Emb. del Limonero	Málaga	Mediterránea Andaluza	Guadalmedina	605,4	1419	56	372156	4069526	158,29
40	Emb. de Casasola	Málaga	Mediterránea Andaluza	Campanillas	574,9	1323	111	366675	4074895	177,87
41	Emb. de La Viñuela	Málaga	Mediterránea Andaluza	Guaro	792,5	1596	199	395673	4081582	121,23



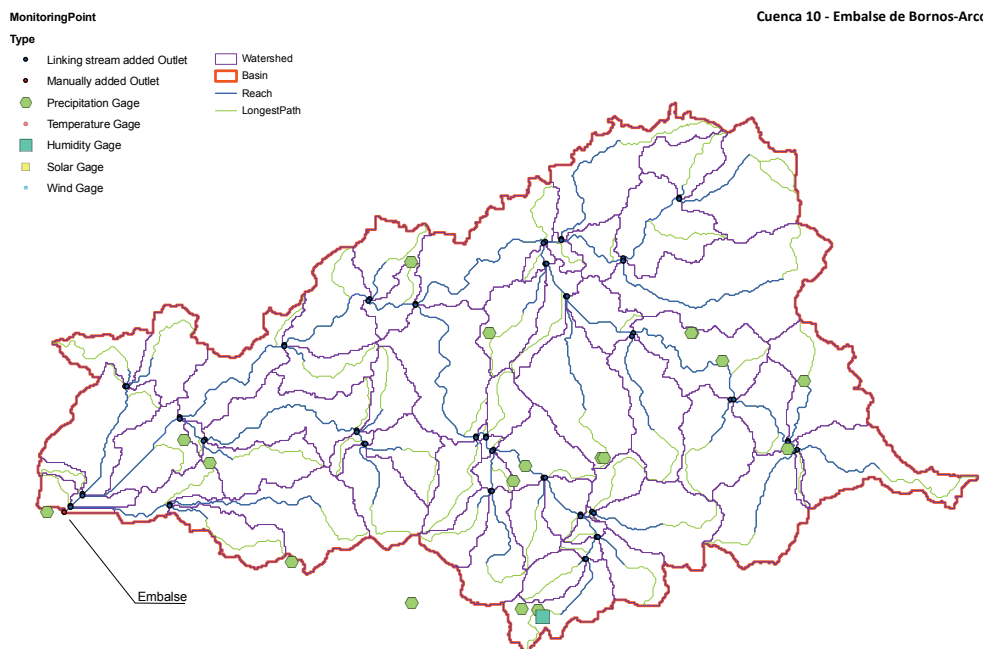
## 1.2 Definición de unidades de respuesta hidrológica

La unidad básica de simulación en SWAT es la cuenca hidrográfica (ingl. *watershed* o *basin*). En el caso de RECAMAN, éstas coinciden con las cuencas de los 44 embalses finalmente elegidos para su simulación.

Algunos procesos que presentan una elevada inercia temporal y baja granularidad espacial como la recarga del acuífero profundo son simulados a escala de cuenca. Es decir, para SWAT cada cuenca hidrográfica coincide con un único acuífero profundo, lo que puede considerarse una aproximación adecuada a las unidades de estudio establecidas en RECAMAN.

Sin embargo, la cuenca hidrográfica es una unidad espacial demasiado grosera para la simulación de la mayoría de los flujos hídricos, por lo que éstas se subdividen a su vez en unidades menores o subcuencas (Figura A.1.1). La adquisición de la información climática se realiza en SWAT a escala de subcuenca, de manera que cada una utiliza la información climática de una única estación de medida. El código selecciona de forma automática la más próxima al centro geográfico (centroide) de la subcuenca.

**Figura A.1.1.** Estructura espacial de una cuenca hidrológica en SWAT: límite de cuenca, red hidrográfica, subcuencas y laderas; localización de las estaciones de aforos y climáticas

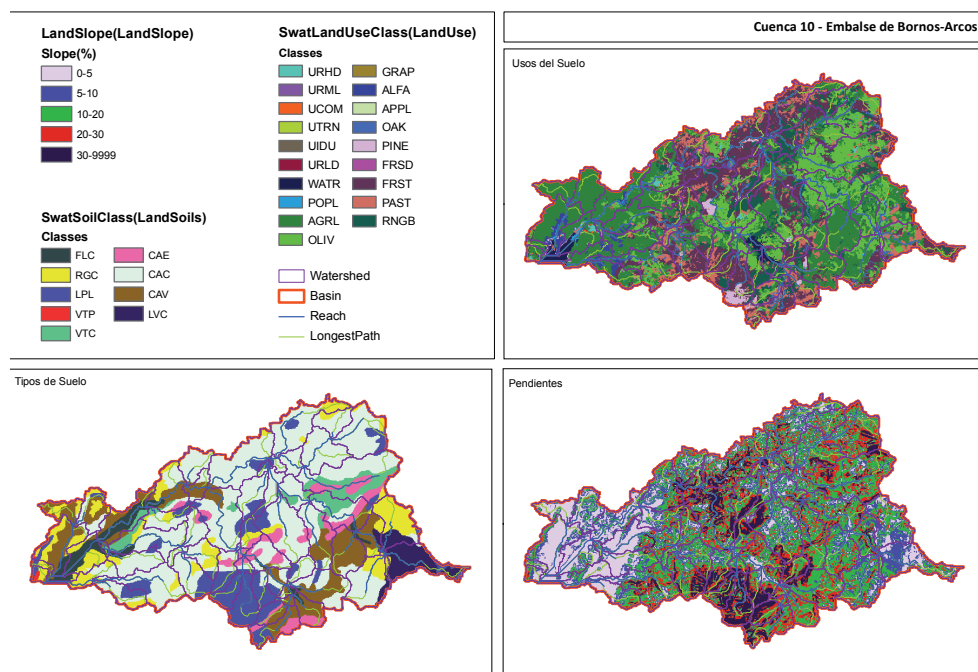


Las subcuencas se dividen a su vez en espaciales aún más pequeñas: las unidades de respuesta hidrológica (*HRUs*, por sus siglas en inglés). Se trata de superficies que se consideran homogéneas desde el punto de vista de su comportamiento hidrológico, definiéndose por poseer una combinación determinada de cubierta vegetal / uso del suelo, tipo de suelo, pendiente de la ladera y ubicación dentro de la subcuenca (Figura

ra ). Las HRUs son las unidades espaciales fundamentales (la granularidad más fina) de SWAT, ya que en ellas se simula el balance hidrológico. Estas unidades no coinciden necesariamente con la teselación en parcelas del Mapa Forestal Nacional que constituye la base espacial común para la contabilidad de la renta y capital ambiental del monte en RECAMAN, lo que hará necesaria una transformación posterior de los resultados.

La manera en que realiza la disección espacial de una cuenca en subcuencas y *HRUs* influye en la calidad de los resultados de la modelización hidrológica, ya que afecta directamente al grado de detalle con que se simulan los flujos hídricos. SWAT ofrece distintas formas de organizar la estructura espacial de la cuenca, pudiéndose hacer con mayor o menor resolución espacial (número y tamaño de las subcuencas), o con mayor o menor importancia de los usos del suelo y demás variables físicas para la definición de las unidades de respuesta hidrológica. Las HRUs se definen a partir de las características de uso del suelo / cubierta vegetal, tipo de suelo y orografía (pendiente) (Figura A.1.2).

**Figura A.1.2.** Definición de unidades de respuesta hidrológica\* (HRU\*s) en una cuenca, a partir de los mapas de usos del suelo, clases o tipos de suelo, y la clasificación del mapa de pendientes



Para realizar la configuración espacial de las cuencas se ha utilizado la interfaz ArcSWAT (Winchell *et al.*, 2007). Las fuentes de información utilizadas fueron el **modelo digital de elevaciones\*** (MDE), a partir del cual ArcSWAT deriva de forma automática el modelo de pendientes, el mapa de suelos de Andalucía y el mapas de usos del suelo de Andalucía. Como resultado final se obtuvieron un total de 1442 subcuencas y 52193 HRUs (Tabla A.1.3).

**Tabla A.1.3.** Superficie (km<sup>2</sup>) y número de subcuencas y HRUs de las unidades hidrológicas simuladas

Nombre	Sup.	Subc.	HRU	Nombre	Sup.	Subc.	HRU
Emb. del Chanza	824	45	1283	Emb. de Los Bermejales	280	19	761
Emb. del Andévalo	643	35	883	Emb. de San Clemente	162	7	264
Emb. de Celemín	95	5	139	Emb. Portillo	103	1	59
Emb. de Almodóvar	16	1	32	Emb. de Zufre	728	43	2034
Emb. de Barbate	351	13	652	Emb. de Aguascebas	22	1	24
Emb. de Zahara	132	11	502	Emb. de La Bolera	170	9	177
Emb. del Corumbel	168	13	485	Emb. de Quiebrajano	96	3	146
Emb. del Piedras	212	17	279	Emb. del Víboras	188	7	436
Emb. de Los Machos	287	21	369	Emb. Tranco de Beas	560	25	822
Emb. del Jarrama	163	11	315	Emb. de Huesna	470	27	1076
Emb. Hurones	341	15	775	Emb. Torre del Águila	444	21	685
Emb. de Martín Gonzalo	47	1	69	Emb. Puebla de Cazalla	302	21	968
Emb. de Sierra Boyera	424	21	808	Emb. Agrio	226	11	366
Emb. de Bembézar	1057	53	1669	Emb. José Torán	237	19	785
Emb. de Retortillo	300	17	559	Afo. Casariche	212	590	20183
Emb. de Guadalmellato	1200	75	1917	Emb. de Benínar	524	27	1299
Emb. de Guadalupe	23	1	23	Emb. Cuevas de Almanzora	2134	127	5629
Afo. Cabra Santaella	442			Emb. de Béznar	348	17	891
Emb. de Colomera	241	13	577	Embalse de Rules	1067	55	2448
Emb. Francisco Abellán	187	13	614	Emb. del Limonero	158	9	345
Emb. de Quéntar	101	5	191	Emb. de Casasola	178	5	268
Emb. de Canales	178	9	224	Emb. de La Viñuela	115	3	162

## 2 Fuentes de información y parametrización

### 2.1 Mapa de clases de suelo y parametrización de los suelos

Se muestra a continuación el mapa de clases de suelo utilizado en la simulación hidrológica con SWAT 2005, y se detalla la parametrización del modelo a través de la tabla ‘user soil’ de la base de datos de ArcSWAT. La leyenda de clases de suelo se muestra en la Tabla A.1.4, y las propiedades hidrológicas de los suelos en la Tabla A.1.5.

**Tabla A.1.4.** Clases de suelos del Mapa de Suelos de Andalucía, y su codificación en la tabla ‘user soil’ de la base de datos de SWAT 2005 (1)

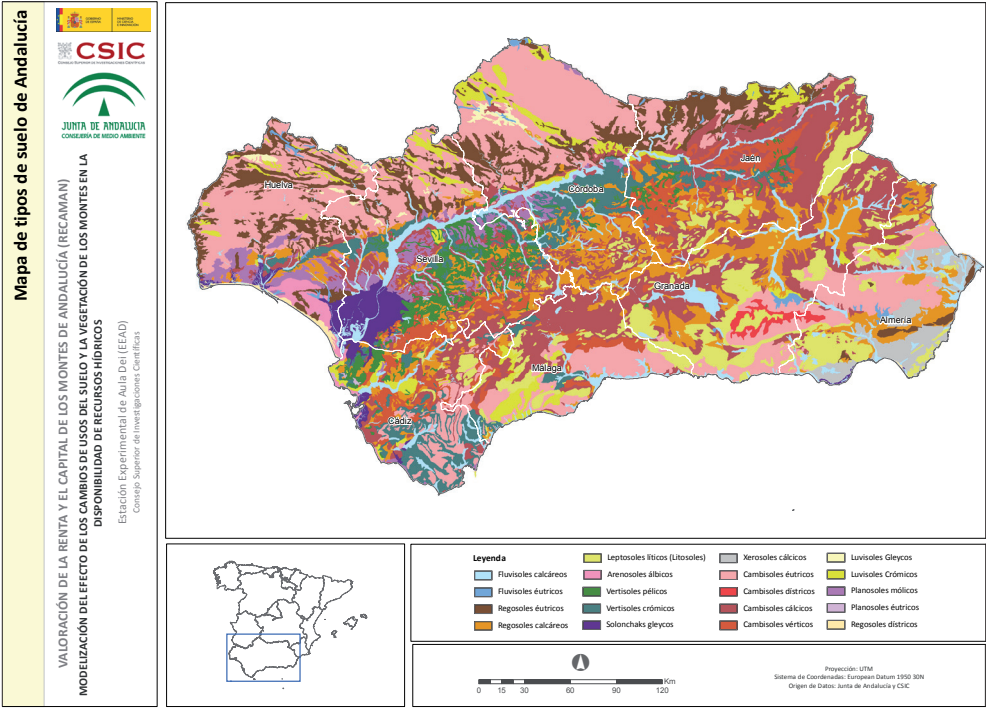
id	Clase de suelo
ARA	Arenosoles Álbicos
CAC	Cambisoles cálcicos
CAD	Cambisoles dístricos
CAE	Cambisoles Éútricos
CAV	Cambisoles vérticos
FLC	Fluvisoles calcáreos
FLE	Fluvisoles Éútricos

*Continúa...*

...Continuación de la Tabla A.1.4 (2)

id	Clase de suelo
LPL	Leptosoles líticos (Litosoles)
LVC	Luvisoles Gleycos
LVG	Luvisoles Crómicos
PLE	Planosoles mólicos
PLM	Planosoles éutricos
RGC	Regosoles Calcáreos
RGD	Regosoles dístricos
RGE	Regosoles éutricos
SKG	Solonchaks Gleycos
VTC	Vertisoles crómicos
VTP	Vertisoles pélicos
XRC	Xerosoles cálcicos

Figura A.1.3. Mapa de tipos de suelo de Andalucía



**Tabla A.1.5.** Propiedades de los suelos del Mapa de Suelos de Andalucía incorporadas a la tabla 'user soil' de la base de datos de SWAT 2005

id	hydgrp	sol_zmx	anion_excl	sol_crk	texture	sol_z	sol_bd	sol_awc1	sol_k	sol_cbn	clay	silt	sand	rock	sol_alb	usle_k
ARA	A	3500	0	0	0	1000	1.7	0.3	134.17	0.4	5	5	90	1	0.255	0.7
CAC	B	3500	0	0	0	600	1.39	0.05	5.46	0.65	21	43	36	5	0.159	0.54
CAD	B	3500	0	0	0	600	1.58	0.3	23.53	0.7	10	15	75	10	0.159	0.64
CAE	C	3500	0	0	0	600	1.4	0.05	3.4	1	22	36	42	1	0.159	0.49
CAV	B	3500	0	0	0	600	1.23	0.41	8.32	1.05	56	25	19	2	0.159	0.14
FLC	B	3500	0	0	0	700	1.41	0.25	7.39	0.6	18	48	34	15	0.216	0.59
FLE	C	3500	0	0	0	700	1.4	0.5	4.05	0.86	21	40	39	4	0.216	0.55
LPL	C	3500	0	0	0	175	1.38	0.05	3.12	1.61	24	34	42	21	0.217	0.49
LVC	C	3500	0	0	0	600	1.26	0.16	4.37	1.2	46	27	27	4	0.133	0.23
LVG	B	3500	0	0	0	600	1.6	0.05	4.37	0.63	9	11	80	4	0.133	0.64
PLE	B	3500	0	0	0	400	1.6	0.16	34.42	0.5	9	11	80	4	0.159	0.68
PLM	C	3500	0	0	0	400	1.25	0.5	34.42	1.3	41	45	14	4	0.159	0.27
RGC	C	3500	0	0	0	400	1.41	0.33	3.83	0.75	21	35	44	14	0.272	0.56
RGD	C	3500	0	0	0	400	1.43	0.5	4.97	0.98	19	34	47	25	0.272	0.57
RGE	C	3500	0	0	0	400	1.43	0.5	4.97	0.98	19	34	47	25	0.272	0.57
SKG	B	3500	0	0	0	600	1.23	0.33	7.12	0.53	52	26	22	4	0.225	0.18
VTC	B	3500	0	0	0	800	1.22	0.5	7.92	0.94	54	26	20	1	0.163	0.16
VTP	B	3500	0	0	0	800	1.22	0.5	7.92	0.94	54	26	20	1	0.163	0.16
XRC	C	3500	0	0	0	400	1.38	0.5	5.7	0.41	22	44	34	2	0.137	0.54

Parámetros: hydgrp, grupo hidrológico según metodología del número de curva del SCS; sol\_zmx, profundidad máxima de raíces (cm); anion\_excl, fracción de la porosidad de la cual los aniones están excluidos (-); sol\_crk, [opcional] volumen de agrietado potencial (-); texture, [opcional] textura (-); sol\_z, profundidad de suelo (mm); sol\_bd, densidad suelo húmedo (g cm<sup>-3</sup>); sol\_awc, capacidad de campo (mm H<sub>2</sub>O); sol\_k, conductividad hidráulica saturada (mm h<sup>-1</sup>); sol\_cbn, contenido en carbono orgánico (%); clay, contenido en arcilla (%); silt, contenido en limo (%); sand, contenido en arena (%); rock, contenido en fragmentos de roca (%); sol\_alb, albedo del suelo húmedo (-); usle\_k, erodibilidad USLE (Mg m<sup>2</sup> h m<sup>-3</sup> cm<sup>-1</sup>).

Fuente: los valores asignados a cada clase de suelo se han obtenido de la 'Harmonized World Soil Database v.1.1.0' (2009), excepto los correspondientes a sol\_alb1, obtenidos de Tsvetinskaya *et al.* (2002).

## 2.2 Mapa de usos del suelo / clases de vegetación y parametrización de los usos del suelo

Se muestra a continuación el mapa de usos del suelo / clases de vegetación utilizado en la simulación hidrológica con SWAT 2005, y se detalla la parametrización del modelo a través de la tabla ‘user soil’ de la base de datos de ArcSWAT (Tablas A.1.6 a A.1.9).

**Tabla A.1.6.** Correspondencia entre las categorías del Mapa de Usos del Suelo de Andalucía (MUSA) y las categorías de usos del suelo de SWAT 2005, codificadas en las tablas ‘crop’ y ‘urban’ (1)

id MUSA	categoría MUSA	id SWAT	categoría SWAT
111	Tejido urbano	URHD	Residential-High Density
115	Urbanizaciones residenciales	URML	Residential-Med/Low Density
117	Urbanizaciones agrícola / residenciales	URML	Residential-Med/Low Density
191	Zonas verdes urbanas	URLD	Residential-Low Density
193	Equipamiento deportivo y recreativo	UCOM	Commercial
121	Zonas industriales y comerciales	UCOM	Commercial
131	Autovías, autopistas y enlaces viarios	UTRN	Transportation
133	Complejos ferroviarios	UTRN	Transportation
135	Zonas portuarias	UTRN	Transportation
137	Aeropuertos	UTRN	Transportation
141	Otras infraestructuras técnicas	UTRN	Transportation
151	Zonas mineras	UIDU	Industrial
153	Escombreras y vertederos	UIDU	Industrial
155	Zonas en construcción	URLD	Residential-Low Density
157	Balsas de alpechin	WATR	Water
411	Cultivos herbáceos en secano	AGRL	Agricultural Land-Generic
415	Cultivos leñosos en secano: olivar	OLIV	Olives
433	Cultivos leñosos regados: olivos	OLIV	Olives
417	Cultivos leñosos en secano: viñedo	GRAP	Vineyard
419	Otros cultivos leñosos en secano	GRAP	Vineyard
445	Olivar-viñedo	OLIV	Olives
449	Otras asociaciones y mosaicos de cultivos leñosos en secano	OLIV	Olives
425	Otros cultivos herbáceos regados	ALFA	Alfalfa
427	Cultivos herbáceos en regadío: regados y no regados	ALFA	Alfalfa
423	Cultivos forzados bajo plástico	ALFA	Alfalfa
421	Arrozales	RICE	Rice
430	Cultivos leñosos en regadío: parcialmente regados o no regados	APPL	Apple
431	Cultivos leñosos regados: cítricos	APPL	Apple
435	Cultivos leñosos regados: frutales tropicales	APPL	Apple
439	Otros cultivos leñosos regados	APPL	Apple
459	Mosaico de leñosos en regadío	APPL	Apple
451	Cultivos herbáceos y leñosos regados	AGRL	Agricultural Land-Generic
455	Cultivos herbáceos y leñosos en regadío parcialmente regados	AGRL	Agricultural Land-Generic
429	Cultivos herbáceos en regadío: no regados	AGRL	Agricultural Land-Generic
457	Cultivos herbáceos y leñosos en regadío no regados	AGRL	Agricultural Land-Generic
441	Cultivos herbáceos y leñosos en secano	AGRL	Agricultural Land-Generic
461	Mosaico de secano y regadío con cultivos herbáceos	AGRL	Agricultural Land-Generic
465	Mosaico de secano y regadío con cultivos herbáceos y leñosos	AGRL	Agricultural Land-Generic
469	Mosaico de secano y regadío con cultivos leñosos	AGRL	Agricultural Land-Generic
471	Cultivos herbáceos y pastizales	AGRL	Agricultural Land-Generic
473	Cultivos herbáceos y vegetación natural leñosa	AGRL	Agricultural Land-Generic
475	Cultivos leñosos y pastizales	AGRL	Agricultural Land-Generic
477	Cultivos leñosos y vegetación natural leñosa	AGRL	Agricultural Land-Generic

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.6 (2)

id MUSA	categoría MUSA	id SWAT	categoría SWAT
479	Otros mosaicos de cultivos y vegetacion natural	AGRL	Agricultural Land-Generic
481	Olivar abandonado	AGRL	Agricultural Land-Generic
489	Otros cultivos leñosos abandonados	AGRL	Agricultural Land-Generic
510	For. Arbol. Densa: quercineas	OAK	Forest-Oak
520	For. Arbol. Densa: coníferas	PINE	Forest-Pine
530	For. Arbol. Densa: eucaliptos	EUCA	Eucaliptus
315	Rios y cauces nat.: bosque galeria	POPL	Poplar
540	For. Arbol. Densa: otras frondosas	OAK	Forest-Oak
550	For. Arbol. Densa: quercineas+coníferas	FRST	Forest-Mixed
560	For. Arbol. Densa: quercineas+eucaliptos	FRST	Forest-Mixed
570	For. Arbol. Densa: coníferas+eucaliptos	PINE	Forest-Pine
580	For. Arbol. Densa: otras mezclas	FRST	Forest-Mixed
611	Matorral denso arbolado: quercineas densas	FRST	Forest-Mixed OAK
615	Matorral denso arbolado: quercineas dispersas	FRST	Forest-Mixed RNGB
711	Matorral disp. Arbolado: quercineas. Denso	FRST	Forest-Mixed OAK
715	Matorral disp. Arbolado: quercineas. Disperso	FRST	Forest-Mixed RNGB
621	Matorral denso arbolado: coníferas densas	FRST	Forest-Mixed PINE
625	Matorral denso arbolado: coníferas dispersas	FRST	Forest-Mixed RNGB
721	Matorral disp. Arbolado: coníferas. Denso	FRST	Forest-Mixed PINE
725	Matorral disp. Arbolado: coníferas. Disperso	FRST	Forest-Mixed RNGB
630	Matorral denso arbolado: eucaliptos	EUCA	Eucaliptus
730	Matorral disp. Arbolado: eucaliptos	EUCA	Eucaliptus
317	Rios y cauces nat.:otras form. Riparias	POPL	Poplar
640	Matorral denso arbolado: otras frondosas	FRST	Forest-Mixed
650	Matorral denso arbolado: quercineas+coníferas	FRST	Forest-Mixed FRST
660	Matorral denso arbolado: quercineas+eucaliptos	EUCA	Eucaliptus
670	Matorral denso arbolado: coníferas+eucaliptos	EUCA	Eucaliptus
680	Matorral denso arbolado: otras mezclas	FRST	Forest-Mixed FRST
740	Matorral disp. Arbolado: otras frondosas	FRST	Forest-Mixed RNGB
750	Matorral disp. Arbolado: quercineas+coníferas	FRST	Forest-Mixed RNGB
760	Matorral disp. Arbolado: quercineas+eucaliptos	EUCA	Eucaliptus
770	Matorral disp. Arbolado: coníferas+eucaliptos	EUCA	Eucaliptus
780	Matorral disp. Arbolado: otras mezclas	FRST	Forest-Mixed RNGB
811	Pastizal arbolado: quercineas. Denso	PAST	Pasture OAK
815	Pastizal arbolado: quercineas. Disperso	PAST	Pasture
891	Cultivo herbaceo arbolado: quercineas. Denso	PAST	Pasture OAK
895	Cultivo herbaceo arbolado: quercineas. Disperso	PAST	Pasture
821	Pastizal arbolado: coníferas. Denso	PAST	Pasture PINE
825	Pastizal arbolado: coníferas. Disperso	PAST	Pasture
830	Pastizal arbolado: eucaliptos	EUCA	Eucaliptus
840	Pastizal arbolado: otras frondosas	PAST	Pasture
850	Pastizal arbolado: quercineas+coníferas	PAST	Pasture
860	Pastizal arbolado: quercineas+eucaliptos	EUCA	Eucaliptus
870	Pastizal arbolado: coníferas+eucaliptos	EUCA	Eucaliptus
880	Pastizal arbolado: otras mezclas	PAST	Pasture
911	Matorral denso	RNGB	Range-Brush
915	Matorral disperso con pastizal	RNGB	Range-Brush
921	Pastizal continuo	PAST	Pasture
931	Playas, dunas y arenales	BARE	Bare rock
934	Zonas incendiadas	BARE	Bare rock
901	Talas y plantaciones forestales recientes	BARE	Bare rock
917	Matorral disperso con pasto y roca o suelo	PAST	Pasture
925	Pastizal con claros (roca, suelo)	PAST	Pasture
932	Roquederos y suelo desnudo	PAST	Pasture

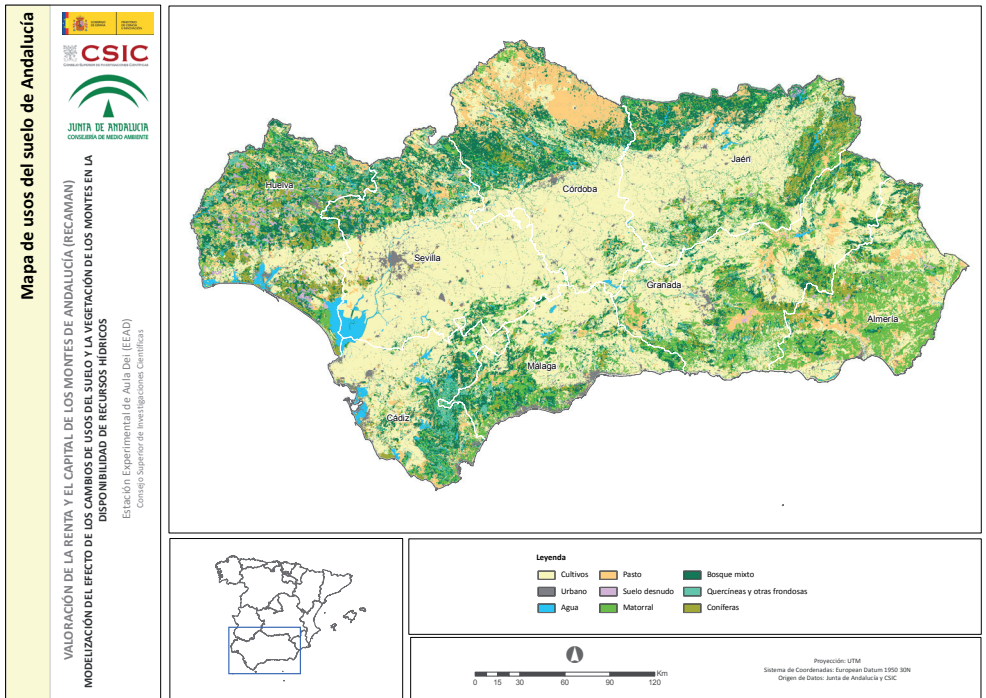
Continúa...



...Continuación de la Tabla A.1.6 (3)

id MUSA	categoría MUSA	id SWAT	categoría SWAT
933	Áreas con fuertes procesos erosivos	PAST	Pasture
935	Zonas sin vegetación por roturación	PAST	Pasture
341	Embalses: lámina de agua	WATR	Water
345	Balsas de riego y ganaderas	WATR	Water
211	Marisma mareal con vegetación	WETN	Wetlands-Non-Forested
215	Marisma no mareal con vegetación	WETN	Wetlands-Non-Forested
217	Marisma reciente sin vegetación	WATR	Water
221	Salinas tradicionales	WATR	Water
225	Salinas indust. y parques de cultivos	WATR	Water
231	Lagunas litorales	WATR	Water
241	Estuarios y canales de marea	WATR	Water
291	Mares y océanos	WATR	Water
311	Ríos y cauces nat.: lámina de agua	WATR	Water
321	Canales artificiales	WATR	Water
331	Lagunas continentales	WATR	Water

Figura A.1.4. Mapa de usos del suelo de Andalucía



**Tabla A.1.7.**   Propiedades de las clases de usos del suelo en la tabla “management operations” (.mgt)

id	lai_init	phu_plt	curyr_mat	gw_revap	ov_n	esco	epco
frst	0	3000	30	0,2	0,14	0,2	1
oak	0,5	2500	30	0,2	0,14	0,2	1
past	0	0	0	0,02	0,15	0,95	0,2
pine	3	4000	30	0,2	0,14	0,2	1
euca	4	3500	20	0,2	0,14	0,2	1
popl	0	2000	20	0,2	0,14	0,2	1
rngr	0,5	2000	5	0,1	0,15	0,8	0,8

Parámetros: lai\_init, índice de área foliar (LAI) al inicio de la estación de crecimiento; phu\_plt, acumulación de grados-día necesaria para alcanzar la madurez (°C); curyr\_mat, edad de la vegetación (años); en la tabla 'groundwater' (gw); gw\_revap, coeficiente de reevaporación; y en la tabla .hru: ov\_n, coeficiente de rugosidad de Manning para la escorrentía superficial; esco, factor de compensación de evaporación del suelo; epco, factor de compensación de captación de agua.

Tabla A.1.8. Propiedades de las clases de usos del suelo en el archivo “crop.dat” (1)

id	bio_e	hvsti	blai	frgrw1	laimx1	frgrw2	laimx2	dlai	chtmx	rdmx	t_opt	t_base	cnyld	cpyld	bn1	bn2	bn3
agrl	33,5	0,45	3	0,15	0,05	0,05	0,95	0,64	1	2	30	11	0,0199	0,0032	0,044	0,0164	0,0128
alfa	20	0,9	4	0,15	0,01	0,5	0,95	0,9	0,9	3	20	4	0,025	0,0035	0,0417	0,029	0,02
appl	15	0,1	4	0,1	0,15	0,5	0,75	0,99	3,5	2	20	7	0,0019	0,0004	0,006	0,002	0,0015
bare	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
euca	22	0,76	5,2	0,15	0,8	0,25	0,99	0,99	25	3,5	22	10	0,0015	0,0003	0,006	0,002	0,0015
frist	15	0,76	4,5	0,05	0,05	0,4	0,95	0,99	6	3,5	30	10	0,0015	0,0003	0,006	0,002	0,0015
grap	30	0,02	2	0,05	0,01	0,5	0,95	0,9	2	2	30	10	0,02	0,0025	0,01	0,004	0,003
oak	15	0,76	5	0,05	0,05	0,5	0,95	0,99	6	3,5	30	13	0,0015	0,0003	0,006	0,002	0,0015
oats	35	0,42	4	0,15	0,02	0,5	0,95	0,8	1,5	2	15	0	0,0316	0,0057	0,06	0,0231	0,0134
oliv	16,1	0,05	0,8	0,05	0,05	0,4	0,95	0,99	6	3,5	30	10	0,0015	0,0003	0,02	0,01	0,008
past	35	0,9	1	0,05	0,05	0,49	0,95	0,99	0,25	0,2	25	12	0,0234	0,0033	0,06	0,0231	0,0134
pine	15	0,76	4	0,15	0,7	0,25	0,99	0,99	10	3,5	30	6	0,0015	0,0003	0,006	0,002	0,0015
popl	30	0,76	5	0,05	0,05	0,4	0,95	0,99	7,5	3,5	30	10	0,0015	0,0003	0,006	0,002	0,0015
rice	22	0,5	5	0,3	0,01	0,7	0,95	0,8	0,8	0,9	25	10	0,0136	0,0013	0,05	0,02	0,01
rngh	34	0,9	3	0,05	0,1	0,35	0,95	0,99	1	1,5	25	12	0,016	0,0022	0,02	0,012	0,005
watr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
wetn	47	0,9	6	0,1	0,2	0,2	0,95	0,7	2,5	2,2	25	12	0,016	0,0022	0,035	0,015	0,0038

Continúa...

Parámetros: : bio\_e, ratio biomasa / energía (kg ha<sup>-1</sup> mj<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>); hvsti, índice de cosecha (-); blai, área foliar máxima (-); frgrw1, fracción de la estación de crecimiento correspondiente al primer punto de la curva de desarrollo del área foliar óptima (-); frgrw2, fracción de la estación de crecimiento correspondiente al segundo punto de la curva de desarrollo del área foliar óptima (-); laimx1, fracción del área foliar máxima correspondiente al primer punto de la curva de desarrollo del área foliar óptima (-); laimx2, fracción del área foliar máxima correspondiente al segundo punto de la curva de desarrollo del área foliar óptima (-); dlai, fracción de la estación de crecimiento correspondiente al momento en que el área foliar comienza a declinar (-); chtmx, altura máxima de la vegetación (m); rdmx, profundidad máxima de las raíces (m); t\_opt, temperatura óptima para el crecimiento (°C); t\_base, temperatura mínima para el crecimiento (°C); cnyld, fracción de nitrógeno en la siembra (kg N kg yield<sup>-1</sup>); cpyld, fracción de fósforo en la siembra (kg P kg yield<sup>-1</sup>); bn1, fracción de N en la planta en nascencia (-); bn2, fracción de N en la planta al 50% de madurez (-); bn3, fracción de N en la planta al 100% de madurez (-).

...Continuación de la Tabla A.1.8 (2)

id	bp1	bp2	bp3	wsyf	usle_c	gsi	vpdfr	frgmax	wavp	co2hi	bioehi	rsdco_pl	alai_min	bio_leaf	mat_yrs	Bmx_trees	ext_coef	bm_dieoff
agrl	0,006	0,0022	0,0018	0,25	0,2	0,005	4	0,75	8,5	660	36	0,05	0	0	0	0	0,65	0,1
alfa	0,0035	0,0028	0,002	0,9	0,01	0,01	4	0,75	10	660	35	0,05	0	0	0	0	0,65	0,1
appl	0,0007	0,0004	0,0003	0,05	0,001	0,007	4	0,75	3	660	20	0,05	0,75	0	10	500	0,65	0,1
bare	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
euca	0,0007	0,0004	0,0003	0,6	0,1	0,003	4	0,2	8	660	24	0,05	0,85	0	50	1000	0,65	0,1
frst	0,0007	0,0004	0,0003	0,01	0,001	0,002	4	0,75	8	660	16	0,05	0,42	0	50	1000	0,65	0,1
grap	0,0014	0,0008	0,0006	0,01	0,1	0,005	1,1	0,75	8	660	40	0,05	0,01	0	2	1	0,65	0,1
oak	0,0007	0,0004	0,0003	0,01	0,001	0,002	4	0,75	8	660	16	0,05	0,5	0	50	1000	0,65	0,1
oats	0,0084	0,0032	0,0019	0,175	0,03	0,005	4	0,75	10	660	45	0,05	0	0	0	0	0,45	0,1
oliv	0,0007	0,0004	0,0003	0,01	0,001	0,0036	4	0,75	8	660	18	0,05	0,75	0	10	50	0,61	0,1
past	0,0084	0,0032	0,0019	0,9	0,003	0,005	4	0,75	10	660	36	0,05	0	0	0	0	0,65	0,1
pine	0,0007	0,0004	0,0003	0,6	0,001	0,002	4	0,75	8	660	16	0,05	0,85	0	50	1000	0,65	0,1
popl	0,0007	0,0004	0,0003	0,01	0,001	0,004	4	0,75	8	660	31	0,05	0	0	10	200	0,45	0,1
rice	0,006	0,003	0,0018	0,25	0,03	0,008	4	0,75	5	660	31	0,05	0	0	0	0	0,35	0,1
rngb	0,0014	0,001	0,0007	0,9	0,003	0,005	4	0,75	10	660	39	0,05	0,5	0	5	0	0,33	0,1
watr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
wetn	0,0014	0,001	0,0007	0,9	0,003	0,005	4	0,75	8,5	660	54	0,05	0	0	0	0	0,65	0,1

Parámetros: bp1, fracción de P en la planta en nacimiento (-); bp2, fracción de P en la planta al 50% de crecimiento (-); bp3, fracción de P en la planta al 100% de crecimiento (-); wsyf, límite inferior del índice de cosecha ( $\text{kg ha kg}^{-1} \text{ha}^{-1}$ ); usle\_c, valor mínimo del factor C de la USLE (-); gsi, fracción de la conductancia estomática máxima en condiciones de sequía (-); vpdfr, déficit de presión de vapor correspondiente a la fracción máxima de la conductancia estomática definida por frgmax (kpa); frgmax, fracción de la conductancia estomática máxima correspondiente a un déficit de presión de vapor elevado (-); wavp, tasa de disminución de la eficiencia en el uso de la radiación por unidad de incremento de déficit de presión de vapor (-); co2hi, concentración de  $\text{CO}_2$  atmosférico elevada ( $\mu\text{l CO}_2 \text{l}^{-1} \text{air}$ ); bioehi, ratio biomasa / energía correspondiente al segundo punto en la curva de eficiencia en el uso de la radiación (-); rsdco\_pl, coeficiente de descomposición de los residuos orgánicos (-); alai\_min, área foliar mínima durante el periodo invernal (-); bio\_leaf, fracción de la biomasa del árbol convertida en residuo durante el periodo invernal (-); mat\_yrs, tiempo necesario para alcanzar el 100% de crecimiento en especies arbóreas (años); bmx\_trees, biomasa máxima en especies forestales ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ); ext\_coef, coeficiente de extinción luminosa (-); cn2a, número de curva del SCS correspondiente a una condición húmeda (-); bm\_dieoff, fracción de biomasa die-off (-).

Tabla A.1.9. Otras propiedades de las clases de vegetación

id	cn2a	cn2b	cn2c	cn2d
agrl	67	77	83	87
alfa	31	59	72	79
appl	45	66	77	83
bare	98	98	98	98
euca	36	60	73	79
frst	45	66	77	83
grap	45	66	77	83
oak	62	73	81	84
oats	45	66	77	83
oliv	49	69	79	84
past	25	55	70	77
pine	45	66	77	83
popl	62	73	81	84
rice	45	66	77	83
rngb	62	73	81	84
watr	39	61	74	80
wetn	49	69	79	84

Parámetros: ov\_n, coeficiente de rugosidad de Manning para la escorrentía superficial (-); cn2a, número de curva del SCS para un suelo de condición hidrológica A (-); cn2b, número de curva del SCS para un suelo de condición hidrológica B (-); cn2c, número de curva del SCS para un suelo de condición hidrológica C (-); cn2d, número de curva del SCS para un suelo de condición hidrológica D (-).

2.3 Parametrización hidrológica

Se detalla los valores de parámetros hidrológicos globales de la simulación con SWAT.

**Tabla A.1.10.** Listado de parámetros relevantes para la modelización hidrológica con SWAT, con indicación de sus valores máximo y mínimo y los valores utilizados en la simulación realizada en RECAMAN. Parámetros a nivel de cuenca hidrográfica (tabla .bsn) (1)

id	nombre	mín	max	valor RECAMAN	definición
1	da_km	0	5000	(dependiente de cada unidad)	superficie de la cuenca (km²)
3	sftmp	-5	5		[opcional] temperatura de nieve (°C)
4	smtmp	-5	5		[opcional] temperatura de fusión de nieve (°C)
5	smfmx	0	10		[opcional] tasa máxima de fusión de nieve, durante el solsticio estival (mm °C <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> )
6	smfmn	0	10		[opcional] tasa mínima de fusión de nieve, durante el solsticio invernal (mm °C <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> )
7	ttmp	0	1		[opcional] decalage de temperatura del manto de nieve (días)
8	snocovmx	0	500		[opcional] contenido en agua equivalente que corresponde a una cubierta de nieve del 100% (mm)
9	sno50cov	0	1		[opcional] contenido en agua equivalente que corresponde a una cubierta de nieve del 50% (mm)
11	surlag	1	24		[opcional] decalage de escorrentía de fusión de nieve (días)
21	evrch	0.5	1		[opcional] factor de ajuste de evaporación en canal (-)
22	evlai	0	10		[opcional] índice de área foliar a partir del cual no hay evaporación (-)
23	ffcb	0	1		[opcional] almacenamiento de agua en el suelo inicial con respecto a la capacidad de campo (-)
44	msk_col	0	10		coeficiente de calibración para controlar el impacto de la constante de tiempo de almacenamiento para caudales normales (km)
45	msk_co2	0	10		coeficiente de calibración para controlar el impacto de la constante de tiempo de almacenamiento para caudales bajos (km)
46	msk_x	0	0.3		factor de ponderación de la importancia relativa de las tasas de caudal entrante y saliente para determinar el almacenamiento en los canales (-)
47	esco	0	1		factor de compensación de la evaporación del suelo ()
48	epco	0	1		factor de compensación de la evaporación por las plantas ()
49	cnccoef	0.5	2		[opcional] coeficiente de la curva de evapotranspiración de las plantas ()
50	tnsrch	0	1		fracción de las pérdidas de transmisión del canal que percolan al acuífero profundo (-)
53	ddrain_bsn	0	2000		[opcional] profundidad del drenaje sub-superficial
54	tdrain_bsn	0	72		[opcional] tiempo necesario para drenar el suelo hasta la capacidad de campo ()
55	gdrain_bsn	0	100		[opcional] decalage de drenaje del suelo ()
56	dep_jmp	0	6000		[opcional] profundidad de la capa impermeable del acuífero poco profundo (cm)

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.10 (2)

id	nombre	mín	max	valor	RECAMAN	definición
hrtot		0	240			[NOT EDITABLE] Total number of HRUs modeled in subbasin.
latitude		-90	90			Latitude of subbasin.
elev		0	5000			Elevation of subbasin.
elevb		0	8000			[OPTIONAL] Elevation at the center of the elevation band.
elevb_fr		0	1			[OPTIONAL] Fraction of subbasin area within the elevation band.
snoeb		0	300			[OPTIONAL] Initial snow water content in elevation band.
plaps		0	100			[OPTIONAL] Precipitation lapse rate.
tlaps		0	50			[OPTIONAL] Temperature lapse rate.
sno_sub		0	150			[OPTIONAL] Initial snow water content.
ch_l1		0.05	200			Longest tributary channel length in subbasin.
ch_s1		0.0001	10			Average slope of tributary channels.
ch_w1		1	1000			Average width of tributary channels (m).
ch_k1		0	300			Effective hydraulic conductivity in tributary channel alluvium .
ch_n1		0.01	30			Manning's "n" value for the tributary channels.
co2		0	800			Carbon dioxide concentration.
rfinc		0	100			[OPTIONAL] Rainfall adjustment.
tmpinc		0	100			[OPTIONAL] Temperature adjustment.
radinc		0	100			[OPTIONAL] Radiation adjustment.
huminc		-1	1			[OPTIONAL] Humidity adjustment.
sub_km		0.1	5000			Area of subbasin
sub_lat		-90	90			Latitude of subbasin
sub_elev		0	5000			Elevation of subbasin



2.4 Información climática

Se detallan las estaciones climáticas (de precipitación y temperatura diarias) utilizadas para la simulación con SWAT 2005.

Tabla A.1.11. Listado de estaciones de precipitación (1)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
6302A	Abla	Almería	519441	4110678	885	6312	Canjajar (Vivero Cristal - Cma)	Almería	518859	4094960	800
6301U	Abla, Venta Victoria	Almería	517094	4111905	830	6332I	Carboneras (Central Termica)	Almería	597706	4093438	41
6301	Abrucena Los Jarales (Cma)	Almería	519057	4116532	1100	6332	Carboneras (Faro Mesa Roldan)	Almería	597535	4088967	202
6277B	Adra, Club Náutico	Almería	498264	4067021	8	6332X	Carboneras Central Termica (Automática)	Almería	597551	4091833	40
6296	Aguadulce	Almería	538106	4074532	15	7187A	Chirivel C H Sur	Almería	565009	4161328	1045
6296A	Aguadulce Colegio	Almería	537119	4073604	36	6326	El Alquian-Cortijo Los Trancos	Almería	563223	4078934	70
6361	Albánchez (Cma)	Almería	572468	4126993	486	6291B	El Ejido Ayuntamiento (Automática Thies)	Almería	516385	4070272	98
6306	Alboloduy (Cma)	Almería	533674	4098704	460	6348	El Higueral (Cma)	Almería	544584	4137893	885
6364	Albox	Almería	575444	4138423	420	6295	Felix (Cma)	Almería	530528	4080511	812
6364X	Albox (Automática Thies)	Almería	575203	4140517	508	6300	Fiñana (Cma)	Almería	514007	4114057	950
6346	Alcontar (Cma)	Almería	535509	4132302	954	6333	Gafarillos (Cma)	Almería	587258	4101861	340
6314	Alhama De Almería	Almería	538407	4090250	520	6340	Garrucha Faro (Cma)	Almería	604316	4114753	12
6313	Alhama De Almería (La Zarba-Cma)	Almería	532439	4085757	1219	6340X	Garrucha Puerto (Automática Thies)	Almería	605170	4115565	12
6325O	Almería/Aeropuerto	Almería	557334	4078091	21	6315	Gergal (Cma)	Almería	541040	4108290	758
6289	Balerma (Cma)	Almería	510244	4064747	4	6374	Guazamara-Coto Almagro (Cma)	Almería	597623	4134584	460
6279	Bayarcal (Cma)	Almería	500321	4098175	1260	6367	Huercal Overa	Almería	593243	4139035	295
6350	Bayarque-Central Electrica (Cma)	Almería	550031	4131760	816	6367B	Huercal Overa	Almería	593243	4139035	295
6358	Benitagla	Almería	567590	4121158	942	6369	Huercal Overa (Cuesta Colorada) (Cma)	Almería	590794	4135802	300
6357U	Benizalon	Almería	567363	4118783	935	6365E	Huercal Overa (Puertecico Perellon)(Cma)	Almería	589656	4150122	696
6286	Berja Castala (Cma)	Almería	508493	4080152	800	6371	Huercal Overa-Puerto Lumbreras(C.P.C.)	Almería	598826	4147298	430
6328N	Cabo De Gata (Michelin)	Almería	571059	4074743	50	6348E	Seron,Estacion	Almería	542635	4134185	800
6329	Cabo De Gata Faro	Almería	572307	4064892	41	6322	Tabernas (Cma)	Almería	554166	4100968	490
6329X	Cabo De Gata Faro (Automática Thies)	Almería	572186	4064552	42	6321	Tabernas A Sorbas C P C (Cma)	Almería	562661	4104725	515
6294	La Mojenera De Felix (Cma)	Almería	528590	4067562	80	6357	Tahal (Cma)	Almería	563775	4120605	1010

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.11 (2)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
6309	Laujar (Cma)	Almería	509962	4094329	921	6351	Tijola (Cma)	Almería	549776	4133300	680
6307	Laujar Cerecillo	Almería	507732	4100182	1800	7185	Velez Blanco	Almería	579720	4171997	1110
6307X	Laujar De Andarax (Automática Thies)	Almería	508055	4098179	1510	5060	Velez Blanco,Topares	Almería	568027	4190818	1192
6308	Laujar Monterrey	Almería	508969	4097871	1280	6325A	Viator (Base Militar)	Almería	556880	4086717	131
6339	Los Gallardos (Cma)	Almería	594037	4114262	120	5980	Alcala De Los Gazules	Cádiz	255885	4038918	211
6347	Los Santos De Alcontar (Cma)	Almería	534806	4123825	1600	5980A	Alcala De Los Gazules (Cge)	Cádiz	255963	4039039	140
6342	Lubrin-El Hoyo	Almería	582890	4119076	500	5982	Alcala De Los Gazules (Hernan Martin)	Cádiz	262834	4046066	420
6331	Lucanena De Las Torres	Almería	571098	4099706	550	5980U	Alcala De Los Gazules (Pr.Barbate)	Cádiz	255827	4030684	28
6357I	Macael (Cma)	Almería	561597	4131838	536	5916	Alcala Del Valle	Cádiz	306538	4086664	621
7194	Maria	Almería	573550	4174437	1190	5948	Algar (C.De A.)	Cádiz	262527	4060171	204
6338	Mojacar (Cma)	Almería	601968	4111118	169	6006	Algeciras	Cádiz	279631	4000654	100
6305	Nacimiento (Cma)	Almería	531049	4107014	595	5922	Algodonales (La Muela)	Cádiz	285197	4089952	480
6303	Nacimiento Gilma Moderno (Cma)	Almería	528677	4115018	1190	5956I	Arcos De La Fra (Azuc.Jedula)	Cádiz	238634	4068148	80
6327	Nijar	Almería	570795	4091537	356	5956Z	Arcos De La Fra (Cort.Jedullia)	Cádiz	238361	4068959	62
6310	Ohanes Central Electrica (Cma)	Almería	522556	4098975	1000	5996	Barbate	Cádiz	237544	4009221	4
6359	Olula Del Rio (Cma)	Almería	562071	4134306	486	5996B	Barbate (Depuradora - Automática)	Cádiz	238474	4008545	4
6355	Oria (Cma)	Almería	562208	4148947	1194	5997	Barbate (Zahara Los Atunes)	Cádiz	243864	4003017	10
6372	Pulpi Canalejas (Cma)	Almería	610470	4140046	180	5944	Benaocaz	Cádiz	283687	4064546	793
6356	Purchena (Cma)	Almería	556466	4133651	560	5941	Benaocaz (Iavizna)	Cádiz	277786	4066856	320
6363	Rambla De Oria Charcones (Cma)	Almería	570698	4147011	720	5931	Bornos	Cádiz	255129	4077809	169
6324	Rioja (Cma)	Almería	548060	4088912	127	5973	Cádiz	Cádiz	208293	4044531	1
6293E	Roquetas De Mar Pueblo	Almería	534686	4068632	17	6025E	Castellar Fra (Pueblo Nuevo)	Cádiz	282781	4018616	45
6293X	Roquetas De Mar, Faro Sabinar	Almería	526654	4060222	7	5976	Chiclana De La Fra (Campano)	Cádiz	218654	4028325	30
5906X	Chipiona (Eca - Automática)	Cádiz	196509	4072750	10	5974A	Medina Sidonia (Cge)	Cádiz	237329	4039216	240
5906O	Chipiona (Esc. Capacitacion)	Cádiz	196256	4072605	10	5983X	Medina Sidonia (El Hundido - Automatica)	Cádiz	238016	4033117	90
5976I	Conil De La Fra (Barrio Nuevo)	Cádiz	224529	4025483	90	5983U	Medina Sidonia (El Hundido)	Cádiz	238016	4033117	90
5940	El Bosque	Cádiz	276410	4071210	287	5984	Medina Sidonia (Los Albuñeos)	Cádiz	242657	4038223	100
5941D	El Bosque (S. Jose La Zarza)	Cádiz	275583	4068086	285	5974	Medina Sidonia (Prado Santo)	Cádiz	237160	4037771	100
5941X	El Bosque (San José - Automática)	Cádiz	275804	4067987	295	5987	Medina Sidonia (Valle Hermoso)	Cádiz	252610	4020194	80
5921	El Gastor	Cádiz	292789	4081437	593	5919U	Olvera (Cooperativa Agrícola)	Cádiz	298938	4089924	540
5921A	El Gastor (C. De A.)	Cádiz	292962	4081433	593	5919X	Olvera Cooperativa Agrícola - Automatica	Cádiz	298888	4089895	540

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.11 (3)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
5911	Grazalema	Cádiz	288559	4070747	823	59881	Pantano De Almodovar	Cádiz	261613	4004242	105
5911A	Grazalema	Cádiz	288493	4071118	900	5932	Pantano De Bornos	Cádiz	253837	4075996	130
5911B	Grazalema (Ama)	Cádiz	287378	4071177	970	5950	Pantano De Guadalcazin	Cádiz	251069	4061885	70
5939	Grazalema (Benamahoma)	Cádiz	279894	4071582	460	5947	Pantano De Los Hurones	Cádiz	270657	4060258	170
5964E	Jerez De La Fra (Azuc. Guadalcazin)	Cádiz	223197	4068603	460	5928	Prado Del Rey	Cádiz	271780	4074417	433
5969E	Jerez De La Fra (Azuc. Guadalete)	Cádiz	220350	4061289	20	59321	Presa De Arcos	Cádiz	250727	4071458	58
5952	Jerez De La Fra (Berlanguilla)	Cádiz	240082	4060206	40	5987B	Presa De Celemin	Cádiz	250769	4021326	30
5969	Jerez De La Fra (C. De A.)	Cádiz	219480	4065083	56	5923B	Puerto Serrano (San Pedro)	Cádiz	279873	4094715	260
5899	Jerez De La Fra (Capita)	Cádiz	221660	4082386	40	5910	Rota	Cádiz	202104	4060052	21
6053	Jerez De La Fra (El Marrufo)	Cádiz	270198	4048673	450	5909A	Rota (Cgcs)	Cádiz	199216	4058579	9
5961	Jerez De La Fra (El Pino)	Cádiz	224240	4070112	35	5972	San Fernando	Cádiz	212741	4040432	30
5946	Jerez De La Fra (La Alcaria)	Cádiz	272814	4057271	300	5972X	San Fernando	Cádiz	212741	4040432	28
5902	Jerez De La Fra (La Mariscal)	Cádiz	216783	4077454	50	5950X	San José Del Valle (Pmo Guadalcazin - Automática)	Cádiz	251353	4061414	105
5968	Jerez De La Fra (Las Pachechas)	Cádiz	225626	4059113	20	6025U	San Roque (Cortijo Villanueva)	Cádiz	281734	4011704	23
5951	Jerez De La Fra (San Jose Valle)	Cádiz	249745	4054828	140	6056A	San Roque (Sotogr.Pro.Deportivo)	Cádiz	295489	4017568	14
5949	Jerez De La Fra (Tempul)	Cádiz	261395	4057889	80	6056X	San Roque Sotogrande - Automatica	Cádiz	294923	4016841	1
5960	Jerez De La Frontera/Aeropuerto	Cádiz	227169	4071623	27	5905A	Sanlucar Barrameda (Bajo Guia)	Cádiz	202160	4077366	22
6055A	Jimena De La Fra (Segunda)	Cádiz	279874	4034881	120	59061	Sanlucar Barrameda (C.De A.)	Cádiz	201207	4074961	22
6042I	Jimena De La Frontera El Dorado - Automatica	Cádiz	285463	4035141	50	5906	Sanlucar Barrameda (Inm)	Cádiz	201097	4075366	22
5954	Medina Sidonia	Cádiz	237691	4038835	260	5372	Bujalance (Coop. Olivarrera)	Córdoba	378562	4195226	347
5915	Setenil	Cádiz	305442	4082063	572	5373	Bujalance (Morente)	Córdoba	375690	4199123	222
6001	Tarifa	Cádiz	265903	3988828	32	5424	Cabra (Ermita)	Córdoba	378015	4149763	1212
5919	Torre-Alhauque	Cádiz	300998	4088025	484	5620U	Cabra (Escuela De Capacitacion)	Córdoba	372870	4150672	560
5900	Trebujena	Cádiz	261797	4085324	69	5620C	Cabra (Fuente Del Rio)	Córdoba	373786	4147915	480
5945	Utrique (C.De A.)	Cádiz	281634	4061977	332	5411	Carcabuey	Córdoba	387158	4144702	639
5945B	Utrique (Instituto)	Cádiz	281153	4062606	420	5346X	Cardena (Santa Elena - Automatica)	Córdoba	388652	4227361	720
5995	Vejer De La Fra	Cádiz	233629	4016127	190	53460	Cardena (Santa Elena)	Córdoba	388651	4227299	720
5994	Vejer De La Fra (Alcantarilla)	Cádiz	233048	4017534	40	5363	Cardena (Venta Del Charco)	Córdoba	387951	4229467	710
5988	Vejer De La Fra (Las Lomas)	Cádiz	241631	4020514	40	5428A	Castro Del Rio (S.E.A.)	Córdoba	369577	4172396	230
5995B	Vejer De La Frontera	Cádiz	233363	4015611	160	5399A	Córdoba (C.De A.)	Córdoba	342763	4196297	137
5943B	Villaluenga Del Ros (Icona)	Cádiz	287545	4062907	855	5394X	Córdoba (Emacsa Automática)	Córdoba	342412	4209810	525
5926	Villamartin	Cádiz	264440	4082637	175	5394U	Córdoba (Emacsa)	Córdoba	342070	4209786	510

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.11 (4)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
5925U	Villamartín (Coop. Agrícola)	Cádiz	266182	4081077	145	5442X	Córdoba (Est.Depuradora)	Córdoba	336078	4190723	85
5912	Zahara Sierra	Cádiz	286802	4079888	551	5442E	Córdoba (La Jarsa)	Córdoba	331689	4197288	340
5912C	Zahara Sierra (Presa)	Cádiz	287620	4080886	290	5429U	Córdoba (Pradagna)	Córdoba	371158	4185782	265
5624	Aguilar (C.De A.)	Córdoba	353514	4153549	368	5393U	Córdoba (Presa S.R.Navallana)	Córdoba	357554	4202440	120
5624X	Aguilar (Laguna Zoñar Automática)	Córdoba	349759	4149577	305	5402	Córdoba/Aeropuerto	Córdoba	337560	4190201	90
5624I	Aguilar (Laguna Zoñar)	Córdoba	349757	4149516	305	5427	Doña Mencía	Córdoba	380389	4157682	650
5624A	Aguilar (Ntra.Sra.Soterraño)	Córdoba	353760	4153545	360	5427X	Doña Mencía	Córdoba	380389	4157682	650
5403	Almedinilla	Córdoba	403497	4144188	620	4288	Dos Torres	Córdoba	334268	4257525	600
4277	Añora	Córdoba	333694	4253219	630	4289	El Guijo	Córdoba	344061	4262263	565
5426	Baena (C. De A.)	Córdoba	382858	4163904	463	4278	El Viso	Córdoba	329353	4261329	576
5423	Baena, Albendín(C.De A.)	Córdoba	390813	4170238	290	5429	Espejo	Córdoba	362899	4171579	418
5455	Belmez (Doña Rama)	Córdoba	301035	4232830	581	5459	Espejo	Córdoba	323332	4228767	561
5600	Benamejí	Córdoba	363372	4125635	414	5459U	Espejo (Central Termica)	Córdoba	330461	4220442	460
5598	Benamejí (Alcachofares Altos)	Córdoba	362816	4121729	465	5459X	Espejo Central Térmica - Automática	Córdoba	331062	4220060	465
5598X	Benamejí Alcachofares Altos - Automática	Córdoba	362818	4121884	465	5439A	Fernán-Núñez (I.N.M.)	Córdoba	347450	4170987	320
4273	Fuente La Lancha	Córdoba	321108	4254723	558	5366A	Montero (I.N.M.)	Córdoba	378985	4207244	200
4258	Fuente Objeuna (Cuencia)	Córdoba	275940	4245055	571	5369	Montero (Loma Corrales)	Córdoba	376783	4219763	300
5450	Fuente Objeuna (Escuela)	Córdoba	288519	4238176	625	5348D	Montero (Presa De Yeguas)	Córdoba	391570	4214466	200
5482	Fuente Objeuna (Posadilla)	Córdoba	300457	4229143	707	5361X	Montero (Vega Armijo Automática)	Córdoba	383342	4208290	155
4258C	Fuente Objeuna (Romeral)	Córdoba	278561	4243132	595	5361	Montero (Vega De Armijo)	Córdoba	383244	4208261	160
5450A	Fuente Objeuna (S.E.A)	Córdoba	288278	4238244	629	5432	Nueva Carteya	Córdoba	370574	4160973	462
5468E	Fuente Palmera (Mol. Africana)	Córdoba	319475	4180740	130	5386	Obejo	Córdoba	342183	4221902	702
5470	Fuente Palmera Los Arroyones - Automática	Córdoba	315067	4180715	120	56450	Palma Del Río (La Barqueta)	Córdoba	301075	4174224	60
5416	Fuente-Tojar	Córdoba	398555	4152107	597	5489	Pantano De Bembezar	Córdoba	305641	4197340	100
4267X	Hinojosa Del Duque	Córdoba	314323	4263513	540	5468	Pantano De Breña	Córdoba	320140	4188744	150
4267E	Hinojosa Del Duque (Observatorio)	Córdoba	314323	4263513	540	5393	Pantano De Guadalmellato	Córdoba	353322	4211518	200
5491	Hornachuelos	Córdoba	302658	4189145	180	5593	Pantano Iznajar	Córdoba	376936	4126504	380
5495	Hornachuelos (El Carrascal)	Córdoba	302588	4181127	70	5461	Pantano Puente Nuevo	Córdoba	331005	4217347	410
5493	Hornachuelos (Matarrón)	Córdoba	294473	4199370	340	5500	Pantano Retortillo	Córdoba	293460	4191129	180
5492	Hornachuelos (San Calixto)	Córdoba	296271	4202873	484	5453E	Pantano Sierra Boyera	Córdoba	305999	4236874	475
5494E	Hornachuelos (San Cayetano)	Córdoba	301820	4184847	80	5452	Peñarroya-Pueblonuevo	Córdoba	301695	4242901	580
5446	La Carlota	Córdoba	329444	4171431	216	5469A	Posadas (Sevillana)	Córdoba	314440	4185478	75

Continúa...

...Continuación de la tabla A.1.11 (5)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
5448	La Carlota (Fuencubierta)	Córdoba	324748	4175384	170	4275	Pozoblanco	Córdoba	337985	4249431	649
5625X	La Rambla (Privilegio Automática)	Córdoba	344489	4167342	200	5491E	Presa De Bembezar	Córdoba	303240	4187897	70
5625A	La Rambla (Privilegio)	Córdoba	344077	4167596	200	5647E	Presa De Peñaflor	Córdoba	294951	4174374	45
5608	Lucena (C.De A.)	Córdoba	368546	4141275	486	5500E	Presa Deriv. Retorillo	Córdoba	296857	4180095	100
5602	Lucena (Central Malpastillo)	Córdoba	352963	4129203	280	5415	Priego Córdoba (Castil Campos)	Córdoba	399021	4150098	640
5608I	Lucena (Cerro De Las Puertas)	Córdoba	361375	4143333	420	5413	Priego Córdoba (El Esparragal)	Córdoba	392529	4151412	603
5603E	Lucena (Laguna Amarga)	Córdoba	356989	4131291	375	5409A	Priego Córdoba (Haza Luna)	Córdoba	394402	4144144	650
5416I	Luque (Fuente Alhama)	Córdoba	393717	4157870	440	5409E	Priego Córdoba (Las Zaballas)	Córdoba	393965	4138756	660
5623	Montilla	Córdoba	353370	4161379	402	5412	Priego Córdoba (San Felix)	Córdoba	394188	4148617	660
5623E	Montilla (S.E.A.)	Córdoba	354112	4159643	340	5412X	Priego De Córdoba (San Félix Automática)	Córdoba	393565	4149796	520
5366	Montoro (C. De A.)	Córdoba	378780	4209867	195	5615A	Puente-Genil (A)	Córdoba	343732	4140038	205
5615	Puente-Genil (Aforos)	Córdoba	342687	4139410	171	6274U	Albondon	Granada	481000	4076071	1015
5615B	Puente-Genil (B)	Córdoba	343060	4139649	210	6275	Albuñol (Cma)	Granada	481734	4071847	240
5610	Puente-Genil (Cent. Cordobilla)	Córdoba	346319	4136259	200	6273	Albuñol A Orjiva C P C (Cma)	Granada	472572	4074337	1240
5606A	Rute (Cooperativa Agrícola)	Córdoba	378615	4131874	630	5569E	Albuñuelas Huída	Granada	435225	4083322	1120
5592	Rute (La Hoz)	Córdoba	382052	4131209	520	5108A	Aldeire	Granada	493538	4112907	1270
5604	Rute (La Muralla)	Córdoba	377889	4141133	560	5108	Aldeire (Chg)	Granada	493661	4112661	1277
5606E	Rute (S.E.A.)	Córdoba	378641	4131967	635	5587	Algarinejo (Ayuntamiento)	Granada	397491	4133441	690
5605	Rute (Zambra)	Córdoba	378224	4138816	520	5576A	Alhama De Granada (Ayuntamiento)	Granada	412285	4095948	890
4292	Santa Eufemia	Córdoba	334119	4273750	561	6378	Alhama De Granada Alcaicería (Cma)	Granada	412993	4087835	1040
5627	Santaella	Córdoba	337167	4159095	245	5520	Alhendin	Granada	443182	4107087	745
4263	Valsequillo	Córdoba	294850	4255658	580	5520A	Alhendin (Chg)	Granada	442937	4107335	730
4263X	Valsequillo (Automática)	Córdoba	294882	4254053	575	6222I	Almuñecar (El Zahori)	Granada	440945	4069228	256
5380	Villafraña Cord.(Salto)	Córdoba	359258	4202164	110	5571	Arenas Del Rey,Jatar	Granada	418935	4088239	962
5390X	Villanueva Cord. (I.N.M.)	Córdoba	358763	4243798	740	6257I	Arquilla	Granada	457211	4089285	1652
5390Y	Villanueva De Córdoba	Córdoba	358763	4243798	740	5548	Atarce (Caparacena) (Chg)	Granada	436650	4124608	613
5391	Villanueva De Córdoba (C.De A.)	Córdoba	357780	4243199	725	5047	Baza	Granada	519892	4149201	860
5391A	Villanueva De Córdoba (Sea)	Córdoba	357578	4242740	725	5047A	Baza (El Cerrico)	Granada	519965	4149201	848
4271	Villanueva Del Duque (Cpe-Peñarroya)	Córdoba	312455	4247825	640	5046	Baza (Narvaez)	Granada	512732	4141636	1380
5458	Villanueva Del Rey	Córdoba	311074	4230276	549	5047E	Baza, Cruz Roja	Granada	523545	4151214	801
4274	Villaralto	Córdoba	326912	4258328	583	5113A	Benalua De Guadix-Zayete	Granada	484648	4134090	840
5465A	Villaviciosa De Córdoba (I.N.M.)	Córdoba	323182	4216279	693	5076	Benamaurel (Los Atochaes)	Granada	526553	4162471	727

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.11 (6)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
5425	Zuheros	Córdoba	383998	4155997	696 6224	Berchules (Cma)	Granada	483014	4092337	1319	
5425B	Zuheros (Cueva Murcielagos)	Córdoba	384954	4155922	1080 5573	Cacin (Chg)	Granada	418447	4101804	702	
5424I	Zuheros (La Majada)	Córdoba	378929	4153449	1060 6225	Cadiar (Cma)	Granada	483749	4088792	916	
5132	Alamedilla	Granada	478367	4159375	863 5540	Calicasas (Chg)	Granada	445276	4125318	764	
5522	Albolote (Chg)	Granada	441787	4119486	654 5544	Campotejar (Chg)	Granada	445427	4148431	936	
5522B	Albolote (Cortijo Albarrate)	Granada	440362	4120112	675 5044	Caniles (Chg)	Granada	524526	4143358	911	
6272X	Castell Del Ferro (Automática Thies)	Granada	466195	4065763	235 5510B	Granada (Generalife)	Granada	448412	4114665	811	
5073	Castillejar (Chg)	Granada	531534	4174539	775 5515X	Granada Cartuja (Automática Thies)	Granada	447289	4116398	780	
5074	Castillejar (Los Carriones)	Granada	529219	4171418	760 5530E	Granada/Aeropuerto	Granada	429930	4116279	567	
5053E	Castir (Las Pocas)	Granada	523348	4186070	1105 5514	Granada/Base Aérea	Granada	443920	4110318	687	
6220	Cazulas, Central Eléctrica (Cma)	Granada	437387	4074369	340 5112	Guadix (C.De A.)	Granada	488010	4128229	915	
6298I	Charches	Granada	508789	4128657	1773 5112B	Guadix (Can-Ibice)	Granada	488305	4127859	942	
5560	Chauchina La Ola (Chg)	Granada	428543	4112653	640 5112A	Guadix (Instituto Tecnico)	Granada	487962	4128815	905	
5528	Chimeneas Santa Catalina (Chg)	Granada	432096	4109696	760 5097	Guadix Los Olivares	Granada	499337	4148715	817	
5110	Cogollos De Guadix	Granada	485781	4119912	1135 6262	Guajar Fondon (Cma)	Granada	448305	4076761	262	
5545E	Colomera (El Leon)	Granada	436742	4136781	860 5501	Guejar-Sierra	Granada	461103	4112748	1084	
5083	Cortes De Baza (Chg)	Granada	520166	4167539	701 5118	Huelago (Chg)	Granada	476845	4141505	913	
5102	Cortes Y Graena (Lopera)	Granada	478834	4130713	916 5051X	Huescar	Granada	530124	4191917	1043	
5077	Cullar-Baza (Las Vertientes) (Chg)	Granada	553533	4161215	1119 5071E	Huescar	Granada	541664	4185341	955	
5116	Darro (Chg)	Granada	473996	4134117	1120 5049	Huescar (Barranco Del Buitre)	Granada	528654	4192990	1115	
5132U	Dehesas De Guadix (Ayuntamiento)	Granada	490951	4160831	655 5071	Huescar (C.P.C. Huescar)	Granada	541597	4184108	940	
5115	Diezma (Chg)	Granada	470661	4130429	1233 5050	Huescar (Fuente Del Guardal) (Chg)	Granada	528651	4193915	1130	
5518	Dilar El Toril	Granada	449445	4101870	990 5051	Huescar (San Clemente)	Granada	530641	4190655	1100	
5517	Dilar (Central Eléctrica)	Granada	451179	4102784	980 5069	Huescar Doctor Jurena (Chg)	Granada	544645	4194757	1100	
6276	El Pozuelo (Cma)	Granada	486436	4067062	8 5509	Huetor-Santillan (Chg)	Granada	454110	4119409	1022	
5120	Fonelas	Granada	484341	4140717	789 5509A	Huetor-Santillan (Villa Maria)	Granada	454283	4119470	1038	
5098	Freila (Negratin) (Chg)	Granada	502527	4157652	650 5099	Huetor-Santillan,El Molinillo	Granada	462163	4128923	1200	
5524Q	Fuente Vaqueros (Servicio Plagas)	Granada	431118	4119844	550 5580	Huetor-Tajar (Chg)	Granada	407130	4117177	488	
5124	Gor (Chg)	Granada	502534	4135617	1238 5562E	Illora (Molino Rey)	Granada	420637	4124467	764	
5094E	Gor (Los Charcones)	Granada	504376	4139779	1280 6266	Itrabo	Granada	443077	4072942	390	
5096	Gor El Pocico (Chg)	Granada	504497	4143169	1155 5531	Iznalloz (Domingo Perez)(Chg)	Granada	454892	4150070	981	
5125	Gorafe (Chg)	Granada	496390	4148253	855 5536I	Iznalloz (El Frage)	Granada	448190	4138551	890	
5515	Granada (Cartuja)	Granada	447264	4116368	774 5536B	Iznalloz (Pueblo)	Granada	453993	4138425	873	
5510	Granada (Chg)	Granada	447156	4114889	690 5568U	Jayena-Los Alauises	Granada	428924	4090553	970	

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.11 (7)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
5109	Jeres Del Marquesado (Chg)	Granada	486020	4115443	1223	6247	Orgiva	Granada	462208	4083930	450
6222	Jete	Granada	440274	4072499	117	6221E	Olivar	Granada	439025	4074727	266
6274	La Mamola	Granada	475028	4066780	10	6249	Padul	Granada	444232	4097896	753
5101	La Peza (Chg)	Granada	474708	4125485	1085	6250	Padul (Aguadero)	Granada	446699	4097264	730
5514A	La Zubia	Granada	447607	4108199	740	5541	Pantano Cubillas (Chg)	Granada	440479	4126121	630
5562	Lachar (Penuelas)	Granada	423999	4114850	530	5572	Pantano De Bermejales (Chg)	Granada	420481	4094850	800
6258	Lanjaron	Granada	456133	4086517	707	5506	Pantano De Quentar (Chg)	Granada	461127	4117833	975
6258X	Lanjaron (Automática Thies)	Granada	456133	4086517	708	5562O	Pinos Puente Fuensanta	Granada	420056	4115195	580
6221	Lentegi (Cma)	Granada	439884	4076970	631	5502	Pinos-Genil (Chg)	Granada	455555	4113084	774
5582A	Loja	Granada	396066	4113762	580	5549	Pinos-Puente (Chg)	Granada	433683	4123244	576
5582	Loja (Aforos)	Granada	397476	4114053	480	6236	Portugos	Granada	473731	4088509	1120
5584	Loja (Riofrio) (Chg)	Granada	392766	4112262	520	6257O	Posturas	Granada	455620	4087783	1050
6282	Mecina Bombaron (Cma)	Granada	486106	4092793	1200	5574	Presa De Cacin (Chg)	Granada	417375	4105821	680
5553	Moclin (Chg)	Granada	430439	4133133	1065	5501O	Presa De Canales	Granada	457551	4112550	39
5579	Montefrio (Chg)	Granada	410975	4130944	833	5544U	Presa De Colomera (Chg)	Granada	436272	4139651	775
5578U	Montefrio (Huerta San Francis-Co)	Granada	409868	4131017	810	5068	Puebla De Don Fadrique (Los Guijarros)	Granada	542903	4200912	1198
5578	Moraleda De Zafayona (Canal Cacin)(Chg)	Granada	414131	4114637	627	6090	Puerto De Los Alazores- Venta Nueva (Cma)	Granada	389280	4100440	960
5563	Moraleda De Zafayona, Loreto (Chg)	Granada	416238	4115695	596	5504	Quentar (Tocon)	Granada	467182	4121813	1200
6269	Motril	Granada	453457	4067641	40	6267X	Salobreña (Automática Thies)	Granada	448446	4067361	20
6268O	Motril (Club Nautico)	Granada	452646	4064471	3	5577	Santa Cruz Comercio (Chg)	Granada	413262	4102010	739
6268Y	Motril Culb Nautico (Automatica Thies)	Granada	452845	4064563	3	5529	Santa Fe	Granada	436217	4116290	579
6268X	Motril, Club Nautico	Granada	452646	4064471	3	6246	Soportujar (Casa Forestal-Cma)	Granada	463845	4090548	1700
6253	Niguelas	Granada	452113	4093225	931	6274B	Sorvilan	Granada	476183	4072138	749
5064E	Oree (Cañada De Caravaca)	Granada	553034	4181554	980	5131	Torre-Cardela (Chg)	Granada	468524	4151086	1217
5065	Oree (Chg)	Granada	545853	4175192	925	6226	Torvizcon (Cma)	Granada	473338	4081422	684
5056	Oree (El Bosque)	Granada	552022	4167524	1160	6234	Trevezlez (Cma)	Granada	476223	4095281	1476
5056I	Oree (Fuente Nueva)	Granada	552712	4174555	960	6284	Turon (Cma)	Granada	494875	4079841	684
6281	Ugijar (Cma)	Granada	495129	4091089	559	4548X	Ayamonte (El Moral - Automatica)	Huelva	114610	4124728	2
5113O	Valle Del Zalabi Charches	Granada	504013	4127605	1426	4548C	Ayamonte (El Moral)	Huelva	114610	4124728	2
6281X	Valor (Automática Thies)	Granada	493623	4095127	950	4549B	Ayamonte (Isla Canela)	Huelva	109933	4125717	2
6281E	Valor, Nechite	Granada	493648	4095250	975	4549Y	Ayamonte, Isla Canela	Huelva	109933	4125717	2
6377	Venta De Zafarayay-Central	Granada	400161	4090750	910	4636	Beas	Huelva	164296	4148940	119

Continúa...



...Continuación de la Tabla A.1.11 (8)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
5559	Ventas De Huelma	Granada	426977	4102805	851	4611	Berrocal	Huelva	187170	4168399	307
5558	Ventas De Huelma (Circular)	Granada	425972	4100810	960	5845U	Bollullos Condado (Majuelo)	Huelva	186176	4137435	105
5126	Villanueva De Las Torres (Colegio)(Chg)	Granada	491977	4156885	630	4626	Bonares	Huelva	173508	4136963	75
5092E	Zujar (Casilla Del Rio)	Granada	513443	4158433	700	4536	Cabezas Rubias	Huelva	139650	4183246	225
4560	Alajar	Huelva	177628	4198227	577	5760I	Cala (Minas)	Huelva	205848	4206397	460
4560X	Alajar (Automatica)	Huelva	177628	4198227	577	5769X	Cala Automática	Huelva	208288	4208316	618
4560Y	Alajar, Cabez Molino	Huelva	176852	4197794	572	4587C	Calañas (El Olivillo)	Huelva	157096	4173173	293
4563	Almonaster La Real	Huelva	166863	4198410	610	4574	Calañas (La Zarza)	Huelva	159943	4181457	300
4562	Almonaster La Real (Veredas)	Huelva	163106	4199954	520	5755	Cañaver De Leon	Huelva	190341	4213300	545
5860G	Almonte (Acebuche)	Huelva	182765	4106440	47	5757	Cañaver De Leon (Herrezuelos)	Huelva	194918	4211583	479
5848	Almonte (C. De A.)	Huelva	188064	4129862	75	4550	Cartaya (Malatado)	Huelva	129434	4144578	82
5858	Almonte (Doñana)	Huelva	193681	4099708	5	4554E	Cartaya (Pernares)	Huelva	134510	4127546	20
5856I	Almonte (Los Mimbrales)	Huelva	187978	4112236	20	4554X	Cartaya Pernares Automatica	Huelva	137775	4127065	15
5859E	Almonte (Marismillas)	Huelva	199214	4082532	10	4585	Cerro Andevalo (El Cobico)	Huelva	144201	4182369	165
5858X	Almonte Doñana Automatica	Huelva	193694	4099369	5	4586	Cerro Andevalo (Monte S.Benito)	Huelva	140814	4178406	283
4589	Alonso (Tharsis-Minas)	Huelva	136295	4168346	286	4584A	Cerro Andevalo (Segunda)	Huelva	152529	4183157	280
4589X	Alonso Tharsis-Minas Automatica	Huelva	136390	4169392	276	4523	Cortegana	Huelva	163992	4202450	687
4559	Aracena (Cañada Negra)	Huelva	185674	4193560	500	5860E	El Arenosillo	Huelva	167944	4112877	41
4558A	Aracena (Segunda)	Huelva	186778	4200003	730	4608E	El Campillo (El Zumajo)	Huelva	183085	4175903	340
4556	Aracena (Valdezufre)	Huelva	192649	4196693	611	4569F	El Campillo (Segunda)	Huelva	180295	4178018	320
4523E	Aroche (Las Ceñiñas)	Huelva	161091	4209211	540	4608X	El Campillo El Zumajo Automatica	Huelva	180010	4176362	415
4527X	Aroche (Masera - Automatica)	Huelva	150914	4211462	260	4584X	El Cerro De Andévalo Segunda Automatica	Huelva	152693	4183551	270
4527E	Aroche (Masera)	Huelva	150866	4211464	260	4542	El Granado	Huelva	109205	4162378	134
4541X	El Granado (Bocachanza - Automatica)	Huelva	100768	4166119	60	4535	Puebla De Guzman (Herrerias)	Huelva	120801	4171544	184
4541U	El Granado (Bocachanza)	Huelva	100768	4166119	60	5759	Puerto-Moral	Huelva	194103	4199571	522
5831	Escacena Campo (Hytasa)	Huelva	200069	4144643	130	4555	Punta Umbria	Huelva	148369	4122228	5
5826	Escacena Campo (Las Contendientes)	Huelva	197558	4163628	417	4641A	San Juan Del Puerto (2)	Huelva	159338	4136694	7
4515	Galaroza	Huelva	173835	4203813	554	4544E	San Silvestre Guzman (Labrados)	Huelva	109556	4145701	90
4603	Gibraleon	Huelva	148589	4143935	26	5771	Santa Olalla Cala (C.De A.)	Huelva	216031	4200480	515
5763	Higuera De La Sierra	Huelva	196457	4193772	626	5771A	Santa Olalla Cala (S.E.A.)	Huelva	215958	4200483	515
5842	Hinojos (La Calera)	Huelva	179956	4127030	41	4638	Trigueros	Huelva	160385	4144250	76
4642E	Huelva	Huelva	153320	4133173	19	4638A	Trigueros (Segunda)	Huelva	160384	4144219	76
4605B	Huelva (Central Termica)	Huelva	149176	4130874	26	4575A	Valverde Camino	Huelva	168867	4165342	323

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.11 (9)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
4546M	Isla Cristina (Cañ. Corecho)	Huelva	118729	4128310	23	4575	Valverde Camino (C.H.Guadiana)	Huelva	168506	4167395	273
4514	Jabugo	Huelva	172192	4203106	684	4575X	Valverde Camino (Ch.Guadiana Automatica)	Huelva	168509	4167457	273
4517	Jabugo, El Replado	Huelva	168200	4204224	430	4574U	Valverde Camino (Depuradora)	Huelva	168392	4165763	290
4607E	La Granada Riotinto	Huelva	191027	4186101	436	4546	Villablanca	Huelva	114828	4137544	93
4622	La Palma Condado	Huelva	185254	4143707	92	4622X	Villarrasa Planta De Reciclaje	Huelva	178425	4151286	145
4546I	Lepe (Valdeluz)	Huelva	122537	4130549	35	4572	Zalamea La Real	Huelva	177148	4176597	397
4628	Lucena Del Puerto	Huelva	169440	4135146	80	4574E	Zalamea Real (El Buitron)	Huelva	170131	4172395	320
4642	Moguer	Huelva	159654	4132326	51	4573	Zalamea Real (El Villar)	Huelva	170251	4178475	320
5859G	Moguer (Las Madres)	Huelva	157970	4120071	30	576A	Zufre (Vibora)	Huelva	197126	4188653	480
4625	Niebla	Huelva	174022	4141297	39	5161	Albánchez De Ubeda	Jaén	458861	4182718	865
4620	Niebla (El Guijo)	Huelva	182387	4152523	120	5406E	Alcala La Real (Charilla)	Jaén	419777	4150334	920
4634	Niebla (La Peña)	Huelva	171488	4147696	85	5406	Alcala La Real (Chg)	Jaén	418146	4146806	940
4625A	Niebla (Segunda)	Huelva	174017	4141174	39	5406X	Alcala La Real Charilla (Automatica Thies)	Jaén	419854	4150703	915
4645	Palos De La Fra	Huelva	154566	4127469	24	5404	Alcala La Real Vi/A	Jaén	408927	4150754	780
4645C	Palos De La Fra (Pitiusas)	Huelva	152234	4125434	25	5408	Alcaudete	Jaén	403939	4161136	673
5758	Pantano Aracena	Huelva	195764	4202134	352	5422O	Alcaudete Los Peñones	Jaén	400076	4166268	410
5830	Paterna Del Campo	Huelva	199176	4147207	183	5239	Aldequemada	Jaén	467575	4251721	700
5764O	Presa De Zufre	Huelva	211690	4188283	200	5298X	Andújar	Jaén	406740	4209099	193
5296U	Andujar S E A	Jaén	413424	4211584	240	5085	Cazorla (Nava De San Pedro)	Jaén	510089	4192946	1290
5298C	Andujar (Explotaciones Fores- Tales)	Jaén	405841	4209356	200	5038A	Cazorla (Pueblo)	Jaén	500147	4195837	850
5317O	Andujar Fontanarejo	Jaén	416581	4245922	680	5008I	Cazorla (Torrevinagre Gre)	Jaén	511144	4207249	740
5335	Arjona (Chg)	Jaén	407312	4199321	410	5006A	Cazorla-Vadillo (Centro De Capacitacion)	Jaén	506226	4197412	990
5349	Arjona Santo Tomas	Jaén	398566	4202815	340	5205	Chiclana De Segura (Camporredondo) (Chg)	Jaén	499587	4236398	480
5337	Arjonilla (Chg)	Jaén	402722	4203381	348	5206	Chiclana De Segura (El Campillo) (Chg)	Jaén	495942	4236091	525
5235	Arquillos (Chg)	Jaén	462242	4226315	379	5200	Chiclana De Segura (Llano Vela) (Chg)	Jaén	506142	4242873	500
5234	Arquillos-Porrosillo (Chg)	Jaén	463600	4230778	410	5282	Espeluy (Chg)	Jaén	424378	4209934	280
5181D	Arroyo Del Ojanco	Jaén	509617	4240904	580	5333	Fuerte Del Rey (Chg)	Jaén	422385	4192537	430
5164	Baeza (Chg)	Jaén	458608	4205373	760	5279	Guarroman	Jaén	439737	4226296	349
5159O	Baeza (Villapardillo)	Jaén	463100	4200883	410	5334B	Higuera De Arjona	Jaén	412805	4203792	360

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.11 (10)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
5281	Bailén (Chg)	Jaén	432117	4216955	343	5334	Higuera De Arjona (Chg)	Jaén	412970	4203266	380
5281X	Bailén Jardín Botánico (Automática Thies)	Jaén	431506	4216745	345	5334E	Higuera De Arjona (La Paz)	Jaén	411601	4200814	260
5289	Baños Encina-Selladores	Jaén	427308	4245726	560	5352	Higuera De Calatrava	Jaén	398089	4184017	358
5181	Beas De Segura (Arroyo Del Ojanco)	Jaén	509300	4241489	540	5014	Hornos Segura (Fuente Ganados)(Chg)	Jaén	528641	4231456	1310
5180E	Beas De Segura (Los Perales)	Jaén	509236	4234154	592	5134	Huesa Cerro Miguel	Jaén	493215	4170445	1000
5149	Bélmex De La Moraleda (Chg)	Jaén	466536	4175441	887	52490	Ibros (Camara Agraria)	Jaén	455942	4208562	595
5138	Cabra De Santo Cristo (Chg)	Jaén	474607	4172946	938	5032	Iznatoraf (Chg)	Jaén	497031	4223145	1039
5254	Campillo De Arenas	Jaén	443887	4156763	874	5270B	Jaén	Jaén	428886	4181536	582
5255	Campillo De Arenas (B.Monasterio) (Chg)	Jaén	442692	4161394	1160	5270A	Jaén (Chg)	Jaén	430589	4180288	570
5220	Canena	Jaén	457785	4211234	546	5169	Jaén Los Racioneros (Chg)	Jaén	445402	4200211	260
5278	Carboneros (Chg)	Jaén	444760	4231501	406	5329	Jamileña (Chg)	Jaén	419557	4178231	754
5209	Castellar De Santisteban (Chg)	Jaén	488650	4234249	760	5163	Jimena	Jaén	458034	4188424	590
5208	Castellar De Santisteban (La Parrilla)	Jaén	491810	4234861	790	5154A	Jodar	Jaén	469035	4189115	660
5407	Castillo De Locubin	Jaén	416620	4153910	686	5263	Pegalajar (Chg)	Jaén	442849	4177020	827
5038X	Cazorla	Jaén	499780	4196700	799	5262B	Pegalajar (La Cerradura)	Jaén	443744	4171928	560
5277A	La Carolina,I.B. Martín Halaja	Jaén	446620	4237006	610	7045	Pontones C H Segura	Jaén	528951	4219282	1350
5266	La Guardia De Jaén (Chg)	Jaén	439131	4177447	645	7045A	Pontones P F E	Jaén	528854	4219281	1350
5039	La Inuela (Chg)	Jaén	500562	4196947	933	5089	Pozo Alcon (El Hornico)	Jaén	507168	4180924	1020
5012	La Inuela (La Fresnedilla)	Jaén	512517	4202504	1160	5180	Puente De Genave (Chg)	Jaén	517306	4245047	555
5280A	Linares Sevillana (Chg)	Jaén	443625	4215110	420	5142	Quesada (Chg)	Jaén	493963	4188782	670
5279U	Linares Vor	Jaén	444584	4223488	520	5215	Sabiote Los Chortales	Jaén	478240	4213311	690
5279X	Linares Vor (Automática Thies)	Jaén	444970	4222992	515	7054	Salto De Miller	Jaén	547294	4230618	750
5252	Linares,Torrubia	Jaén	441799	4208404	290	5246	Santa Elena	Jaén	452978	4243933	742
5248	Linares-Vadollano	Jaén	451141	4221134	310	5354	Santiago Calatrava (Chg)	Jaén	396806	4179255	385
5269A	Los Villares	Jaén	428090	4171587	640	7056	Santiago De La Espada	Jaén	539207	4218431	1340
52500	Lupion	Jaén	451952	4205810	503	7052	Santiago De La Espada (La To- Ba)	Jaén	538317	4226471	980
5169E	Mancha Real Banderas	Jaén	448299	4195106	420	5233	Santisteban Del Puerto (Chg)	Jaén	482086	4233336	730
5325	Marmolejo Central (Chg)	Jaén	398454	4213390	200	5233A	Santisteban Del Puerto (S.E.A.)	Jaén	481843	4233583	710
5275	Mengibar (Escuelas) (Chg)	Jaén	429071	4202802	322	5177	Segura De La Sierra (El Ojuelo-Chg)	Jaén	526080	4233975	820
5275A	Mengibar (Sevillana)	Jaén	431499	4201394	260	7051	Segura De La Sierra (La Laguna)	Jaén	533980	4227932	1080
5230	Montizón (Venta De Los Santos) (Chg)	Jaén	493520	4246110	700	5018	Segura De La Sierra(Cortijos Nuevos)(Chg)	Jaén	523894	4233197	750

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.11 (II)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
5178A	Orcera (Pueblo)	Jaén	529261	4241414	765	5018B	Segura Sierra (Cort. Nuevos-La Casilla)	Jaén	523287	4233257	794
5199	Pantano De Guadalmena (Chg)	Jaén	507402	4246172	602	5173	Siles (Chg)	Jaén	536705	4249119	826
5034	Pantano Aguscebas (Chg)	Jaén	504558	4210848	1011	5207	Sorhuela Del Guadalimar (Chg)	Jaén	495211	4232855	633
5227	Pantano De Dañador (Chg)	Jaén	496677	4251194	700	5271	Torre Del Campo	Jaén	420929	4180930	640
5237	Pantano De Guadalen (Chg)	Jaén	457605	4223563	310	5272	Torre Del Campo (El Termino)	Jaén	424526	4186198	460
5320	Pantano De Jandula	Jaén	419071	4231296	360	5251	Torreblascopedro (Chg)	Jaén	444097	4205768	334
5090	Pantano De La Boleira (Chg)	Jaén	508025	4179691	980	5330A	Torredonjimeno (Instituto)	Jaén	415711	4180242	591
5043	Pantano Del Puente De La Cerrada	Jaén	483479	4201279	390	5144	Torreperogil	Jaén	474721	4209931	744
5024	Pantano Del Tranco De Beas (Chg)	Jaén	517834	4225630	600	5166A	Torres	Jaén	455189	4182275	885
5267O	Pantano Quiebrajano (Chg)	Jaén	439943	4161044	830	5165X	Torres (Automática Thies)	Jaén	450515	4181840	910
5165	Torres (Icma) (Chg)	Jaén	456037	4180730	1030	6139	Alozaina	Málaga	333734	4066726	367
5156	Ubeda	Jaén	467227	4207553	765	6045	Alpandeire	Málaga	303121	4056553	674
5217	Ubeda Las Norias (Chg)	Jaén	464766	4219214	360	6045X	Alpandeire (Automática Thies)	Málaga	303147	4056614	680
5418	Valdepeñas De Jaén (Chg)	Jaén	427846	4160431	927	6098U	Antequera El Torcal	Málaga	362612	4090967	1222
5236A	Vilches (El Tortolillo)	Jaén	455250	4228970	500	6100A	Antequera (Ayuntamiento)	Málaga	360993	4099347	526
5034E	Villacarrillo (Fuente De La Higuera)	Jaén	499342	4212203	690	6102U	Antequera (Berruecos) (Cma)	Málaga	361539	4107015	495
5210B	Villanueva Del Arzobispo	Jaén	499100	4224840	685	6152E	Antequera (Cortijo Robledo)	Málaga	373177	4089415	700
5210X	Villanueva Del Arzobispo (Automática Thies)	Jaén	500292	4225395	680	6152	Antequera (La Fresneda) (Cma)	Málaga	373205	4091264	820
5210	Villanueva Del Arzobispo (Ca- Mara Agraria)	Jaén	499051	4224778	660	6152I	Antequera (Puerto De Las Pedrizas) (Cma)	Málaga	371420	4087746	520
5331A	Villardompardo	Jaén	411900	4187741	440	6100B	Antequera Ayuntamiento (Automática Thies)	Málaga	361032	4098700	516
5192	Villardrigo	Jaén	531247	4370799	872	6130	Antequera El Aguila (Cma)	Málaga	361215	4099313	502
5171	Villatorres-Villargordo (Chg)	Jaén	436121	4199507	340	6103	Antequera El Rincon (Cma)	Málaga	359239	4111276	438
5171A	Villatorres-Villargordo (Colegio)	Jaén	436124	4199816	345	6104	Antequera El Rosal (Cma)	Málaga	357764	4107201	460
6182	Alcaucin	Málaga	400984	4084946	547	6106X	Antequera-Bobadilla	Málaga	344019	4099767	400
6204	Algarrobo (Cma)	Málaga	407111	4070330	80	6095	Antequera-La Yedra (Cma)	Málaga	369909	4094089	780
6201	Algarrobo (La Mayora)	Málaga	407111	4070330	80	6098	Antequera-Peña Enamorados (Cma)	Málaga	366576	4102309	470
6201X	Algarrobo La Mayora (Automática Thies)	Málaga	407137	4070392	80	6097E	Archidona	Málaga	376497	4106659	698
6146	Alhaurin El Grande (Camino Forestal)	Málaga	351530	4056904	340	6119I	Ardales Vivero (Cma)	Málaga	335848	4084968	360
6145	Aljaima (Cma)	Málaga	350635	4066815	50	6034	Arriate	Málaga	309214	4074547	616
6112C	Almargen	Málaga	320919	4098097	500	6069B	Benahavis (La Zagaleta)	Málaga	318886	4046370	399
6112	Almargen (Cma)	Málaga	320133	4097157	500	6069X	Benahavis La Zagaleta (Automática Thies)	Málaga	318912	4046431	399

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.11 (12)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
6153	Almogía	Málaga	362729	4076754	375	6087	Benalmadena	Málaga	359592	4051682	259
6154	Almogía Los Llanes (Cma)	Málaga	366285	4075958	130	6195	Benamargosa (Cma)	Málaga	393685	4077267	96
6127A	Alora Las Pelonas	Málaga	348839	4080319	181	6198	Benamocarra (Cma)	Málaga	396474	4072302	126
6132	Alora Estación (Cma)	Málaga	348445	4076256	110	6035	Benaojan (Cueva De La Pleta) (Cma)	Málaga	296059	4062700	920
6127X	Alora Las Pelonas (Automática Thies)	Málaga	348865	4080349	181	6106B	Bobadilla Destacamento	Málaga	344019	4099767	400
6106	Bobadilla Estación	Málaga	346554	4100522	378	6121	El Chorro-Central Eléctrica (Cma)	Málaga	343176	4086217	225
6041	Buitreras (Central Eléctrica)	Málaga	286963	4046422	212	6058I	Estepona	Málaga	366805	4032387	15
6113	Campillos	Málaga	334397	4101954	650	6210E	Frigiliana	Málaga	419924	4072450	326
6202	Canillas De Albaidas	Málaga	412006	4078507	597	6084X	Fuengirola	Málaga	355256	4045096	3
6134B	Carratraca (Húmederos)	Málaga	337694	4080493	533	6084B	Fuengirola (Instituto Oceanográfico)	Málaga	355256	4045096	3
6043	Cartajima (Cma)	Málaga	307371	4057659	846	6375X	Fuente De Piedra (Automática Thies)	Málaga	345391	4111211	423
6146I	Cartama Puente Fahala	Málaga	350520	4063087	60	6375A	Fuente Piedra (Cerro Del Palo)	Málaga	345366	4111180	440
6147N	Cartama-Sancedillas (Rosa Vientos)	Málaga	354547	4073622	320	6375	Fuente Piedra (Cma)	Málaga	346355	4111285	450
6157	Casabermeja (Cma)	Málaga	372599	4083876	540	6050	Gaucín	Málaga	292482	4044159	595
6160	Casabermeja Venta Pineda (Cma)	Málaga	369843	4081759	695	6050X	Gaucín (Automática Thies)	Málaga	292575	4043849	545
6135	Casaronela	Málaga	335731	4072484	480	6049	Genalguacil (Cma)	Málaga	299910	4046728	517
6058	Casares (Cma)	Málaga	296411	4035555	415	6109	Gobantes Vivero	Málaga	340270	4089663	360
6143	Coin	Málaga	342795	4058786	209	6376	Humilladero (Cma)	Málaga	348534	4108934	450
6143X	Coin (Automática Thies)	Málaga	342796	4058848	219	6076	Istán	Málaga	325615	4050640	288
6191	Colmenar (Cma)	Málaga	381033	4084986	680	6126	Las Mellizas (Cma)	Málaga	346557	4081531	140
6162	Colmenar Torrijos	Málaga	378463	4076639	718	6166	Málaga (El Cerrado)	Málaga	376556	4075002	617
6194	Comares (Cma)	Málaga	388627	4078873	731	6156A	Málaga (El Duende)	Málaga	370230	4063197	19
6203	Compta	Málaga	413500	4076889	672	6170B	Málaga (Jardín Botánico)	Málaga	372909	4069784	72
6039	Cortes De La Frontera (Bañue- Los)(Cma)	Málaga	278850	4050328	560	6173G	Málaga Cerrado De Calderon	Málaga	376382	4066404	142
6040U	Cortes De La Frontera (El Colmenar)	Málaga	286104	4046906	278	6168	Málaga Cerrado De Calderon	Málaga	376477	4071242	500
6053E	Cortes De La Frontera (La Saucedá)	Málaga	268459	4046036	511	6165	Málaga El Boticario	Málaga	376579	4076604	758
6039A	Cortes De La Frontera (Pueblo)	Málaga	290615	4055368	640	6156X	Málaga Las Contadoras	Málaga	367798	4064807	60
6040X	Cortes De La Frontera Colmenar (Automática Thies)	Málaga	286535	4047266	315	61720	Málaga.Cmt	Málaga	373328	4064569	20
6110	Cuevas Del Becerro (Cma)	Málaga	317610	4083336	735	6155A	Málaga/Aeropuerto	Málaga	367013	4058993	7
6118A	El Burgo	Málaga	326405	4073655	564	6171A	Málaga-Carmelitas	Málaga	372921	4065592	12
6119E	El Burgo Cort Higuera (Cma)	Málaga	331276	4079200	475	6057X	Mamliva (Automática Thies)	Málaga	297394	4028563	140

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.11 (13)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
6077	Marbella (Instituto Laboral-Cma)	Málaga	331165	4042051	20	6031	Ronda Los Quejigales	Málaga	315911	4061942	1180
6076O	Marbella (Puerto Banus)	Málaga	325093	4039644	7	6030	Ronda Navas De San Luis	Málaga	316361	4059774	1100
6083X	Marbella Cabopino (Automática Thies)	Málaga	344230	4039277	2	6057	San Luis De Sabinilla (Cma)	Málaga	299954	4027146	20
6076X	Marbella Puerto Banus (Automática Thies)	Málaga	324720	4039651	6	6072	San Pedro De Alcantara (Cma)	Málaga	321392	4038856	25
6079O	Mijas-Puerto De Los Gatos	Málaga	345366	4042925	273	6072A	San Pedro De Alcantara Guadalmina	Málaga	321807	4038447	10
6177	Moclinejo	Málaga	388218	4070372	433	5611	Sierra De Yegua (Chg)	Málaga	333992	4110286	450
6105	Mollina-Venta Los Borregos (Cma)	Málaga	356125	4105255	410	6114	Teba	Málaga	329194	4095182	558
6213X	Nerja Cuevas (Automática Thies)	Málaga	424902	4069107	169	6137E	Tolox	Málaga	329863	4061746	316
6213A	Nerja Cuevas De Nerja	Málaga	424902	4069077	169	6088X	Torremolinos (Automática Thies)	Málaga	364676	4054098	85
6078	Ojen (Cma)	Málaga	333896	4048164	332	6088A	Torremolinos (Pueblo)	Málaga	364626	4054068	86
6078A	Ojen Casa Forestal	Málaga	334714	4048024	280	6207	Torrox (Cma)	Málaga	415028	4068553	150
6078D	Ojen-Centro Cinegetico De Juanar	Málaga	330904	4049054	877	6205X	Torrox,Faro	Málaga	414501	4065476	5
6174	Olias (Cma)	Málaga	382066	4070177	421	6199B	Velez Málaga (Automática Thies)	Málaga	402356	4070815	69
6120	Pantano De Guadalhorce	Málaga	339496	4089307	358	6199A	Velez-Málaga (Clause)	Málaga	400203	4073274	49
6170	Pantano Del Agujero (Cma)	Málaga	372155	4070782	100	5589E	Villanueva De Tapia (El Limite)	Málaga	382172	4118661	640
6033	Parchite (Cma)	Málaga	311755	4076217	755	6092	Villanueva Del Trabuco (Cma)	Málaga	378460	4095503	697
6180	Periana (Cma)	Málaga	393814	4087591	550	6093	Villanueva Del Rosario-La Vina	Málaga	376990	4098083	681
6133A	Pizarra (Casco Urbano)	Málaga	347478	4070694	84	6091	Villanueva Del Trabuco (Cma)	Málaga	380982	4099012	688
6040	Presa De Buitreras (Cma)	Málaga	290553	4050806	334	6091D	Villanueva Del Trabuco (Las Beatas)	Málaga	383129	4100585	732
6046I	Pujerra	Málaga	307537	4053986	836	6183	Vinuela (Cma)	Málaga	398785	4079054	130
6175	Rincon De La Victoria	Málaga	384888	4064313	7	5636	Aguadulce	Sevilla	323434	4124839	265
6175X	Rincon De La Victoria (Automática Thies)	Málaga	384864	4064375	7	5725	Alanis	Sevilla	261886	4213367	669
6192A	Riogordo (Aprisco)	Málaga	384987	4086350	385	5739O	Alcala Del Rio (Pedro Espiga)	Sevilla	242949	4161788	20
6192	Riogordo (Cma)	Málaga	384764	4086322	400	5748U	Alcala Del Rio (Pedro Parias)	Sevilla	238715	4157600	15
6032B	Ronda	Málaga	306326	4069709	765	5744	Alcala Del Rio (Torre Vega)	Sevilla	238950	4155679	10
6031U	Ronda (Algaba)	Málaga	305433	4065350	788	5810	Alcala Guadaira (Dña.Jacinta)	Sevilla	247815	4127697	50
6032X	Ronda Instituto (Automática Thies)	Málaga	306668	4069454	760	5809	Alcala Guadaira (La Armada)	Sevilla	252401	4128486	40
5811I	Alcala Guadaira (Ramilla)	Sevilla	240462	4139493	16	5774C	Castilblanco Arroyos (San Anton)	Sevilla	235495	4172978	320
5695	Alcolea Del Rio	Sevilla	264443	4166240	33	5821	Castillo G. (Valdefflores)	Sevilla	204818	4181118	348
5733X	Almaden Plata (Las Navas Automatica)	Sevilla	229294	4187346	450	5822	Castillo Guardas (Alcornocosa)	Sevilla	207732	4176846	351
5733	Almaden Plata (Las Navas)	Sevilla	229267	4187285	450	5765	Castillo Guardas	Sevilla	209866	4181710	210
5807E	Arahal (Casablanca)	Sevilla	270448	4110389	105	5704B	Cazalla De La Sierra	Sevilla	256824	4201544	550

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.11 (14)

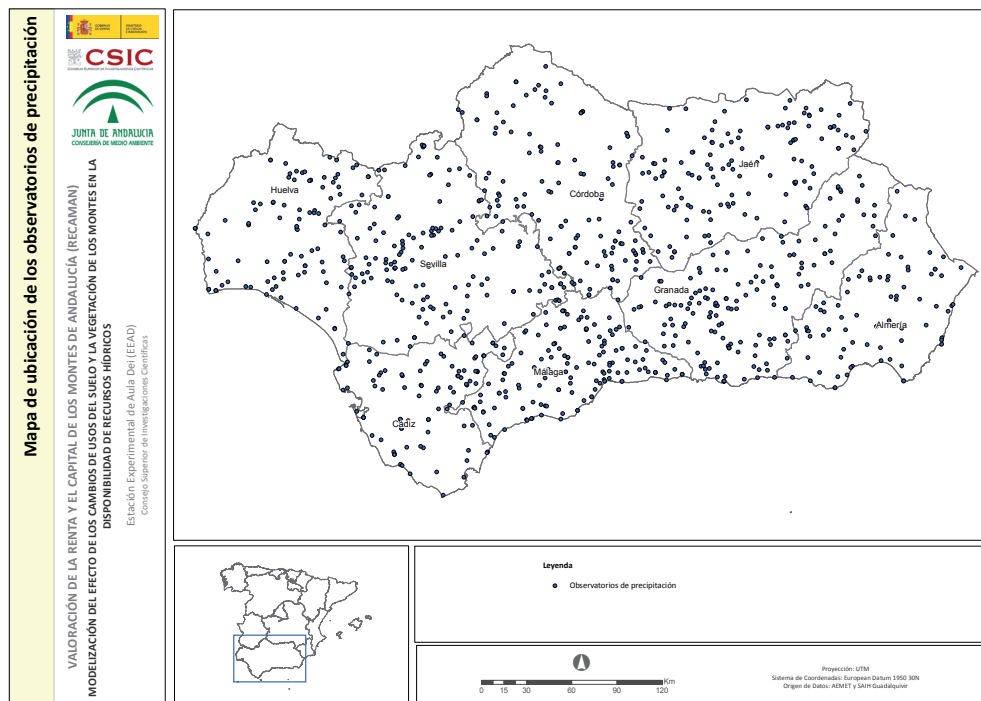
id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
5802A	Arahal (Depositos De Agua)	Sevilla	273932	4126922	115	5704	Cazalla Sierra	Sevilla	257646	4202075	599
5859C	Aznalcázar (Castilla Bienes)	Sevilla	202789	4089691	4	5726U	Cazalla Sierra (Diputacion)	Sevilla	249372	4213587	418
5834A	Aznalcázar (Dehesa Nueva)	Sevilla	213011	4130668	39	5708	Constantina	Sevilla	269424	4195101	556
5833O	Aznalcázar (La Juncosa)	Sevilla	212083	4135947	20	5498U	Constantina (Alamedilla)	Sevilla	276685	4205760	680
5826U	Aznalcollar (Diputacion)	Sevilla	208720	4159586	120	5814E	Coria Del Rio (Edafologia)	Sevilla	228942	4131372	30
5603	Badolatosa	Sevilla	351625	4130151	285	5812O	Coria Del Rio (Sequero)	Sevilla	231878	4130660	8
5818	Benacazon (Montegranado)	Sevilla	215444	4136913	100	5874	Dos Hermanas (El Hornillo)	Sevilla	235054	4121919	14
5820	Bollullos Mitacion (Cuatrovitas)	Sevilla	217899	4132971	50	5641X	Ecija	Sevilla	315827	4154299	130
5738	Brenes	Sevilla	246083	4159840	15	5642A	Ecija (Aforos)	Sevilla	316754	4157362	98
5788I	Camas (El Carambolo)	Sevilla	231046	4142352	66	5641U	Ecija (Camara Agraria)	Sevilla	315827	4154299	130
5711O	Canillana (Canal)	Sevilla	252541	4163039	30	5644	Ecija (Cañada Jimena)	Sevilla	305055	4164229	145
5662	Carmona (Azanaque)	Sevilla	271771	4164956	30	5628	Ecija (Tejadilla)	Sevilla	328594	4154026	120
5748	Carmona (Las Cardenas)	Sevilla	251544	4153504	50	5649	Ecija (Valdecañas)	Sevilla	299209	4152833	150
5687	Carmona (Los Arroyuelos)	Sevilla	275420	4148321	60	5877	El Coronil	Sevilla	265738	4107125	134
5684	Carmona (Torre Del Viejo)	Sevilla	267232	4147497	80	5777	El Garrobo	Sevilla	220099	4169010	268
5702B	Carmona (Villegas)	Sevilla	259520	4161507	50	5772	El Madroño, El Alamo(2)	Sevilla	196891	4170908	361
5702X	Carmona Villegas Automática	Sevilla	258066	4161334	50	5772	El Ronquillo	Sevilla	220113	4180276	150
5835E	Carrión Céspedes (Depuradora)	Sevilla	204576	4139759	62	5805	El Viso Del Alcor	Sevilla	259066	4141558	143
5835X	Carrión De Los Céspedes Depuradora Automática	Sevilla	204814	4140245	76	5639	Estepa	Sevilla	333375	4128953	604
5614	Casarriche (C. De A.)	Sevilla	343970	4129057	293	5617	Estepa (Pedro Cruzado)	Sevilla	331646	4134846	280
5614A	Casarriche (Camara Agraria)	Sevilla	344099	4129363	293	5648A	Fuentes Andalucia (Ayuntam.)	Sevilla	293348	4149368	175
5613	Casarriche (El Patronato)	Sevilla	346146	4126859	360	5656	Fuentes De Andalucía El Traviesto Automática	Sevilla	285033	4152972	165
5774	Castilblanco Arroyos	Sevilla	236216	4174036	327	5612X	Lora De Estepa (Automatica)	Sevilla	338137	4126794	450
5778	Gerena	Sevilla	220952	4157869	89	5661	Lora Del Rio (C. De A.)	Sevilla	276834	4170679	39
5824	Gerena (Aforos Guadianar)	Sevilla	217057	4166181	130	5651O	Lora Del Rio (El Priorato)	Sevilla	285626	4173994	65
5635	Gilena	Sevilla	330080	4124394	464	5873A	Los Palacios (E.C.A.)	Sevilla	238401	4118420	5
5813E	Gines (Colegio)	Sevilla	227547	4143052	115	5870A	Los Palacios (El Molinillo)	Sevilla	245300	4116295	10
5726	Guadalcanal	Sevilla	252572	4220124	662	5781E	Mairena Alcor (Castoña)	Sevilla	256140	4140872	130
5726B	Guadalcanal (Alcald)	Sevilla	251762	4221538	840	5789	Mairena Alcor (Castoña)	Sevilla	228192	4138649	80
5726A	Guadalcanal (Cristo)	Sevilla	253182	4220908	750	5682	Marchena (C. De A.)	Sevilla	285702	4134046	120
5726X	Guadalcanal Cristo Automática	Sevilla	253011	4220913	745	5672	Marchena (Cortijo Del Rio)	Sevilla	291607	4128808	130
5775	Guillena (Las Pajanosas)	Sevilla	226244	4163280	155	5675	Marchena (Los Ojuelos)	Sevilla	295149	4132576	140

Continúa...



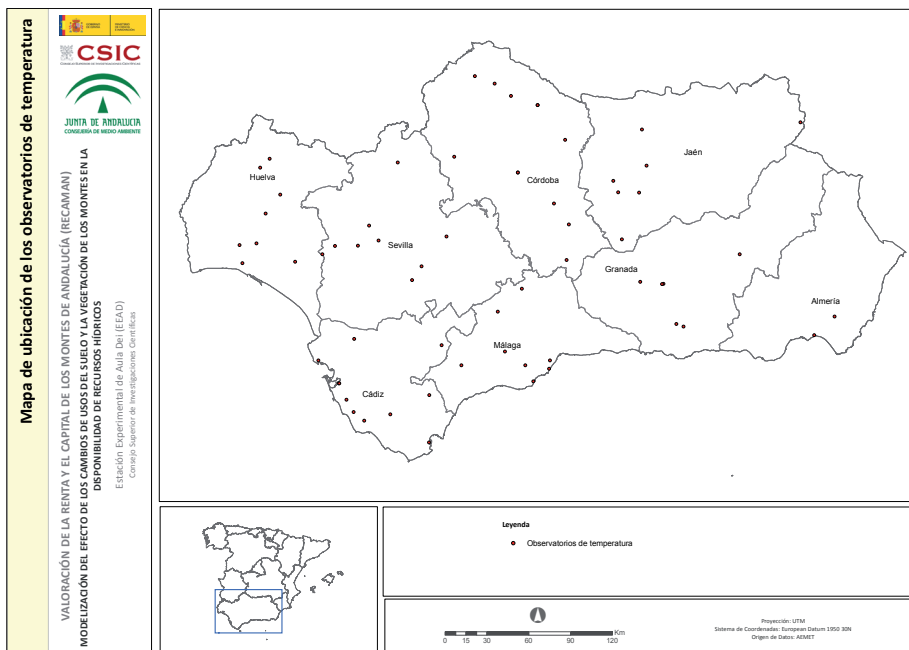
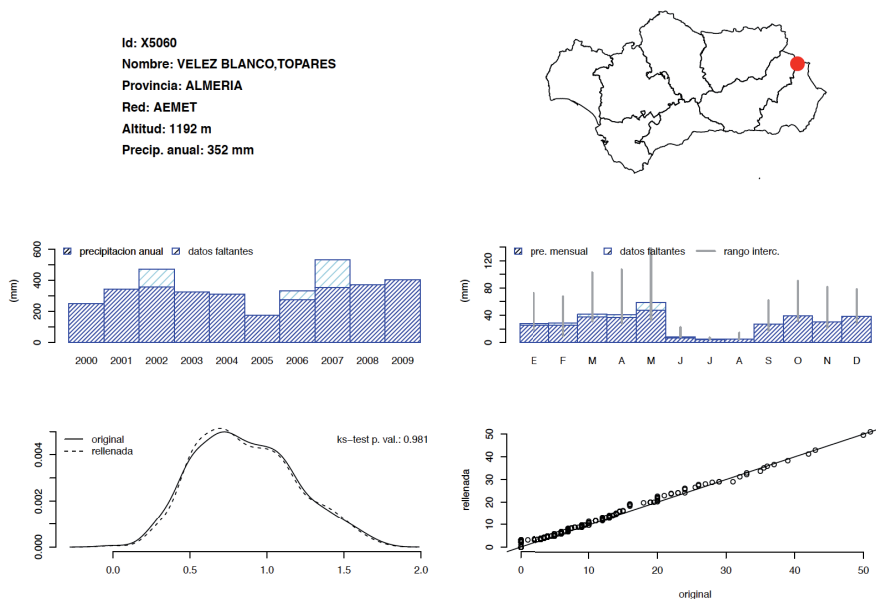
...Continuación de la Tabla A.1.11 (15)

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
5616	Herrera	Sevilla	336124	4137224	251	5632A	Martin De La Jara (Coop.Agric.)	Sevilla	325818	4109002	400
5744S	La Alagaba (Las Arenas)	Sevilla	233378	4154437	16	5876	Montellano	Sevilla	271160	4097414	270
5656U	La Campana (La Atalaya)	Sevilla	288410	4158190	160	5794	Moron De La Frontera	Sevilla	281907	4111165	240
5671	La Puebla Cazalla	Sevilla	295009	4121785	174	5796	Morón De La Frontera	Sevilla	267705	4115709	87
5654	La Puebla De Los Infantes	Sevilla	289687	4184223	231	5799	Moron Fra (El Roso)	Sevilla	281919	4121189	110
5654A	La Puebla De Los Infantes (Inm)	Sevilla	289821	4184682	210	5792I	Moron Fra (Sierra Esparteros)	Sevilla	279508	4106353	276
5654X	La Puebla De Los Infantes Inn Automática	Sevilla	291298	4184984	200	5813	Olivares	Sevilla	220805	4146146	171
5751	La Rinconada (Acequia 27-M)	Sevilla	239110	4152959	15	5998A	Osuna (S.E.A.)	Sevilla	312746	4124208	255
5752I	La Rinconada (Universal Plantas)	Sevilla	237845	4150283	9	5998X	Osuna Sea Automática	Sevilla	312793	4124114	255
5611I	La Roda Andalucía (C.Agric)	Sevilla	340684	4118174	410	5879	Pantano De La Torre Del Aguila	Sevilla	254745	4103118	40
5612	La Roda De Andalucía	Sevilla	342172	4118608	405	5729	Pantano Del Pintado	Sevilla	240597	4207844	300
5891X	Las Cabezas De San Juan (Majoleto Automática)	Sevilla	246697	4093668	105	5800	Paradas (Monte Palacio)	Sevilla	282604	4128574	150
5890E	Las Cabezas S Juan (Algarrobillo)	Sevilla	243887	4087550	100	5836A	Pilas (Medina Garvey)	Sevilla	207480	4133329	65
5891E	Las Cabezas S Juan (Majoleto)	Sevilla	246672	4093668	105	5837	Pilas (Santillan)	Sevilla	204915	4135425	100
5497	Las Navas Concepcion	Sevilla	283529	4201349	434	5708M	Presa Del Hueznar	Sevilla	263604	4184067	210
5895	Lebrija (I.N.B)	Sevilla	225888	4090426	37	5645	Presa Del Judío	Sevilla	305523	4170571	70
5892	Lebrija (Monteronja)	Sevilla	235218	4091673	20	5770	Real De La Jara	Sevilla	223023	4204717	480
56120	Lora De Estepa	Sevilla	338137	4126763	450	5770E	Real De La Jara (La Mina)	Sevilla	226695	4204902	520
5612B	Roda De Andalucía	Sevilla	343027	4118130	410	5869	Utrera	Sevilla	252727	4118603	44
5703E	San Nicolas Puerto (Cerro Hierro)	Sevilla	269997	4205019	650	5880Q	Utrera (Casa Coria)	Sevilla	259347	4112704	101
5832	Sanlucar Mayor	Sevilla	216488	4142279	143	5868I	Utrera (Casilla Calero)	Sevilla	255303	4120595	65
5828	Sanlucar Mayor (Deh.Guadamar)	Sevilla	214540	4146512	30	5881E	Utrera (El Pescozal)	Sevilla	257408	4113994	80
5811M	Sevilla (Sanidad Vegetal)	Sevilla	238865	4138833	14	5882	Utrera (El Pingamillo)	Sevilla	252294	4112291	60
5790X	Sevilla (Tablada Automática)	Sevilla	233769	4139704	9	5883E	Utrera (Las Peñuelas)	Sevilla	249892	4107117	30
5790	Sevilla (Tablada)	Sevilla	233572	4139710	8	5785	Valencina Concep.	Sevilla	227803	4145606	148
5753	Sevilla (Venta Mochana)	Sevilla	236640	4148716	15	5839	Villanmrique Cond. (C.D.A)	Sevilla	206851	4127332	32
5790Y	Sevilla Tablada Automática Thies	Sevilla	233942	4139729	9	5843	Villanmrique Cond.(Juncosilla)	Sevilla	203226	4122520	20
5787E	Sevilla.Cmt	Sevilla	233576	4143691	11	5668A	Villanueva De San Juan (I.N.M.)	Sevilla	306586	4102853	468
5783	Sevilla/San Pablo	Sevilla	245188	4145056	34	5697E	Villanueva Rio Minas (Aurora)	Sevilla	260996	4165876	23
5699	Tocina	Sevilla	258798	4166249	27	5693I	Villanueva Rio Minas (San Jose)	Sevilla	262666	4164193	20
5697C	Tocina (Acequia 9-H)	Sevilla	258013	4164575	25						

**Figura A.1.5.** Mapa de ubicación de los observatorios de precipitación

**Tabla A.1.12.** Listado de estaciones de temperatura

id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev	id	nombre	provincia	utm-x	utm-y	elev
57390	Alcala del Río (Pedro Espiga)	Sevilla	236786	4156536	21	5530E	Granada (Aeropuerto)	Granada	431197	4116148	566
J	Alcala La Real (Charilla)	Jaén	418191	4146703	951	5514	Granada (Base Aerea)	Granada	446921	4114618	690
6006	Algeciras	Cádiz	279736	4001118	11	5510B	Granada (Generalife)	Granada	448008	4114737	777
6146	Alhaurin El Grande (Camino Forestal)	Málaga	348792	4056475	271	5911A	Grazalema (Ema)	Cádiz	288794	4070678	949
63250	Almería (Aeropuerto)	Almería	555971	4077960	11	4267X	Hinojosa Del Duque(Automatica)	Córdoba	312662	4263590	553
4563	Almonaster La Real	Huelva	694565	4193898	622	4642E	Huelva (Ronda Este)	Huelva	681834	4125364	4
5860G	Almonte (Acebuche)	Huelva	719593	4126408	61	5270B	Jaén (Cerro De Los Lirios)	Jaén	430461	4180117	570
6139	Alozaina	Málaga	334223	4066270	375	5960	Jerez De La Frontera (Aeropuerto)	Cádiz	761953	4071050	56
6045	Alpandeire	Málaga	303101	4056438	636	6055A	Jimena De La Fra (Segunda)	Cádiz	280054	4034973	172
5802A	Arahal (Depositos De Agua)	Sevilla	274514	4127201	120	6258	Lanjaron	Granada	457202	4085890	612
5289	Baños Encina-Selladores	Jaén	432565	4225327	382	6155A	Málaga (Aeropuerto)	Málaga	366592	4059843	11
5818	Benacazon (Montegranado)	Sevilla	748089	4137761	31	5796	Moron De La Frontera (Base Aerea)	Sevilla	267751	4117490	87
5428A	Castro Del Río (S.E.A.)	Córdoba	369369	4172302	209	6327	Níjar	Almería	570633	4091368	336
5704B	Cazalla De La Sierra (Ema)	Sevilla	257354	4201598	570	6247	Orgiva	Granada	462226	4084111	427
5976I	Conil De La Fra (Barrio Nuevo)	Cádiz	761537	4018636	50	5489	Pantano De Bembezar	Córdoba	297892	4205762	277
5402	Córdoba (Aeropuerto)	Córdoba	343544	4194517	129	5836A	Pilas (Medina Garvey)	Huelva	739089	4131751	79
5442E	Córdoba (La Jarosa)	Córdoba	343545	4194518	128	4275	Pozoblanco	Córdoba	338546	4249308	642
5427X	Doña Mencía (Automatica)	Córdoba	380085	4157261	573	5987B	Presa De Celemín	Cádiz	252155	4021281	20
5860E	El Arenosillo (Ema)	Córdoba	377389	4217829	321	5910	Rota (Base Naval)	Cádiz	736254	4055634	27
4569F	El Campillo (Segunda)	Huelva	708886	4174430	290	5606E	Rute (S.E.A)	Córdoba	378506	4131904	613
6084X	Fuengirola ' Instituto Oceanografico ' (Automatica)	Málaga	354597	4044961	10	7054	Salto De Miller	Jaén	546091	4230561	937
6375A	Fuente Piedra (Cerro Del Palo)	Málaga	346367	4111207	437	5972X	San Fernando(Automatica)	Cádiz	751197	4039259	4
5648A	Fuentes Andalucía (Ayuntam.)	Sevilla	292306	4148738	157	5783	Sevilla (Aeropuerto)	Sevilla	243555	4145679	23
4515	Galarzo	Huelva	701335	4200254	502	5790X	Sevilla (Tablada Automatica)	Sevilla	764497	4138007	121
4603	Gibraleon	Huelva	679728	4138400	53	6114	Teba	Málaga	329095	4094763	568
5094E	Gor (Los Charcones)	Granada	502705	4135866	1275	5330A	Torredonjimeno (Instituto)	Jaén	415510	4180223	620
6088A	Torremolinos (Pueblo)	Málaga	365848	4053965	47	5391A	Villanueva De Córdoba (Sea)	Córdoba	357660	4242884	731
4638A	Trigueros (Segunda)	Huelva	691784	4139583	37	4274	Villarralto	Córdoba	326853	4258243	582
4575	Valverde Camino (C.H.Guadiana)	Huelva	698397	4160856	97	5331A	Villardompardo	Jaén	411897	4188500	455
5995B	Vejer De La Fra (Automatica)	Cádiz	233429	4016645	174	5171A	Villatorres-Villargordo (Colegio)	Jaén	435848	4199424	349
5390X	Villanueva Cord. (I.N.M.)	Córdoba	357661	4242885	731	5912C	Zahara Sierra (Presa)	Cádiz	750891	4039355	

**Figura A.1.6.** Mapa de ubicación de los observatorios de temperatura**Figura A.1.7.** Informe de relleno de datos de la serie de Topares (Almería): proporción de datos faltantes por años y por meses; distribución de probabilidad de los datos antes y después del relleno, con probabilidad de que ambas series procedan de la misma población (test de Kolmogorov-Smirnov); y diagrama de valores rellenados vs. originales

Debido a la presencia de huecos (días o series de días sin datos) en las series originales proporcionadas por AEMET y por SAIH-Guadalquivir, se desarrolló un algoritmo de relleno de datos climáticos basado en el reemplazo directo del dato faltante por un dato de la propia serie correspondiente al cuantil del dato faltante calculado a partir de una serie de referencia. Esta serie de referencia se corresponde con la serie de la estación más próxima (a partir de la distancia euclidiana en dos dimensiones).

Se utilizó el test de Kolmogorov-Smirnov para comparar las distribuciones de probabilidad de los datos de cada estación antes y después del relleno de los datos, obteniéndose en todos los casos ajustes satisfactorios. Como ejemplo se muestra el informe de relleno de datos de una de las estaciones (AEMET 5060 en Topares, Vélez Blanco, Almería).

### 3 CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN

La simulación de los flujos hídricos y las variaciones de las reservas internas en cada HRU se ve influenciada por parámetros que varían en función de los usos del suelo y la vegetación, de las características de los suelos, etc. El modelo SWAT incorpora una base de datos con valores característicos de estos parámetros para distintas clases de vegetación, cultivos y suelos de los Estados Unidos. Para la utilización del modelo en otros ámbitos geográficos es recomendable realizar una adaptación de los parámetros a las características de la vegetación y los suelos del área de estudio. Se llevó a cabo una completa reparametrización de la base de datos de SWAT para adaptarla a las categorías del mapa de usos del suelo de Andalucía y al mapa de suelos (Anejo: parámetros de suelos, parámetros de vegetación. Referir a las tablas del apéndice. También, parámetros hidrológicos que se han modificado con scripts de R, función *preswat*, incluido *file.cio* (*warming up*, etc).

Se realizó una calibración de varios parámetros globales que regulan diversos aspectos de la simulación. Se trata de parámetros empíricos que presentan valores por defecto que no tienen por qué ser óptimos para cada caso de estudio concreto. El objetivo de la calibración es lograr una combinación de parámetros que permita una simulación lo más aproximada posible a los datos observados. Es preciso en primer lugar determinar cuáles son los parámetros hidrológicos ante cuya variación son más sensibles los resultados de la simulación, para lo cual el mejor procedimiento es la variación manual de los parámetros y el análisis de las diferencias en las distintas variables del balance hidrológico de cuenca. Una vez determinado el conjunto de parámetros más influyentes en la simulación es posible utilizar un algoritmo automático de calibración para determinar la mejor combinación de valores de dichos parámetros. Existen diferentes algoritmos de calibración disponibles.

El proceso de calibración conlleva la repetición de un número muy elevado de simulaciones con diferentes combinaciones de los parámetros, comparándose los resultados obtenidos con datos medidos de algunos de los flujos hídricos simulados, siendo lo más frecuente utilizar series de caudal medidas en estaciones de aforo. En este caso se han utilizado las series de caudal correspondientes a la red foronómica del SAIH Guadalquivir (Apéndice). Se ha obtenido así una combinación de valores de los parámetros de la simulación que se ha considerado conveniente para el conjunto de cuencas de Andalucía (Apéndice: calibración por algoritmo genético, parámetros del algoritmo. Listado de parámetros calibrados, con sus límites superior e inferior (esto

quizá mejor en una tabla en Apéndice, aquí sólo mencionar qué parámetros se han calibrado). Comparación con datos de caudal mensual entre enero de 2000 y noviembre de 2009; se excluye diciembre de 2009 porque hubo lluvias y caudales excepcionales en casi toda Andalucía y perjudican la calibración por tratarse de un evento extremo. Función de error utilizada: promedio de los NSE de los caudales normales (por debajo del percentil 80 de los caudales mensuales) y el NSE de los caudales altos (por encima del percentil 80), detalles (fórmula del NSE) en Apéndice. Resultados de la calibración: tabla con parámetros y NSE y R2 globales, en Apéndice).

Se indica a continuación la información de aportación a embalses (entradas de agua) utilizada para validar los resultados de la simulación con SWAT 2005.

**Tabla A.1.13.** Disponibilidad de datos de aportación a embalses (entrada de agua) (1)

id	nombre	provincia	cuenca hidrográfica	aportación
1	Emb. del Chanza	Huelva	Guadiana	NO
2	Emb. del Corumbel	Huelva	Atántica Andaluza	NO
3	Emb. del Piedras	Huelva	Atántica Andaluza	NO
4	Emb. de Los Machos	Huelva	Atántica Andaluza	NO
5	Emb. del Jarrama	Huelva	Atántica Andaluza	NO
6	Emb. del Andévalo	Huelva	Guadiana	NO
7	Emb. de Celemín	Cádiz	Atántica Andaluza	SI
8	Emb. de Almodóvar	Cádiz	Atántica Andaluza	SI
9	Emb. de Barbate	Cádiz	Atántica Andaluza	SI
10	Emb. de Bornos-Arcos	Cádiz	Atántica Andaluza	SI
11	Emb. de Zahara	Cádiz	Atántica Andaluza	SI
12	Emb. de Guadalcacín II	Cádiz	Atántica Andaluza	SI
13	Emb. de Martín Gonzalo	Córdoba	Guadalquivir	SI
14	Emb. de Sierra Boyera	Córdoba	Guadalquivir	SI
15	Emb. de Bembézar	Córdoba	Guadalquivir	SI
16	Emb. de Retortillo	Córdoba	Guadalquivir	SI
17	Emb. de Guadalmellato	Córdoba	Guadalquivir	SI
18	Emb. de Guadanuño	Córdoba	Guadalquivir	SI
19	Emb. de Colomera	Granada	Guadalquivir	SI
20	Emb. de Francisco Abellán	Granada	Guadalquivir	SI
21	Emb. de Quéntar	Granada	Guadalquivir	SI
22	Emb. de Canales	Granada	Guadalquivir	SI
23	Emb. de Los Bermejales	Granada	Guadalquivir	SI
24	Emb. de Cubillas	Granada	Guadalquivir	SI
25	Emb. de San Clemente	Granada	Guadalquivir	SI
26	Emb. de Aguascebas	Jaén	Guadalquivir	SI
27	Emb. de Dañador	Jaén	Guadalquivir	SI
28	Emb. de La Bolera	Jaén	Guadalquivir	SI
29	Emb. de Quiebrajano	Jaén	Guadalquivir	SI
30	Emb. de Rumblar	Jaén	Guadalquivir	SI
31	Emb. del Víboras	Jaén	Guadalquivir	SI
32	Emb. de Aracena	Huelva	Guadalquivir	SI
33	Emb. de Huesna	Sevilla	Guadalquivir	SI

*Continúa...*

...Continuación de la Tabla A.1.13 (2)

id	nombre	provincia	cuenca hidrográfica	aportación
34	Emb. de Zufre	Huelva	Guadalquivir	SI
35	Emb. de Benínar	Almería	Mediterránea Andaluza	NO
36	Emb. de Cuevas de Almanzora	Almería	Mediterránea Andaluza	NO
37	Emb. de Béznar	Granada	Mediterránea Andaluza	NO
38	Embalse de Rules	Granada	Mediterránea Andaluza	NO
39	Emb. del Limonero	Málaga	Mediterránea Andaluza	NO
40	Emb. de Casasola	Málaga	Mediterránea Andaluza	NO
41	Emb. de La Viñuela	Málaga	Mediterránea Andaluza	NO

## 4 CÁLCULO DEL BALANCE HIDROLÓGICO

Resulta sorprendente comprobar la escasa información existente acerca de cómo calcular un balance hidrológico al nivel de unidad de respuesta hidrológica (HRU) en SWAT. Aunque el manual de entradas y salidas de SWAT describe con detalle los formatos de los ficheros de salida y el significado de todas las variables que produce el código, no existe ninguna referencia acerca de cómo calcular el balance de masas de la simulación a partir de dichas variables.

El balance hidrológico de una unidad cerrada es una noción básica en Hidrología: La suma de todos los flujos de entrada (precipitación, irrigación y flujos laterales en el suelo), menos la suma de todos los flujos de salida (evapotranspiración, caudal superficial, flujos laterales y percolación profunda) debe ser igual a la variación de la reserva de agua (en forma de nieve, humedad del suelo y acuífero somero) de la unidad, es decir:

$$\text{flujos} - \text{variación de la reserva} = 0$$

¿Cómo se calcula este balance a partir de la salida de SWAT<sup>1</sup>? Los manuales del modelo nada dicen al respecto, y resulta difícil reconstruir la ecuación del balance porque no está claro si existe doble contabilidad entre algunas de las variables de salida del modelo. Revisando el código de la rutina *watbal.f* permite sin embargo determinar el balance. Esta rutina, precisamente, contiene las ecuaciones de balance que utiliza internamente SWAT (aunque esto no se vea luego reflejado de forma directa en la salida del modelo).

Así, y empleando la misma nomenclatura del código, se establece la siguiente ecuación para la variación de la reserva de agua dentro de la HRU en un día determinado  $j$ ,  $dstor(j)$ :

$$\begin{aligned} dstor = & sno\_hru(j) - snoprev + \\ & sol\_sw(j) - swprev + \\ & shallst(j) - shallstp + \\ & deepst(j) - deepstp + \\ & surf\_bs(1,j) - bsprev + \\ & bss(1,j) - bssprev \end{aligned}$$

<sup>1</sup> La información de salida a la que nos referimos en esta sección es la del archivo *output.hru* generado por SWAT en cada simulación.



Siendo  $sno\_hru(j)$ ,  $sol\_sw(j)$ ,  $shallst(j)$ ,  $deepst(j)$ ,  $surf\_bs(1,j)$  and  $bss(1,j)$  las masas de agua almacenadas en el manto de nieve, en el suelo, en el acuífero somero, en el acuífero profundo, en tránsito en forma de escorrentía superficial y en tránsito en forma de flujo lateral el día  $j$ ; y siendo  $snoprev$ ,  $swprev$ ,  $shallstp$ ,  $deepest$ ,  $bsprev$  y  $bssprev$  las mismas variables correspondientes al día anterior,  $j-1$ .

La ecuación de balance de los flujos hídricos en el mismo día,  $h2oloss(j)$ , es:

$$h2oloss = subp(j) + aird(j) + rchrg(j) + twlpnd + \\ twlwet - etday - revapday - qday - \\ latq(j) - gw\_q(j) - qtile - sepbtm(j)$$

donde  $subp(j)$  es la precipitación entrante en la unidad,  $aird(j)$  es la entrada de agua por irrigación,  $rchrg(j)$  es la cantidad de agua que entra en los acuíferos somero y profundo,  $twlpnd$  y  $twlwet$  es la infiltración de agua en zonas encharcadas,  $etday$  es la evapotranspiración,  $revapday$  es el flujo de agua desde el acuífero somero al suelo o bien tomado por las raíces de las plantas,  $qday$ ,  $latq(j)$  y  $gw\_q(j)$  son los flujos de escorrentía superficial, lateral y subterránea hacia el canal de drenaje,  $qtile$  es el flujo de drenajes artificiales (en el caso de que los haya) y  $sepbtm(j)$  es la percolación de agua hacia acuíferos profundos.

Estas ecuaciones garantizan que  $h2oloss - dstor = 0$  (o un valor muy próximo a cero), es decir que se cumple el balance de masas en la simulación. Y, lo que es más interesante, permiten reconstruir los tres flujos principales del balance hidrológico que nos interesan en esta investigación, es decir las salidas por evapotranspiración, caudal en canal y recarga de acuífero profundo, además de la variación de la reserva interna.

Como no hay una correspondencia perfecta entre las variables internas de la simulación y las variables que SWAT ofrece en los archivos de salida, fue preciso trazar las variables implicadas en el código, hasta las rutinas *sumv.f* y *hrumon.f* encargadas de la escritura de las salidas mensuales para cada HRU. La correspondencia entre las variables del código (y de las ecuaciones anteriores) y las variables de los ficheros de salida de SWAT puede consultarse en la Tabla A.1.14.

**Tabla A.1.14.** Correspondencia entre variables del output.hru de SWAT y el cálculo interno del balance hidrológico (1)

storages	SWAT 2005	SWAT 2009	SWAT 2012
sno_hru	missing	SNO_HRU	SNO_HRU
sol_sw	SW_END	SW_END	SW_END
shallst	SA_ST	SA_ST	SA_ST
deepst	DA_ST	DA_ST	DA_ST
surf_bs	missing	missing	missing
bss	missing	missing	missing
flows	SWAT 2005	SWAT 2009	SWAT 2012
subp	PRECIP	PRECIP	PRECIP
aird	IRR	IRR	IRR
rchrg	GW_RCHG	GW_RCHG	GW_RCHG
twlpnd	missing	missing	missing

Continúa...

...Continuación de la Tabla A.1.14 (2)

storages	SWAT 2005	SWAT 2009	SWAT 2012
twlwet	missing	missing	missing
etday	ET	ET	ET
revapday	REVAP	REVAP	REVAP
qday	SURQ_CNT-TLOSS	SURQ_CNT-TLOSS	SURQ_CNT-TLOSS
latq	missing	missing	LATQ_CNT
gw_q	GW_Q	GW_Q	GW_Q
qtile	missing	missing	QTILE
sepbtm	PERC	PERC	PERC

Como se puede comprobar, la correspondencia varía entre versiones de SWAT, pero en todo caso permite calcular los flujos principales del balance hidrológico.

## 5 MODELO ESTADÍSTICO PARA ANDALUCÍA

La generalización de los resultados de la simulación hidrológica a la totalidad de Andalucía se abordó mediante un modelo estadístico de efectos mixtos.

Como variables dependientes se establecieron los flujos  $E$ ,  $Q$  y  $R$ , y como variables independientes la precipitación  $P$ , la evapotranspiración potencial o demanda hídrica climática,  $EP$ , y la clase de vegetación. Esta última es una variable cualitativa o factor, con las siguientes categorías: pastos (PAST), matorral (RNGB), bosque de coníferas (PINE), bosque de quercíneas (OAK), bosque mixto (FRST), bosque de ribera o alameda (POPL) y eucaliptal (EUCA). Como factor aleatorio se utilizó el indicador del embalse al que pertenecía cada HRU, puesto que las simulaciones hidrológicas eran diferentes para cada embalse y podía existir un efecto de grupo entre los HRU de un mismo embalse.

Los mapas continuos de  $P$  (Figura A.1.8) y  $EP$  (Figura A.1.9) se obtuvieron por interpolación espacial mediante kriging simple a partir de los valores anuales medios del periodo 2000–2009, calculados para todos los observatorios de la red climática utilizada.

Debido al elevado número de unidades (HRUs), que plantea numerosos problemas para realizar un análisis estadístico debido al efecto tamaño (inflación de los tests de significación, con peligro de sobreajuste del modelo) y debido a la existencia de fuertes correlaciones entre HRUs espacialmente próximas, se decidió realizar un muestreo aleatorio. Debido a la desigual proporción de HRUs por clases de vegetación se realizó un muestreo estratificado por clases de vegetación consistente en 250 muestras aleatorias por clase de vegetación, con probabilidades ponderadas por la frecuencia relativa de la variable dependiente para obtener un muestreo equilibrado a lo largo del rango de la misma. El resultado, para cada una de las variables dependientes, fue una muestra aleatoria de  $n=1500$  unidades.

Se diseñó un proceso de selección por pasos del modelo de óptimo, en el que se compararon configuraciones progresivamente más complejas del modelo de regresión múltiple. Las configuraciones comparadas se indican a continuación (el símbolo ‘.’ se utiliza para designar la interacción entre variables):

- M0: P
- M1: P + EP
- M2: P + LULC
- M3: P + EP + LULC
- M4: [mejor de M1–M3] + LULC:P
- M5: [2º mejor de M1–M3] + LULC:P
- M6: [mejor de M1–M3] + LULC:EP
- M7: [2º mejor de M1–M3] + LULC:EP
- M8: [mejor de M1–M3] + LULC:P + LULC:EP

El criterio de comparación de modelos fue el Akaike Information Criterion (AIC). Para cada par de modelos comparados (M1 vs. M0, M2 vs. M1, etcétera) se eligió para el siguiente paso aquél con un valor más bajo de AIC. De esta manera se obtuvo la configuración óptima, que fue para las tres variables dependientes P + EP + LULC:P, es decir la regresión a partir de la precipitación y la evapotranspiración potencial anuales y la interacción entre precipitación y clase de vegetación. La varianza explicada fue alta para *Q* y *R* (0.747 y 0.755, respectivamente), y más baja para *E* (0.351), lo que implica una mayor incertidumbre en la estimación de esta última variable (aunque no se debe olvidar que la predicción por regresión garantiza una predicción conservadora, próxima a la media y alejada de los valores extremos).

La contribución al error del efecto aleatorio (embalse) fue de magnitud comparable a la del residual, sugiriendo la existencia de diferencias sustanciales entre las simulaciones que podrían ser objeto de investigación posterior. Estos modelos permitieron la obtención de mapas de *A*, *Q* y *R* para la totalidad del territorio andaluz, a partir de mapas de *P* y *EP* obtenidos mediante kriging (interpolación geoestadística) de los valores medidos en la red de observatorios climáticos utilizados.

A continuación se detallan los modelos óptimos obtenidos para cada variable dependiente.

Evapotranspiración					
Random effects: ~1   BAS (intercept:cuenca)					
	random	residual			
StdDev:	34.0	72.5			
Fixed effects: E ~ P + EP + P:LULC					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	286.6	29.66	1347	9.664	0.000
PCP	0.087	0.013	1347	6.947	0.000
ETP	0.014	0.022	1347	0.649	0.517
PCP:LULCRNGB	0.067	0.011	1347	6.023	0.000
PCP:LULCPINE	0.103	0.012	1347	8.782	0.000
PCP:LULCOAK	0.071	0.011	1347	6.536	0.000
PCP:LULCFRST	0.062	0.011	1347	5.712	0.000
PCP:LULCPOPL	0.009	0.011	1347	0.847	0.397
PCP:LULCEUCA	0.085	0.02	1347	4.272	0.000
r2	0.351				

---

Caudal superficial

---

Random effects: ~1 | BAS (intercept:cuena)

	random	residual
StdDev:	47.0	58.1

Fixed effects: Q ~ P + EP + P:LULC

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	12.16	28.98	1349	0.419	0.675
PCP	0.555	0.012	1349	45.435	0.000
ETP	-0.106	0.022	1349	-4.949	0.000
PCP:LULCRNGB	-0.132	0.008	1349	-16.462	0.000
PCP:LULCPINE	-0.157	0.008	1349	-19.230	0.000
PCP:LULCOAK	-0.092	0.008	1349	-11.449	0.000
PCP:LULCFRST	-0.110	0.008	1349	-13.568	0.000
PCP:LULCPOPL	-0.035	0.008	1349	-4.238	0.000
PCP:LULCEUCA	-0.097	0.016	1349	-5.894	0.000
r2	0.747				

---



---

Recarga de acuífero

---

Random effects: ~1 | BAS (intercept:cuena)

	random	residual
StdDev:	52.1	44.7

Fixed effects: R ~ P + EP + P:LULC

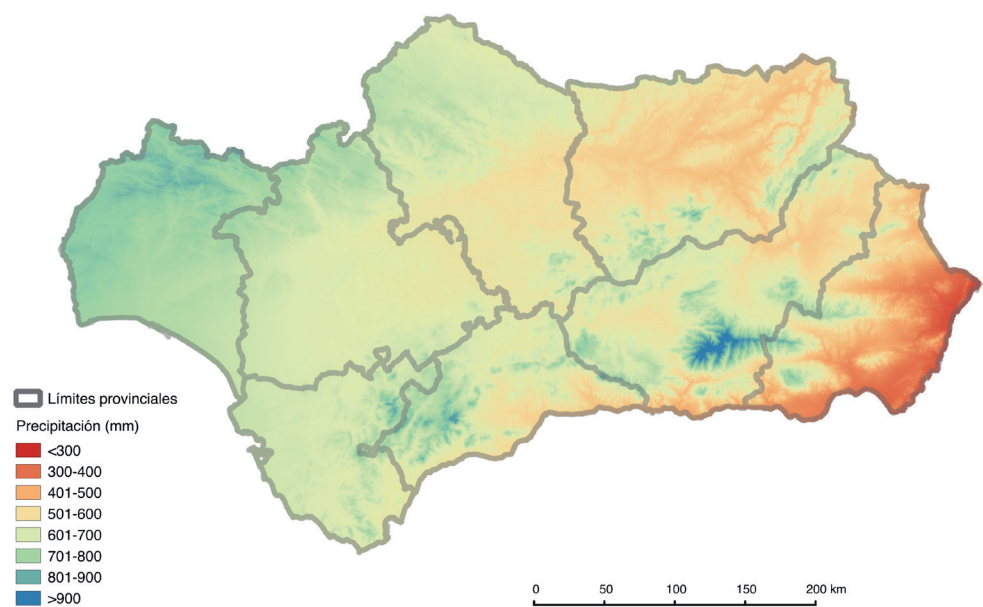
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	70.11	21.93	1349	3.197	0.001
PCP	0.243	0.008	1349	31.926	0.000
ETP	-0.077	0.015	1349	-4.991	0.000
PCP:LULCRNGB	0.057	0.006	1349	8.954	0.000
PCP:LULCPINE	0.056	0.007	1349	8.557	0.000
PCP:LULCOAK	-0.007	0.006	1349	-1.110	0.267
PCP:LULCFRST	0.012	0.006	1349	1.965	0.050
PCP:LULCPOPL	0.011	0.006	1349	1.816	0.070
PCP:LULCEUCA	0.016	0.012	1349	1.394	0.164
r2	0.755				

---

Erosión (exportación de sedimento)					
Random effects: ~1   BAS (intercept:cuenca)					
	random	residual			
StdDev:	7.748	39.862			
Fixed effects: M ~ P + EP + P:LULC					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	12.36	13.60	1349	0.909	0.363
PCP	0.116	0.006	1349	18.064	0.000
ETP	-0.028	0.010	1349	-2.755	0.006
PCP:LULCRNGB	-0.061	0.006	1349	-10.925	0.000
PCP:LULCPINE	-0.072	0.006	1349	-12.453	0.000
PCP:LULCOAK	-0.045	0.005	1349	-8.292	0.000
PCP:LULCFRST	-0.053	0.006	1349	-9.548	0.000
PCP:LULCPOPL	-0.066	0.006	1349	-11.845	0.000
PCP:LULCEUCA	-0.046	0.009	1349	-5.130	0.000
r2	0.239				

La Figura A.1.10, Figura A.1.11, Figura A.1.12 y Figura A.1.13 muestran la relación entre las variables dependientes ( $E$ ,  $Q$ ,  $R$  y  $M$ ) y la precipitación, para las distintas clases de vegetación, así como los modelos obtenidos mediante los modelos de efectos mixtos. Los círculos indican las observaciones (HRUs), mientras que las líneas indican los modelos ajustados.

**Figura A.1.8.** Precipitación media anual, periodo 2000-2009 (mm)



**Figura A.1.9.** Evapotranspiración potencial media anual, periodo 2000-2009 (mm)

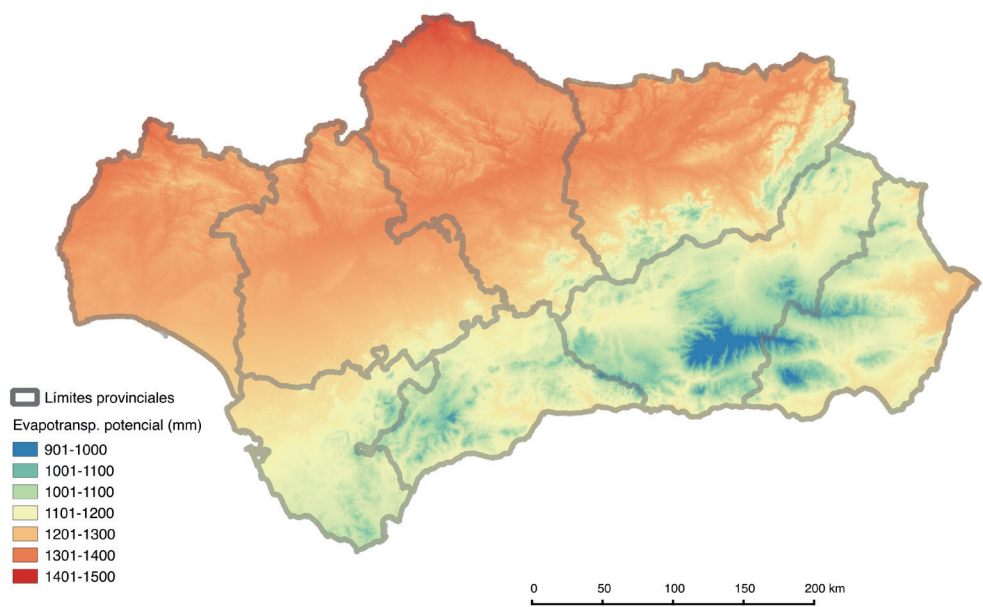


Figura A.1.10. Modelo de regresión de  $E$  frente a  $P$

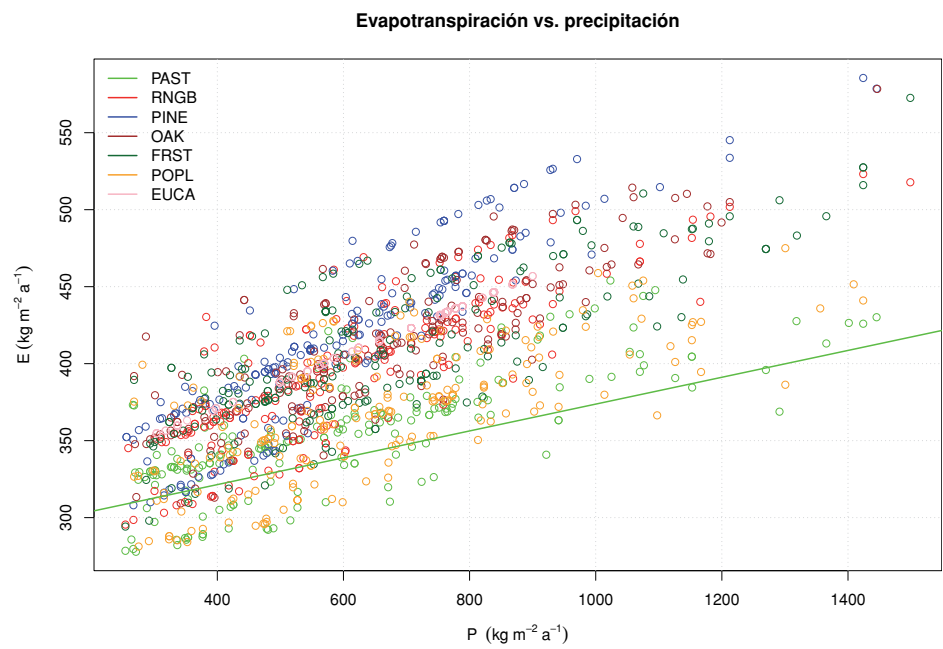


Figura A.1.11. Modelo de regresión de  $R$  frente a  $P$

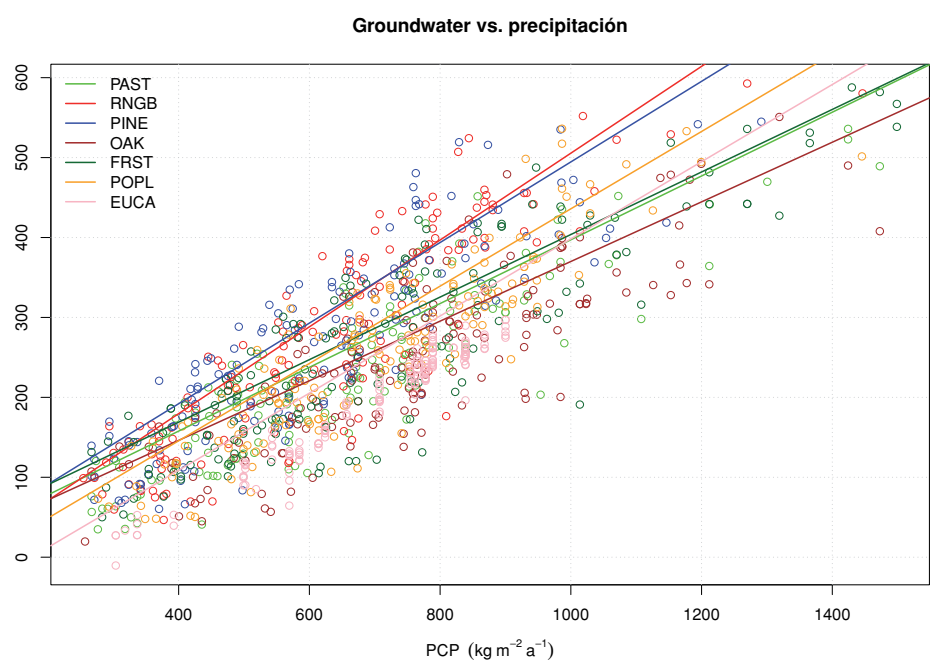




Figura A.1.12. Modelo de regresión de  $Q$  frente a  $P$

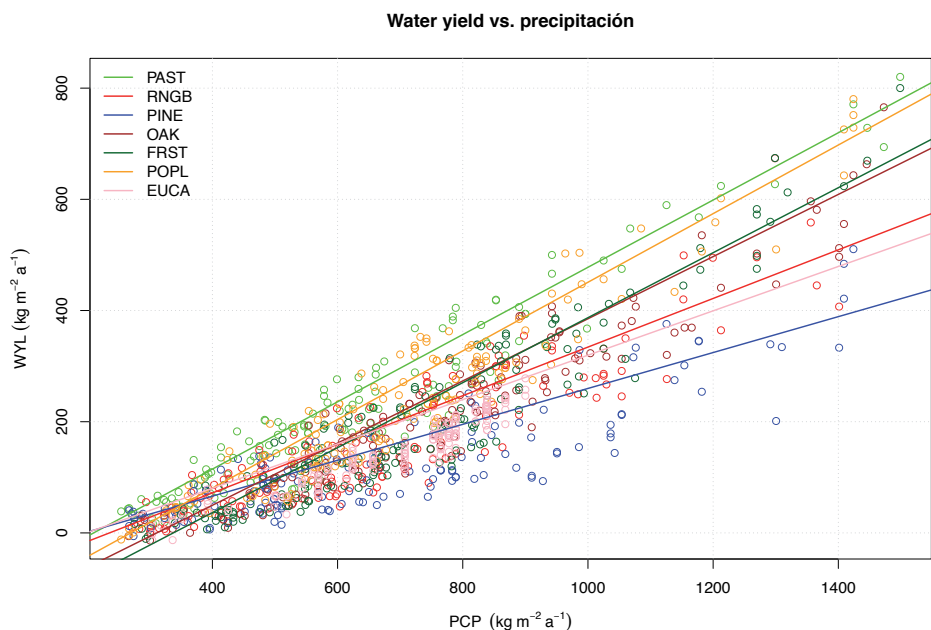
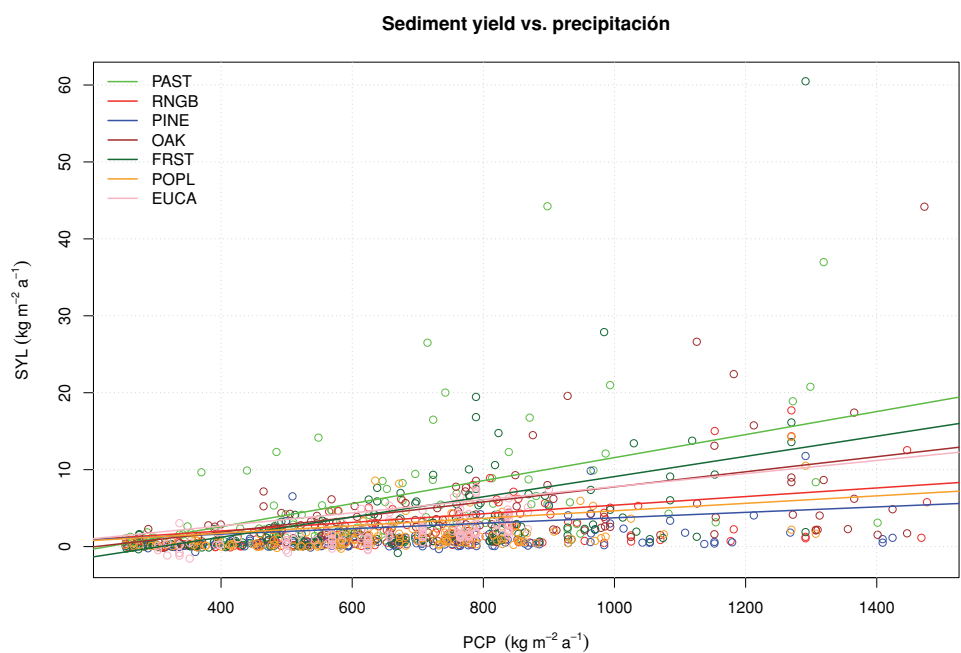


Figura A.1.13. Modelo de regresión de  $M$  frente a  $P$



## 6 REFERENCIAS

Tsvetsinskaya E.A., Schaaf C.B., Gao F., Strahler A.H., Dickinson R.E., Zeng X., Lucht W, 2002. Relating MODIS-derived surface albedo to soils and rock types over Northern Africa and the Arabian peninsula. *Geophysical Research Letters* **2**.

## **ANEJO 2**

### **Tablas de flujos físicos, producción, renta y capital del agua forestal en Andalucía en 2010 y en el decenio 2000-2009**

Autores: Alejandro Álvarez y Santiago Beguería

Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

## CONTENIDOS

1	FLUJOS FÍSICOS, PRODUCCIÓN, RENTA Y CAPITAL DEL AGUA FORESTAL EN ANDALUCÍA EN 2010 Y EN EL DECENIO 2000-2009, POR PROVINCIAS .....	253
Tabla A.2.1.	Superficie forestal total y relevante por provincias (ha) ....	253
Tabla A.2.2.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por provincias (2010: hm <sup>3</sup> ) .....	254
Tabla A.2.3.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por provincias (2010: m <sup>3</sup> /ha) .....	255
Tabla A.2.4.	Producción total de agua forestal por provincias (2010: hm <sup>3</sup> ) .....	255
Tabla A.2.5.	Producción total de agua forestal por provincias (2010: m <sup>3</sup> /ha) .....	256
Tabla A.2.6.	Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por provincias (2010: hm <sup>3</sup> ) .....	256
Tabla A.2.7.	Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por provincias (2010). .....	257
Tabla A.2.8.	Flujos físicos del ciclo de agua forestal por provincias (2000-2009: hm <sup>3</sup> ) .....	257
Tabla A.2.9.	Flujos físicos del ciclo de agua forestal por provincias (2000-2009: m <sup>3</sup> /ha) .....	258
Tabla A.2.10.	Producción total de agua forestal por provincias (2000-2009: hm <sup>3</sup> ) .....	258
Tabla A.2.11.	Producción total de agua forestal por provincias (2000-2009: m <sup>3</sup> /ha) .....	259
Tabla A.2.12.	Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por provincias (2000-2009: hm <sup>3</sup> ) .....	259
Tabla A.2.13.	Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por provincias (2000-2009) .....	260

Tabla A.2.14.	Rentas ambientales corriente y estacionaria por provincias (€) .....	260
Tabla A.2.15.	Rentas ambientales corriente y estacionaria por provincias (€/ha).....	260
Figura A.2.1.	Recarga de acuíferos en Andalucía (2000-2009, m <sup>3</sup> /ha)....	261
Figura A.2.2.	Evapotranspiración de la vegetación del monte en Andalucía (2000-2009, m <sup>3</sup> /ha) .....	261
Figura A.2.3.	Generación de caudal superficial en Andalucía (2000-2009, m <sup>3</sup> /ha).....	262
2	FLUJOS FÍSICOS, PRODUCCIÓN, RENTA Y CAPITAL DEL AGUA FORESTAL EN ANDALUCÍA EN 2010 Y EN EL DECENIO 2000-2009, POR CLASES DE VEGETACIÓN.....	262
Tabla A.2.16.	Superficie forestal total por tipo de formación forestal y provincias (ha) .....	262
Tabla A.2.17.	Superficie forestal relevante por tipo de formación forestal y provincias (ha) .....	263
Tabla A.2.18.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal (2010: hm <sup>3</sup> ).....	263
Tabla A.2.19.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal (2010: m <sup>3</sup> /ha).....	264
Tabla A.2.20.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Almería (2010: m <sup>3</sup> /ha).....	264
Tabla A.2.21.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Cádiz (2010: m <sup>3</sup> /ha). .....	265
Tabla A.2.22.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Córdoba (2010: m <sup>3</sup> /ha).....	265
Tabla A.2.23.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Granada (2010: m <sup>3</sup> /ha).....	266
Tabla A.2.24.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Huelva (2010: m <sup>3</sup> /ha).....	266
Tabla A.2.25.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Jaén (2010: m <sup>3</sup> /ha) . .....	267
Tabla A.2.26.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Málaga (2010: m <sup>3</sup> /ha).....	267
Tabla A.2.27.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Sevilla (2010: m <sup>3</sup> /ha).....	268
Tabla A.2.28.	Producción total de agua forestal por tipo de formación forestal (2010: hm <sup>3</sup> ) .....	268

Tabla A.2.29.	Producción total de agua forestal por tipo de formación forestal (2010: m <sup>3</sup> /ha) .....	268
Tabla A.2.30.	Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por tipo de formación forestal (2010: hm <sup>3</sup> ) .....	269
Tabla A.2.31.	Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por tipo de formación forestal (2010).....	269
Tabla A.2.32.	Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal (2000-2009: hm <sup>3</sup> ) .....	269
Tabla A.2.33.	Flujos físicos del ciclo de agua forestal por tipo de formación forestal (2000-2009: m <sup>3</sup> /ha) .....	270
Tabla A.2.34.	Producción total de agua forestal por tipo de formación forestal (2000-2009: m <sup>3</sup> /ha) .....	270
Tabla A.2.35.	Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por tipo de formación forestal (2000-2009: hm <sup>3</sup> ).....	270
Tabla A.2.36.	Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por tipo de formación forestal (2000-2009) .....	271
Tabla A.2.37.	Rentas ambientales corriente y estacionaria por provincias (€) .....	271
Tabla A.2.38.	Rentas ambientales corriente y estacionaria por tipo de formación forestal y provincias (€/ha).....	272
Figura A.2.4.	Renta ambiental del agua forestal superficial regulada en Andalucía (2000-2009, €/ha).....	273
Figura A.2.5.	Capital ambiental del agua forestal superficial regulada en Andalucía (2000-2009, €/ha).....	273

# **1 FLUJOS FÍSICOS, PRODUCCIÓN, RENTA Y CAPITAL DEL AGUA FORESTAL EN ANDALUCÍA EN 2010 Y EN EL DECENIO 2000-2009, POR PROVINCIAS**

**Tabla A.2.1.** Superficie forestal total y relevante por provincias (ha)

Provincia	Superficie forestal total	Superficie forestal relevante
Almería	587.630	25.033
Cádiz	349.285	127.522
Córdoba	653.076	403.436
Granada	642.625	477.807
Huelva	756.278	144.920
Jaén	624.251	370.413
Málaga	362.053	26.152
Sevilla	411.234	230.722
Total Andalucía	4.386.432	1.806.005



**Tabla A.2.2.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por provincias (2010: hm<sup>3</sup>)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
1. Superficie forestal total									
Precipitación	4.410,47	3.087,12	5.348,76	6.108,46	6.931,95	5.025,83	3.293,07	3.547,80	37.753,47
Evapotranspiración	2.933,91	1.533,60	2.872,28	3.091,64	3.623,81	2.938,46	1.687,87	1.852,82	20.534,39
Agua superficial	597,17	905,46	1.467,37	1.534,00	1.853,89	1.089,20	841,53	987,11	9.275,74
Agua subterránea	828,34	584,57	906,97	1.299,20	1.293,18	898,81	672,45	631,65	7.115,17
Variación reserva positiva	85,14	63,51	103,77	184,22	161,49	107,75	91,47	76,42	873,77
Variación reserva negativa	34,09	0,02	1,63	0,61	0,42	8,39	0,25	0,21	45,60
2. Superficie forestal relevante									
Precipitación	177,08	1.147,03	3.306,00	4.596,95	1.322,94	3.017,85	220,47	2.028,60	15.816,92
Evapotranspiración	127,89	561,82	1.788,07	2.303,80	700,78	1.732,89	123,09	1.038,92	8.377,24
Agua superficial	19,77	344,42	897,30	1.166,50	340,91	674,90	46,36	587,74	4.077,89
Agua subterránea	35,25	217,95	556,79	987,39	248,09	546,06	44,15	360,23	2.995,92
Variación reserva positiva	1,85	22,86	64,85	139,73	33,23	67,37	6,88	41,77	378,54
Variación reserva negativa	7,68	0,01	1,02	0,47	0,07	3,36	0,01	0,05	12,67

**Tabla A.2.3.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por provincias (2010: m³/ha)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
1. Superficie forestal total									
Precipitación	7.505,52	8.838,39	8.190,11	9.505,48	9.165,87	8.050,98	9.095,56	8.627,21	8.606,87
Evapotranspiración	4.992,78	4.390,67	4.398,07	4.810,96	4.791,64	4.707,17	4.661,96	4.505,53	4.681,34
Agua superficial	1.016,24	2.592,32	2.246,86	2.387,08	2.451,34	1.744,82	2.324,33	2.400,35	2.114,64
Agua subterránea	1.409,63	1.673,63	1.388,76	2.021,71	1.709,92	1.439,83	1.857,32	1.536,00	1.622,09
Variación reserva positiva	144,89	181,83	158,90	286,67	213,53	172,60	252,65	185,84	199,20
Variación reserva negativa	58,02	0,05	2,49	0,94	0,55	13,44	0,70	0,50	10,40
2. Superficie forestal relevante									
Precipitación	7.073,85	8.994,78	8.194,61	9.620,93	9.128,73	8.147,27	8.430,21	8.792,41	8.757,96
Evapotranspiración	5.108,83	4.405,67	4.432,10	4.821,61	4.835,60	4.678,26	4.706,65	4.502,89	4.638,55
Agua superficial	789,62	2.700,84	2.224,16	2.441,36	2.352,38	1.822,02	1.772,81	2.547,38	2.257,96
Agua subterránea	1.408,32	1.709,10	1.380,13	2.066,50	1.711,91	1.474,20	1.688,13	1.561,32	1.658,87
Variación reserva positiva	73,89	179,27	160,75	292,44	229,32	181,87	262,91	181,04	209,60
Variación reserva negativa	306,82	0,10	2,53	0,98	0,48	9,07	0,29	0,24	7,02

**Tabla A.2.4.** Producción total de agua forestal por provincias (2010: hm³)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
1. Superficie forestal total									
Producción total	4.410,47	3.087,12	5.348,76	6.108,46	6.931,95	5.025,83	3.293,07	3.547,80	37.753,47
Producción intermedia	2.899,82	1.533,58	2.870,65	3.091,04	3.623,40	2.930,07	1.687,62	1.852,62	20.488,79
Producción final	1.510,65	1.553,54	2.478,11	3.017,42	3.308,56	2.095,76	1.605,45	1.695,18	17.264,68
2. Superficie forestal relevante									
Producción total	177,08	1.147,03	3.306,00	4.596,95	1.322,94	3.017,85	220,47	2.028,60	15.816,92
Producción intermedia	120,21	561,81	1.787,05	2.303,33	700,71	1.729,52	123,08	1.038,86	8.364,57
Producción final	56,87	585,22	1.518,95	2.293,62	622,23	1.288,33	97,39	989,74	7.452,35

**Tabla A.2.5.** Producción total de agua forestal por provincias (2010: m³/ha)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
1. Superficie forestal total									
Producción total	7.505,52	8.838,39	8.190,11	9.505,48	9.165,87	8.050,98	9.095,56	8.627,21	8.606,87
Producción intermedia	4.934,77	4.390,61	4.395,59	4.810,02	4.791,09	4.693,74	4.661,27	4.505,03	4.670,95
Producción final	2.570,75	4.447,77	3.794,52	4.695,46	4.374,79	3.357,25	4.434,30	4.122,18	3.935,93
2. Superficie forestal relevante									
Producción total	7.073,85	8.994,78	8.194,61	9.620,93	9.128,73	8.147,27	8.430,21	8.792,41	8.757,96
Producción intermedia	4.802,01	4.405,57	4.429,57	4.820,63	4.835,12	4.669,18	4.706,35	4.502,65	4.631,53
Producción final	2.271,84	4.589,21	3.765,04	4.800,30	4.293,61	3.478,08	3.723,86	4.289,75	4.126,43

**Tabla A.2.6.** Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por provincias (2010: hm³)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
Agua superficial	597,17	905,46	1.467,37	1.534,00	1.853,89	1.089,20	841,53	987,11	9.275,74
Agua regulada	19,77	344,42	897,30	1.166,50	340,91	674,90	46,36	587,74	4.077,89
Uso comercial	16,70	334,14	427,29	669,01	189,26	321,38	40,68	292,38	2.290,84
Uso ecológico	3,07	10,28	470,02	497,49	151,65	353,52	5,68	295,36	1.787,05
Agua no regulada	577,41	561,04	570,06	367,50	1.512,99	414,31	795,17	399,37	5.197,85

**Tabla A.2.7.** Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por provincias (2010)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
Agua superficial total (m <sup>3</sup> /ha)	1.016,24	2.592,32	2.246,86	2.387,08	2.451,34	1.744,82	2.324,33	2.400,35	2.114,64
Agua regulada (%)	3,31	38,04	61,15	76,04	18,39	61,96	5,51	59,54	43,96
<i>Uso comercial</i>	84,49	97,02	47,62	57,35	55,52	47,62	87,75	49,75	56,18
<i>Uso ecológico</i>	15,51	2,98	52,38	42,65	44,48	52,38	12,25	50,25	43,82
Agua no regulada (%)	96,69	61,96	38,85	23,96	81,61	38,04	94,49	40,46	56,04

**Tabla A.2.8.** Flujos físicos del ciclo de agua forestal por provincias (2000-2009: hm<sup>3</sup>)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
1. Superficie forestal total									
Precipitación	2.642,15	2.161,38	3.905,37	3.862,93	5.349,97	3.353,43	2.225,04	2.642,39	26.142,67
Evapotranspiración	2.654,43	1.404,52	2.717,14	2.741,40	3.445,22	2.701,97	1.528,68	1.755,06	18.948,42
Agua superficial	186,75	411,06	746,43	575,08	1.026,46	447,09	351,93	512,84	4.257,64
Agua subterránea	274,10	331,00	521,99	623,05	840,69	420,31	357,64	383,01	3.751,79
Variación reserva positiva	7,51	24,26	5,92	45,20	60,86	7,43	26,12	16,19	193,50
Variación reserva negativa	480,63	9,46	86,11	121,80	23,26	223,37	39,33	24,71	1.008,68
2. Superficie forestal relevante									
Precipitación	113,03	798,85	2.418,67	2.905,40	1.022,71	2.013,94	147,75	1.510,19	10.930,52
Evapotranspiración	116,27	513,12	1.691,54	2.038,67	667,17	1.593,67	112,30	983,60	7.716,34
Agua superficial	5,83	155,80	459,06	434,39	189,06	278,01	18,34	303,04	1.843,54
Agua subterránea	11,49	123,11	321,04	476,93	161,09	258,21	21,98	219,82	1.593,67
Variación reserva positiva	0,27	9,96	2,36	37,73	11,11	5,19	0,76	12,21	79,60
Variación reserva negativa	20,84	3,13	55,34	82,33	5,72	121,13	5,63	8,49	302,62

**Tabla A.2.9.** Flujos físicos del ciclo de agua forestal por provincias (2000-2009: m³/ha)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
1. Superficie forestal total									
Precipitación	4.496,27	6.188,02	5.979,96	6.011,17	7.074,07	5.371,93	6.145,63	6.425,53	5.959,89
Evapotranspiración	4.517,17	4.021,13	4.160,53	4.265,94	4.555,49	4.328,35	4.222,27	4.267,78	4.319,78
Agua superficial	317,80	1.176,86	1.142,94	894,90	1.357,25	716,20	972,03	1.247,09	970,64
Agua subterránea	466,44	947,65	799,27	969,55	1.111,62	673,30	987,81	931,37	855,32
Variación reserva positiva	12,77	69,46	9,07	70,33	80,48	11,90	72,15	39,38	44,11
Variación reserva negativa	817,91	27,08	131,85	189,54	30,76	357,82	108,64	60,08	229,95
2. Superficie forestal relevante									
Precipitación	4.515,02	6.264,43	5.995,16	6.080,69	7.057,06	5.437,01	5.649,59	6.545,49	6.052,32
Evapotranspiración	4.644,44	4.023,79	4.192,83	4.266,72	4.603,73	4.302,41	4.294,17	4.263,15	4.272,60
Agua superficial	233,07	1.221,75	1.137,89	909,14	1.304,56	750,53	701,16	1.313,46	1.020,78
Agua subterránea	459,14	965,38	795,75	998,17	1.111,59	697,08	840,31	952,76	882,43
Variación reserva positiva	10,75	78,07	5,86	78,97	76,67	14,02	29,06	52,92	44,07
Variación reserva negativa	832,39	24,56	137,17	172,32	39,49	327,03	215,11	36,81	167,56

**Tabla A.2.10.** Producción total de agua forestal por provincias (2000-2009: hm³)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
1. Superficie forestal total									
Producción total	2.642,15	2.161,38	3.905,37	3.862,93	5.349,97	3.353,43	2.225,04	2.642,39	26.142,67
Producción intermedia	2.173,80	1.395,06	2.631,03	2.619,59	3.421,96	2.478,60	1.489,35	1.730,35	17.939,74
Producción final	468,35	766,32	1.274,34	1.243,34	1.928,01	874,83	735,69	912,05	8.202,93
2. Superficie forestal relevante									
Producción total	113,03	798,85	2.418,67	2.905,40	1.022,71	2.013,94	147,75	1.510,19	10.930,52
Producción intermedia	95,43	509,99	1.636,20	1.956,34	661,45	1.472,53	106,68	975,11	7.413,72
Producción final	17,60	288,86	782,46	949,06	361,26	541,41	41,07	535,08	3.516,80

**Tabla A.2.11.** Producción total de agua forestal por provincias (2000-2009: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
1. Superficie forestal total									
Producción total	4.496,27	6.188,02	5.979,96	6.011,17	7.074,07	5.371,93	6.145,63	6.425,53	5.959,89
Producción intermedia	3.699,26	3.994,05	4.028,67	4.076,40	4.524,73	3.970,52	4.113,63	4.207,70	4.089,83
Producción final	797,02	2.193,97	1.951,29	1.934,78	2.549,34	1.401,40	2.032,00	2.217,83	1.870,07
2. Superficie forestal relevante									
Producción total	4.515,02	6.264,43	5.995,16	6.080,69	7.057,06	5.437,01	5.649,59	6.545,49	6.052,32
Producción intermedia	3.812,05	3.999,23	4.055,66	4.094,41	4.564,24	3.975,38	4.079,06	4.226,35	4.105,04
Producción final	702,97	2.265,20	1.939,50	1.986,28	2.492,82	1.461,63	1.570,53	2.319,14	1.947,28

**Tabla A.2.12.** Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por provincias (2000-2009: hm<sup>3</sup>)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
Agua superficial	186,75	411,06	746,43	575,08	1.026,46	447,09	351,93	512,84	4.257,64
Agua regulada	5,83	155,80	459,06	434,39	189,06	278,01	18,34	303,04	1.843,54
<i>Uso comercial</i>	4,90	150,82	218,60	244,21	105,16	132,38	16,39	150,29	1.022,76
<i>Uso ecológico</i>	0,94	4,98	240,46	190,18	83,90	145,62	1,94	152,76	820,78
Agua no regulada	180,91	255,26	287,37	140,69	837,40	169,08	333,59	209,80	2.414,10

**Tabla A.2.13.** Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por provincias (2000-2009)

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
Agua superficial total (m³/ha)	317,80	1.176,86	1.142,94	894,90	1.357,25	716,20	972,03	1.247,09	970,64
Agua regulada (%)	3,12	37,90	61,50	75,54	18,42	62,18	5,21	59,09	43,30
<i>Uso comercial</i>	83,90	96,81	47,62	56,22	55,62	47,62	89,41	49,59	55,48
<i>Uso ecológico</i>	16,10	3,19	52,38	43,78	44,38	52,38	10,59	50,41	44,52
Agua no regulada	96,88	62,10	38,50	24,46	81,58	37,82	94,79	40,91	56,70

**Tabla A.2.14.** Rentas ambientales corriente y estacionaria por provincias (€)

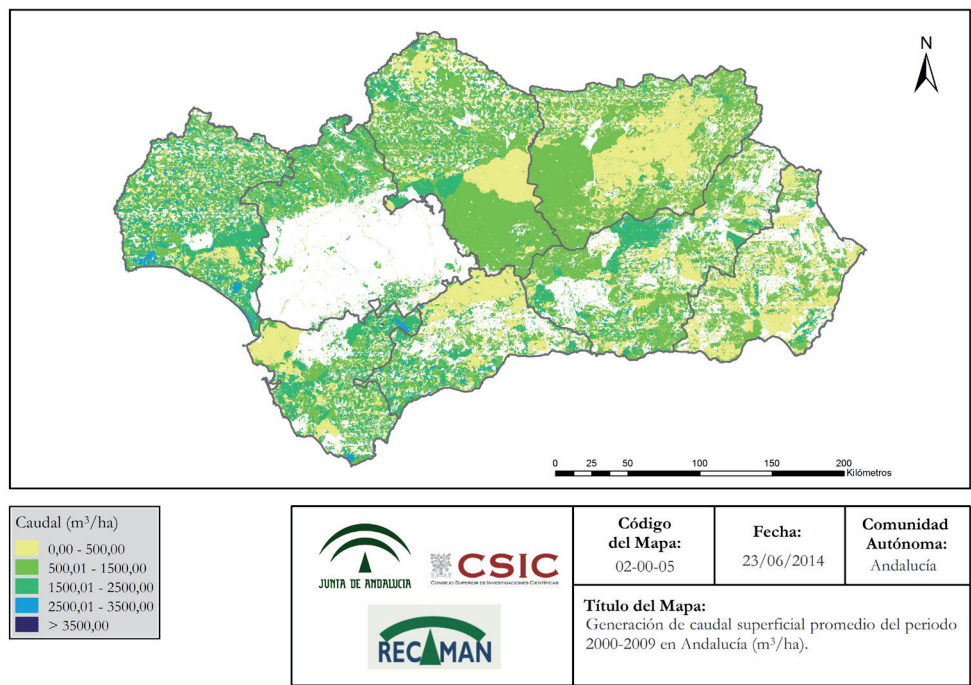
Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
Renta ambiental corriente (2010)	2.024.039	40.497.793	51.787.259	81.084.122	22.938.146	38.951.261	4.930.727	35.435.878	277.649.224
Renta ambiental estacionaria (media 2000-2009)	593.295	18.279.699	26.494.553	29.598.276	12.745.648	16.044.902	1.986.956	18.214.666	123.957.996

**Tabla A.2.15.** Rentas ambientales corriente y estacionaria por provincias (€/ha).

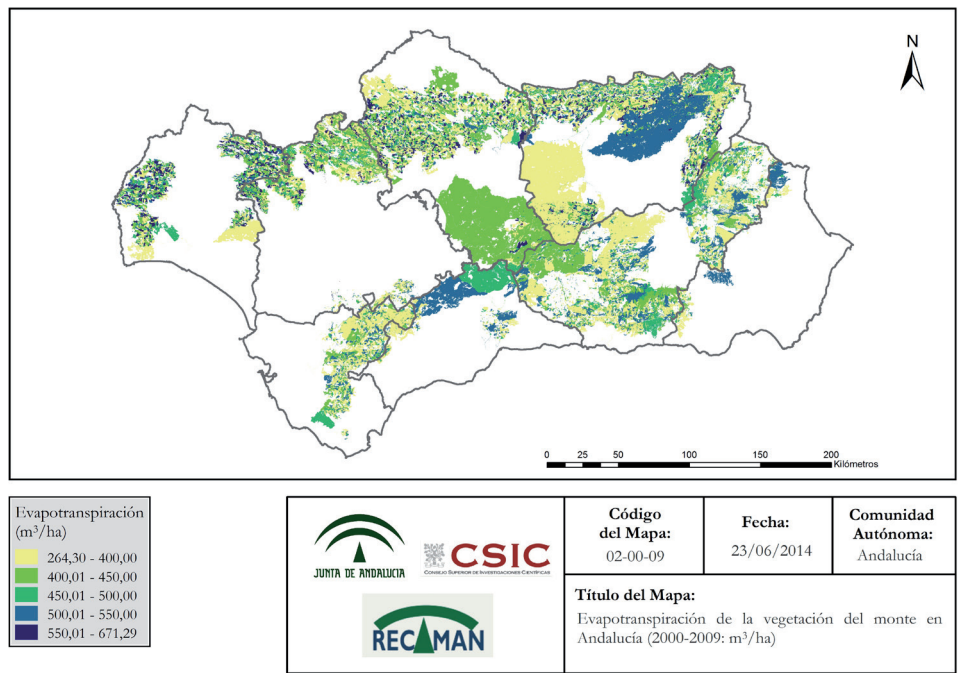
Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
1. Renta ambiental corriente (2010)									
Superficie forestal total	3,44	115,94	79,30	126,18	30,33	62,40	13,62	86,17	63,30
Superficie forestal relevante	80,85	317,58	128,37	169,70	158,28	105,16	188,54	153,59	153,74
2. Renta ambiental estacionaria (media 2000-2009)									
Superficie forestal total	1,01	52,33	40,57	46,06	16,85	25,70	5,49	44,29	28,26
Superficie forestal relevante	23,70	143,35	65,67	61,95	87,95	43,32	75,98	78,95	68,64



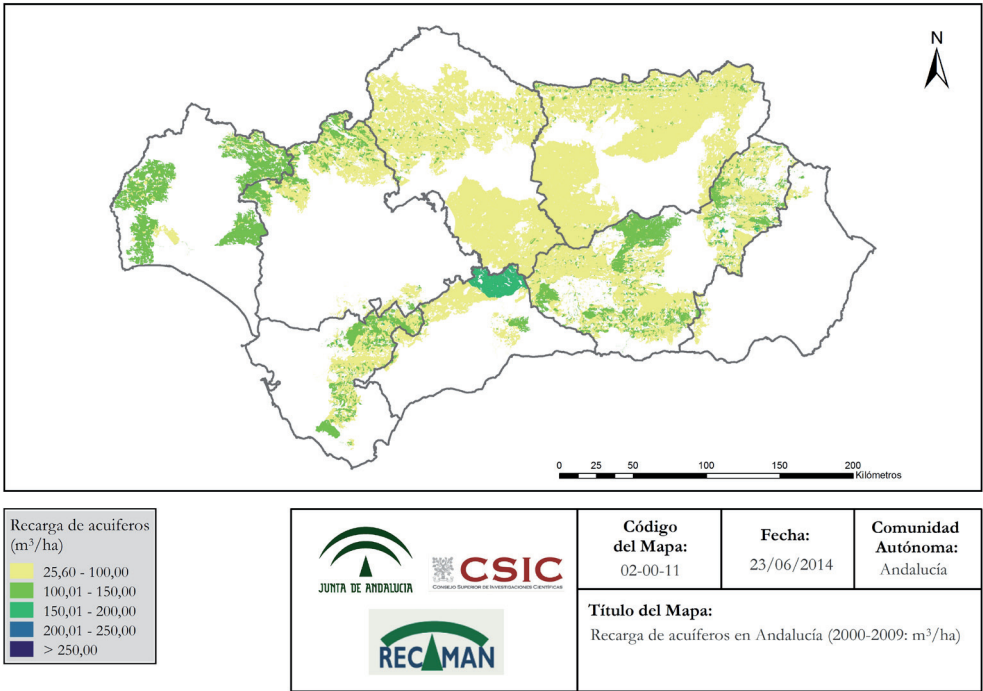
**Figura A.2.1.** Generación de caudal superficial en Andalucía (2000-2009, m³/ha)



**Figura A.2.2.** Evapotranspiración de la vegetación del monte en Andalucía (2000-2009, m³/ha)



**Figura A.2.3.** Recarga de acuíferos en Andalucía (2000-2009, m³/ha).



**2 FLUJOS FÍSICOS, PRODUCCIÓN, RENTA Y CAPITAL DEL AGUA FORESTAL EN ANDALUCÍA EN 2010 Y EN EL DECENIO 2000-2009, POR CLASES DE VEGETACIÓN**

**Tabla A.2.16.** Superficie forestal total por tipo de formación forestal y provincias (ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Almería	134.295	39.653	412.039	1.643	587.630
Cádiz	35.679	206.906	59.753	46.948	349.285
Córdoba	82.872	503.058	44.491	22.655	653.076
Granada	234.779	116.200	277.260	14.385	642.625
Huelva	309.373	323.057	97.192	26.657	756.278
Jaén	260.544	226.269	120.692	16.745	624.251
Málaga	115.994	101.546	138.324	6.188	362.053
Sevilla	51.874	295.964	52.907	10.489	411.234
Total	1.225.409	1.812.654	1.202.659	145.709	4.386.432

**Tabla A.2.17.** Superficie forestal relevante por tipo de formación forestal y provincias (ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Almería	4.225	1.574	19.205	29	25.033
Cádiz	11.387	81.397	21.784	12.954	127.522
Córdoba	59.110	317.499	20.548	6.279	403.436
Granada	170.836	88.966	206.887	11.118	477.807
Huelva	57.394	57.094	24.731	5.700	144.920
Jaén	138.449	141.470	77.504	12.989	370.413
Málaga	9.333	4.287	12.351	181	26.152
Sevilla	17.562	181.694	25.081	6.385	230.722
Total	468.297	873.981	408.092	55.635	1.806.005

**Tabla A.2.18.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal (2010: hm<sup>3</sup>)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Precipitación	10.864,28	15.695,56	9.885,93	1.307,70	37.753,47
Evapotranspiración	5.732,67	7.690,10	6.634,00	477,63	20.534,39
Agua superficial	2.825,65	5.046,20	824,55	579,33	9.275,74
Agua subterránea	2.063,22	2.718,68	2.086,96	246,31	7.115,17
Variación reserva positiva	252,25	242,02	374,92	4,58	873,77
Variación reserva negativa	9,51	1,44	34,51	0,15	45,60
2. Superficie forestal relevante					
Precipitación	4.164,67	7.482,66	3.640,58	529,00	15.816,92
Evapotranspiración	2.200,00	3.715,90	2.278,44	182,90	8.377,24
Agua superficial	1.085,00	2.365,21	384,72	242,95	4.077,89
Agua subterránea	792,76	1.284,83	816,63	101,70	2.995,92
Variación reserva positiva	90,01	117,40	169,57	1,56	378,54
Variación reserva negativa	3,10	0,68	8,77	0,12	12,67

**Tabla A.2.19.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal (2010: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Precipitación	8.865,84	8.658,88	8.220,06	8.974,71	8.606,87
Evapotranspiración	4.678,17	4.242,45	5.516,11	3.277,94	4.681,34
Agua superficial	2.305,89	2.783,87	685,61	3.975,91	2.114,64
Agua subterránea	1.683,70	1.499,83	1.735,29	1.690,45	1.622,09
Variación reserva positiva	205,85	133,52	311,74	31,45	199,20
Variación reserva negativa	7,76	0,79	28,69	1,04	10,40
2. Superficie forestal relevante					
Precipitación	8.893,22	8.561,58	8.921,00	9.508,44	8.757,96
Evapotranspiración	4.697,88	4.251,69	5.583,16	3.287,50	4.638,55
Agua superficial	2.316,91	2.706,25	942,73	4.366,93	2.257,96
Agua subterránea	1.692,85	1.470,09	2.001,10	1.828,01	1.658,87
Variación reserva positiva	192,21	134,33	415,51	28,08	209,60
Variación reserva negativa	6,63	0,78	21,50	2,09	7,02

**Tabla A.2.20.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Almería (2010: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Precipitación	8.813,74	8.932,43	6.945,08	6.685,44	7.505,52
Evapotranspiración	4.376,68	3.748,81	5.321,33	2.980,88	4.992,78
Agua superficial	2.438,44	3.417,57	315,61	2.522,29	1.016,24
Agua subterránea	1.685,04	1.653,59	1.297,44	1.145,91	1.409,63
Variación reserva positiva	330,53	112,76	87,90	36,57	144,89
Variación reserva negativa	16,95	0,29	77,19	0,20	58,02
2. Superficie forestal relevante					
Precipitación	8.852,65	8.753,06	6.546,73	5.898,74	7.073,85
Evapotranspiración	4.458,32	4.021,31	5.344,34	2.955,78	5.108,83
Agua superficial	2.437,63	3.091,59	236,65	1.963,58	789,62
Agua subterránea	1.727,14	1.595,45	1.323,56	947,91	1.408,32
Variación reserva positiva	236,55	44,74	40,57	31,47	73,89
Variación reserva negativa	6,99	0,03	398,39	0,00	306,82

**Tabla A.2.21.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Cádiz (2010: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Precipitación	8.907,32	8.920,81	8.782,01	8.494,49	8.838,39
Evapotranspiración	4.576,54	4.326,50	5.475,90	3.150,95	4.390,67
Agua superficial	2.404,48	2.846,58	924,95	3.736,67	2.592,32
Agua subterránea	1.716,57	1.605,50	1.948,87	1.590,93	1.673,63
Variación reserva positiva	209,86	142,30	432,29	15,94	181,83
Variación reserva negativa	0,14	0,07	0,00	0,00	0,05
2. Superficie forestal relevante					
Precipitación	9.193,50	9.050,11	8.908,72	8.617,16	8.994,78
Evapotranspiración	4.658,44	4.318,83	5.341,30	3.155,66	4.405,67
Agua superficial	2.517,93	2.959,04	1.163,73	3.824,11	2.700,84
Agua subterránea	1.797,36	1.636,08	1.987,61	1.622,02	1.709,10
Variación reserva positiva	220,10	136,26	416,07	15,37	179,27
Variación reserva negativa	0,33	0,10	0,00	0,00	0,10

**Tabla A.2.22.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Córdoba (2010: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Precipitación	8.056,26	8.216,21	8.315,89	7.853,07	8.190,11
Evapotranspiración	4.971,34	4.224,17	5.825,50	3.359,41	4.398,07
Agua superficial	1.532,35	2.487,00	449,19	3.058,62	2.246,86
Agua subterránea	1.386,21	1.365,65	1.658,90	1.380,92	1.388,76
Variación reserva positiva	181,41	139,91	385,01	54,13	158,90
Variación reserva negativa	15,05	0,51	2,71	0,00	2,49
2. Superficie forestal relevante					
Precipitación	8.146,71	8.205,75	8.144,44	8.246,81	8.194,61
Evapotranspiración	5.009,50	4.252,81	5.863,19	3.379,09	4.432,10
Agua superficial	1.541,27	2.451,45	337,11	3.334,96	2.224,16
Agua subterránea	1.415,74	1.359,41	1.567,49	1.479,77	1.380,13
Variación reserva positiva	192,83	142,76	379,43	52,99	160,75
Variación reserva negativa	12,64	0,68	2,78	0,00	2,53

**Tabla A.2.23.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Granada (2010: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Precipitación	9.581,98	9.469,40	9.280,37	12.887,06	9.505,48
Evapotranspiración	4.484,94	4.088,75	5.468,31	3.295,98	4.810,96
Agua superficial	2.974,75	3.515,31	1.182,98	6.890,15	2.387,08
Agua subterránea	1.925,99	1.770,37	2.172,44	2.708,93	2.021,71
Variación reserva positiva	197,54	95,35	457,07	2,46	286,67
Variación reserva negativa	1,24	0,38	0,44	10,46	0,94
2. Superficie forestal relevante					
Precipitación	9.623,72	9.468,89	9.507,79	12.900,06	9.620,93
Evapotranspiración	4.506,80	4.099,61	5.474,08	3.295,00	4.821,61
Agua superficial	2.980,89	3.503,90	1.299,28	6.900,82	2.441,36
Agua subterránea	1.937,71	1.769,53	2.265,85	2.712,53	2.066,50
Variación reserva positiva	199,63	96,24	469,05	2,15	292,44
Variación reserva negativa	1,30	0,38	0,46	10,44	0,98

**Tabla A.2.24.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Huelva (2010: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Precipitación	9.053,50	9.276,51	9.142,39	9.214,89	9.165,87
Evapotranspiración	4.891,86	4.422,44	6.068,95	3.445,64	4.791,64
Agua superficial	2.231,28	3.079,70	639,21	3.997,19	2.451,34
Agua subterránea	1.724,94	1.625,09	1.941,56	1.719,13	1.709,92
Variación reserva positiva	206,57	149,45	492,67	52,93	213,53
Variación reserva negativa	1,16	0,17	0,00	0,00	0,55
2. Superficie forestal relevante					
Precipitación	8.968,35	9.282,78	9.133,74	9.178,86	9.128,73
Evapotranspiración	4.892,42	4.408,10	6.011,67	3.442,87	4.835,60
Agua superficial	2.162,29	3.096,34	702,51	3.972,82	2.352,38
Agua subterránea	1.697,62	1.629,35	1.936,06	1.710,28	1.711,91
Variación reserva positiva	217,05	149,17	483,51	52,89	229,32
Variación reserva negativa	1,03	0,18	0,00	0,00	0,48

**Tabla A.2.25.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Jaén (2010: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Precipitación	8.230,23	7.773,64	8.132,12	8.424,71	8.050,98
Evapotranspiración	4.800,02	4.161,47	5.732,04	3.249,49	4.707,17
Agua superficial	1.803,15	2.223,49	465,35	3.591,03	1.744,82
Agua subterránea	1.482,86	1.272,94	1.644,16	1.552,63	1.439,83
Variación reserva positiva	163,93	119,23	310,94	31,56	172,60
Variación reserva negativa	19,73	3,50	20,36	0,00	13,44
2. Superficie forestal relevante					
Precipitación	8.282,04	7.911,00	8.260,15	8.610,44	8.147,27
Evapotranspiración	4.749,15	4.171,29	5.715,85	3.253,02	4.678,26
Agua superficial	1.874,32	2.311,30	516,26	3.726,83	1.822,02
Agua subterránea	1.505,12	1.308,65	1.699,97	1.600,44	1.474,20
Variación reserva positiva	168,03	122,40	340,58	30,15	181,87
Variación reserva negativa	14,58	2,64	12,51	0,00	9,07

**Tabla A.2.26.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Málaga (2010: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Precipitación	9.137,48	9.284,89	8.908,78	9.378,07	9.095,56
Evapotranspiración	4.356,45	4.127,40	5.375,98	3.200,20	4.661,96
Agua superficial	2.804,18	3.340,74	1.085,08	4.351,98	2.324,33
Agua subterránea	1.791,87	1.716,17	2.017,86	1.811,73	1.857,32
Variación reserva positiva	185,66	102,27	429,89	14,16	252,65
Variación reserva negativa	0,67	1,69	0,02	0,00	0,70
2. Superficie forestal relevante					
Precipitación	8.604,08	8.801,90	8.155,00	9.439,73	8.430,21
Evapotranspiración	4.335,49	3.933,56	5.277,45	3.206,43	4.706,65
Agua superficial	2.435,61	3.167,91	749,30	4.392,27	1.772,81
Agua subterránea	1.650,76	1.605,80	1.742,92	1.826,57	1.688,13
Variación reserva positiva	182,86	94,67	385,45	14,46	262,91
Variación reserva negativa	0,64	0,04	0,12	0,00	0,29



**Tabla A.2.27.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal en la provincia de Sevilla (2010: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Precipitación	8.490,13	8.661,13	8.583,34	8.569,32	8.627,21
Evapotranspiración	4.767,65	4.246,17	5.927,05	3.357,18	4.505,53
Agua superficial	1.959,24	2.787,03	432,44	3.597,35	2.400,35
Agua subterránea	1.557,16	1.489,73	1.767,60	1.568,49	1.536,00
Variación reserva positiva	208,22	138,52	456,26	46,31	185,84
Variación reserva negativa	2,15	0,32	0,00	0,00	0,50
2. Superficie forestal relevante					
Precipitación	8.841,22	8.792,87	8.755,20	8.791,19	8.792,41
Evapotranspiración	4.743,62	4.317,08	5.964,44	3.387,08	4.502,89
Agua superficial	2.240,63	2.818,40	496,47	3.735,23	2.547,38
Agua subterránea	1.654,41	1.513,87	1.824,91	1.620,36	1.561,32
Variación reserva positiva	203,53	143,73	469,39	48,51	181,04
Variación reserva negativa	0,98	0,21	0,00	0,00	0,24

**Tabla A.2.28.** Producción total de agua forestal por tipo de formación forestal (2010: hm<sup>3</sup>)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Producción total	10.864,28	15.695,56	9.885,93	1.307,70	37.753,47
Producción intermedia	5.723,16	7.688,66	6.599,49	477,48	20.488,79
Producción final	5.141,12	8.006,90	3.286,43	830,23	17.264,68
2. Superficie forestal relevante					
Producción total	4.164,67	7.482,66	3.640,58	529,00	15.816,92
Producción intermedia	2.196,90	3.715,22	2.269,67	182,78	8.364,57
Producción final	1.967,77	3.767,44	1.370,92	346,22	7.452,35

**Tabla A.2.29.** Producción total de agua forestal por tipo de formación forestal (2010: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Producción total	8.865,84	8.658,88	8.220,06	8.974,71	8.606,87
Producción intermedia	4.670,41	4.241,66	5.487,42	3.276,90	4.670,95
Producción final	4.195,43	4.417,22	2.732,64	5.697,81	3.935,93
2. Superficie forestal relevante					
Producción total	8.893,22	8.561,58	8.921,00	9.508,44	8.757,96
Producción intermedia	4.691,25	4.250,91	5.561,66	3.285,41	4.631,53
Producción final	4.201,97	4.310,67	3.359,34	6.223,02	4.126,43

**Tabla A.2.30.** Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por tipo de formación forestal (2010: hm<sup>3</sup>)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Agua superficial	2.825,65	5.046,20	824,55	579,33	9.275,74
Agua regulada	1.085,00	2.365,21	384,72	242,95	4.077,89
<i>Uso comercial</i>	603,80	1.315,10	225,31	146,63	2.290,84
<i>Uso ecológico</i>	481,21	1.050,11	159,41	96,33	1.787,05
Agua no regulada	1.740,65	2.680,99	439,83	336,37	5.197,85

**Tabla A.2.31.** Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por tipo de formación forestal (2010)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Agua superficial	2.305,89	2.783,87	685,61	3.975,91	2.114,64
Agua regulada	38,40	46,87	46,66	41,94	43,96
<i>Uso comercial</i>	55,65	55,60	58,56	60,35	56,18
<i>Uso ecológico</i>	44,35	44,40	41,44	39,65	43,82
Agua no regulada	61,60	53,13	53,34	58,06	56,04

**Tabla A.2.32.** Flujos físicos del ciclo anual de agua forestal por tipo de formación forestal (2000-2009: hm<sup>3</sup>)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Precipitación	7.443,14	11.296,63	6.477,78	925,11	26.142,67
Evapotranspiración	5.177,42	7.183,23	6.148,39	439,37	18.948,42
Agua superficial	1.329,71	2.508,51	90,44	328,98	4.257,64
Agua subterránea	1.123,43	1.595,33	878,87	154,17	3.751,79
Variación reserva positiva	30,06	96,95	63,12	3,37	193,50
Variación reserva negativa	217,48	87,39	703,04	0,77	1.008,68
2. Superficie forestal relevante					
Precipitación	2.802,13	5.355,27	2.409,64	363,48	10.930,52
Evapotranspiración	1.975,05	3.471,76	2.103,70	165,83	7.716,34
Agua superficial	495,74	1.159,15	53,53	135,12	1.843,54
Agua subterránea	417,57	741,38	372,78	61,94	1.593,67
Variación reserva positiva	10,08	34,72	33,68	1,12	79,60
Variación reserva negativa	96,32	51,73	154,04	0,53	302,62

**Tabla A.2.33.** Flujos físicos del ciclo de agua forestal por tipo de formación forestal (2000-2009: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Precipitación	6.074,01	6.232,10	5.386,21	6.349,02	5.959,89
Evapotranspiración	4.225,06	3.962,82	5.112,33	3.015,40	4.319,78
Agua superficial	1.085,12	1.383,89	75,20	2.257,75	970,64
Agua subterránea	916,78	880,10	730,77	1.058,04	855,32
Variación reserva positiva	24,53	53,49	52,48	23,13	44,11
Variación reserva negativa	177,47	48,21	584,57	5,29	229,95
2. Superficie forestal relevante					
Precipitación	5.983,65	6.127,45	5.904,66	6.533,26	6.052,32
Evapotranspiración	4.217,52	3.972,35	5.154,98	2.980,62	4.272,60
Agua superficial	1.058,60	1.326,28	131,17	2.428,70	1.020,78
Agua subterránea	891,68	848,28	913,46	1.113,25	882,43
Variación reserva positiva	21,52	39,73	82,52	20,18	44,07
Variación reserva negativa	205,67	59,19	377,47	9,49	167,56

**Tabla A.2.34.** Producción total de agua forestal por tipo de formación forestal (2000-2009: m<sup>3</sup>/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Superficie forestal total					
Producción total	6.074,01	6.232,10	5.386,21	6.349,02	5.959,89
Producción intermedia	4.047,58	3.914,62	4.527,76	3.010,10	4.089,83
Producción final	2.026,42	2.317,48	858,45	3.338,92	1.870,07
2. Superficie forestal relevante					
Producción total	5.983,65	6.127,45	5.904,66	6.533,26	6.052,32
Producción intermedia	4.011,84	3.913,16	4.777,51	2.971,14	4.105,04
Producción final	1.971,81	2.214,29	1.127,15	3.562,12	1.947,28

**Tabla A.2.35.** Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por tipo de formación forestal (2000-2009: hm<sup>3</sup>)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Agua superficial	1.329,71	2.508,51	90,44	328,98	4.257,64
Agua regulada	495,74	1.159,15	53,53	135,12	1.843,54
<i>Uso comercial</i>	274,39	638,63	28,00	81,73	1.022,76
<i>Uso ecológico</i>	221,35	520,51	25,53	53,39	820,78
Agua no regulada	833,97	1.349,37	36,91	193,85	2.414,10

**Tabla A.2.36.** Agua superficial regulada con uso comercial y uso ecológico y agua superficial no regulada por tipo de formación forestal (2000-2009)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Agua superficial (m3/ha)	1.085,12	1.383,89	75,20	2.257,75	970,64
Agua regulada (%)	37,28	46,21	59,19	41,07	43,30
<i>Uso comercial</i>	55,35	55,10	52,31	60,49	55,48
<i>Uso ecológico</i>	44,65	44,90	47,69	39,51	44,52
Agua no regulada (%)	62,72	53,79	40,81	58,93	56,70

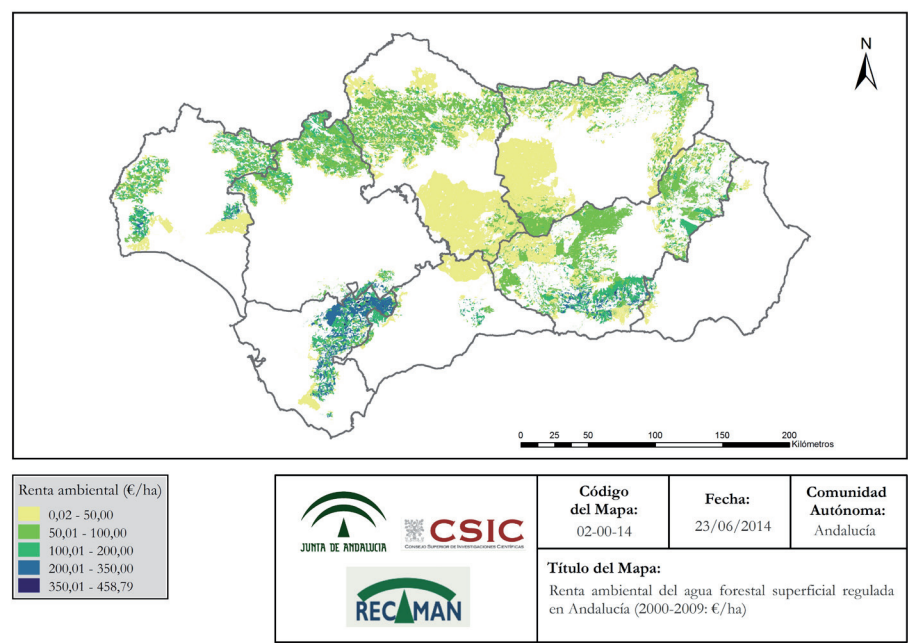
**Tabla A.2.37.** Rentas ambientales corriente y estacionaria por provincias (€)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Renta ambiental corriente (2010)	73.180.219	159.390.666	27.307.376	17.770.964	277.649.224
<i>Almería</i>	1.047.817	474.930	495.737	5.555	2.024.039
<i>Cádiz</i>	3.468.876	28.488.485	2.577.245	5.963.186	40.497.793
<i>Córdoba</i>	5.258.050	44.920.905	399.793	1.208.511	51.787.259
<i>Granada</i>	35.331.844	22.300.009	18.714.916	4.737.354	81.084.122
<i>Huelva</i>	8.106.749	12.181.940	1.081.453	1.568.004	22.938.146
<i>Jaén</i>	14.976.676	18.871.409	2.309.300	2.793.875	38.951.261
<i>Málaga</i>	2.477.205	1.429.964	933.414	90.143	4.930.727
<i>Sevilla</i>	2.513.002	30.723.024	795.517	1.404.336	35.435.878
2. Renta ambiental estacionaria (media 2000-2009)	33.256.331	77.402.292	3.393.859	9.905.515	123.957.996
<i>Almería</i>	407.388	174.455	10.265	1.187	593.295
<i>Cádiz</i>	1.622.032	12.993.769	331.610	3.332.288	18.279.699
<i>Córdoba</i>	2.775.200	22.921.255	110.611	687.487	26.494.553
<i>Granada</i>	14.940.698	9.370.925	2.679.777	2.606.875	29.598.276
<i>Huelva</i>	4.662.772	6.953.222	105.913	1.023.740	12.745.648
<i>Jaén</i>	6.341.925	8.315.591	25.218	1.362.169	16.044.902
<i>Málaga</i>	1.155.536	659.872	122.605	48.944	1.986.956
<i>Sevilla</i>	1.350.779	16.013.203	7.859	842.825	18.214.666

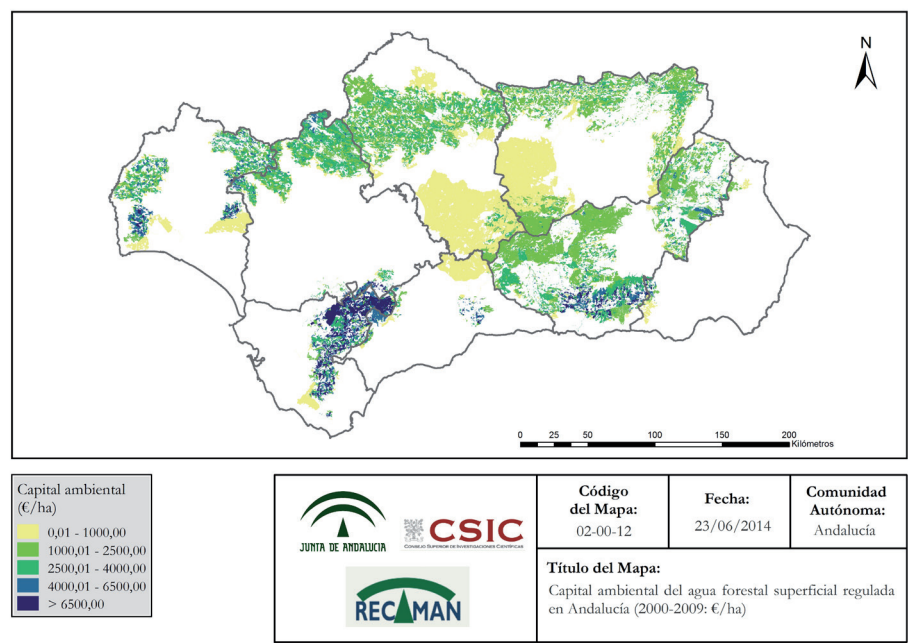
**Tabla A.2.38.** Rentas ambientales corriente y estacionaria por tipo de formación forestal y provincias (€/ha)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
<b>1. Renta ambiental corriente (2010)</b>					
1.1 Superficie forestal total	59,72	87,93	22,71	121,96	63,30
Almería	7,80	11,98	1,20	3,38	3,44
Cádiz	97,23	137,69	43,13	127,02	115,94
Córdoba	63,45	89,30	8,99	53,34	79,30
Granada	150,49	191,91	67,50	329,32	126,18
Huelva	26,20	37,71	11,13	58,82	30,33
Jaén	57,48	83,40	19,13	166,84	62,40
Málaga	21,36	14,08	6,75	14,57	13,62
Sevilla	48,44	103,81	15,04	133,89	86,17
1.2 Superficie forestal relevante	156,27	182,37	66,91	319,42	153,74
Almería	248,01	301,77	25,81	189,32	80,85
Cádiz	304,62	350,00	118,31	460,35	317,58
Córdoba	88,95	141,48	19,46	192,47	128,37
Granada	206,82	250,66	90,46	426,10	169,70
Huelva	141,25	213,37	43,73	275,07	158,28
Jaén	108,17	133,39	29,80	215,09	105,16
Málaga	265,41	333,60	75,58	497,35	188,54
Sevilla	143,09	169,09	31,72	219,96	153,59
<b>2. Renta ambiental estacionaria (media 2000-2009)</b>					
2.1 Superficie forestal total	27,14	42,70	2,82	67,98	28,26
Almería	3,03	4,40	0,02	0,72	1,01
Cádiz	45,46	62,80	5,55	70,98	52,33
Córdoba	33,49	45,56	2,49	30,35	40,57
Granada	63,64	80,64	9,67	181,22	46,06
Huelva	15,07	21,52	1,09	38,40	16,85
Jaén	24,34	36,75	0,21	81,35	25,70
Málaga	9,96	6,50	0,89	7,91	5,49
Sevilla	26,04	54,11	0,15	80,35	44,29
2.2 Superficie forestal relevante	71,02	88,56	8,32	178,04	68,64
Almería	96,43	110,85	0,53	40,45	23,70
Cádiz	142,44	159,64	15,22	257,25	143,35
Córdoba	46,95	72,19	5,38	109,49	65,67
Granada	87,46	105,33	12,95	234,48	61,95
Huelva	81,24	121,79	4,28	179,59	87,95
Jaén	45,81	58,78	0,33	104,87	43,32
Málaga	123,81	153,94	9,93	270,04	75,98
Sevilla	76,91	88,13	0,31	132,01	78,95

**Figura A.2.4.**    Renta ambiental del agua forestal superficial regulada en Andalucía (2000-2009, €/ha)



**Figura A.2.5.**    Capital ambiental del agua forestal superficial regulada en Andalucía (2000-2009, €/ha)







Memorias científicas de RECAMAN

Volumen 2. Memoria 2.3

## **Renta ambiental de la recolección pública de setas silvestres en los sistemas forestales de Andalucía\***

Fernando Martínez-Peña<sup>1</sup>, Jorge Aldea<sup>1</sup>, Pablo de Frutos<sup>1</sup> y Pablo Campos<sup>2</sup>

Fundación CESEFOR<sup>1</sup> y Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)<sup>2</sup>



**Figura superior.** Ejemplares de Chantarela (*Cantharellus cibarius*) en Aroche (Huelva). Esta variedad es una de las principales especies micológicas de los montes andaluces. Fuente: Laura Raya.

---

\* Citar como Martínez-Peña F., Aldea J., De Frutos P., Campos P., 2015. Renta ambiental de la recolección pública de setas silvestres en los sistemas forestales de Andalucía. En: *Biodiversidad, usos del agua forestal y recolección de setas silvestres en los sistemas forestales de Andalucía* (Campos P., Díaz M., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 2. Memoria 2.3. Editorial CSIC, Madrid, pp. 274-388.



## ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN .....	277
CONTRIBUCIONES DE LOS AUTORES .....	281
ABREVIATURAS .....	283
ÍNDICE DE TABLAS.....	286
ÍNDICE DE FIGURAS.....	288
ÍNDICE DE ANEJOS .....	289

### CAPÍTULOS

1	INTRODUCCIÓN.....	290
1.1	Interés de la valoración económica de la recolección de setas en los montes de Andalucía .....	290
1.2	Antecedentes e innovaciones conceptuales y metodológicas.....	292
1.3	Generalización de resultados y beneficiarios potenciales .....	293
1.3.1	Beneficiarios públicos .....	293
1.3.2	Beneficiarios privados .....	294
1.4	Organización del estudio.....	294
1.5	Objetivos .....	295
2	METODOLOGÍA .....	295
2.1	Encuesta a recolectores de setas en hogares de Andalucía.....	295
2.1.1	Fuentes de información.....	295
2.1.2	Estructura de la encuesta a los recolectores de setas.....	297
2.1.3	Criterios de valoración de cantidades y precios de setas recolectadas. ....	299
2.2	Valoración contingente de los permisos de recolección.....	304
2.2.1	El proceso de recogida de la información: simulación de la demanda hipotética.....	306
2.2.2	Cálculo de las medidas de máxima disposición de pago por permisos .....	307
2.3	Renta y capital público de la recolección libre de setas.....	308
2.3.1	Cuenta de producción pública.....	311
2.3.2	Cuenta de capital fijo pública.....	313
2.3.3	Renta, capital y tasa de rentabilidad ambiental pública .....	314

2.4	Georreferenciación y transferencia de resultados al territorio forestal de Andalucía.....	316
2.5	Diagnóstico de la producción y el aprovechamiento en las fincas de estudio de caso del proyecto RECAMAN.....	318
2.5.1	Encuesta a la propiedad.....	318
2.5.2	Inventariación del recurso micológico en campo.....	318
3	RESULTADOS.....	326
3.1	El recurso micológico de acuerdo con la encuesta a hogares de Andalucía .....	326
3.1.1	Cantidades, precios y características de la recolección libre de setas a nivel regional .....	326
3.1.2	Cantidades, precios y características de la recolección libre de setas a nivel provincial.....	329
3.1.3	Cantidades, precios y características de la recolección libre de setas de acuerdo con estratos de aprovechamiento homogéneo .....	331
3.2	Disposición a pagar por el permiso de la recolección de setas .....	340
3.2.1	Disposición a pagar observada.....	340
3.2.2	Disposición a pagar calculada mediante estimación paramétrica .....	340
3.3	Renta y capital de la actividad micológica pública de recolección libre. ....	344
3.3.1	Valor añadido neto público.....	345
3.3.2	Ganancia de capital .....	347
3.3.3	Renta y capital públicos .....	347
3.4	Mapas de recolección y renta del territorio forestal andaluz .....	350
3.5.	El recurso micológico en las fincas de estudio de caso del proyecto RECAMAN.....	351
4	DISCUSIÓN .....	353
4.1	Producción y gestión micológica en los montes de Andalucía .....	353
4.1.1	Características y potencialidad de la producción de setas .....	353
4.1.2	Gestión del recurso micológico.....	354
4.2	La recolección de setas silvestres en los montes de Andalucía.....	357
4.2.1	Especies y cantidades recolectadas .....	357
4.2.2	Cuantificación y características de los recolectores .....	359
4.3	Renta y capital de la recolección de setas bajo permisos.....	360
4.3.1	Renta y capital de la recolección de setas bajo permisos comercializados.....	360
4.3.2	Renta y capital de la recolección bajo permisos declarados .....	362
5	CONCLUSIONES .....	366
5.1	El recurso micológico de acuerdo con la encuesta a hogares de Andalucía .....	366
5.2	Renta de la recolección de setas bajo permisos .....	367
5.3	Renta ambiental pública de la recolección libre de setas .....	368
	AGRADECIMIENTOS .....	369
	GLOSARIO .....	370
	REFERENCIAS.....	373
	ANEJOS.....	379

## RESUMEN

El recurso micológico presenta una elevada importancia ecológica, social y recreativa así como económica, contribuyendo a aumentar el valor del activo ambiental público de los montes. La recolección de setas constituye un valioso recurso, equiparándose y superando en algunos casos al valor generado por la producción de madera. Asimismo, posee la capacidad de generar unos márgenes por hectárea competitivos con los de otros recursos forestales en un corto periodo de tiempo. Además, la recolección de setas por el público ha experimentado un auge tanto en variedad de especies como en la cantidad recolectada en las últimas décadas. Este auge está asociado tanto al aumento de la demanda de setas como al creciente uso recreativo del monte en España.

Sin embargo, el cometido de cuantificar las cantidades recolectadas de setas se ve dificultado por la ausencia generalizada que este recurso presenta en la gestión forestal, debido fundamentalmente a la elevada variabilidad intra- e interanual de producciones a causa de la importante influencia de las variables meteorológicas, a ser un producto perecedero y a que el propietario del monte no se beneficia en exclusiva de la recolección de setas por el público de libre acceso. Como consecuencia, datos de diversidad de hongos, producciones biológicas y aprovechamiento de este recurso son escasos, dispersos y heterogéneos. Las estadísticas oficiales son muy limitadas y, en el mejor de los casos, solamente registran el valor del producto comercializado por las empresas industriales, omitiendo el autoconsumo de los recolectores públicos de libre acceso a la recolección de las setas.

Por ello, en el proyecto Renta y Capital de los Montes de Andalucía (RECAMAN) se han tenido que diseñar las metodologías específicas para llevar a cabo la cuantificación de las setas cosechadas y su valoración en los montes de Andalucía. Por medio de un cuestionario telefónico a hogares, se pretende dar solución a la falta de información sobre producciones recolectadas. La formulación de dicho cuestionario permite, asimismo, la transferencia del valor del recurso micológico al territorio forestal andaluz y su incorporación en el Sistema de Cuentas Agroforestales (CAF) aplicado y desarrollado en RECAMAN. Además, se ha utilizado una encuesta adicional a la propiedad, así como una inventariación del recurso micológico de las fincas de estudio de caso del proyecto RECAMAN, como incipiente aproximación a la descripción de este recurso en las diferentes formaciones vegetales de la región andaluza.

Por otra parte, el hecho de que el aprovechamiento esté regulado, o bien que se permita de hecho la recolección libre de setas por los propietarios del monte, tiene

consecuencias en el cálculo económico de la renta generada por este recurso. En este trabajo, se lleva a cabo una valoración de la renta ambiental (renta del recurso natural) de la recolección libre sin permisos, de acuerdo con la realidad de los montes andaluces. No obstante, se discute también el cálculo de la renta y capital de la recolección de setas bajo permisos comercializados y declarados por los recolectores de Andalucía.

La actividad de recolección de setas en los montes de Andalucía se considera una actividad ambiental pública por ser su principal producción final las setas recolectadas por el público que accede a las fincas sin permiso expreso del propietario al monte. Aunque en cuanto al derecho de propiedad se refiere, como atestigua el artículo 36.1 de la Ley de Montes (BOE, 2003), no hay duda de que las setas son un bien privado, el valor de la renta ambiental de mercado de las setas recolectadas por el público en el monte se trata como un bien ambiental público fundamentado en tres razones principales:

- i. El mercado de la tierra no incorpora el valor capital de la renta ambiental de las setas recolectadas por el público.
- ii. Los propietarios de montes con generalidad no impiden el libre acceso de los recolectores de setas en los montes de Andalucía.
- iii. La igualdad del valor de mercado a pie de monte de las setas recolectadas y su renta ambiental privada se fundamenta en la ausencia generalizada entre los recolectores públicos de los de orientación comercial, y justifica la hipótesis asumida de un coste de oportunidad nulo del tiempo empleado en la recolección de setas y de no incurrir los recolectores en otros costes de consumo intermedio y capital fijo.

De acuerdo con lo declarado en la encuesta micológica a hogares de Andalucía, se ha estimado una población recolectora del 6,3% de la población (con un sesgo del  $\pm 0,73\%$  para un nivel de confianza del 95%), lo que supone un total de 425.358 personas recolectoras de 18 o más años. La especie recolectada por un mayor número de recolectores es el níscolo (*Lactarius* gr. *deliciosus*), y en otra magnitud la seta de cardo (*Pleurotus eryngii*), el gurumelo (*Amanita ponderosa*), la seta de chopo (*Agrocybe cylindracea*) y el champiñón (*Agaricus campestris*).

Los recolectores han manifestado que obtienen rendimientos físicos próximos en los casos de las formaciones forestales de bosque y dehesa, siendo notablemente inferiores los correspondientes a las formaciones forestales de matorrales y pastizales naturales. No obstante, los precios de las distintas clases de setas muestran un mayor precio de mercado de las setas recolectadas en las formaciones forestales adehesadas, que triplica por unidad de superficie la renta ambiental de las setas del bosque, y a gran distancia se encuentra la renta ambiental de las setas cosechadas en los matorrales y pastizales.

La procedencia de los recolectores es principalmente local, aunque en provincias cercanas al Levante la proporción de recolectores foráneos puede ser considerable. La provincia de Huelva, y en otro orden de magnitud, Cádiz, Córdoba y Jaén representan zonas con mayor número de recolectores. Además, el mayor porcentaje de población recolectora se encuentra en municipios con alta cobertura de medios forestales, ya sean rurales o urbanos. Esto es indicativo de la importancia de la cercanía a la fuente de producción, poniendo en relieve el carácter fundamentalmente

local en la recolección de setas. No obstante el mayor número de recolectores lo aporta el estrato urbano, síntoma de la potencialidad que puede tener el micoturismo en Andalucía.

La renta ambiental pública de las setas recolectadas en 2010 es de 9,92 €/ha en toda la superficie potencial de recolección de Andalucía (4.278.699 ha). La renta ambiental de 2010 representa el 99% de la renta total pública de las setas recolectadas. Siendo la renta total pública de 10,01 €/ha, se estima una renta total pública de las setas en todos los montes de Andalucía de 42.846.455 € en 2010. Las provincias de Huelva, Málaga y Cádiz ofrecen un valor unitario por superficie de renta notablemente superiores a las restantes provincias.

En el futuro se espera que el mercado de la tierra interiorice la renta ambiental pública de las setas, previa exclusión de los recolectores públicos gratuitos, y siempre que la demanda de los potenciales recolectores recreativos con disponibilidad a pagar los permisos de recolección muestren una disponibilidad al pago que dé lugar a que se produzca un trasvase parcial de la renta ambiental de los recolectores públicos al propietario de la tierra. Las recientes experiencias de los propietarios públicos de montes que han implantado el control del acceso del público con el propósito de recolectar setas en Andalucía, Aragón y Castilla y León aportan indicios de la emergencia de la renta ambiental privada de las setas.

En este sentido, se han analizado dos escenarios para la estimación de la renta generada por la recolección de setas en los montes de Andalucía bajo permisos de acceso y recolección del recurso: (i) a través del empleo de permisos comercializados y (ii) por medio de disponibilidad al pago (DAP) declarada en la encuesta a hogares.

En el primero de los casos, se ha contabilizado el cobro de permisos de recolección de setas en 2010 en 31 montes públicos de Andalucía que ocupan 50.957 hectáreas (Junta de Andalucía, s.f.). En estos montes los recolectores pagan un permiso medio de 10,9 €/ha. Este permiso pagado representa un 15,35% del valor de las setas recolectadas. En este caso la renta ambiental suma un valor de 6,25 €/ha, y está compuesta de un valor de 109 €/100 ha de la renta ambiental privada (propietario del monte) y un valor de 516,4 €/100 ha de la renta ambiental pública, de la que se benefician los recolectores.

En el caso de la metodología de valoración contingente que nos ofrece el valor de los permisos declarados para poder recolectar setas, se tiene una disposición a pagar observada que se encuentra entre 9,52 y 17,02 €/temporada (media o mediana). Atendiendo al número de recolectores andaluces que estarían dispuestos a pagar por un permiso de recolección (163.763 personas) y considerando el valor de la mediana observada (17,02 €/recolector y año), se obtiene que los recolectores andaluces pagarían en concepto de permisos anuales un valor total de 1.393.621 €, es decir, 32,6 €/100ha de superficie forestal. Siendo el rendimiento de 20,7 kg/recolector y el precio de 4,9 €/kg, se tiene un valor de la producción final de setas recolectadas de 101,4 €/recolector y año, que supone un valor de la producción de 8.302.733,4 € en el año 2010 y representa un valor unitario de 194 €/100 ha de superficie total forestal potencial de recolección. Esta cantidad representa también el 19,25% del valor total de las setas recolectadas bajo libre recolección.

El reto de la administración pública es diseñar una política de permisos de recolección micológica integrada en la gestión multifuncional del monte desde la perspectiva de alcanzar la mayor renta total social posible manteniendo la produc-

tividad ambiental del ecosistema indefinidamente, y compatibilizando el respeto a la equidad y la preservación del legado histórico-cultural de los montes colectivos para atender los intereses de las generaciones futuras. El presente trabajo asienta las herramientas y la información necesaria para la toma objetiva de decisiones a tal efecto.

## **CONTRIBUCIONES DE LOS AUTORES**

### **Fernando Martínez-Peña**

Investigador responsable científico de la tarea para la valoración de la renta y capital de la recolección de setas de los montes de Andalucía dentro del proyecto RECAMAN, encargado de la dinamización y co-redactor de esta monografía compartida con el resto de autores de esta investigación. Responsable del diseño y planificación de la encuesta a hogares de Andalucía y de la metodología de inventarios fúngicos para la toma de datos de producción y presencia de especies fúngicas en estas mismas parcelas. Igualmente, responsable de la metodología de análisis y transferencia de los resultados de la presente tarea a la cartografía del Mapa Forestal Nacional.

### **Jorge Aldea**

Investigador y técnico encargado de la coordinación y ejecución de las tareas para la valoración de la renta y capital de la recolección de setas de los montes de Andalucía dentro del proyecto RECAMAN. Redactor principal de la presente monografía compartida con el resto de autores de esta investigación. Ha participado en la redacción, diseño, coordinación, ejecución y análisis de la encuesta a hogares de Andalucía, así como en la destinada a los propietarios de fincas de estudio de caso del proyecto. Asimismo es el encargado de la redacción y coordinación de la ejecución de inventarios fúngicos para la toma de datos de producción y presencia de especies fúngicas en estas mismas parcelas. También es el precursor del análisis y transferencia de los resultados de la presente tarea a la cartografía del Mapa Forestal Nacional.

### **Pablo de Frutos**

Investigador científico de la tarea para la valoración de la renta y capital de la recolección de setas de los montes de Andalucía dentro del proyecto RECAMAN encargado de la metodología econométrica empleada en la valoración de la renta y capital de la recolección de setas. Asimismo, es responsable del diseño y planificación de la encuesta a hogares de Andalucía, de su seguimiento y análisis de esta investigación.



**Pablo Campos**

Investigador principal de RECAMAN y co-redactor de esta monografía, comparte con el resto de autores de esta investigación la autoría principal. Responsable de la coordinación de los métodos y criterios de valoración contables empleados para estimar la renta total social, y su distribución en rentas ambientales manufacturadas por la actividad micológica. También ha participado en el diseño de la encuesta micológica y las labores de seguimiento y control de calidad y análisis de la información de esta investigación.

## ABREVIATURAS

AMaA	Agencia de Medio Ambiente y Agua.
ASFOSO	Asociación Forestal de Soria (Asociación de propietarios forestales).
BOE	Boletín Oficial del Estado.
CES	Cuenta económica de la selvicultura.
CESEFOR	Fundación Centro de Servicios y promoción Forestal y de su industria de Castilla y León.
CAF	Sistema de Cuentas Agroforestales.
Cc	Entrada de capital por compras.
CC <sub>M</sub>	Capital circulante manufacturado.
CCF	Consumo de capital fijo manufacturado.
CCFco	Consumo de capital fijo de construcciones.
CCFe	Consumo de capital fijo de equipamientos.
CCFo	Consumo de capital fijo de otros.
CCFr <sub>pce</sub>	Consumo de capital fijo corregido por la variación de los precios de construcciones y equipamientos.
Cd	Salida de capital por destrucciones.
Ce	Entrada total de capital.
Ceo	Otras entradas de capital.
Cf	Capital final.
CF	Capital fijo.
CFa <sub>M</sub>	Capital fijo ambiental manufacturado.
CFc	Capital fijo comprado.
CFco	Capital fijo constituido por las construcciones.
CFe	Capital fijo entrante.
CFeq	Capital fijo constituido por los equipamientos.
CFe <sub>M</sub>	Capital fijo manufacturado entrante.
CFf	Capital fijo final.
CFi	Capital fijo inicial.
CFi <sub>M</sub>	Capital fijo inicial manufacturado.
CF <sub>M</sub>	Capital fijo manufacturado.
CFO	Capital fijo constituido por otras inversiones fijas manufacturadas.
CFp	Capital fijo producido por cuenta propia.
CFr <sub>M</sub>	Revalorización del capital fijo manufacturado.

CFt <sub>SE</sub>	Capital fijo ambiental de la tierra.
Ci	Capital inicial.
CIF	Centro de Investigación Forestal.
Cic	Coste manufacturado de consumo intermedio.
Cip	Coste intermedio d materias primas y servicios propios.
CIN	Capital público inmovilizado.
CIN <sub>A</sub>	Capital ambiental inmovilizado.
CIN <sub>M</sub>	Capital manufacturado público inmovilizado.
Cp	Entradas propias de capital.
Cr	Revalorización de capital.
Crc	Salida de capital debido a reclasificaciones.
Cs	Salidas de capital total.
Cso	Otras salidas de capital.
CT	Coste total generado por la recolección de setas.
CTc	Coste total manufacturado.
CTc <sub>i</sub>	Coste total de inversión manufacturado.
CTc <sub>o</sub>	Coste total ordinario manufacturado.
Cu	Salidas de capital utilizadas.
CUSSTA	Plan de Conservación y Uso Sostenible de Setas y Trufas de Andalucía.
DAC	Disposición a ser compensado.
DAP	Disposición máxima de pago por el permiso de acceso a la recolección de setas.
EGB	Educación General Básica.
EGMASA	Empresa de Gestión Medioambiental S.A. (en la actualidad AMAyA).
FBCF	Formación bruta de capital fijo.
FBCF <sub>M</sub>	Formación bruta de capital fijo manufacturado.
GC <sub>M</sub>	Ganancia de capital manufacturada.
GCF <sub>M</sub>	Ganancia de capital fijo manufacturada.
GPS	Sistema de posicionamiento global.
IFN3	Tercer Inventario Forestal Nacional Español.
LACTARIUS	Proyecto nacional de aprovisionamiento y comercialización de setas del año 2001.
MFE50	Mapa Forestal de España a escala 1:50.000.
MICODATA	Proyecto para el desarrollo de metodologías de control de la producción y el aprovechamiento de los hongos silvestres comestibles de interés social y comercial en la región de Castilla y León.
MNE	Margen neto de explotación público de la recolección de setas.
MNE <sub>A</sub>	Margen neto de explotación ambiental.
MNE <sub>APR</sub>	Margen neto de explotación ambiental privado.
MNE <sub>eA</sub>	Margen neto de explotación ambiental estacionario.
MNE <sub>M</sub>	Margen neto de explotación manufacturado.
MO	Mano de obra (rentas del trabajo).
MP	Materias primas.
MYAS-RC	Proyecto de regulación y comercialización de los recursos micológicos de Castilla y León, promovido por la Junta de Castilla y León y las Diputaciones provinciales.

NOOA	Administración Nacional del Océano y la Atmósfera de Estados Unidos de América.
PI	Producción intermedia.
PF	Producción final pública.
PF <sub>A,SE</sub>	Producción final ambiental de setas recolectadas.
PF <sub>se</sub>	Producción final de setas recolectadas.
PT	Producción total de la recolección de setas.
r	Tasa de rentabilidad ambiental.
RA	Renta ambiental.
RA <sub>eSE</sub>	Renta ambiental estacionaria de la recolección de setas
RC	Renta de capital pública.
RC <sub>FBCF</sub>	Renta normal del capital manufacturado inmovilizado.
RC <sub>M</sub>	Renta de capital manufacturada.
R.D.	Real Decreto.
RECAMAN	Proyecto para la valoración económica total de los montes de Andalucía, promovido por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
RT	Renta total pública.
SS	Servicios.
VAN	Valor añadido neto.
VAN <sub>pp</sub>	Valor añadido neto público de la recolección de setas.

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Precios imputados a las principales especies fúngicas objeto de aprovechamiento en Andalucía y su método de cálculo (2010).....	303
Tabla 2.	Criterios para asignar una abundancia a la presión recolectora a partir de indicios de recolectores .....	321
Tabla 3.	Criterios para asignar una abundancia a la presión ganadera o cinegética .....	322
Tabla 4.	Criterios para asignar un grado de visibilidad general al transecto en función del sotobosque.....	322
Tabla 5.	Criterios para la determinación del grado de agusanamiento .....	323
Tabla 6.	Número de puntos de muestreo por formación forestal y estrato ..	324
Tabla 7.	Estadísticas por estrato y total regional sobre el número de recolectores de setas respecto a la submuestra de 4.219 llamadas .....	326
Tabla 8.	Estadísticas por provincia y total regional sobre el número de recolectores de setas respecto de una submuestra de 4.219 llamadas .....	330
Tabla 9.	Producción recolectada en las provincias de Andalucía en 2010 según provincias.....	330
Tabla 10.	Resumen estadístico de las variables contempladas en el modelo de DAP .....	341
Tabla 11.	Respuestas para no pagar por el permiso de recolección.....	342
Tabla 12.	Frecuencia en las ofertas de la disposición de pago (DAP) .....	342
Tabla 13.	Resultados obtenidos a partir del modelo de regresión logística de la DAP .....	343
Tabla 14.	Resumen DAP (tasa recaudable) individual y valor global del recurso micológico .....	344
Tabla 15.	Superficie potencial de recolección de setas por provincia y tipo de formación forestal predominante (Tercer IFN: hectáreas) .....	345
Tabla 16.	Producción física por tipo de setas y formación forestal predominante (2010: kg/100 ha de superficie potencial de recolección) ....	346

Tabla 17.	Valor de la producción recolectada por tipo de setas y formación forestal predominante (en euros por (2010: €/100 ha de superficie potencial de recolección) .....	346
Tabla 18.	Cuenta de producción pública de la actividad micológica por tipo de formación forestal predominante (2010: €/100 ha de superficie potencial de recolección) .....	347
Tabla 19.	Cuenta de capital fijo público de la recolección libre de setas en los montes de Andalucía (2010: €/100 ha de superficie potencial de recolección) .....	348
Tabla 20.	Indicadores de renta y capital públicos de la recolección libre de setas en los montes de Andalucía (2010: €/100 ha de superficie potencial de recolección) .....	349

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Estratificación de la población de acuerdo al carácter forestal/no forestal y rural/urbano del municipio .....	299
Figura 2.	Distribución espacial de los puntos de muestreo fúngico en las fincas de caso de estudio del proyecto RECAMAN.....	325
Figura 3.	Principales especies fúngicas objeto de aprovechamiento en Andalucía.....	327
Figura 4.	Distribución del tipo de gasto de acuerdo con el número de recolectores recreativos que declaran tenerlo .....	328
Figura 5.	Principales canales de compraventa del recurso micológico en Andalucía.....	329
Figura 6.	Distribución de la cantidad recolectada por provincias (toneladas) .	331
Figura 7.	Principales especies fúngicas objeto de aprovechamiento en el estrato “Forestal Rural” .....	333
Figura 8.	Principales canales de compraventa del recurso micológico en el estrato “Forestal Rural” .....	334
Figura 9.	Principales especies fúngicas objeto de aprovechamiento en el estrato “No Forestal Rural” .....	335
Figura 10.	Principales especies fúngicas objeto de aprovechamiento en el estrato “Forestal Urbano” .....	336
Figura 11.	Principales canales de compraventa del recurso micológico en el estrato “Forestal Urbano” .....	337
Figura 12.	Principales especies fúngicas objeto de aprovechamiento en el estrato “No Forestal Urbano” .....	338
Figura 13.	Principales canales de compraventa del recurso micológico en el estrato “No Forestal Urbano” .....	339
Figura 14.	Renta total pública generada por la recolección de setas en los montes de Andalucía (2010:€/ha).....	350
Figura 15.	Producción total de la recolección de níscolo ( <i>Lactarius gr. deliciosus</i> ) en los montes de Andalucía (201:€/ha) .....	351
Figura 16.	Presencia de especies fúngicas en estudios de caso de fincas de monte del proyecto RECAMAN .....	352



## ÍNDICE DE ANEJOS

Anejo 1.	Diseño de la encuesta a hogares para la valoración económica de la producción micológica de los montes de Andalucía .....	379
Anejo 2.	Estructura de la encuesta micológica a la propiedad de las fincas de estudio de caso del proyecto RECAMAN .....	385

## 1 INTRODUCCIÓN

Los bienes y servicios de los recursos naturales (en adelante servicios ambientales) al ser dados por la naturaleza suelen carecer de valores capitales observables, incluso en los casos donde su propiedad se encuentra claramente atribuida. La tierra sí tiene un precio habitualmente observable que representa el descuento de su renta ambiental privada de forma conjunta, y raramente pueden observarse en las transacciones de mercado los valores capitales de alguno de sus activos individuales. Los activos ambientales públicos carecen de valores activos observables en el mercado por su propia condición de no ser objeto de compra-venta. En este caso el capital natural sólo puede valorarse a través del descuento de sus rentas ambientales individuales agregadas. En otras palabras, el capital natural es un valor a la carta, ya que su valor depende de la tasa de descuento arbitraria elegida que se aplica a la renta ambiental, esta última sí es calculada objetivamente y frecuentemente como un valor residual partiendo de datos observados de las actuaciones de las personas. Por esta razón, la estimación de la renta ambiental (renta del recurso natural) a partir de las cantidades y precios observados en el mercado y/o declarados por los usuarios de los bienes y servicios finales ambientales constituye el verdadero reto de la valoración ambiental.

En el caso de la producción de setas recolectadas por el público que accede libremente al monte se tiene la seguridad de ser un bien ambiental público con precios de mercado observables fuera del monte, aunque se presenta el formidable escollo de la opacidad y carencia de estadísticas oficiales fiables por el elevado autoconsumo en los montes de Andalucía. Así, la valoración de la renta ambiental de las setas ofrece resultados procedentes de datos objetivos sometidos a tratamiento científico, entre los que se encuentra su contabilización en un sistema de cuentas agroforestales.

### 1.1 Interés de la valoración económica de la recolección de setas en los montes de Andalucía

El recurso micológico presenta una elevada importancia ecológica, social y recreativa, así como económica, contribuyendo a aumentar el valor del activo ambiental público de los montes (Oria de Rueda *et al.*, 2007). La recolección de setas constituye un valioso recurso, equiparándose y superando en algunos casos al valor del margen

neto de explotación generado por la producción de madera (Aldea *et al.*, 2014; Aldea *et al.*, 2012; Díaz-Balteiro *et al.*, 2003; Palahí *et al.*, 2009). Poseen la capacidad de generar una renta ambiental adicional a la de otros recursos forestales en un periodo de tiempo reducido (Oria de Rueda *et al.*, 2007).

Asimismo, la recolección de setas por el público ha experimentado un auge tanto en variedad de especies como en la cantidad recolectada en las últimas décadas. Este auge está asociado tanto al aumento de la demanda de setas como al creciente uso recreativo del monte en España. Una de las peculiaridades de estos cambios acontecidos, es que se ha evolucionado desde una recolección con fines prioritarios comerciales, más o menos localizada en regiones micófilas, consistente en la recolección de un reducido número de especies, hacia una recolección con participación creciente de recolectores que incorporan a su disfrute recreativo el valor adicional del propio consumo y que, además, han supuesto una diversificación en el número de especies fúngicas recogidas (Martínez Peña *et al.*, 2003).

No obstante, el valor del servicio recreativo disfrutado por los recolectores de setas no se incluye entre los objetivos de este estudio, y su valor se encuentra incluido en la investigación de los servicios recreativos públicos del proyecto RECAMAN (Oviedo *et al.*, 2015; 2016).

Sin embargo, la importancia social de este recurso va ligada más allá de un uso recreativo de los montes, pues éste tiene implicaciones económicas para los habitantes de las comarcas limítrofes, que se traduce en el auge de la restauración y hostelería de la zona anexa al monte (Martínez Peña *et al.*, 2003), es decir, contribuyen de forma importante al desarrollo rural.

Por otro lado, el notable auge de la demanda en la recolección de hongos silvestres comestibles incentiva la integración de este recurso en el diseño de modelos selvícolas a ciclo completo (Montero *et al.*, 2015). Atendiendo a esta necesidad, varios autores describen y proponen tratamientos selvícolas para conservar y desarrollar el recurso micológico (Oria de Rueda *et al.*, 2008), la aplicación de modelos descriptivos de producción micológica (Bonet *et al.*, 2010; Martínez Peña *et al.*, 2012), así como su integración dentro de los proyectos de ordenación de montes (Aldea *et al.*, 2014; Aldea *et al.*, 2012; Díaz-Balteiro *et al.*, 2003) o la regulación de su aprovechamiento (Martínez Peña y García, 2003).

Como se ha señalado anteriormente, el recurso micológico contribuye significativamente al valor de los servicios ambientales (Álvarez-Farizo *et al.*, 2016; Oviedo *et al.*, 2015; 2016) debido a su implicación en el uso recreativo y la conservación de los sistemas forestales (Fortin *et al.*, 2008). El recurso micológico favorece el mantenimiento y generación de biodiversidad (Díaz *et al.*, 2015; Fernández-Toirán *et al.*, 2006), así como constituir una importante fuente de emisión y sumidero de carbono del suelo (Fortin *et al.*, 2008) junto con el secuestrado por el arbolado (Bravo *et al.*, 2008) en los sistemas forestales.

Por otro lado, el recurso micológico constituye a su vez una interesante fuente de alimento para el ganado doméstico y cinegético (Ortega-Martínez y Martínez Peña, 2008). No obstante, en contra de lo que se pudiera pensar, la ganadería puede resultar favorable o imprescindible para la conservación de muchas especies de hongos (Oria de Rueda *et al.*, 2007). Sin embargo, la recogida de setas ha encontrado los mayores conflictos con el aprovechamiento cinegético (Carranza *et al.*, 2015; Herruzo *et al.*, 2015) ya que suelen ser coincidentes en el espacio y en el tiempo (García, 2004).

## 1.2 Antecedentes e innovaciones conceptuales y metodológicas

En la actualidad, coexisten dos formas de llevar a cabo la recolección de setas en montes españoles, por un lado, la recolección libre y, por otro, la regulación de su aprovechamiento. De acuerdo con esta última forma de recolección, en el ámbito del derecho de propiedad de los hongos, las experiencias de regulación del aprovechamiento muestran la potencialidad en la generación de nuevos mercados micológicos en España (López *et al.*, 2005). Ello permitiría incorporar la renta de este recurso natural a los ingresos que obtiene el propietario de la tierra, por ejemplo, a través de permisos de recolección, emergiendo así el recurso micológico como un nuevo componente del precio de mercado del monte.

La experiencia más destacada y longeva en este sentido se encuentra en Castilla y León, a través del proyecto MYAS-RC, en el que una tercera empresa (fundación CESEFOR) es la encargada del seguimiento, coordinación y expedición de los permisos de recolección en una superficie forestal pública superior a las 400.000 ha. Esta misma metodología se emplea en el Parque Micológico de Ultzama (Navarra) y en el Parque Natural de Poblet (Cataluña), con unas superficies en regulación mucho más discretas. Asimismo, otras formas de regulación basadas en el establecimiento de ordenanzas municipales se están desarrollando en municipios de Aragón, Castilla-La Mancha y otras regiones españolas con el fin de garantizar el aprovechamiento vecinal. En la actualidad, experiencias similares de regulación se empiezan a realizar por medio del asociacionismo de propietarios privados, como el promovido por la Sociedad ASFOSO en la provincia de Soria. En el caso de Andalucía, no existe una regulación del aprovechamiento a escala regional, pero sí se ha adjudicado el aprovechamiento de este recurso en 31 montes pertenecientes a propietarios públicos que ocupan 50.957 ha, donde la principal recolección fue de níscolo (*Lactarius* gr. *deliciosus*).

La regulación o recolección libre de este aprovechamiento tiene consecuencias en el cálculo económico de la renta generada por este recurso. En el presente trabajo, se lleva a cabo una economía de recolección libre sin permisos, de acuerdo con la realidad de los montes andaluces. No obstante, se discute también el cálculo de la renta y capital de la recolección de setas bajo permisos comercializados y declarados por los recolectores.

Por otra parte, el cometido de cuantificar las cantidades recolectadas se ve dificultado por la ausencia generalizada que el recurso presenta en la gestión forestal, de modo que datos de diversidad de hongos, producciones biológicas y aprovechamiento económico de este recurso son escasos, dispersos y heterogéneos. Las estadísticas oficiales son muy limitadas y, en el mejor de los casos, registran el valor del producto comercializado por las empresas industriales, omitiendo el consumo de los recolectores públicos de libre acceso a la recolección de las setas.

Por ello, se han diseñado dentro del proyecto RECAMAN metodologías específicas para llevar a cabo la valoración de este recurso en la región de Andalucía. Por medio de cuestionarios telefónicos a hogares, cuya novedad metodológica estriba en la inclusión de técnicas de valoración contingente de elección discreta en la encuesta, se pretende dar solución a la falta de información sobre producciones recolectadas. Además, mediante esta metodología, se estima la disposición máxima a pagar (DAP) como medida del excedente del consumidor por el permiso de la recolección de setas. La formulación de dicha encuesta permite, asimismo, la

trasferencia de los valores de producción y coste públicos del recurso micológico al territorio forestal andaluz y su incorporación en el Sistema de Cuentas Agroforestales (CAF).

Además, se ha elaborado un manual de instrucciones de toma de datos en campo que recoge los protocolos necesarios para el análisis de nueva información recabada en las fincas de estudio del proyecto RECAMAN, complementaria al de la encuesta a hogares de Andalucía.

### 1.3 Generalización de resultados y beneficiarios potenciales

El sistema de cuentas nacionales tiene un carácter de servicio público de la contabilidad de los ecosistemas (Edens y Hein, 2013; European Commission, 1994), y el desarrollo de estas cuentas, por las oficinas estadísticas, implica a las instituciones del gobierno, los propietarios, las instituciones sin fines de lucro y los hogares.

En esta investigación se producen nuevos desarrollos del sistema CAF tras la incorporación de la recolección de setas en los montes de Andalucía. Para ello, se utilizan algunos de los parámetros técnicos y económicos individuales en la generalización de resultados de los sistemas forestales a escala regional, como las cantidades y precios por especie recolectada, o la hipotética regulación de la recolección libre mediante la expedición de permisos. Los procedimientos y metodologías empleadas para la estimación de la renta generada por la recolección de setas permiten su empleo en otros sistemas forestales, es decir, son aplicables a otros montes cualesquiera.

No obstante, la generalización de resultados cuantitativos no es robusta con carácter general en los estudios de caso. El interés prioritario, a esta escala de estudio, es desarrollar innovaciones conceptuales para implantarlas en una escala mayor en otros sistemas agroforestales similares en otras regiones y países.

Los resultados obtenidos mediante esta metodología permiten la integración de los mismos dentro de la aplicación informática georreferenciada del Sistema CAF (Caparros *et al.*, 2016), permitiendo a cualquier usuario conocer los correspondientes indicadores económicos de la gestión de una explotación agroforestal determinada a escala de tesela del Mapa Forestal Español (MFE50).

Por otra parte, los usuarios de las cuentas de los ecosistemas son los mismos que han de proporcionar los datos derivados de sus actos económicos de producción, consumo y ahorro. De este modo, los beneficiarios de los resultados del presente trabajo se encuentran tanto en el medio público como en el privado:

#### 1.3.1 Beneficiarios públicos

i) El gobierno requiere información científica de la renta y capital de los ecosistemas agroforestales para el diseño de las políticas públicas con el fin de garantizar la conservación del recurso y la generación de nuevos mercados.

ii) Los gestores públicos del medio natural precisan de conocimientos e información para la toma de decisiones objetiva referente a las medidas para fomentar el uso multifuncional del monte, la generación de rentas de forma sostenida y garantizar la persistencia del recurso.

iii) Las oficinas estadísticas, responsables de la elaboración de las cuentas de los ecosistemas, disponen de nueva información económica que permite extender el cálculo de la renta nacional a los servicios ambientales sin precio de mercado, considerando por otro lado las ganancias de capital.

iv) El servicio público de investigación científica dispondría de información con la que llevar a cabo investigaciones aplicadas para la mejora en la gestión de los ecosistemas.

### **1.3.2 Beneficiarios privados**

i) Los propietarios privados y públicos disponen de una fuente de ingresos complementarios y de una herramienta objetiva que permite cuantificar las compensaciones y remuneraciones por los factores de producción privados empleados.

ii) Los recolectores de setas son además beneficiarios de la información generada en el presente estudio, por ser los destinatarios destacados de los bienes y servicios públicos producidos mediante el gasto público. No obstante, la generación de un nuevo mercado de recolección de setas por medio de la instalación de permiso de recolección, evitaría el consumo gratuito de los recursos, favoreciendo la persistencia del mismo pero haciendo disminuir el excedente del consumidor de los recolectores. En el hipotético caso de la generación de un mercado para la recolección de setas, terceras empresas encargadas de la adjudicación y expedición de permisos podrían verse asimismo beneficiadas.

iii) Las organizaciones no-gubernamentales ambientales sin fines de lucro, como las asociaciones micológicas, pueden ser usuarios de las cuentas del ecosistema agroforestal en el desarrollo de sus actividades.

## **1.4 Organización del estudio**

Este estudio continua con la presentación de los objetivos que se persiguen por medio de la valoración de la recolección de setas en los montes de Andalucía. El capítulo 2 detalla la metodología empleada para la estimación de la producción y recolección de setas tanto en las fincas de estudio como a escala regional, así como el empleo del método de valoración contingente y la inclusión del recurso dentro del Sistema de Cuentas CAF. El capítulo 3 expone los resultados más relevantes obtenidos por medio de dichas metodologías, describiendo cantidades, precios y características de la libre recolección de setas en los montes de Andalucía, los valores que resultan de su inclusión en el sistema de cuentas CAF, la estimación del valor del recurso por medio de la metodología de valoración contingente y la obtención de mapas y cartografía derivada de la transferencia de resultados al territorio forestal de Andalucía.

En el capítulo 4 se discuten los resultados obtenidos con base en su incidencia sobre la producción y aprovechamiento, así como las consecuencias de una posible regulación por medio de la expedición de permisos de acuerdo con precios del mercado y declarados por los recolectores de Andalucía. El capítulo 5 finaliza con un sumario de los resultados obtenidos y de las principales innovaciones metodológicas dentro del Sistema CAF para el caso concreto de la recolección de setas que se derivan del presente estudio.

## 1.5 Objetivos

El objetivo principal de este estudio es medir la renta total pública ambiental y manufacturada de la recolección de setas por el público de libre acceso a los montes. Otro objetivo es estimar el excedente del consumidor (disponibilidad a pagar declarada) de los recolectores de setas residentes en Andalucía. Finalmente, un último objetivo es la generación de cartografía con los resultados obtenido mediante el cálculo de la renta ambiental generada por la recolección de setas a partir de la metodología de Sistema CAF, que puede servir como fuente de conocimiento para propietarios forestales y gestores del medio natural para la toma de decisiones relativas al aprovechamiento de dicho recurso.

La consecución de los objetivos indicados requiere cumplir con las siguientes etapas en el desarrollo de la investigación:

i) La generación de información concerniente a diversos indicadores económicos y físicos a partir de un estudio microeconómico detallado a escala de las fincas de estudio seleccionadas, así como a nivel regional. Por medio de la obtención de información a diferente nivel de escala, se determinan las cantidades, precios y características que definen la recolección de setas en los montes de Andalucía.

ii) Generación de las metodologías para la obtención de la información. El desarrollo de las herramientas para la recogida, organización y análisis de los datos físicos y económicos que más tarde formarán parte de las cuentas CAF de la recolección de setas, permite facilitar su réplica con independencia de su localización geográfica.

iii) Integración en el Sistema CAF y medición de la renta y capital generados por la recolección de setas. La importancia que el recurso micológico supone en la gestión y conservación de los sistemas forestales, así como el elevado valor económico generado en torno a él, justifican plenamente su estudio y la incorporación dentro del Sistema CAF para la estimación del valor total de la renta y el capital de los montes de Andalucía.

iv) Discusión de los resultados como base para la toma de decisiones políticas ante una posible regulación del aprovechamiento por medio de la expedición de permisos. El estudio y discusión de otras formas de aprovechamiento diferentes a la actual recolección libre, tal como la regulación por medio de la expedición de permisos, permite determinar posibles consecuencias de gestión y servir de base al diseño de políticas de gestión para garantizar la conservación del recurso.

## 2 METODOLOGÍA

### 2.1 Encuesta a recolectores de setas en hogares de Andalucía

#### 2.1.1 Fuentes de información

El valor de la producción micológica recolectada por el público de libre acceso presenta dificultades para su estimación a partir de la información disponible (Frutos *et al.*, 2008). Entre estas dificultades, cabe destacar las siguientes:



- (a) El recurso micológico es diverso y variable en especies con cierta complejidad cultural de usos y costumbres.
- (b) Se trata de un recurso de enorme variabilidad interanual de la producción, tanto en cantidad como en calidad, fuertemente dependiente de condiciones meteorológicas y ecológicas del medio natural.
- (c) El derecho de propiedad privada del recurso micológico figura claramente en la ley de montes (BOE, 2003: Art. 36.1), aunque no es ejercido en la práctica, excepto en algunas zonas reguladas de las regiones de Castilla y León, Aragón y Navarra. El aprovechamiento se efectúa en la mayor parte de los casos sin control del propietario de la finca y sin contraprestación para el dueño del terreno.
- (d) El recurso micológico ha estado generalmente ausente en la gestión forestal, por lo que los datos de diversidad, producciones y aprovechamiento económico de este recurso son escasos, dispersos y heterogéneos. Además, las estadísticas oficiales son muy limitadas y, en el mejor de los casos, registran el valor del producto comercializado por las empresas industriales, omitiendo el consumido por los recolectores e ignorando el valor recreativo asociado a su recolección.

De este modo, desde el proyecto RECAMAN se han generado nuevas herramientas con el objeto de estimar las producciones de setas recolectadas en los montes de Andalucía, concretamente, a partir de una encuesta destinada a hogares de la región (Anejo 1). Esta encuesta sigue la metodología empleada para la estimación del valor del recurso micológico recolectado en Castilla y León (Martínez Peña *et al.*, 2003), y se ha ampliado en el proyecto RECAMAN con la principal novedad de incorporar, además de otros aspectos, la técnica de valoración contingente discreta para el fin de estimar el canon micológico de derecho de acceso a las fincas con el propósito de recolectar setas.

La aplicación de metodologías de valoración ambiental, como por ejemplo el método del coste del viaje (Frutos *et al.*, 2009; Martínez-Peña, 2008), se han llevado a cabo para la estimación del excedente del consumidor generado por el aprovechamiento de setas, pero nunca antes se partió de éste último para elegir la DAP marginal, que asociada a su cantidad acumulada de los recolectores de mayor DAP marginal, hace posible simular el mercado a escala regional de setas. La encuesta micológica del proyecto RECAMAN incluye preguntas estructuradas siguiendo la metodología de valoración contingente que permite, además de conocer las producciones físicas recolectadas, la simulación de un mercado regional para la estimación del canon por el acceso a su aprovechamiento y su comparación con el valor de mercado estimado de las setas recolectadas, integrando dichos valores de cambio en el sistema CAF.

El posterior análisis estadístico de la información obtenida mediante la encuesta, se completa por medio de la información recabada a través de muestreos en campo y cuestionarios realizados a propietarios de una muestra representativa de fincas de la región. Por medio de los muestreos en campo se recaba información acerca de las producciones físicas de las principales formaciones forestales de Andalucía. Sin embargo, dada la enorme variabilidad de la producción micológica debido a la dependencia de ésta con variables meteorológicas, es necesario, para la correcta caracterización de la producción, un número elevado de años de muestreo

(Oria de Rueda *et al.*, 2007). Esta característica del recurso justifica que el canon (valor *ex ante* de la recolección) ofrecido en la encuesta presente un rango de variación muy amplio respecto al valor de mercado de las setas recolectadas (valor *ex post*).

A pesar de la necesidad de recabar un elevado número de años y localizaciones, para la caracterización de producciones micológicas, los muestreos en campo generados en el proyecto RECAMAN permiten estimar rangos de abundancia y presencia de especies fúngicas en las principales formaciones forestales de la región, así como obtener información de la presión recolectora. Esta información se incorpora al análisis junto con la obtenida a partir de encuestas a hogares para la transferencia de los resultados económicos al territorio forestal de Andalucía.

### 2.1.2 Estructura de la encuesta a los recolectores de setas

El procedimiento de estimación de las producciones micológicas y la metodología de la valoración económica de la recolección de setas de los montes de Andalucía tiene como base trabajos anteriores llevados a cabo por el CIF de Valonsadero de la Junta de Castilla y León (Altelaarrea y Martínez-Peña, 2005; Martínez-Peña, 2003; Martínez-Peña y García, 2003; Martínez-Peña y Rubio, 2001; Martínez-Peña *et al.*, 2003; 2007; Ortega-Martínez, 2005).

Siguiendo estos trabajos, el cuestionario quedó estructurado en tres bloques, considerando además las recomendaciones en la mayoría de los protocolos de valoración contingente: caracterización de la demanda, valoración y características socioeconómicas (véase Anejo 1).

Para caracterizar la demanda, en primer lugar se asegura si el entrevistado es recolector de setas o no. En el caso afirmativo, se le pregunta por las especies recolectadas en año corriente y por los rendimientos de recolección. Además, en caso de que se constate la actividad comercial del recolector, se recoge información sobre los precios y lugares de compraventa más usuales. Por otra parte, se incluye una valoración del año corriente respecto al año medio con el fin de corregir la información económica recogida en las cuentas de capital. Siguiendo con la caracterización de la demanda, se recoge otra información referente a los gastos derivados y ocasionados por la recolección de setas tanto de desplazamiento como su repercusión en el sector servicios.

En el bloque de valoración contingente (véase apartado 2.2. para mayor información), se consideraron los siguientes aspectos: el vehículo de pago, la competencia con otros bienes, la credibilidad del escenario planteado y la elección de los precios de salida.

El vehículo de pago elegido fue la compra de un permiso o licencia anual para poder recolectar setas en los montes andaluces. En cuanto a la competencia con otros bienes del hipotético pago, el panel de expertos Blue Ribbon Pannel (NOAA, 1993) recomienda recordar al individuo su restricción presupuestaria y que existen otras actuaciones para las que se le puede pedir financiación. En este sentido, en la pregunta de valoración contingente se recordaba la limitación de una determinada renta y la existencia de unos gastos. En cuanto a la credibilidad del escenario planteado, su importancia radica en que, si el entrevistado no lo cree posible, o bien no con-

tará, o bien lo hará de forma sesgada y no perderá tiempo en pensar la respuesta de algo en lo que no cree. Por eso, se optó por informar al encuestado que esa forma de regulación ya existía en algunas zonas de España.

Para la elección de precios de salida se consideró un rango amplio de valores (valor *ex ante* dada la elevada variabilidad en las producciones del recurso), seleccionando seis valores de acuerdo con los resultados de una encuesta piloto. Estos valores fueron de 5, 10, 20, 50, 70 y 90 euros de forma aleatoria para acabar preguntando por la DAP máxima en formato abierto.

Por último, en el bloque de características socioeconómicas se preguntaba a los encuestados por aspectos tales como su edad, nivel de estudios, número de hijos, renta, etc., lo que permite comprobar correlaciones con las respuestas aportadas.

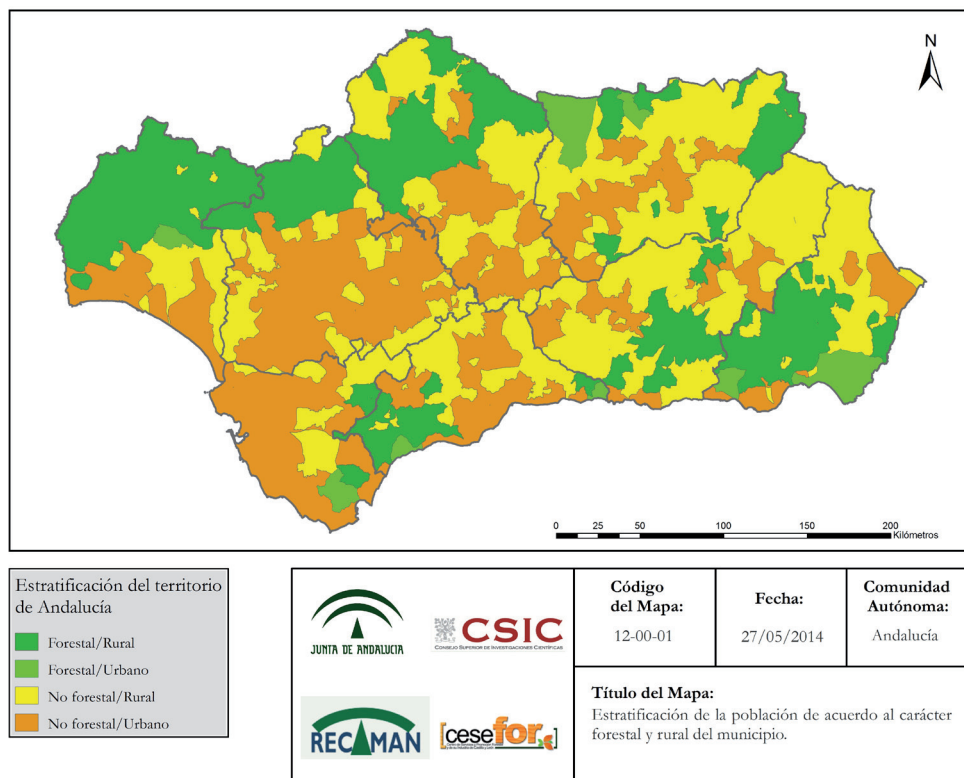
De este modo, el grado de precisión de la información obtenida mediante la encuesta es mayor que ninguna otra planteada con anterioridad al respecto, con la realización de 8.076 cuestionarios a la población mayor de 18 años de edad de hogares andaluces. La realización de la encuesta se llevó a cabo por medio de un muestreo estratificado no proporcional de selección final aleatoria. Para ello, se clasificó la región en 29 estratos de aprovechamiento micológico homogéneo en base a los siguientes criterios:

- a) La provincia a la que pertenece el municipio.
- b) La vocación Forestal/No Forestal del municipio teniendo en cuenta su superficie de monte. Forestal: >70% de la superficie municipal de monte, en caso contrario; No Forestal.
- c) El carácter Rural o Urbano del municipio. Rural: población municipal < 10.000 habitantes, en caso contrario Urbano.

Posteriormente se cuantificó el número de municipios y su población en cada estrato, con el fin de verificar los criterios de estratificación empleados. La Figura 1 muestra la distribución espacial de los estratos considerados de acuerdo con los criterios descritos.

Para la caracterización del aprovechamiento micológico en un estrato se considera suficiente un número mínimo de 138 cuestionarios completos, consiguiendo finalmente la cantidad de 4.118 cuestionarios completos en total. Para conseguir 138 encuestas completas en un estrato, como máximo se realizaron 1.000 llamadas válidas con respuesta. Se consideró cerrada la recogida de información para una especie en un estrato cuando se obtuvieron 25 encuestas completas para dicha especie.

Para la selección de las especies se consideró un estudio nacional de aprovisionamiento micológico realizado en 2001 para el establecimiento de una empresa de transformación, conservación y comercialización de productos micológicos silvestres en Castilla y León (Frutos *et al.*, 2002), así como información aportada por el plan CUSSTA (Plan de Conservación y Uso Sostenible de Setas y Trufas de Andalucía). No obstante, cualquier especie fúngica declarada de ser recolectada por el entrevistado se recogió en la correspondiente base de datos.

**Figura 1.** Estratificación de la población de acuerdo al carácter forestal/no forestal y rural/urbano del municipio

### 2.1.3 Criterios de valoración de cantidades y precios de setas recolectadas

A partir de la encuesta se pueden generar estimaciones medias por estrato (o entidad superficial mayor), acerca de la representatividad de la población recolectora o rendimientos de recolección de dicha población. Finalmente, para la incorporación de la información al Sistema CAF, el análisis de la encuesta se ha realizado siguiendo una agregación provincial en función del tipo de vegetación, fundamentando precios y cantidades utilizadas para cada especie. Toda esta información descriptiva se ha obtenido de acuerdo con un análisis estadístico que nos garantiza la representatividad de los datos obtenidos por medio de la muestra y su inferencia poblacional.

La  $PF_{SE}$  se corresponde con el valor estimado de la recolección del total de las especies micológicas en los montes de Andalucía. Este valor se obtiene por medio del producto de las cantidades recolectadas por el precio (ponderado por la calidad de la producción) declaradas por los recolectores andaluces, para cada una de las especies micológicas recolectadas:

$$PF_{SE} = q_1 * p_1 + q_2 * p_2 + \dots + q_n * p_n \quad [1]$$

Donde:

$q_1$ : Cantidad recolectada (consumida) de la especie 1.

$p_1$ : Precio imputado a la recolección de la especie 1.

$q_n$ : Cantidad recolectada (consumida) de la especie n.

$p_n$ : Precio imputado a la recolección de la especie n.

La cantidad recolectada por especie ( $q_i$ ) se calcula por el producto del número de recolectores de la especie  $i$  estimados en la región ( $n_{ri}$ ), la cantidad recolectada para la especie  $i$  por visita al campo (kg/vi) y por el número medio de visitas realizadas por los recolectores de la especie  $i$  ( $n_{vi}$ ):

$$q_i = n_{ri} * kg/vi * n_{vi} \quad [2]$$

La cantidad recolectada total ( $Q_i$ ) corresponde a la suma de las cantidades parciales ( $q_i$ ) de todas las especies micológicas recolectadas declaradas por todos los recolectores de Andalucía:

$$Q_i = \sum_{i=1}^{i=n} q_i \quad [3]$$

El precio atribuido a cada especie ( $p_i$ ) recolectada se calcula a través de una ponderación entre el precio de compra-venta de las distintas calidades recolectadas declarado a través de las encuestas telefónicas a recolectores públicos residentes en hogares de Andalucía. De esta manera, el precio imputado a la recolección de la especie  $i$ , queda definido como:

$$p_i = f_1 * p_{c1} + f_2 * p_{c2} \quad [4]$$

Donde:

$p_i$ : Precio imputado a la recolección de la especie micológica  $i$ .

$f_1$ : Factor de ponderación del precio de la recolección de primera calidad.

$p_{c1}$ : Precio imputado a la primera calidad.

$f_2$ : Factor de ponderación del precio de la recolección de otras calidades.

$p_{c2}$ : Precio imputado al resto de calidades.

El valor de la formación bruta de capital fijo manufacturado (FBCF<sub>M</sub>) por cuenta propia de construcciones y equipamientos se estiman por el coste total incurrido por la administración pública.

Por otra parte, no se incluye ningún tipo de valor desagregado para recolectores comerciales, ya que el número de observaciones no lo aconseja, considerando la producción micológica como un bien ambiental en lugar de comercial (véase el apartado 2.3).

Por tanto, para la inferencia estadística se ha tratado la información resultante de la encuesta de acuerdo con un análisis propio de la estadística descriptiva en base a la escala provincial. Este tratamiento de los datos consiste en primer lugar en la depuración de la muestra para eliminar posibles errores, la tabula-

ción de los datos en función de la escala de trabajo y en la estimación de los parámetros necesarios para estimar los datos poblacionales, así como sus errores estadísticos.

De acuerdo con ello, se detalla a continuación la descripción de los principales estadísticos muestrales obtenidos y calculados a partir de la información recogida en la encuesta para la estimación de la producción física recolectada:

*a) Comprobación adecuada del tamaño muestral*

La definición del tamaño muestral está condicionada por dos factores: el nivel de fiabilidad que se pretende conseguir con el sondeo respecto a los resultados principales y las posibilidades económicas para la realización de dicha encuesta. Las fórmulas deducidas para los intervalos de confianza nos permiten deducir el tamaño muestral necesario para obtener una precisión determinada. Si se desea que el intervalo de confianza  $1 - \alpha$  tenga una amplitud  $L$ , para una variable continua, exige un tamaño muestral siguiente:

$$n = \frac{z_{\alpha/2}^2 \cdot \sigma^2}{L^2} \quad [5]$$

Donde:

- $z_{\alpha/2}$ : valor de la distribución normal estándar asociado a una significatividad estadística  $\alpha$ .
- $\sigma^2$ : varianza poblacional.
- $L$ : amplitud del intervalo de confianza.
- $n$ : tamaño muestral.

En el caso de buscar el tamaño adecuado para estimar una proporción, tal como el porcentaje de la población que es recolector de setas ( $p$ ), y que, por tanto, se desea que el intervalo de confianza sea del tipo  $1 - \alpha$ , aplicando el mismo razonamiento anterior se tiene que:

$$L = z_{\alpha/2} \sqrt{\frac{p \cdot q}{n}} \quad [6]$$

Donde  $p$  y  $q$  ( $q=1-p$ ) son datos desconocidos, de modo que al ponernos en la situación más desfavorable,  $p=0,5$  y sustituyendo en la ecuación anterior, se obtiene que el tamaño muestral viene dado por la expresión siguiente:

$$n = \frac{z_{\alpha/2}^2}{4L^2} \quad [7]$$

Sustituyendo en la fórmula anterior, para una amplitud del intervalo ( $L$ ) del 1,5-2% y un nivel de confianza del 95% ( $\alpha=0,05$ , lo que equivale a un  $z_{\alpha/2} = 1,96$ ), se obtiene un tamaño muestral suficiente de 4.000 encuestas.

b) *Cálculo de la población recolectora*

Dado que la proporción de la población recolectora poblacional ( $p$ ) corresponde con un dato a calcular, las propiedades de la distribución en el muestreo del estimador ( $\hat{p}$ ) serán:

$$E[\hat{p}] = \frac{n \cdot p}{p} = p \quad [8]$$

$$Var[\hat{p}] = \frac{q \cdot p}{n} \quad [9]$$

Con ello se demuestra que la media muestral coincide con la poblacional con una determinada desviación o error. Por tanto, el error estándar al considerar la proporción de recolectores de la muestra como poblacional es la siguiente:

$$S[\hat{p}] = \sqrt{\frac{p \cdot q}{n} \left(1 - \frac{n}{N}\right)} \quad [10]$$

$p$ : proporción de población de la muestra que es recolectora.

$q$ : proporción de población de la muestra que no es recolectora.

$n$ : tamaño muestral.

$N$ : tamaño poblacional (población mayor de 18 años).

Debido a que se trata de un muestreo en poblaciones finitas la precisión para estimar la media de la proporción poblacional que es recolectora ( $p$ ) depende solamente del tamaño muestral y no del tamaño de la población (ya que el cociente entre el tamaño muestral y el poblacional es pequeño: 4.000/6.721.293).

Finalmente, para el cálculo de la cuantía que en número de recolectores representa la proporción  $p$ , se ha considerado como población susceptible de ser recolectores aquella mayor o igual a 18 años de edad. Se ha tomado esta edad de referencia ya que se considera que a esa edad las personas tienen potencialmente independencia económica y por tanto, pueden estar dispuestos a pagar por el bien o servicio en cuestión.

c) *Cálculo de las cantidades medias*

Como se ha comprobado anteriormente, la precisión de las medias muestrales para la estimación de las medias poblacionales es suficiente ya que se cumplen todas las condiciones respecto al tamaño poblacional y muestral para ello. En el caso de tratar con cantidades y no con proporciones, se tiene que la varianza muestral corregida queda definida por:

$$E[\bar{x}] = \mu \quad [11]$$

$$Var[\bar{x}] = \frac{\sigma^2}{n} = \frac{n}{n-1} \cdot s^2 \quad [12]$$

Donde  $s^2$  es la varianza muestral y  $n$  el tamaño muestral.



No obstante, el error más fiable de la media poblacional se obtiene a través del error estándar (el error que se comete al estimar la verdadera medida en la población a partir de su valor en la muestra), a partir del cual se puede construir el intervalo de confianza al 95% de la media muestral:

$$\sigma[\bar{x}] = Z_{\alpha/2} \frac{s^2}{\sqrt{n}} \quad [13]$$

#### d) Cálculo de precios imputados

Para la asignación del precio de cada una de las especies que son objeto de aprovechamiento por parte de los recolectores de Andalucía, se ha seguido según orden de importancia los siguientes criterios:

1. Precio medio declarado por los recolectores de la encuesta según metodología descrita en el apartado 2.1.3.
2. Precio medio pagado al recolector procedentes de la lonja de Jimena de la Frontera durante el periodo 2008/09.
3. Precio pagado al recolector en puntos de compraventa según el proyecto nacional LACTARIUS de 2001 (Frutos *et al.*, 2002).
4. Precio pagado al recolector en puntos de compraventa según el proyecto de la región de Castilla y León MICODATA (Martínez-Peña *et al.*, 2012).
5. Se imputa un precio simbólico de 1 €/kg para especies con reducido mercado, que son generalmente autoconsumidas por los recolectores.

La Tabla 1 refleja el precio final imputado a cada una de las especies de acuerdo a la metodología de cálculo explicada anteriormente. Todos estos precios son una estimación del precio a pie de monte pagado al recolector, calculado a través de varias fuentes de información en función de su disponibilidad.

**Tabla 1.** Precios imputados a las principales especies fúngicas objeto de aprovechamiento en Andalucía y su método de cálculo (2010) (1)

Especies	Precio (€/kg)	Error estándar ( $\alpha=0,05$ )	Método de cálculo
Níscalo ( <i>Lactarius</i> grupo <i>deliciosus</i> )	2,67	0,86	1
Seta de cardo ( <i>Pleurotus eryngii</i> )	4,85	1,00	4
Gurumelo ( <i>Amanita ponderosa</i> )	18,00	6,04	1
Seta de chopo, álamo o de higuera ( <i>Agrocybe cylindracea</i> )	1,00	–	5
Josefina o champiñón ( <i>Agaricus</i> sp.)	1,00	–	5
Tentullo o Boletus ( <i>Boletus</i> grupo <i>edulis</i> )	4,64	1,20	3
Tana ( <i>Amanita caesarea</i> )	4,81	0,00	3
Gallipierno ( <i>Macrolepiota</i> sp.)	1,00	–	5
Chantarela ( <i>Cantharellus cibarius</i> )	11,39	0,09	2

Continúa...



...Continuación de la Tabla 1 (2)

Especies	Precio (€/kg)	Error estándar ( $\alpha=0,05$ )	Método de cálculo
Faisán de jara ( <i>Leccinum</i> spp.)	4,81	1,67	3
Cagarrias ( <i>Morchella</i> spp.)	1,00	–	5
Pie azul, seta de lirio ( <i>Lepista nuda</i> , <i>L. personata</i> )	3,80	0,73	2
Seta de caña o cañaheja ( <i>Pleurotus eryngii</i> var. <i>ferulae</i> )	1,00	–	5
Negrilla o seta de tomillo ( <i>Tricholoma terreum</i> )	1,00	–	5
Trompeta de los muertos ( <i>Craterellus cornucopioides</i> )	6,76	0,07	2
Criadillas de Tierra ( <i>Terfezia</i> spp.)	1,00	–	5
Llanegas ( <i>Hygrophorus</i> sp.)	1,00	–	5
Lengua de vaca ( <i>Hydnum repandum</i> )	2,91	0,06	2
Angulas de monte ( <i>Craterellus tubaeformis</i> )	4,73	0,66	2
Crespa, crespilla ( <i>Ramaria flava</i> )	1,00	–	5
Pata de perdiz ( <i>Chroogomphus rutilus</i> )	1,00	–	5
Bonetes ( <i>Helvella</i> sp.)	1,00	–	5
Carbonera o seta de cerdos ( <i>Russula cyanoxantha</i> )	1,00	–	5
Carrerillas ( <i>Marasmius oreades</i> )	1,00	–	5
Negrilla de alcornocal ( <i>Tricholoma atrosquamosum</i> )	1,00	–	5

## 2.2 Valoración contingente de los permisos de recolección

La idea fundamental de este método es la obtención de valoraciones mediante la encuesta directa a la población, la cual revela una respuesta cercana a la hipotética existencia de un mercado verdadero para el bien objeto de estudio (Frutos y Esteban, 2009). Este método se ha empleado ampliamente en el ámbito del medio ambiente, permitiendo la valoración de una gran variedad de bienes tanto públicos como privados, generalmente sin valor de mercado.

Al igual que la mayoría de los métodos de valoración, su fundamento teórico se basa en el concepto de utilidad aleatoria de McFadden (1973). Aunque para el individuo su utilidad puede no ser aleatoria, sí lo es para el investigador, ya que solamente puede observar algunas de las características asociadas con el individuo. Por lo tanto, dos personas con idénticas características observadas pueden optar por elecciones distintas, debido a algún factor no capturado durante la investigación. Así, el primer problema que plantea el método es determinar la “función de utilidad indirecta”.

Hanemann (1984), define esa función de utilidad para el individuo  $j$  de la siguiente manera:

$$U_j(i, Y) = V_j(i, Y; c) + \varepsilon_j \quad [14]$$

Donde  $U(.)$  representa la función de utilidad indirecta,  $V(.)$  el componente sistemático,  $i$  la elección de aceptar o rechazar el pago propuesto,  $Y$  el nivel de renta,  $c$  un vector de características socioeconómicas asociadas al individuo y  $\varepsilon$  el componente

aleatorio. De este modo, si el individuo acepta pagar una cierta cantidad positiva para que se ejecute el cambio medioambiental propuesto, se debe dar que:

$$V(1, y-t; c) + \epsilon_1 \geq V(0, Y; c) + \epsilon_0 \quad [15]$$

Donde  $t$  representa la cantidad que está dispuesto a pagar el individuo, la cual se convierte en una disminución en su nivel de renta. Por lo tanto, la probabilidad de observar, por parte del investigador, una respuesta positiva para la cantidad monetaria  $t$  es la siguiente:

$$\Pr(i=1) = \Pr[V(1, y-t; c) + \epsilon_1 \geq V(0, Y; c) + \epsilon_0] \quad [16]$$

$$\Pr(i=1) = \Pr[V(1, y-t; c) - V(0, Y; c) + \epsilon_1 - \epsilon_0 \geq 0] \quad [17]$$

De esto se concluye que, si el individuo acepta pagar, la utilidad que le proporciona tener el atributo ambiental es mayor que la que le reporta cualquier otra alternativa. Si se define  $\eta = \epsilon_0 - \epsilon_1$ , y siendo  $F(\cdot)$  la función de distribución acumulada de  $\eta$ , la probabilidad de aceptar pagar por un cambio equivale a  $F(\Delta V)$ , donde  $\Delta V$  es la diferencia de los componentes determinísticos de las utilidades indirectas, es decir:

$$\Delta V = V(1, y-t; c) - V(0, Y; c) \quad [18]$$

Por lo tanto, la probabilidad de aceptar pagar queda definida como:

$$\Pr(i=1; \Delta V \geq \eta) = G(\Delta V) \quad [19]$$

Donde  $G(\Delta V)$  corresponde a la función de densidad acumulada. Del supuesto que se elija respecto a la distribución de los errores, se adoptará un modelo de estimación determinado. El caso más común, y el utilizado en la presente investigación, es el uso de estimaciones paramétricas, donde se asume que los errores se distribuyen normalmente (modelo Probit) o de forma logística (modelo Logit) y las funciones se aproximan a través de técnicas de ajuste econométrico de máxima verosimilitud.

No obstante, los fuertes supuestos restrictivos de estas funciones han llevado a muchos autores a relajarlos con la introducción de otro tipo de distribuciones como logarítmico normal, logarítmico logística, Weibull, Gompit, Weibit, etc. Por otro lado, investigaciones más recientes incluyen otro tipo de novedades como es la introducción de la incertidumbre asociada a la respuesta del entrevistado (Berrens *et al.*, 2002), el empleo de modelos de supervivencia, que son la base del modelo Spike, muy aplicado en valoración contingente en los últimos años (Imber 1991, Kriström 1997, etc.) o la utilización de modelos no paramétricos o semiparamétricos (Yuyin 2000, Figueroa *et al.*, 1999, Gómez y Álvarez, 2003, etc.)

Por medio de esta metodología se pretende determinar el permiso máximo que pagaría cada recolector público de setas encuestado para poder recoger setas en los montes de Andalucía. De este modo, es posible calcular la renta ambiental privada de la recolección de setas, ya que coincide con el valor de la renta del ente gestor puesto que el propietario público del monte se beneficia de la adjudicación del aprovechamiento sin incurrir en otros costes como el de selvicultura o comercialización.

Además, los recolectores responden con una DAP que se refiere al valor de mercado de las setas recolectadas, que perderían si no pagan el permiso para su recolección. Asimismo, el ingreso de los permisos a partir de la DAP declarada por los recolectores estima la producción intermedia de la gestión del gobierno teniendo en cuenta el coste total de inversión por cuenta propia.

### ***2.2.1 El proceso de recogida de la información: simulación de la demanda hipotética***

El método de valoración contingente se basa en la caracterización de la función demanda, de modo que para su correcta definición, es necesario seguir una serie de protocolos. En esta investigación se han seguido las fases que plantea Riera (1994) para tal fin, que se exponen a continuación.

En primer lugar, hay que definir de forma clara el bien objeto de valoración. En el caso que nos ocupa, la disposición a pagar se plantea por recoger setas en los montes andaluces, que no se encuentran regulados, y en los que la recolección en la mayoría de los casos se encuentra en una situación de libre acceso. La justificación final del estudio es la de determinar una tasa recaudable para acceder a la recolección de setas en los montes de Andalucía, independientemente de la propiedad de los mismos.

En segundo lugar procede delimitar la población relevante. En este caso, la encuesta se generó para calcular el valor de la producción micológica de los montes andaluces, de modo que la población de referencia se consideró aquella mayor e igual de 18 años residentes en esta Comunidad Autónoma, es decir, aquellos capaces de realizar dicha actividad y con posibilidades de pago, que de acuerdo con el padrón municipal de Andalucía en el año 2010 fue de 6.721.293 habitantes.

En tercer lugar, es necesario concretar los elementos de la simulación del mercado. En esta fase hay que tomar cuatro decisiones: la cantidad del bien a valorar, su forma de provisión, la forma de cobro o de pago y la elección del tipo de pregunta de valoración. En cuanto a la cantidad del bien a valorar se optó por la decisión de “todo o nada”, que es la más común en la mayoría de los ejercicios de valoración contingente<sup>1</sup>, de tal manera que el rechazo a pagar implicaba la imposibilidad de recolectar.

La decisión de la forma de cobro o de pago suponía elegir entre una de las dos formas posibles: la disposición a pagar (DAP) para poder recolectar o la disposición a ser compensado por la desaparición (DAC) por renunciar a la recolección. Dado que se trata de un bien al que se accede libremente sin permiso explícito de la propiedad (el encuestado no tiene el derecho de propiedad), es susceptible de pago de entrada o equivalente, de modo que es más correcto el empleo de la DAP.

Finalmente, esta fase requiere la adopción de un tipo de pregunta de valoración. La elección fue un formato mixto con una triple variante. En primer lugar, se optó por un formato dicotómico simple, opción más elegida por los investigadores, ya que es susceptible de aplicar distintas técnicas de valoración, proporciona un mayor porcentaje de respuestas (minimizando las de protesta) y presenta similitudes con las decisiones reales de compra de bienes privados. Para reafirmar esta última cuestión

---

<sup>1</sup> Esta elección automáticamente elimina la necesidad de abordar la forma de provisión del bien de la cantidad propuesta, ya que no es necesario fijar cómo se va a proveer esa cantidad a lo largo del tiempo.

se decidió introducir una pregunta inicial para intentar averiguar si el entrevistado estaba o no en el mercado<sup>2</sup> y por qué razón, en el caso de que no lo estuviera, para intentar discriminar las respuestas negativas que podían considerarse protesta. A continuación, la pregunta dicotómica se complementó con una pregunta abierta.

En cuarto lugar, hay que seleccionar la modalidad de entrevista. De las tres modalidades de entrevista existentes, personal, telefónica o por correo, se eligió la segunda, ya que se pueden resolver las dudas planteadas por el entrevistado y el acceso al mismo es generalizado. Además la eficiencia es mayor y el coste económico es inferior a las encuestas a pie de campo.

En quinto lugar hay que proceder a seleccionar la muestra. Como población se consideró el número de personas con edad igual o superior a 18 años residentes en Andalucía, de donde se seleccionó una muestra, a través de un muestreo estratificado por provincias entre zonas forestales/no forestales y urbanas/rurales (véase apartado 2.1.2). Finalmente, el número de cuestionarios completos ascendió a 4.118.

En sexto lugar, hay que elaborar el cuestionario. Durante el periodo de elaboración de la encuesta general fue tomando forma hasta dar lugar a una encuesta piloto. Al final el cuestionario quedó estructurado en tres bloques, como se recomienda en la mayoría de los protocolos de valoración contingente: caracterización de la demanda, valoración y características socioeconómicas (véase apartado 2.1.2).

Al final la redacción definitiva de la pregunta de valoración fue la siguiente: *Suponga que por razones de gestión y de conservación del recurso fuera necesario plantear el pago de un permiso para poder recolectar en los montes de Andalucía: ¿estaría dispuesto a pagar alguna cantidad de dinero por recolectar? Recuerde que este tipo de permisos de recolección ya existen en algunas zonas de España.*

Si la respuesta era afirmativa se ofrecía a los encuestados, aleatoria y proporcionalmente, los precios de salida de tal manera que, teniendo en cuenta los resultados de la encuesta piloto, se seleccionaron 6 valores (5, 10, 20, 50, 70 y 90 euros respectivamente). Finalmente se preguntaba por su máxima disposición a pagar en función de si aceptaba o no ese valor licitado.

### 2.2.2 Cálculo de las medidas de máxima disposición de pago por permisos

Para llevar a cabo el estudio de valoración contingente es necesario decidir qué modelo empírico es el más adecuado para el cálculo del valor medio y/o mediano de la disposición a pagar por un permiso de recolección. Este es un asunto importante, ya que las medidas obtenidas difieren sustancialmente en función de cuál sea la técnica utilizada<sup>3</sup>.

El empleo e incremento en la complejidad de los modelos ha llevado al olvido a las medidas calculadas en sus orígenes por el método de valoración contingente como son la media y la mediana *observadas*, desplazando el énfasis hacia las me-

---

<sup>2</sup> Esto reafirma la similitud planteada con los mercados reales, sobre todo para bienes de consumo duradero (Krisström, 1997), donde los consumidores primero deciden si lo compran o no y luego se toma la segunda decisión de si se adquiere a un determinado precio, el más barato posible o, visto desde el otro punto de vista, la máxima disposición al pago.

<sup>3</sup> Por ejemplo, Bengoechea *et al.* (2001) aplican cinco modelos distintos a una misma muestra de datos, obteniendo valores muy divergentes con cada uno de ellos.

didadas de centralidad *estimadas* (Frutos y Esteban, 2009). Con el fin de mantener el equilibrio, y así poder efectuar las respectivas comparaciones, se propone un grupo de medidas basadas tanto en la observación de la disposición máxima a pagar como en su estimación paramétrica.

Para la modelización paramétrica de la disposición a pagar se ha seleccionado la aproximación más utilizada en valoración contingente, como es el uso de distribuciones logísticas binarias y probabilísticas binarias, modelos conocidos respectivamente como Logit y Probit<sup>4</sup>. El modelo estimado es el siguiente:

$$\text{ACEPTA} = \alpha + \beta \cdot \text{PSALIDA} \quad [20]$$

Donde  $\alpha$  es el intercept o término constante y  $\beta$  el coeficiente estimado por el procedimiento de máxima verosimilitud para la variable precio de salida (PSALIDA). Una vez estimados los coeficientes del modelo, la disposición a pagar se calcularía de la siguiente forma según Hanemann (1984):

$$E(\text{DAP}) = -\alpha/\beta \quad [21]$$

En ambas valoraciones (observada y estimación paramétrica), previamente se han eliminado aquellos individuos que no estaban dispuestos a aportar ninguna cantidad, antes incluso de ofrecerles el precio de salida, identificadas como respuestas protesta. Para ello se ha seguido el criterio de la inmensa mayoría de los estudios que emplean el método de valoración contingente, si bien existe parte de la literatura que no está de acuerdo con su eliminación. En definitiva, se eliminaron las observaciones de aquellos que no estaban dispuestos a contribuir porque consideraban que era un recurso público cuya regulación siempre debía financiarse mediante impuestos y las de aquellos que no daban credibilidad al ejercicio de valoración contingente. El porcentaje de casos filtrados fue un 33,5% del total. Esta es una medida interesante, ya que si se eliminan todas las respuestas protesta, es posible conocer la DAP media por persona de aquellos que realmente participarían en el mercado, y por tanto, que estarían dispuestos a contribuir económicamente por acceder a la recolección de setas.

Además se identificó como ceros reales, es decir aquellos cuya DAP es nula, a aquellos individuos que para no pagar argumentaban tener una razón distinta como tener otras prioridades de gasto. De este modo, el porcentaje de respuestas cuya DAP fue nula ascendió a 28%, mientras que el de aquellos individuos que presentaron una DAP positiva fue el 38,5%, porcentaje muy similar al de otros estudios de valoración aplicados en España.

### 2.3 Renta y capital público de la recolección libre de setas

En España la Ley de Montes establece que las setas son un bien económico privado perteneciente al dueño de la tierra (BOE, 2003: Art. 36.1). En algunas regiones de España, como en Castilla y León y Andalucía, los recolectores públicos pagan per-

<sup>4</sup> La diferencia entre ambos es que mientras el modelo Logit utiliza una función de distribución logística, el Probit utiliza una normal. Se ha optado por presentar solamente los resultados del modelo Logit, ya que los resultados del Probit son prácticamente idénticos.

misos para tener derecho de acceso a la recolección de setas en montes públicos, que suman en 2012 y 2010 en estas dos regiones unas superficies, respectivamente, de 320.774 ha y 50.957 ha. En Andalucía la superficie forestal susceptible de ser objeto de recolección de las setas silvestres es de 4.278.699 ha<sup>5</sup>. La escasa relevancia de la superficie afectada por permisos de recolección motiva que en esta ocasión la metodología de las cuentas de producción y capital de las setas se limite al cálculo de la renta pública<sup>6</sup>.

La ciencia económica se sustenta en el principio de que la especie humana es la medida de todas las cosas para establecer que el valor económico se deriva únicamente de la observación de las *transacciones y/o reciprocidades* explícitas o implícitas de las cosas apropiadas y escasas que ejecutan las personas físicas y jurídicas entre sí. Así, el valor económico de los bienes y servicios que producen los ecosistemas naturales se deriva de la observación del intercambio real o simulado a través del consumo actual o diferido al futuro (valor opción) de las personas con o sin intervención humana en su producción. Este enfoque antropocéntrico del valor económico es el aplicado en esta investigación a la estimación de la renta total pública de la recolección libre de las setas por el público.

La estimación de la renta total pública de la recolección de las setas y su distribución factorial entre las remuneraciones de los factores clásicos de la producción de la mano de obra (renta del trabajo), el capital manufacturado (renta de capital manufacturado) y la tierra (renta ambiental) requiere la organización sistemática de los flujos y stocks de capital fijo de los recursos económicos inmovilizados en la actividad de las setas en el ejercicio económico. Esta organización de la información económica anual de la actividad de las setas responde a los criterios de partida doble y valor de cambio real o simulado. La metodología contable utilizada en RECAMAN en la actividad de las setas sigue la teoría del sistema de cuentas nacionales en su versión satélite aplicada a la cuenta económica de la silvicultura (CES) (European Commission, 1994). En RECAMAN se amplía el sistema CES incorporando el coste del gobierno en las cuentas de producción y capital fijo de las setas. En los apartados que siguen de este epígrafe se desarrollan los conceptos e identidades contables relativas a las cuentas de producción y capital de la actividad pública de las setas con el *objetivo* de estimar su renta y capital social totales.

En el caso de la valoración de las setas se tiene la ventaja de que se conocen la cantidad de setas recolectadas mediante una encuesta a hogares andaluces, el precio de mercado de las setas a pie de finca declarado por los encuestados y observados en lonjas, los costes del gobierno en la gestión directa de la actividad micológica ligada a la producción y recolección, y el valor del capital manufacturado público adscrito a la actividad micológica. Estas informaciones permiten estimar la renta y el capital públicos de las setas, distinguiendo entre la renta de la mano de obra y la *renta de capital*. Esta última se diferencia entre la renta de capital manufacturada y, como

---

<sup>5</sup> La superficie forestal de Andalucía estimada en RECAMAN a partir de las teselas del tercer Inventario Forestal Nacional suma 4.386.432 ha, y únicamente se considera no disponible para la recolección de las setas silvestres las 107.733 ha de superficie forestal de los parques nacionales de Andalucía.

<sup>6</sup> En el capítulo de discusión de este estudio se incorpora la información sobre la disposición a pagar permisos declarada por los recolectores andaluces en la encuesta telefónica realizada en hogares de Andalucía. También se describe el coste de la comercialización y los ingresos recaudados de permisos de recolección de setas silvestres en 2012 en la región de Castilla y León.



variable residual, se calcula la renta y el capital ambientales de las setas. La medición de la renta de capital manufacturada es imputada aceptando una remuneración normal de mercado del capital inmovilizado manufacturado.

La renta ambiental pública puede originarse sólo cuando la remuneración del capital manufacturado público se satisface previamente, ya que su estimación es residual sobre la preferencia de la remuneración de las rentas manufacturadas de trabajo<sup>7</sup> y capital. En consecuencia, conocidos la renta de capital pública, el capital manufacturado inmovilizado y la tasa de rentabilidad manufacturada normal de mercado que demanda el gobierno, se puede estimar la *renta ambiental pública* de la recolección de las setas por el público de libre acceso por su valor residual arriba descrito. Los recolectores públicos se apropian del valor de las rentas recolectadas, por lo que reciben de facto como donación implícita el importe del coste total público y la renta de capital manufacturado de las setas<sup>8</sup>. La estimación por el método de valor residual de la *renta ambiental pública* es sencilla de obtener si se conoce el precio y la cantidad de setas recolectadas por el público a pie de monte, el coste total del gobierno<sup>9</sup>, y se imputa una tasa de rentabilidad normal del capital inmovilizado manufacturado público empleado en la producción de las setas. La estimación del *capital manufacturado público* se estima de forma directa mediante la imputación de una rentabilidad normal del 3% del capital inmovilizado manufacturado público empleado en la producción de las setas. La estimación del *capital ambiental público* se estima de forma directa mediante el descuento de la *renta ambiental pública* constante<sup>10</sup>. Se imputa un descuento del 3% de la *renta ambiental pública*.

La *simulación del mercado* de setas se asume que es regulado y vigilado su cumplimiento por el gobierno. Se entiende que el gasto público atribuido a la actividad micológica tiene la misma condición que el que realiza el gobierno en otras actividades públicas. En este apartado se describen los aspectos conceptuales y contables del cálculo de la *renta* y el *capital* públicos<sup>11</sup> de la *recolección* de las setas por el público de libre acceso<sup>12</sup> en tiempo de ocio<sup>13</sup>. Se diferencia entre la *renta manufacturada* y

---

<sup>7</sup> En este caso la renta de trabajo y capital manufacturado proceden del gasto público en la gestión de la actividad micológica pública.

<sup>8</sup> Podría haber una inequidad en la donación a los recolectores si no se da la circunstancia de atender una situación de precariedad económica asumida de forma implícita en la condición de recolector recreativo.

<sup>9</sup> Incluye el consumo de capital fijo del capital fijo manufacturado de las inversiones históricas del gobierno en construcciones, equipamientos y otras

<sup>10</sup> Se ha asumido que la ganancia de capital ambiental es nula, por lo que en este caso coinciden el margen neto de explotación ambiental y la renta ambiental.

<sup>11</sup> El desarrollo conceptual sería el mismo si las setas fueran recolectadas por personas que esperan recibir una compensación económica por llevar a cabo la actividad de producción y recolección de las setas. En esta situación la renta obtenida del trabajo independiente y dependiente se registran como coste de mano de obra. la actividad de recolección de las setas en tiempo de ocio conduce a considerar toda la renta del recolector.

<sup>12</sup> Incluye el coste del gobierno vinculado a la recolección de setas por el público.

<sup>13</sup> Con la expresión tiempo de ocio se quiere indicar que el tiempo dedicado por el recolector recreativo no tiene valor económico en concepto de pago por el servicio de mano de obra no asalariada. Así, el valor de las setas recolectadas es una renta ambiental pública apropiada por el recolector, y por definición, la renta ambiental es siempre una renta de capital ambiental, en este caso un capital ambiental público. Para que el capital ambiental pudiera adscribirse como un capital ambiental privado, el dueño de la tierra debería recibir su valor económico en el momento de la venta de la tierra.

la *renta ambiental*, derivándose de esta última el valor del *capital ambiental* (capital natural) de las setas.

Se describe en los dos siguientes apartados las identidades contables que se derivan de las cuentas de producción y de balance de capital de la actividad micológica recolección libre por el público con el fin de estimar la renta y capital públicos y sus respectivas distribuciones entre sus valores ambientales y manufacturados a precios de productor.

### 2.3.1 Cuenta de producción pública

Se considera que la unidad económica está formada por el ecosistema natural delimitado por una unidad territorial que incorpora al gobierno y los recolectores públicos. La *cuenta de producción pública* registra la producción final<sup>14</sup> y el coste total públicos de la actividad micológica en el ejercicio.

La cuenta de producción está siempre equilibrada por definición porque los bienes y servicios producidos ofrecen el valor de la *producción final* que ha de pagar el *coste total comprado*, el *margen neto de explotación* es el valor residual que garantiza el equilibrio entre los *recursos* y los *empleados* dispuestos. El coste total comprado ha de ser sufragado con independencia del valor de la producción final del ejercicio. Tanto la producción final como el coste total comprado son datos ofrecidos o estimados a partir de la observación de transacciones reales. El equilibrio entre la producción y el coste se refleja en el margen neto de explotación de capital que equilibra las dos partes de la ecuación balance de la cuenta de producción entre recursos y empleos:  $PF = CT_c + MNE$ . Esta renta de explotación de capital (MNE), que carece de realidad física, es por tanto el valor residual que procede de las mediciones reales de producciones y costes de la cuenta de producción. Siendo cierto que una cuenta siempre está equilibrada por el principio de la partida doble, no es menos cierto que el factor de equilibrio es una convención tautológica:  $MNE = PT - CT$ . Esta convención informa que si el MNE es positivo se están obteniendo producciones por un valor que supera a los costes de producirlas, y en sentido contrario si el margen neto de explotación es negativo.

La *producción final pública* (PF) está constituida por el valor de mercado a pie de finca de las producciones de setas recolectadas ( $PF_{SE}$ )<sup>15</sup> y la producción del gobierno de bienes duraderos denominada *formación bruta de capital fijo* (FBCF). Esta última se valora por su coste total manufacturado ( $CT_c$ ), y añadiendo a este último la renta normal del capital manufacturado inmovilizado ( $RC_{FBCF}$ ).

El *coste total manufacturado público* ( $CT_c$ )<sup>16</sup> comprado comprende el *coste total ordinario manufacturado* de la recolección de las setas ( $CT_{cO}$ ) del ejercicio y

<sup>14</sup> Los movimientos en un ecosistema natural de los flujos internos de producciones y costes que vinculan a las sub-actividades son denominados en el sistema CAF, por el lado de la producción, producción intermedia (PI) de materias primas y servicios intermedios, y, por el lado del coste, consumo intermedio de materias primas y servicios propios (Cip). Por motivos de simplificación no se presentan aquí las sub-actividades de la cuenta de producción pública de las setas, ignorándose la PI y el Cip.

<sup>15</sup> Aunque no se cuantifica en RECAMAN, puede manifestarse una producción intermedia adicional en el consumo de la fauna de setas que tienen valor económico, cuando se presume que de no haber sido consumidas por los animales habrían sido cosechadas por el público.

<sup>16</sup> Sin incluir subvenciones e impuestos sobre la producción.



el *coste total de inversión manufacturado* (CT<sub>c</sub>) empleado en la *producción final* de bienes duraderos por cuenta propia del ejercicio como formación bruta de capital fijo. La tipología de costes manufacturados comprados distingue entre *consumo intermedio* (CI<sub>c</sub>) –compuesto de materias primas (MP) y servicios (SS)–, *mano de obra*<sup>17</sup> asalariada y no asalariada (MO) y *consumo de capital fijo*<sup>18</sup> manufacturado (CCF):  $CT_c = CI_c + MO + CCF$ .

La cuenta de producción incorpora los datos con un valor monetario (numerario) que son el resultado de multiplicar cantidades físicas por sus respectivos precios que se originan en los intercambios reales o simulados. Existe una sola excepción a la condición del registro de la cantidad física que se refiere al cómputo del *consumo de capital fijo* (amortización anual). En este caso se asume una cuota parcial de consumo sin que el bien duradero empleado en la actividad micrológica desaparezca, pero sí sufre merma de valor por los conceptos de envejecimiento y obsolescencia, por lo que de forma artificial se asume una cuota “física” de consumo anual del bien duradero, cuyo valor se estima sumando esta última cantidad anual lineal por su precio de reposición dado por un bien nuevo, y corrigiendo por la variación del precio final respecto el inicio del ejercicio.

Se asume que las entradas de capital por cuenta propia y las compras de construcciones y/o equipamientos se producen en el ecosistema al final del año contable, por tanto no se amortizan el año de entrada (Ovando *et al.*, 2016). En todo caso, el consumo de capital fijo (CCF<sub>k</sub>) asociado a una construcción o equipamiento *k* (sea de producción propia comprada) se estima a precios de reposición ( $p_{kn}$ ), es decir considerando el coste de reponer una construcción o equipamiento nuevo en el año. Se asume que el consumo de capital fijo es lineal, y se calcula considerando el valor de reposición de un bien *k* ( $V_{kn}$ ), el valor residual ( $V_{k,r}$ ), que se espera que este tenga al finalizar su vida útil, y la vida útil estimada de estos bienes ( $T_k$ , en años):

$$CCF_k = (V_{k,n} - V_{k,r}) / T_k = (p_{k,n} - p_{k,r}) \cdot Q_k / T_k \quad [22]$$

Donde ( $p_{k,r}$ ) es el precio de venta residual de un bien *k*, o el precio al que este bien puede ser vendido al finalizar su vida útil, y  $Q_k$  es la cantidad de unidades del bien *k* en la finca.

El *margen neto de explotación público* (MNE) es el valor residual que resulta de la diferencia entre la producción final (PF) y el coste total comprado manufacturado (CT<sub>c</sub>):  $MNE = PF - CT_c$ . El MNE es la renta de capital de explotación de las setas con origen en el margen neto de explotación ambiental (MNE<sub>A</sub>) que remunera el capital ambiental inmovilizado (CIN<sub>A</sub>) y el margen neto de explotación manufacturado (MNE<sub>M</sub>) que remunera el capital manufacturado inmovilizado (CIN<sub>M</sub>):  $MNE = MNE_A + MNE_M$ . Conocido el MNE<sub>M</sub>, se obtiene el MNE<sub>A</sub> como un valor residual. El MNE<sub>A</sub> se estima por el valor residual que resulta del MNE menos el MNE<sub>M</sub>:  $MNE_A = MNE - MNE_M$ . El *margen neto manufacturado público* (MNE<sub>M</sub>) se estima a partir

<sup>17</sup> Se asume que los recolectores públicos de las setas no incurrir en coste de oportunidad de mano de obra (MO = 0) por asumirse que recolectan las setas en tiempo de ocio.

<sup>18</sup> El CCF se desagrega en consumo de capital fijo de construcciones (CCFco), equipamientos (CCFe) y otro (CCFo). El CCF se valora a coste de reposición del capital consumido:  $CCF = CCFco + CCFe + CCFo$ .

de la renta de capital manufacturada ( $RC_M$ ) imputando una tasa de rentabilidad subjetiva normal ( $r$ ) al capital manufacturado público inmovilizado ( $CIN_M$ ):  $RC_M = r \cdot CIN_M$ . Restando a la  $RC_M$  la ganancia de capital manufacturada ( $GC_M$ ) se estima el  $MNE_M$ :  $MNE_M = RC_M - GC_M$ .

El *capital manufacturado público inmovilizado* ( $CIN_M$ ) se estima partiendo del capital fijo inicial ( $CFi_M$ ) y el capital circulante ( $CC_M$ ). Este último es estimado por la mitad de la diferencia entre el valor agregado de las compras de capital fijo ( $CFc$ ) y el coste total ( $CTc$ ) y el consumo de capital fijo ( $CCF$ ):  $CIN_M = CFi_M + 0,5(CFc + CTc - CCF)$ .

La cuenta de producción pública de las setas permite la estimación del *valor añadido neto público* ( $VAN$ ) o *renta de explotación* formada por el coste de la mano de obra ( $MO$ ) y el margen neto de explotación ( $MNE$ ) o renta de explotación de capital. En la actividad micológica es la renta ambiental de las setas la que tiene mayor relevancia dada su condición de materia prima ambiental de producción natural ofrecida gratis por la naturaleza. El valor añadido neto público ( $VAN$ ) que se estima de la cuenta de producción pública está constituido por la renta del trabajo ( $MO$ ), el margen neto de explotación manufacturado ( $MNE_M$ ) y el margen neto de explotación ambiental ( $MNE_A$ ):  $VAN = MO + MNE_M + MNE_A$ . Siendo el  $MNE$  un valor residual compuesto, se requiere conocer el  $MNE_M$  o el  $MNE_A$  para separar sus valores respectivos. La estimación del  $MNE_A$  parte de estimar, en primer lugar, el  $MNE_M$  y así obtener posteriormente, como valor residual, el  $MNE_A$ . Este último en la actividad micológica coincide con su renta ambiental ( $RA$ ). Este procedimiento residual del cálculo de la renta ambiental conduce a la necesidad de conocer previamente la ganancia de capital fijo manufacturada ( $GCF_M$ ) y restar esta última de la remuneración normal imputada del capital manufacturado inmovilizado ( $RC_M$ ) de la actividad micológica. Esta última ha de estimarse después de calcular la revalorización de capital fijo de las setas, siendo entonces obligado recurrir a la cuenta de balance de capital público de la actividad micológica.

### 2.3.2 Cuenta de capital fijo pública

Los bienes de capital fijo se registran y valoran una vez al final del ejercicio precedente y coincide con el capital inicial del ejercicio actual ( $CFi$ ). La cuenta de balance de capital fijo pública clasifica los bienes de capital en ambiental (tierra) y manufacturado. Al final del ejercicio se contabilizan las entradas ( $CFe$ ) de bienes de capital fijo producidos por cuenta propia ( $CFp = FBCF$ ) y las compras ( $CFc$ )<sup>19</sup>.

El capital ambiental público de las setas carece de un valor observado en el mercado por su propia condición de no ser objeto de compra-venta. En este caso se tiene un capital (activo) ambiental público cuyo valor está estimado a partir del descuento subjetivo de la renta ambiental estimada de forma residual a partir del valor de mercado de las setas recolectadas por el público y los costes incurridos por el gobierno. La estimación del valor del activo ambiental de la actividad micológica por descuento de la corriente futura indefinida constante de rentas ambientales de las setas es aconsejada por las oficinas estadísticas. Se asume que no varían en el futuro

<sup>19</sup> El estado estacionario asumido origina que no se produce registro alguno en las salidas de capital fijo, por lo que se omiten su descripción.

los precios de las setas recolectadas, el capital manufacturado y la mano de obra. También se asume que la tasa de descuento no varía en el futuro, y que no ocurrirán ni degradaciones ni destrucciones del capital físico que afecten al rendimiento futuro de las setas y por lo que la cantidad de setas recolectadas permanece invariable<sup>20</sup>. La producción física anual media del ciclo natural simulado por el precio actual ofrece la renta de capital ambiental estacionaria de las setas ( $MNE_A$ ). Esta renta ambiental estacionaria es la que se tiene en cuenta para estimar el valor del capital ambiental (tierra) de las setas<sup>21</sup>.

Los capitales ambientales de las setas inicial y final coinciden por haberse asumido un estado estacionario indefinidamente en precios y rendimientos físicos de las setas recolectadas. En este caso el capital ambiental público inmovilizado ( $CIN_A = CF_{tSE}$ ) se estima descontando la renta ambiental estacionaria ( $RAe_{SE} = MNE_A$ ) de las setas por la tasa de rentabilidad ambiental subjetiva ( $r$ ) elegida por el analista:  $CF_{tSE} = MNE_A/r$ .

El capital fijo manufacturado de la actividad micológica únicamente es aportado por el gobierno, mediante la producción de bienes de capital fijo por cuenta propia ( $CF_p = FBCF$ ) y la compra ( $CF_c$ ). Las compras de bienes de capital fijo manufacturado ( $CF_c$ ) se valoran por sus valores de compra-venta a precios de productor. El  $CF_M$  está constituido por las construcciones ( $CF_{co}$ ), equipamientos ( $CF_{eq}$ ) y otras inversiones fijas manufacturadas ( $CF_o$ ):  $CF_M = CF_{co} + CF_{eq} + CF_o$ . El capital fijo manufacturado ( $CF_M$ ) se estima a partir de los precios de mercado. La suma de los capitales fijos ambiental y manufacturado ofrece el capital total fijo de la actividad ambiental pública de las setas.

La *revalorización de capital fijo manufacturado* ( $CF_{rM}$ ) es el valor residual de la diferencia entre los valores agregados del capital final ( $CF_f$ ) frente a los valores conjuntos del capital inicial ( $CF_{iM}$ ) y las entradas ( $CF_{eM}$ ):  $CF_{rM} = CF_f - CF_{iM} - CF_{eM}$ .

### 2.3.3 Renta, capital y tasa de rentabilidad ambiental pública

La actividad ambiental pública micológica ofrece la *renta total pública* que se deriva de la recolección de las setas por el público que accede de forma libre al monte. Si el cálculo residual de la renta ambiental ( $MNE_A$ ) ofreciera un valor negativo, y dado que se parte del principio de que la renta ambiental es siempre igual o mayor que cero ( $MNE_{APR} \geq 0$ ), se atribuiría dicho saldo negativo al margen neto de explotación manufacturado ( $MNE_M$ ) el gobierno. La *renta total pública*<sup>22</sup> de las setas resulta de la agregación de las rentas de trabajo ( $MO$ ) y de la renta de capital

<sup>20</sup> Este estado estacionario físico artificial representa una situación hipotética en la que están representadas todas las edades de la vegetación perenne correspondientes a la renovación de un ecosistema maduro en estado de equilibrio permanente.

<sup>21</sup> En RECAMAN la recolección de setas de 2010 ha sido estimada por los recolectores ligeramente superior a la media de años anteriores. Dada la circunstancia de proceder los datos de declaraciones de los recolectores se ha considerado que en este caso se acepta la producción de 2010 también como la producción media para el cálculo de valor capital ambiental de las setas.

<sup>22</sup> A efectos de simplificación se expone todas las identidades a precios de productor, es decir, antes de considerar subvenciones e impuestos ligados a la producción de las setas. Su incorporación modificaría la renta de capital total por el valor de la subvención neta de impuestos ligados a la producción.

pública (RC) de recolección de las setas:  $RT = MO + RC$ . La estimación de la renta de capital pública (RC) requiere que se integren los valores residuales del margen neto de explotación (MNE) y la ganancia de capital fijo manufacturado ( $GCF_M$ ):  $RC = MNE + GCF_M$ .

Las ganancias de capital fijo manufacturado ( $GCF_M$ ) de las setas representan la renta de capital que se deriva de las variaciones netas en el año en el valor de los bienes de capital manufacturado. Cumplidas las condiciones que definen el estado estacionario de la producción de las setas en el futuro, los valores absolutos la revalorización del capital fijo manufacturado ( $CFr_M$ ) es la única causa aceptada de *ganancia de capital fijo* ( $GCF_M$ ) de las setas. La estimación de esta última requiere considerar la revalorización, el consumo de capital fijo (CCF) para evitar su doble contabilización de este último en el cálculo de la ganancia del capital fijo manufacturada ( $GCF_M$ ) y el ajuste de la revalorización de precios del ejercicio del capital fijo manufacturado consumido ( $CFa_M$ )<sup>23</sup> (Ovando *et al.*, 2016):  $GCF_M = CFr_M + CFa_M$ .

La distribución factorial de la *renta total pública* (RT) de las setas está compuesta de la renta ambiental (RA), la mano de obra (MO) y la renta de capital manufacturado ( $RC_M$ ):  $RT = RA + MO + RC_M$ . El cálculo residual de la renta ambiental requiere estimar previamente la remuneración normal ( $r$ ) del capital inmovilizado manufacturado ( $CIN_M$ ) y así poder estimar la renta de capital manufacturado ( $RC_M$ ). La renta ambiental pública de las setas en el ejercicio ( $MNE_A$ ) se estima como el valor residual que resulta después de remunerar con preferencia la mano de obra y el capital manufacturado inmovilizado:  $RA = RT - MO - RC_M$ . Siendo conocidas la RC y la  $RC_M$ , en este caso el  $MNE_A$  se obtiene directamente por el valor residual que se deriva de la renta de capital total (RC) menos la renta de capital manufacturada ( $RC_M$ ):  $MNE_A = RC - RC_M$ .

La tasa de rentabilidad pública de las setas representa la remuneración que se obtiene del capital público inmovilizado (CIN) durante un ejercicio (año) en la actividad micológica pública. Siguiendo la teoría del capital, el cálculo de la tasa de rentabilidad total corriente ( $r$ ) resultaría de dividir la renta de capital corriente constante (RC) entre el capital inmovilizado ( $CIN = CFI$ ):  $r = RC/CFI$ . Teniendo en cuenta que CFI no es observable, ¿tiene sentido preguntarse por cual pueda ser la tasa de rentabilidad ambiental de las setas? Sí tiene sentido, pero precisamente su conocimiento tiene sentido para estimar un valor del CFI ambiental público de las setas a partir del  $MNE_A$  obtenido casi objetivamente de forma residual a partir de los precios de mercado de las setas recolectadas. Se recurre a las prácticas del gobierno en la inversión en infraestructuras públicas para elegir la tasa subjetiva de rentabilidad pública y así ofrecer un valor subjetivo del CFI a partir de un valor cuasi objetivo del  $MNE_A$  de las setas. En otra palabras, la renta ambiental pública, y no el capital ambiental público, es el indicador de mayor relevancia de la valoración económica de los servicios de un ecosistema natural (Campos, 2010).

<sup>23</sup> El ajuste de capital fijo manufacturado usado ( $CFa_M = CCF - CCFr_{pce}$ ) comprende el valor de la desvalorización por el uso y la obsolescencia del capital fijo manufacturado (CCF) corregido por la variación de los precios de construcciones y equipamientos ( $CCFr_{pce}$ ) durante el ejercicio corriente observada en los mercado de segunda mano de bienes duraderos, por lo que el ajuste se considera para evitar contabilizar dos veces la depreciación ( $CCF = CCFco + CCFe$ ) e incorporar la variación de precios de los bienes de capital fijo manufacturado usados ( $CCFr_{pce}$ ).

## 2.4 Georreferenciación y transferencia de resultados al territorio forestal de Andalucía

El análisis de la encuesta se ha realizado siguiendo una agregación provincial en función del tipo de vegetación, fundamentando precios y cantidades utilizadas para cada especie (véase apartado 2.1.3). Esto permite obtener un equilibrio entre número de observaciones (necesaria para la inferencia estadística) y localización espacial de estos valores (escala provincial). Además, es necesario recordar que no se incluye ningún tipo de valor desagregado para recolectores comerciales, ya que el número de observaciones no lo aconseja, considerando la producción micológica como un bien prácticamente ambiental en Andalucía. De acuerdo con estas hipótesis de partida, los pasos para la distribución de los valores obtenidos a partir de la encuesta a recolectores al territorio forestal son los siguientes:

### *Escala de trabajo*

El análisis provincial de la encuesta permite la estimación de valores estadísticos de las variables buscadas de acuerdo con la cuenta de producción, así como una primera aproximación a la localización espacial de estos resultados. La cartografía empleada para este fin, de acuerdo con las recomendaciones de la dirección científica del proyecto, es el Mapa Forestal de España a escala 1:50.000 (MFE50). Este tipo de cartografía clasifica el territorio forestal de acuerdo con la división provincial, existiendo diferentes campos en función de la provincia objeto de estudio.

### *Análisis ecológico para la fructificación de hongos silvestres comestibles*

Para la caracterización ecológica como aproximación a la distribución de las especies fúngicas tanto a nivel provincial como regional, se han tenido en cuenta los siguientes factores:

- a) *El tipo de clima:* Es interesante establecer una distinción entre climas para caracterizar la producción de setas. La información de partida ha sido el Atlas Fitoclimático de España de Allué, con los ámbitos fitoclimáticos existentes en la región de Andalucía y agrupándolos en función de su previsible influencia en la producción micológica. De esta forma se pudieron descartar varios tipos de clima de acuerdo con sus características desfavorables para la producción de setas, dados los regímenes de temperatura y precipitación anuales. Los climas que se descartaron fueron, por un lado, los climas sahariano (III[IV]) y mediterráneo subsahariano (IV[III]), presentes en la parte oriental de la región; y por otro, los climas oroborealoides genuinos (X[VIII]) y oromarticoides (X[IX]<sub>1</sub> y X[IX]<sub>2</sub>), presentes en las altas cumbres de temperaturas extremas, principalmente de Sierra Nevada.
- b) *El cortejo fúngico de la masa forestal:* La fructificación y existencia de una especie concreta obedece a la presencia de rangos ecológicos precisos. Existen especies fúngicas con una valencia ecológica muy amplia (ubiquistas) mientras que otras solamente son capaces de encontrarse en un medio con

unas características muy concretas. En el caso de hongos ectomicorrícicos, su existencia siempre va ligada a la presencia de un árbol o arbusto hospedante, que en algunas ocasiones se restringen incluso a un género o especie arbórea. Es el caso del níscalo (*Lactarius* gr. *deliciosus*), presente casi únicamente en pinares.

No obstante, existen especies saprófitas cuya existencia puede ir ligada también a la presencia de substratos específicos, como la seta de cardo (*Pleurotus eryngii*, que es saprófita de las raíces de un tipo concreto de cardo, el cardo corredor (*Eryngium campestre*) o la seta de chopo (*Agrocybe cylindracea*, saprófita de tocones de especies que fundamentalmente se encuentran en riberas). Por otro lado, se pueden encontrar especies de un mayor rango ecológico como el gallipierro (*Macrolepiota procera*) o el champiñón (*Agaricus* sp.), capaces de fructificar en pastizales, eriales e incluso pinares.

Por tanto, para la asignación del valor obtenido a partir del análisis de la encuesta al territorio forestal, se tuvo en cuenta la ecología de cada una de las especies fúngicas, distinguiendo entre aquellas que pueden existir en pinares, encinares, alcornocales, robledales, montes de ribera, matorrales, pastos y eriales.

En el caso de las especies saprófitas propias de pastizales, se asociaron al campo del MFE50 denominado “Tipo estructural” con valores de 24 (prado con sebes), 34 (prado con aprovechamiento ganadero), 35 (pastizal-matorral) y 9 (herbazal). No obstante, para la incorporación dentro del Sistema CAF solamente se tuvo en cuenta las dos últimas estructuras por ser de carácter forestal, obviando las dos primeras por estar clasificadas con un uso agrícola.

Finalmente, se ponderó la producción recolectada proporcionalmente a la capacidad de producción de la masa. Para ello, se tuvo en cuenta tanto las características dasométricas de la masa como la especie arbórea dominante en el caso de las especies micorrícicas. De acuerdo con esto, se ponderó la producción en función de la ocupación y fracción cabida cubierta de la especie dominante, de acuerdo con los requerimientos de la especie fúngica objeto de estudio. En este sentido, para especies fúngicas heliófilas se incentivó su existencia de acuerdo a bajas densidades y coberturas de masa, penalizando los valores elevados de estas variables. Para especies esciófilas se realizó todo lo contrario.

### *Variables cartográficas*

Para llevar a cabo la ponderación de la existencia de una especie fúngica en cada tipología de masa forestal, se empleó el campo “Estrato” del MFE50 que clasifica la masa de acuerdo a sus características dasométricas. No obstante, es necesario recordar que existe una clasificación diferente para este campo en cada provincia.

Finalmente de acuerdo con el valor obtenido para cada especie por provincia del análisis de la encuesta, de las ponderaciones de cada tipología de masa en función de su potencialidad para la fructificación de cada especie fúngica y de la superficie ocupada de cada masa en el total de la provincia, se asignó un valor por tesela del MFE50 para cada especie fúngica.



## **2.5 Diagnóstico de la producción y el aprovechamiento en las fincas de estudio de caso del proyecto RECAMAN**

Además del análisis macroeconómico desarrollado por medio del Sistema CAF, desde el proyecto RECAMAN se establecen directrices para la realización de un análisis microeconómico. Éste se basa en dos unidades de información: la obtenida a través de encuesta a la propiedad (véase Anejo 2) y la información recabada por medio de la inventariación del recurso micológico a escala de finca.

### ***2.5.1 Encuesta a la propiedad***

El primer nivel de información se obtiene por medio de un formulario en el que se recoge información referente a condiciones de gestión, producción y aprovechamiento del recurso micológico en las fincas de estudio de caso establecidas para la elaboración del proyecto RECAMAN. Concretamente la información que se dio a conocer a través de los propietarios de las fincas es la siguiente:

1. La presencia de aprovechamiento micológico en la finca (confirmar la existencia o ausencia de la recolección de hongos silvestres comestibles).
2. La gestión del aprovechamiento micológico. Conocer la existencia o ausencia de un plan de aprovechamiento con base en un programa general de ordenación del recurso micológico.
3. Régimen de aprovechamiento. Determinar la modalidad del aprovechamiento en caso de que éste exista (adjudicación del aprovechamiento, episódico, recogida libre controlada, recogida libre sin control, etc.)
4. Especies principales objeto de aprovechamiento.
5. Jerarquización, para cada especie micológica, de las formaciones vegetales según la abundancia relativa con la que aparece dicha especie.

Esta información se obtuvo mediante un formulario a la propiedad que podía realizarse en cualquier momento del año, abordándose en una única ocasión. La ejecución de esta encuesta se realizó a través de EGMASA (en adelante AMAyA).

### ***2.5.2 Inventariación del recurso micológico en campo***

Los muestreos en campo generados desde el proyecto permiten estimar rangos de abundancia y presencia de especies micológicas en las principales formaciones forestales de la región, así como obtener información de la presión recolectora. Esta información es útil junto con la obtenida a partir de la encuesta a hogares para la transferencia de los resultados económicos al territorio de la región de Andalucía. A continuación se detalla la metodología para la ejecución de los muestreos micológicos:

#### ***Unidad muestral***

Los muestreos de producción micológica se apoyan en parcelas de muestreo del Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3), ya que éste constituye un magnífico so-



porte de datos uniformemente distribuidos por el territorio nacional, en el que se detalla información precisa de variables fisiográficas y dasométricas (entre muchas otras), y que guardan una relación estrecha con la fructificación de setas. Las parcelas del IFN3 están concebidas como circulares, concéntricas y de radio variable, de manera que el diámetro arbóreo normal mínimo inventariable va variando con el propio radio de la parcela (Bravo *et al.*, 2002). Debido a esta forma de replantear las parcelas (de radio variable, no delimitadas físicamente), se dificulta la realización de una inventariación micológica (*a posteriori*) que contenga la superficie exacta de la parcela, así como la ubicación y delimitación de la misma, dificultando la realización del muestreo para la determinación de la producción y aprovechamiento del recurso micológico.

Por esta razón, y dado que se pretende que sea un muestreo sencillo y operativo, se considera como unidad muestral el itinerario o transecto. Este tipo de unidad es sencilla de delimitar y mantiene una relación positiva con la eficiencia del muestreo (Ortega-Martínez y Martínez-Peña, 2008). Para llegar al punto de muestro (parcela del IFN3), el muestreador dispone de un dispositivo de georeferenciación (GPS) que en todo momento le informa de la posición en la que se encuentra y la posición del punto a muestrear.

Una vez llegado al punto de inicio, el muestreador realiza un recorrido siguiendo el criterio de un recolector tradicional, es decir, se moverá en las cercanías del punto de inicio siguiendo un itinerario determinado por el avistamiento de carpóforos de las especies de interés. Para la realización correcta de esta metodología de muestreo, es necesario que dicho muestreador lleve consigo la información fisiográfica y dasométrica de la masa que caracteriza la parcela del IFN3 que en ese momento se está muestreando. De este modo, se evita que se inventarién áreas de la masa que no cumplen con las características de la parcela descritas en el IFN3.

Por medio de un dispositivo GPS, se determina el inicio, espacio recorrido y final del muestreo y se recoge en estadillo de campo información de la presión recolectora, producción recolectada, etc. La longitud del itinerario queda determinada por la abundancia de la cosecha (producción recolectada) y localizada espacialmente por medio de la aplicación informática. Atendiendo a la visibilidad que el muestreador detalle en dicha aplicación y las características de masa y topografía de la parcela del IFN3 muestreada, se determina (*a posteriori*) en cada caso el ancho de banda específico para la relativización de la producción a la unidad superficial. Una vez finalizado el muestreo, se cuantifica y describe el material recolectado y se recogen estas apreciaciones en el estadillo de campo correspondiente.

### *Formaciones forestales objeto de estudio*

Dada la enorme entidad superficial de Andalucía, así como la extensión ocupada por el medio forestal, es imprescindible limitar las formaciones forestales a considerar en los inventarios micológicos para facilitar la toma de datos y el tratamiento de la información asegurando, además, la representatividad de la misma. Para la determinación de las formaciones forestales a muestrear se consideró la importancia superficial de éstas en la región, así como la importancia económica y social generada por el cortejo micológico asociado a ellas.

Teniendo en cuenta lo expuesto anteriormente, las formaciones forestales más importantes a muestrear desde el punto de vista micológico en la Comunidad de Andalucía son las siguientes:

- I. Pinares de *Pinus sylvestris* (pino albar).
- II. Pinares de *Pinus pinaster* (pino negral o resinero).
- III. Pinares de *Pinus nigra* (pino laricio).
- IV. Pinares de *Pinus pinea* (pino piñonero).
- V. Robledales de *Quercus canariensis* (quejigo andaluz).
- VI. Castañares de *Castanea sativa*.
- VII. Masas de *Quercus suber* (alcornocal).
- VIII. Masas de *Quercus ilex* (encinar).
- IX. Matorral de Cistáceas (jaral).
- X. Pastos.

### *Especies micológicas objeto de estudio*

Las principales especies de hongos silvestres comestibles de interés socioeconómico objeto de estudio se seleccionaron para la comunidad de Andalucía a partir de un estudio nacional de aprovisionamiento micológico realizado en 2001 (Frutos *et al.*, 2002). Asimismo, dicha selección respeta la normativa estatal por el que se establecen las especies silvestres objeto de comercialización en fresco para uso alimentario (BOE, 2009: R.D. 30/2009). Se trata de un listado de especies comestibles y comercializables de mayor interés socioeconómico que se expone a continuación:

- Níscalo (*Lactarius* grupo *deliciosus*)
- Tentullos o Boletus (*Boletus* grupo *edulis*).
- Chantarela (*Cantharellus cibarius*).
- Gurumelo (*Amanita ponderosa*).
- Tana (*Amanita caesarea*).
- Criadillas de Tierra (*Terfezia* spp.).
- Faisán de jara (*Leccinum* spp.).
- Gallipiernos (*Macrolepiota* sp.).
- Josefina o champiñón (*Agaricus* sp.).
- Seta de cardo (*Pleurotus eryngii*).
- Seta de chopo (*Agrocybe cylindracea*).
- Pie azul (*Lepista nuda*, *L. personata*).
- Cagarrias (*Morchella* spp.).
- Bonetes (*Helvella* sp.).
- Llanegas (*Hygrophorus* sp.).
- Carrerillas (*Marasmius oreades*).

### *Ejecución de los muestreos*

La metodología para el muestreo de carpóforos (así como otras variables tales como la presión recolectora, cinegética, visibilidad, etc.), está basada en la realización de itinerarios (transectos) análogos a los propuestos para el censo de vertebrados terrestres. Este tipo de muestreo se repite de forma bisemanal, procurando que el estrato o agru-

pación de formaciones forestales para la modelización matemática de la producción micológica al que pertenece, sea muestreado de forma semanal. Esta metodología nos permite recabar información acerca de la variabilidad que se presenta en la producción y aprovechamiento semanal del estrato y, al menos, bisemanal de un punto concreto.

La ejecución de los muestreos se llevó a cabo por medio de AMAyA a lo largo del año 2011 de acuerdo con la campaña micológica de las especies de mayor importancia. Para facilitar la realización de los inventarios micológicos se emplea un dispositivo GPS y de un estadillo de campo en el que registrar los datos tomados durante el muestreo, todos ellos asociados a una serie de coordenadas que delimitan y georreferencian el recorrido (track).

Los muestreos establecidos para el inventario de la producción fúngica en las fincas de Andalucía tiene dos fases: el muestreo en campo, y la obtención y tratamiento de datos en gabinete.

### 1. El muestreo en campo

En primer lugar, el muestreador se ha de ubicar en el punto de inicio del recorrido o itinerario. Para ello, por medio de un dispositivo de posicionamiento GPS se aproxima al centro de la parcela seleccionada (para dicho estrato) del IFN3. Una vez localizado el punto de inicio, se realiza un itinerario al azar en función de la visualización de carpóforos a lo largo de la masa. Durante el desarrollo del muestreo se evita muestrear lugares de la masa que no correspondan con los descritos con el de la parcela del IFN3.

El tiempo de duración del recorrido es variable en función de las condiciones de la localización y situación de la masa a inventariar, así como de la cuantía en producción encontrada. Se ha estimado suficiente, en el peor de los casos, una duración máxima de 20 minutos para recopilar toda la información referente a producción y recolección de setas.

Los carpóforos recolectados durante el recorrido son introducidos en bolsas con cierre hermético para su posterior medición y se registra el número de recolectores que son observados durante el muestreo (valoración cuantitativa). Asimismo, también es factible recoger información acerca del número de cabezas y tipo de animales observados durante el muestreo, de forma que se pueda realizar una estimación cuantitativa de la presión ganadera y cinegética.

Una vez concluido el tiempo de muestreo se registra la información que se detalla a continuación. En primer lugar, se trata de estimar una valoración cualitativa de la presencia de recolectores según tres niveles: alta, media y baja. Los criterios establecidos para la distinción se recogen en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Criterios para asignar una abundancia a la presión recolectora a partir de indicios de recolectores

Niveles de presión recolectora	Criterios
Alta	Presencia abundante de indicios de recolectores recientes: pies cortados, setas rotas o pisadas, etc.
Media	Alguna presencia de indicios de recolectores recientes: pies cortados, setas rotas o pisadas, etc.
Baja	No hay indicios de lo anterior o son leves o no son recientes.

Del mismo modo que para la presión recolectora, se estima cualitativamente el nivel de presión ganadera o cinegética (Tabla 3).

**Tabla 3.** Criterios para asignar una abundancia a la presión ganadera o cinegética

Niveles de presión ganadera	Criterios
Alta	Presencia abundante de ganado en el entorno o abundantes excrementos frescos u hozaduras de jabalí recientes y abundantes, o abundantes restos de setas comidas.
Media	Presencia de ganado en el entorno o algún excremento fresco u hozaduras de jabalí recientes, o algún restos de setas comidas.
Baja	No hay indicios de lo anterior o son leves o no son recientes.

La última valoración a registrar se refiere a la visibilidad del itinerario recorrido, según los criterios de la Tabla 4, lo cual, permite posteriormente determinar un ancho de banda para relativizar la información recopilada a la unidad superficial.

**Tabla 4.** Criterios para asignar un grado de visibilidad general al transecto en función del sotobosque

Niveles de visibilidad	Criterios
Alta	Ausencia de matorrales en el 80% del transecto, suelos desnudos o con hojarasca o con pastizales de poca altura.
Media	Presencia de matorrales o helechos o herbazales altos entre el 20 y el 50% del transecto.
Baja	Presencia de matorrales o helechos o herbazales altos en más del 50% del transecto.

Una vez recogida la información descrita anteriormente, se procede al etiquetado de las bolsas de recolección. En bolsas de un mismo transecto, se indica el número identificativo del muestreo, la fecha del mismo y cualquier otro dato que se considere imprescindible para su identificación inequívoca.

Por último, se realiza una cuantificación del número de vehículos estacionados en los 300 metros anteriores y posteriores al punto de la vía donde se detuvo el vehículo del muestreador, indicando el número y procedencia de todos ellos (como tercer indicador de la presión recolectora). Obviamente, únicamente deben ser registrados los vehículos de recolectores excluyendo otros que claramente no lo sean (trabajos selvícolas, zona de merendero, acampada, vigilancia, etc.).

## 2. Obtención y tratamiento de datos en gabinete

Una vez realizado el muestreo se procede al procesado de la colecta. En primer lugar, la cosecha se separa en función de su madurez (ejemplares maduros y ejemplares inmaduros). Separada la cosecha en función de la especie y de la madurez se procede a realizar las siguientes mediciones:

- a) Pesar las muestras (según madurez y especie).
- b) Contar los ejemplares de cada especie y estado de madurez.
- c) Determinar el grado de agusanamiento de cada grupo, tanto cuantitativa como cualitativamente. Para esto último, se toman si es posible 3 ejemplares de cada especie y grado de madurez, seccionándolas longitudinalmente y evaluando el agusanamiento según los criterios reflejados en la Tabla 5.

**Tabla 5.** Criterios para la determinación del grado de agusanamiento

Grado de agusanamiento	Criterios
Alto	Del 70% al 100% de la carne de la seta está atacada por larvas de dípteros.
Medio	Del 30% al 70% de la carne de la seta está atacada por larvas de dípteros.
Bajo	Del 5% al 30% de la carne de la seta está atacada por larvas de dípteros.
Nulo	Menos del 5% de la carne de la seta está atacada por larvas de dípteros.

Toda la información recabada anteriormente queda almacenada y detalla en un estandillo de campo para cada uno de los muestreos, para su posterior incorporación a una base de datos y correspondiente análisis.

### *Planificación de los muestreos*

Para la determinación del número de puntos asignado a cada formación forestal, así como para la planificación de los muestreos, se han de tener en cuenta las siguientes restricciones:

1. Importancia económica y social del cortejo micológico asociado a cada formación forestal.
2. Importancia superficial de la formación forestal.
3. Homogeneidad estructural de la formación forestal.
4. Restricciones de limitación en la ejecución de los muestreos (recursos humanos y presupuestarios).
5. Fenología de las especies micológicas.
6. Posibilidad de generación de modelos matemáticos descriptivos y predictivos de producción fúngica.

Atendiendo a este razonamiento, el número medio de puntos de muestreo (parcelas del IFN3) asignados a cada formación forestal varía entre 20 y 22 puntos, con un total de 82 localizaciones de muestreo considerando para todas las formaciones. La distribución de estos puntos por provincia ha de ser lo más equitativa posible, sin embargo, debido a la existencia de restricciones de tipo operativo y estadístico, dicha condición necesariamente hubo de ser relativamente laxa (Tabla 6).

**Tabla 6.** Número de puntos de muestreo por formación forestal y estrato

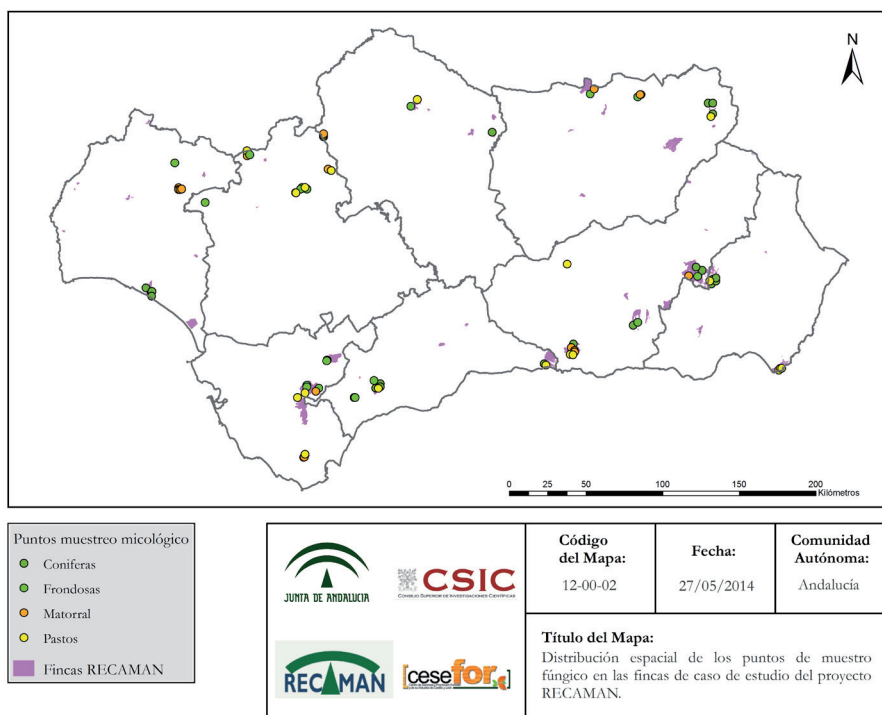
Estrato	Coníferas					Frondosas			Matorral		Pastos
	<i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinus pinea</i>	<i>Pinus nigra</i>	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Quercus ilex</i>	<i>Quercus suber</i>	<i>Quercus canariensis</i>	<i>Jaral</i>	<i>Pastos</i>	
Formación Forestal											
Almería	2		1		1					4	
Cádiz						2	4	1	2	3	
Córdoba		2				1			2	1	
Granada	2			1	1	2			7	3	
Huelva		3						1	4	1	
Jaén	1		1	1		2			3	1	
Málaga	3			1		1	1	1		2	
Sevilla						3	3		2	5	
Total formación	8	5	2	3	2	11	8	1	20	20	
Total estrato	20					22			20	20	

De este modo, la distribución espacial de los puntos de muestreo quedó restringida y condicionada por las siguientes restricciones:

1. Localización en fincas de estudio de caso del proyecto RECAMAN.
2. Puntos constituidos por una formación monoespecífica.
3. Accesibilidad: se prioriza la elección de los puntos de acuerdo con la pendiente y la distancia a la vía de acceso más cercana.
4. Cercanía a estaciones meteorológicas automáticas.
5. Operatividad en la ejecución de los muestreos.

Cada uno de estos puntos (Figura 2) es muestreado, al menos, cada dos semanas (según la metodología descrita de itinerarios o transectos) durante el periodo de producción del cortejo fúngico de cada formación forestal, de manera que se disponga de una estimación de la variabilidad de la producción anual, así como su cómputo total anual y de su aprovechamiento. A lo largo de 20 semanas de muestreo repartidas dentro del año, en función de las épocas de mayor producción de las especies micológicas, se llevó a cabo un total de 452 muestreos. El comienzo de los muestreos queda condicionado por el momento de fructificación de las especies en cada formación forestal. Para ello, es preciso conocer en cada caso el estado de producción de los montes andaluces, para establecer el inicio de los inventarios. Es conveniente, además, establecer fechas máximas o “límite” donde los muestreos han de realizarse antes de dicha fecha de acuerdo con la fenología de las especies micológicas de mayor importancia.

**Figura 2.** Distribución espacial de los puntos de muestreo fúngico en las fincas de caso de estudio del proyecto RECAMAN





### 3 RESULTADOS

#### 3.1 El recurso micológico de acuerdo con la encuesta a hogares de Andalucía

##### 3.1.1 Cantidades, precios y características de la recolección libre de setas a nivel regional

La estimación del valor de la cantidad anual de setas ambientales públicas recolectadas ( $PF_{A,SE}$ ) en los montes se obtiene en RECAMAN mediante una encuesta telefónica específica en 2011 a hogares de la población recolectora potencial de 18 o más años de edad residente en Andalucía. El número de llamadas a hogares asciende a un total de 17.242, de las cuales han respondido 8.076 (el 47% de las llamadas realizadas). El número de encuestados que han colaborado en la entrevista es de 4.118 (casi el 51% de las llamadas que han respondido, de las cuales el 6,3% (con un sesgo del  $\pm 0,73\%$  para un nivel de confianza del 95%) resultaron ser recolectoras de setas, que trasladado este porcentaje a la población recolectora potencial ofrece un resultado de 425.358 recolectores públicos en los montes de Andalucía (véase Tabla 7).

**Tabla 7.** Estadísticas por estrato y total regional sobre el número de recolectores de setas respecto a la submuestra de 4.219 llamadas

Estrato	FR <sup>(2)</sup>	NFR <sup>(2)</sup>	FU <sup>(2)</sup>	NFU <sup>(2)</sup>	Regional
Población <sup>(1)</sup>	295.644	1.140.672	343.151	5.226.577	6.721.293
Llamadas atendidas	177	2.132	1.009	901	4.219
Recolectores muestra	20	79	114	55	267
% recolectores	11,1%	3,7%	11,3%	6,1%	6,3%
Recolectores población	32.927	42.065	38.793	316.904	425.358
Error st.	4,63%	0,80%	1,95%	1,56%	0,73%

Notas: <sup>(1)</sup> Población mayor e igual de 18 años de acuerdo con el padrón municipal de Andalucía en el año 2010. <sup>(2)</sup> FR: Forestal Rural; NFR: No Forestal Rural; FU: Forestal Urbano; NFU: No forestal Urbano. Error st.: Error estándar con una confianza del 95%.

Fuente: Instituto Nacional de Estadística.

Si atendemos a los resultados obtenidos mediante la encuesta sobre el porcentaje de población recolectora en función del destino de la recolección, se obtiene que el 6,1% de la población es recolector con fines recreativos (409.898 recolectores), mientras que solamente el 0,2% recolectaría con una finalidad comercial (15.554 recolectores). De este modo, queda constatada la hipótesis de considerar la recolección de setas como un bien ambiental público, dado que la tipología de recolector recreativo representa el 96% de los recolectores regionales. A esto habría que añadir que la mayor parte de los recolectores comerciales destinan una gran parte de su recolecta al consumo propio.

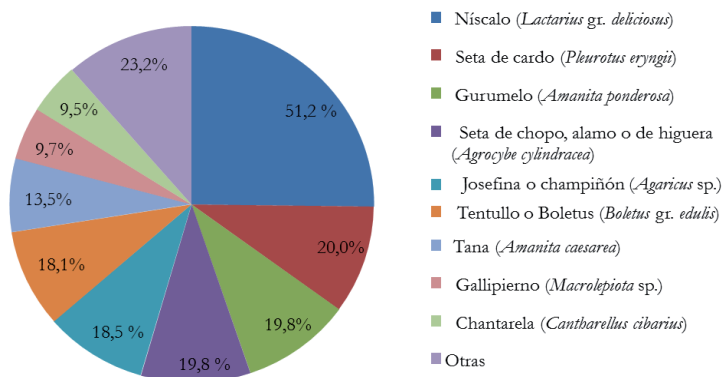
Los rasgos generales que identifican al recolector de setas en la región de Andalucía son que recolecta con fines recreativos, de mediana edad (52 años), con pareja e hijos y con estudios mínimos de primaria o EGB. Generalmente se trata de empleados por cuenta ajena con una renta mensual familiar inferior a los 1.200 €. El sexo del recolector no es un factor característico dado que tanto hombres como mujeres se declaran recolectores en similar proporción poblacional.

Aproximadamente el 14% de los recolectores no salieron a recolectar el año 2010 por diversos motivos. Los recolectores que sí que salieron a recolectar calificaron la campaña en cuanto a bondad productiva de buena con una nota media de un 6 sobre 10. La mitad de los recolectores (53%) declaran recolectar varias especies, haciéndolo incluso de forma simultánea (12%). Esto sugiere que la mitad de los recolectores recreativos solamente se dedican a recolectar una única especie por razones tradicionales o por falta de conocimiento de la existencia de otras especies factibles de ser objeto de aprovechamiento.

Por otro lado, más del 90% de los recolectores declara recorrer una distancia inferior a 45 km, mientras que el 50% recorre menos de 5 km, lo cual indica que se trata de una actividad local (acorde a los resultados obtenidos en la Tabla 7, donde se refleja que existe un mayor porcentaje de recolectores en zonas cercanas a las áreas forestales).

De acuerdo con lo declarado en la encuesta, más de la mitad de los recolectores recolectan níscales (*Lactarius* gr. *deliciosus*), mientras que en otro orden de importancia se encuentran la seta de cardo (*Pleurotus eryngii*), el gurumelo (*Amanita ponderosa*), la seta de chopo (*Agrocybe cylindracea*) y el champiñón (*Agaricus campestris*). La Figura 3 representa la cuantificación de la importancia de cada especie con respecto al total de acuerdo con el número de recolectores que hacen acopio de ellas. La diversidad en la recolección de setas, las cuales se producen en diferentes formaciones forestales, denota un elevado conocimiento del recurso fúngico por parte de los recolectores de Andalucía. No obstante, se puede apreciar como casi la mitad de los recolectores solamente recolecta 3 o 4 especies.

**Figura 3.** Principales especies fúngicas objeto de aprovechamiento en Andalucía

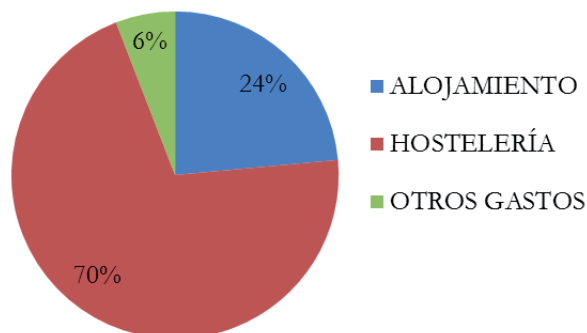


Nota. El porcentaje hace referencia al número de recolectores que hacen acopio de ellas.

El 3,8% de los recolectores realiza algún tipo de gasto cuando sale a recolectar, destinado fundamentalmente a la hostelería (Figura 4). Sin embargo, los recolectores con una finalidad comercial no realizan ningún tipo de gasto más allá de su desplazamiento.

El gasto medio del recolector en concepto de alojamiento es de 46 € por visita, lo que supone un valor medio anual de 1,2 millones de € teniendo en cuenta que el número medio de visitas anuales es inferior a 7 días. En concepto de gasto en hostelería, el valor medio es aproximadamente de 11 € por visita, lo que generaría un gasto de algo más de 876.000 € anuales. Es decir, que la actividad recreativa de la recolección de setas en Andalucía podría generar unos ingresos al sector terciario cercanos a los 2,05 millones de euros.

**Figura 4.** Distribución del tipo de gasto de acuerdo con el número de recolectores recreativos que declaran tenerlo

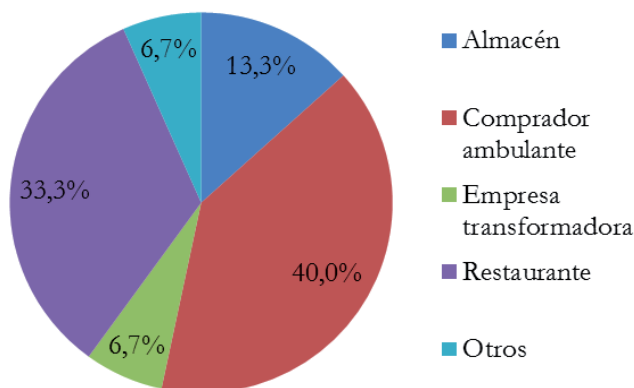


Por medio de la encuesta se logró valorar las demandas que los recolectores hacían a la administración con respecto a la gestión sostenible del recurso. En este sentido el 67% de los recolectores cree que la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía debería tomar medidas respecto a la regulación y ordenación del aprovechamiento micológico en la región. Por otra parte, solamente el 8% de los recolectores considera positivo el Plan de Conservación y Uso Sostenible de Setas y Trufas de Andalucía (Plan CUSSTA), destinado a garantizar la sostenibilidad y promoción del recurso micológico en la región. Sin embargo, esta afirmación debe tomarse con prudencia ya que el 72% desconoce la existencia de dicho plan.

Como se mencionó anteriormente, el número medio de visitas anuales al campo por parte de los recolectores es algo menor a 7 días, con una dedicación diaria media de 3 horas. Asimismo, el número medio de kg diarios recolectados por visita es de 2 kg. Atendiendo a las características intrínsecas de cada especie fúngica para cada una de las provincias de Andalucía, se estimó que la producción total recolectada en la región es de aproximadamente 8.790 toneladas anuales, valoradas en 43,2 millones €, de acuerdo con los precios imputados en la Tabla 1.

Es preciso recordar en este punto que el número de observaciones de recolectores cuya finalidad es la compraventa del producto es muy reducido para realizar cualquier tipo de inferencia. No obstante, se ha detectado que el 60% de ellos declaran que vendieron porque recolectaron de más, vendiendo sólo una parte de lo recolectado y destinando el resto al consumo propio (el 50%). Incluso los recolectores que recolectan para vender como actividad principal sostienen que al menos el 25% de media de lo recolectado lo reservan para su propio consumo. Estas circunstancias ponen de manifiesto el carácter recreativo de la recolección de setas, justificando una vez más la hipótesis de considerar esta actividad como un activo ambiental público.

Atendiendo a lo declarado por los recolectores con finalidad comercial se puede afirmar que el principal canal de compraventa es por medio de compradores ambulantes, seguido de restaurantes, vías poco recomendables por los previsibles problemas sanitarios y fiscales que pueden conllevar (Figura 5). Asimismo, estos canales denotan una alta probabilidad en la salida de capital hacia otras regiones. A pesar de considerar la opción de que se destine la venta en lonjas micológicas, no se encontró ningún recolector que así lo testificara. Además, el 76% de los recolectores comerciales aseguran vender la mercancía recolectada cerca del lugar de recolección o camino del hogar, mientras que el resto recorre una media de 6 km hasta el lugar propicio de venta.

**Figura 5.** Principales canales de compraventa del recurso micológico en Andalucía

### 3.1.2 Cantidades, precios y características de la recolección libre de setas a nivel provincial

A continuación se detallan resultados obtenidos de acuerdo con la escala de trabajo provincial. La Tabla 8 muestra las estadísticas provinciales de los recolectores de Andalucía. En ella se puede apreciar la distribución en el número de recolectores de la región por provincias. El mayor porcentaje de población recolectora se encuentra en la provincia de Huelva, conocida por su afición a la recolección de setas. Por cercanía al Levante (zona micófila por excelencia) y por sus elevadas existencias forestales, la provincia de Jaén presenta un elevado porcentaje de recolectores. Por el contrario, las provincias de Málaga, Sevilla y Almería presentan los menores índices de población recolectora.

No obstante, si atendemos a la población neta que estos porcentajes representan, la provincia de Huelva, y en otro orden de magnitud, Cádiz, Córdoba y Jaén representan zonas con mayor número de recolectores. En el sentido contrario, Almería y Málaga son las provincias que aportan el menor número de recolectores a la región.

Si se analiza por provincias la cantidad recolectada según lo declarado por los recolectores, se tiene que Huelva es con diferencia la provincia que mayor cuantía de recolección presenta. En otro nivel de magnitud se encontraría Jaén y Cádiz, mientras que Sevilla y Almería son las de menor recolección (Figura 6).

Tanto el número de población recolectora como los rendimientos de recolección de cada una de las especies influyen en el cálculo de estos valores. De este modo, se comprende cómo la provincia de Huelva, de gran conocimiento en la recolección de setas (como así lo demuestra el elevado número y diversidad de especies recolectadas), destaca en producción recolectada con respecto al resto de provincias. Esto se debe a que además, presenta un elevado número de recolectores, los cuales reconocen visitar el monte con objetivo de recolección con alta frecuencia.

Jaén, centrada en la recolección de níscolo (*Lactarius* gr. *deliciosus*) y seta de cardo (*Pleurotus eryngii*), le sigue en importancia a Huelva, muy pareja al resto de provincias. Por otra parte, se distingue la provincia de Almería con una recolección muy inferior al resto, representando una cuantía inferior al 3% de la región.

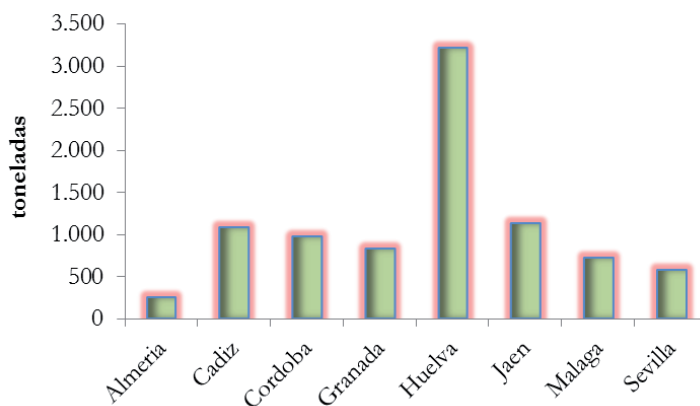
**Tabla 8.** Estadísticas por provincia y total regional sobre el número de recolectores de setas respecto de una submuestra de 4.219 llamadas

PROVINCIA	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	REGIONAL
Población *	556.239	987.046	650.643	743.326	418.465	539.165	1.299.142	1.527.267	6.721.293
Llamadas atendidas	591	695	674	678	413	403	540	225	4.219
Recolectores muestra	26	32	47	37	79	30	9	6	267
% recolectores	4,41%	4,64%	6,94%	5,50%	19,19%	7,54%	1,71%	2,55%	6,33%
Recolectores población	24.543	45.829	45.126	40.920	80.315	40.663	22.178	38.901	425.399
Error st. ( $\alpha=0,05$ )(2)	1,66%	1,56%	1,92%	1,72%	3,80%	2,58%	1,09%	2,06%	0,73%

Notas: (1) Población mayor e igual de 18 años de acuerdo con el padrón municipal de Andalucía en el año 2010. (2) Error st.: Error estándar con una confianza del 95%.  
Fuente: Instituto Nacional de Estadística.

**Tabla 9.** Producción recolectada en las provincias de Andalucía en 2010 según provincias

Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	TOTAL
Producción (t)	249	1.084	973	830	3.214	1.134	725	582	8.790
Valor (miles €)	567	5.093	2.930	2.317	21.122	3.010	5.034	3.140	43.214

**Figura 6.** Distribución de la cantidad recolectada por provincias (toneladas)

Por otra parte, no se han observado diferencias en relación a una hipotética aportación al sector comercial de setas en cada una de las provincias, dado que el número de observaciones de recolectores con carácter comercial ha sido, en relación con el de tipo recreativo, prácticamente inexistente.

Al igual que ocurriera con la producción recolectada, Huelva representa la provincia de mayor valor económico. A la elevada cuantía de producción recolectada hay que añadir el acopio de especies con un elevado valor en el mercado como el gurumelo (*Amanita ponderosa*), la tana (*Amanita caesarea*) y el tentullo (*Boletus* gr. *edulis*).

De igual forma, Cádiz y Málaga le siguen en importancia económica, dada la apetencia local que adquiere la recolección, entre otras, de chantarela (*Cantharellus cibarius*). Por ello, a pesar de que para Cádiz y Málaga se hayan estimado unas producciones recolectadas inferiores a la de la provincia de Jaén, se observa cómo el valor económico de éstas es superior. Ello es debido a que los recolectores de estas provincias, a pesar de declarar unos rendimientos de recolección más moderados que en la provincia de Jaén, la diversidad en la recolección de setas, así como su valor, es muy superior a la de Jaén, centrada básicamente en la recolección de níscolo (*Lactarius* gr. *deliciosus*)

En el otro extremo se encuentra la provincia de Almería centrada principalmente en la recolección de níscolo (*Lactarius* gr. *deliciosus*) y seta de chopo (*Agrocybe cylindracea*) que adquieren un valor moderado en el mercado y cuya cuantía en la recolección es la menor de las provincias regionales.

La Tabla 9 resume la estimación del valor de la producción final total recolectada en las provincias de Andalucía en 2010, teniendo en cuenta que el destino de la misma es fundamentalmente recreativo.

### 3.1.3 Cantidades, precios y características de la recolección libre de setas de acuerdo con estratos de aprovechamiento homogéneo

En primer lugar, es necesario recordar que los estratos se definieron de acuerdo con unas características homogéneas en la recolección de setas (véase apartado 2.1.2.). Como se mostró anteriormente, la Tabla 7 recoge las estadísticas por estrato del nú-

mero de recolectores estimado para cada uno de ellos. En dicha Tabla se puede apreciar cómo el mayor porcentaje de población recolectora se encuentra en el estrato forestal, ya sea rural o urbano. Esto es indicativo de la importancia de la cercanía a la fuente de producción, poniendo una vez más de relieve el carácter fundamentalmente local en la recolección de setas.

Por el contrario, el menor porcentaje de población recolectora pertenece al estrato “No Forestal Rural”, debido al carácter principalmente agrícola de este territorio. Atendiendo al número de recolectores que cada estrato aporta se observa cómo, a pesar de que los estratos “Forestales” presentan la mayor proporción de recolectores, es en el estrato “No Forestal Urbano” donde se concentra el mayor número de los mismos, manifestando la importancia recreativa que supone la actividad en la población urbana, y por tanto en el desarrollo rural de zonas deprimidas.

Si se analiza por estratos la cantidad recolectada según lo declarado por los recolectores, se tiene que las mayores cantidades se recolectan por parte de los recolectores situados en estratos urbanos, debido fundamentalmente a la presencia en ellos de un mayor número de recolectores. Es preciso aclarar que esta información hace referencia al principal origen de los recolectores y no al lugar o estrato en el que estas cantidades son recolectadas.

A continuación se presenta un estudio individual por estrato más detallado.

### *Estrato forestal rural*

El número de recolectores de setas en el estrato “Forestal Rural” es el menor de todos los considerados en el análisis regional, aportando con una estimación de 32.927 recolectores, equivalente al 11,1% de la población que presenta el estrato. Si atendemos a los resultados obtenidos mediante la encuesta sobre el porcentaje de población recolectora en función del destino de la recolección, se obtiene que el 96% de los recolectores recolecta setas con una finalidad recreativa (31.670 recolectores), mientras que el 4% lo hace con fines comerciales (1.260 recolectores).

Los rasgos generales que identifican al recolector de setas en este estrato son que recolecta generalmente con fines recreativos, de mediana edad (53 años), con pareja e hijos y con estudios mínimos de primaria o EGB. Generalmente se trata de empleados por cuenta ajena con una renta familiar inferior a los 1.200 €. En cuanto al género de los recolectores, se ha encontrado una proporción similar en el número de recolectores masculinos y femeninos.

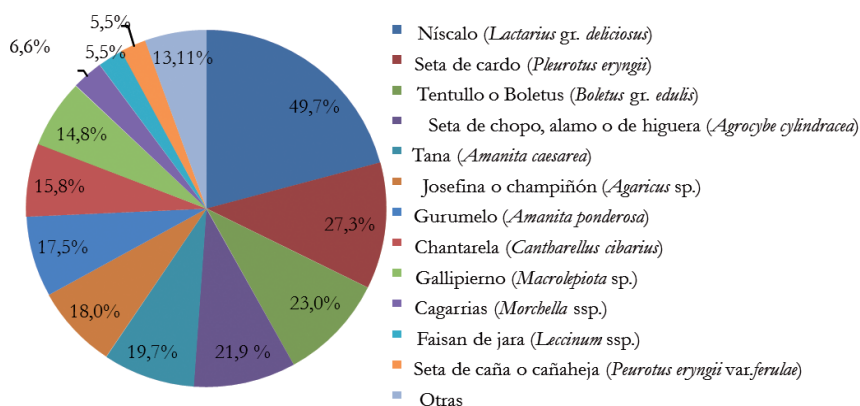
Aproximadamente el 11% de los recolectores no salieron a recolectar el año 2010 por diversos motivos. Los recolectores que sí que salieron a recolectar calificaron la campaña en cuanto a bondad productiva de buena con una nota media de 6 sobre 10, si bien, los recolectores comerciales la calificaron de notable. Una gran parte de los recolectores (66%) declaran recolectar varias especies, haciéndolo incluso de forma simultánea (16%). En el caso concreto de los recolectores comerciales este porcentaje es superior, ya que el 85% de ellos reconoce recoger varias especies de setas, pero no es frecuente que lo hagan al mismo tiempo.

De acuerdo con lo declarado en la encuesta, la especie recolectada por un mayor número de recolectores es el níscolo (*Lactarius gr. deliciosus*), seguida de la seta de cardo (*Pleurotus eryngii*). No obstante, la recolección es diversa en muchas especies, de ahí los elevados porcentajes del número de personas que hacen acopio del



resto de especies como el tentullo (*Boletus* gr. *edulis*), la seta de chopo (*Agrocybe cylindracea*) o la tana (*Amanita caesarea*) entre otras (Figura 7). La diversidad en la recolección de diferentes tipos de setas, las cuales se producen en diferentes formaciones forestales, denota un elevado conocimiento del recurso fúngico por parte de los recolectores del estrato “Forestal Rural”.

**Figura 7.** Principales especies fúngicas objeto de aprovechamiento en el estrato “Forestal Rural”



Nota: El porcentaje hace referencia al número de recolectores que hacen acopio de ellas.

Un reducido porcentaje de la población recolectora (1,7%) realiza algún tipo de gasto cuando sale a recolectar, destinado fundamentalmente a la hostelería. Estos gastos son sólo cubiertos por recolectores recreativos, ya que los comerciales declaran no realizar ningún tipo de gasto más allá de su desplazamiento. El gasto medio del recolector en concepto de hostelería es de 4 € por visita, lo que supone un valor medio anual de 18.000 € teniendo en cuenta que el número medio de visitas anuales es aproximadamente de 8 días.

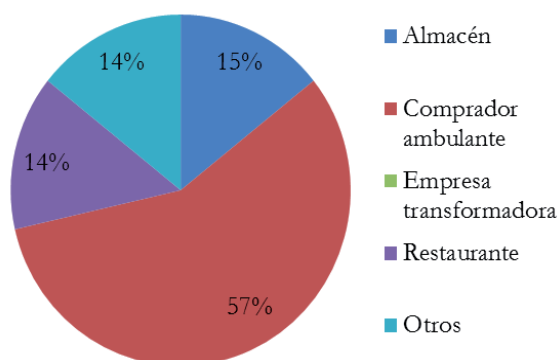
Por medio de preguntas presentes en el cuestionario se intentó además valorar las demandas que los recolectores hacían a la administración con respecto a la gestión sostenible del recurso. En este sentido el 58% de los recolectores cree que la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía debería tomar medidas respecto a la regulación y ordenación del aprovechamiento micológico en la región. Por otra parte, solamente el 4% de los recolectores considera positivo el Plan de Conservación y Uso Sostenible de Setas y Trufas de Andalucía (Plan CUSSTA), destinado a garantizar la sostenibilidad y promoción del recurso micológico en la región. Sin embargo, es complicado sostener tal afirmación ya que el 93% desconoce la existencia de dicho plan.

Como se mencionó anteriormente, el número medio de visitas anuales al campo por parte de los recolectores es de 8 días, con una dedicación diaria de 3 horas. Dado que el número medio de kg diarios recolectados por visita es de 2 kg, se estima la producción total recolectada en el estrato “Forestal Rural” en aproximadamente 526 toneladas anuales.

El número de observaciones de recolectores cuya finalidad es la compraventa del producto es muy reducido para realizar cualquier tipo de inferencia. No obstante, se ha detectado que éstos, declaran que vendieron porque recolectaron demás (43%)

mientras que el resto lo hizo porque recolectaba para este fin. En el primer caso, los recolectores vendieron una media del 45% de lo recolectado, mientras que en los segundos este porcentaje fue superior con un 78%. Por otra parte, el principal canal de compraventa es por medio de compradores ambulantes, vía poco recomendable por los posibles problemas sanitarios y fiscales que pudieran conllevar (Figura 8). Asimismo, estos canales denotan una alta probabilidad de la salida de capital hacia otras regiones, al contrario que las empresas conserveras y de transformación. Además, prácticamente la totalidad de los recolectores comerciales aseguran vender la mercancía recolectada cerca del lugar de recolección o camino del hogar.

**Figura 8.** Principales canales de compraventa del recurso micológico en el estrato “Forestal Rural”



### *Estrato no forestal rural*

El porcentaje que los recolectores de setas representan en relación con la población total del estrato “No Forestal Rural” es el menor de todos los considerados en el análisis regional con un 3,7%, equivalente aproximadamente a 42.000 recolectores. La presencia de recolectores comerciales dentro de este estrato es prácticamente inexistente.

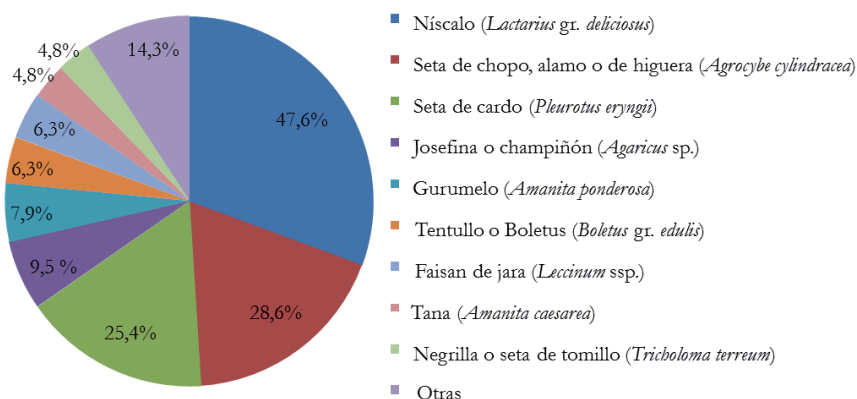
Los rasgos generales que identifican al recolector de setas en la este estrato son que recolecta con fines recreativos, de mediana edad (49 años), con pareja e hijos y con estudios mínimos de primaria o EGB. Generalmente se trata de empleados por cuenta ajena y desempleados con una renta familiar inferior a los 1.200 €. En cuanto al género de los recolectores, se ha encontrado una proporción similar en el número de recolectores masculinos y femeninos.

Aproximadamente el 19% de los recolectores no salieron a recolectar el año 2010 por diversos motivos. Los recolectores que sí que salieron a recolectar calificaron la campaña en cuanto a bondad productiva de buena con una nota media de 6 sobre 10. Una gran parte de los recolectores (67%) declaran recolectar una única especie, siendo inusual recolectar varias especies al mismo tiempo (4%).

La especie recolectada por un mayor número de recolectores es el níscolo (*Lactarius* gr. *deliciosus*), si bien la seta de chopo (*Agrocybe cylindracea*) y la seta de cardo (*Pleurotus eryngii*) presentan una gran importancia. De hecho, estas tres especies

tienen un elevado peso en cuanto al número de recolectores que hacen acopio de ellas respecto del resto de especies (Figura 9). Esta circunstancia es indicadora de que la recolección se centra en unas pocas especies por cuestiones tradicionales o culturales, fundamentalmente en especies propias de pinares o eriales, o bien, debido a falta de conocimiento de la existencia de otras especies y en general del recurso fúngico.

**Figura 9.** Principales especies fúngicas objeto de aprovechamiento en el estrato “No Forestal Rural”



Nota: El porcentaje hace referencia al número de recolectores que hacen acopio de ellas.

Un reducido porcentaje de la población recolectora (1,6%) realiza algún tipo de gasto cuando sale a recolectar, destinado fundamentalmente a la hostelería. El gasto medio del recolector en concepto de hostelería es cercano a los 12 € por visita, lo que supone un valor medio anual de 40.000 € teniendo en cuenta que el número medio de visitas anuales es aproximadamente de 5 días.

Por medio de preguntas presentes en el cuestionario se intentó además valorar las demandas que los recolectores hacían a la administración con respecto a la gestión sostenible del recurso. En este sentido el 58% de los recolectores cree que la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía debería tomar medidas respecto a la regulación y ordenación del aprovechamiento micológico en la región. Por otra parte, no se encontró ningún recolector que considerara positivo el Plan de Conservación y Uso Sostenible de Setas y Trufas de Andalucía (Plan CUSSTA), destinado a garantizar la sostenibilidad y promoción del recurso micológico en la región; fundamentalmente generado por la circunstancia de que la gran mayoría de los recolectores (75%) desconoce la existencia de dicho plan.

Como se mencionó anteriormente, el número medio de visitas anuales al campo por parte de los recolectores es de 5 días, con una dedicación diaria de 2 horas. El número medio de kg diarios recolectados por visita es de 3 kg, de modo que se puede estimar en 631 las toneladas anuales recolectadas por recolectores de este estrato.

### *Estrato forestal urbano*

El porcentaje que los recolectores de setas representan en relación con la población del estrato “Forestal Urbano” es de los mayores de la región con un 11,3% de población recolectora. Sin embargo, este porcentaje equivale a un número de recolectores

relativamente reducido (38.793). Si atendemos a los resultados obtenidos mediante la encuesta sobre el porcentaje de población recolectora en función del destino de la recolección, se obtiene que el 95% de los recolectores recolecta setas con una finalidad recreativa, mientras que el 5% lo hace con fines comerciales.

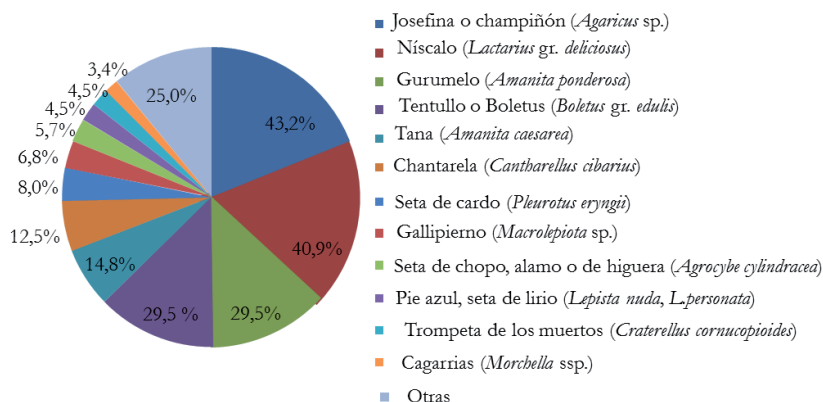
Los rasgos generales que identifican al recolector de setas en este estrato son que recolecta generalmente con fines recreativos, de mediana edad (50 años), con pareja e hijos y con estudios mínimos de primaria o EGB. Generalmente se trata de empleados por cuenta ajena, desempleados, jubilados o dedicados a labores del hogar con una renta familiar inferior a los 1.200 €. En cuanto al género de los recolectores, se ha encontrado una proporción ligeramente superior de recolectoras femeninas (60%) en comparación con los masculinos.

Aproximadamente el 22% de los recolectores no salieron a recolectar el año 2010 por diversos motivos. Los recolectores que sí que salieron a recolectar calificaron la campaña en cuanto a bondad productiva de regular o buena con una nota media de 6 sobre 10. La mitad de los recolectores declaran recolectar varias especies, de los cuales, el 5% lo hace de forma simultánea.

De acuerdo con lo declarado en la encuesta, la especie recolectada por un mayor número de recolectores es el champiñón (*Agaricus campestris*), seguida del níscolo (*Lactarius gr. deliciosus*). Estas especies junto con el gurumelo (*Amanita ponderosa*) y el tentullo (*Boletus gr. edulis*) tienen un elevado peso comparado con el resto de especies atendiendo al número de recolectores que hace copio de ellas (Figura 10). Esto demuestra que, a pesar de una elevada diversidad en la recolección de setas, son tres o cuatro en las que se focaliza fundamentalmente la actividad recreativa.

Un moderado porcentaje de la población recolectora (6%) realiza algún tipo de gasto cuando sale a recolectar, destinado fundamentalmente a la hostelería y a otros gastos relacionados con la actividad recreativa de la recolección de setas. Estos gastos son sólo cubiertos por recolectores recreativos, ya que los comerciales declaran no realizar ningún tipo de gasto más allá de su desplazamiento. El gasto medio del recolector en concepto de hostelería es de 6 € por visita, lo que supone un valor medio anual de 168.000 € teniendo en cuenta que el número medio de visitas anuales es aproximadamente de 12 días.

**Figura 10.** Principales especies fúngicas objeto de aprovechamiento en el estrato “Forestal Urbano”



Nota: El porcentaje hace referencia al número de recolectores que hacen acopio de ellas.

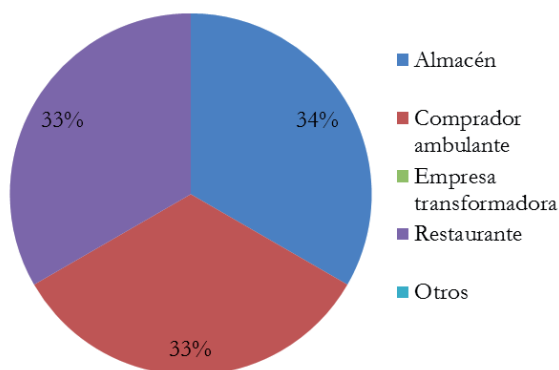
Por medio de preguntas presentes en el cuestionario se intentó además valorar las demandas que los recolectores hacían a la administración con respecto a la gestión sostenible del recurso. En este sentido el 75% de los recolectores cree que la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía debería tomar medidas respecto a la regulación y ordenación del aprovechamiento micológico en la región. Por otra parte, el 9% de los recolectores considera positivo el Plan de Conservación y Uso Sostenible de Setas y Trufas de Andalucía (Plan CUSSTA), destinado a garantizar la sostenibilidad y promoción del recurso micológico en la región. Sin embargo, la mayor parte de ellos (70%) desconoce la existencia de dicho plan.

Como se mencionó anteriormente, el número medio de visitas anuales al campo por parte de los recolectores es de 12 días, con una dedicación diaria de 3 horas. Dado que el número medio de kg diarios recolectados por visita es aproximadamente de 2 kg, se estima en 931 toneladas la cuantía recolectada total en el estrato “Forestal Urbano”.

El número de observaciones de recolectores cuya finalidad es la compraventa del producto es muy reducido para realizar cualquier tipo de inferencia estadística. No obstante, se ha detectado que un tercio de éstos declaran que vendieron porque recolectaron demás mientras que el resto lo hizo porque recolectaba para éste fin. En el primer caso, los recolectores vendieron una media del 72% de lo recolectado, mientras que en los segundos este porcentaje fue ligeramente superior con un 75%. Además, los diferentes canales de compraventa difieren del ideal (empresas transformadoras), de modo que es posible que en este estrato se puedan ocasionar problemas sanitarios y fiscales relacionados con la compraventa de este recurso (Figura 11).

Asimismo, estos canales denotan una alta probabilidad de la salida de capital hacia otras regiones, al contrario que las empresas conserveras y de transformación. Por otra parte, la mayoría de los recolectores comerciales (75%) aseguran vender la mercancía recolectada cerca del lugar de recolección o camino del hogar.

**Figura 11.** Principales canales de compraventa del recurso micológico en el estrato “Forestal Urbano”



### *Estrato no forestal urbano*

El porcentaje que representan los recolectores de setas en relación con la población total del estrato “No Forestal Urbano” es del 6,1%. A pesar de no ser el porcenta-

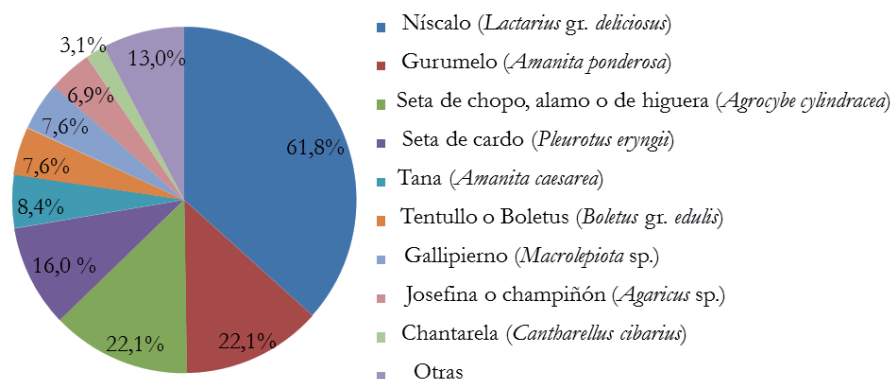
je más elevado de todos los estratos, equivale al mayor un número de recolectores (317.000). Si atendemos a los resultados obtenidos mediante la encuesta sobre el porcentaje de población recolectora en función del destino de la recolección, se obtiene que el 96% de los recolectores recolecta setas con una finalidad recreativa, mientras que el 4% lo hace con fines comerciales.

Los rasgos generales que identifican al recolector de setas en este estrato son que recolecta generalmente con fines recreativos, de mediana edad (53 años), con pareja e hijos y con estudios mínimos de primaria o EGB, o incluso ingenieros y licenciados. Generalmente se trata de empleados por cuenta ajena o jubilados con una renta familiar inferior a los 1.800 €. En cuanto al género de los recolectores, se ha encontrado una proporción mayor en el número de recolectores femeninos (64%) que de masculinos.

Aproximadamente el 9% de los recolectores no salieron a recolectar el año 2010 por diversos motivos. Los recolectores que sí que salieron a recolectar calificaron la campaña en cuanto a bondad productiva de regular o mala con una nota media de 5 sobre 10. Una parte de los recolectores (44%) declaran recolectar varias especies, haciéndolo incluso de forma simultánea (16%).

De acuerdo con lo declarado en la encuesta, la especie recolectada por un mayor número de recolectores es el níscolo (*Lactarius* gr. *deliciosus*), seguida en otro orden de magnitud por el gurumelo (*Amanita ponderosa*) y la seta de chopo (*Agrocybe cylindracea*) (Figura 12). A pesar que parte de los recolectores declaran recolectar otras especies, éstas tres, adquieren un elevado peso respecto del resto. Esta casuística denota una recolección muy centrada en pocas especies ya sea por razones tradicionales o por desconocimiento del resto de especies fúngicas.

**Figura 12.** Principales especies fúngicas objeto de aprovechamiento en el estrato “No Forestal Urbano”



Nota: El porcentaje hace referencia al número de recolectores que hacen acopio de ellas.

Una parte de la población recolectora (6,4%) realiza algún tipo de gasto cuando sale a recolectar, destinado igualmente tanto a la hostelería como al alojamiento. Estos gastos son sólo cubiertos por recolectores recreativos, ya que los comerciales declaran no realizar ningún tipo de gasto más allá de su desplazamiento. El gasto medio del recolector en concepto de hostelería es de 17 € por visita, lo que supone un valor medio anual de 1,2 millones de euros teniendo en cuenta que el número

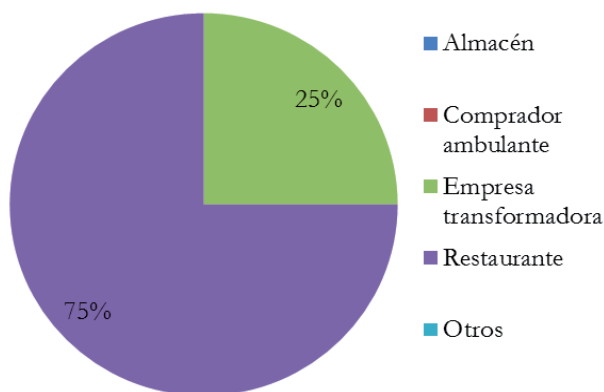
medio de visitas anuales es aproximadamente de 8 días. El gasto medio generado por el recolector recreativo en concepto de alojamiento es de 46 € por visita, lo que supondría aproximadamente un valor anual de 3,3 millones de euros con las mismas premisas anteriores. Esto significa que el gasto generado en concepto de “micoturismo” por el estrato “No Forestal Urbano” podría ascender a los 4,6 millones de euros.

Por medio de preguntas presentes en el cuestionario se intentó además valorar las demandas que los recolectores hacían a la administración con respecto a la gestión sostenible del recurso. En este sentido el 80% de los recolectores cree que la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía debería tomar medidas respecto a la regulación y ordenación del aprovechamiento micológico en la región. Por otra parte, el 16% de los recolectores considera positivo el Plan de Conservación y Uso Sostenible de Setas y Trufas de Andalucía (Plan CUSSTA), destinado a garantizar la sostenibilidad y promoción del recurso micológico en la región. Sin embargo el 40% no lo cree así, y el 44% desconoce la existencia de dicho plan.

Como se mencionó anteriormente, el número medio de visitas anuales al campo por parte de los recolectores es de 8 días, con una dedicación diaria de 3 horas. Dado que el número medio de kg diarios recolectados por visita es de 2 kg, se puede estimar en 5.070 toneladas la cuantía recolectada por los recolectores de este estrato.

El número de observaciones de recolectores cuya finalidad es la compraventa del producto es muy reducido para realizar cualquier tipo de inferencia estadística. No obstante, se ha detectado que éstos declaran que el 30% de su recolecta la emplean para consumo propio, indicativo del carácter recreativo de la actividad. Además, el principal canal de compraventa es por medio de restaurantes, vía poco recomendable por los problemas sanitarios y fiscales que conllevan. Sin embargo, un 25% de los recolectores comerciales declaran vender su recolección a empresas conserveras y transformadoras del producto (Figura 13). Por otra parte, el 40% de los recolectores comerciales aseguran vender la mercancía recolectada cerca del lugar de recolección o camino del hogar, mientras que el resto declara venderlo en lugar específico recorriendo una media de 13 km para tal fin.

**Figura 13.** Principales canales de compraventa del recurso micológico en el estrato “No Forestal Urbano”





### 3.2 Disposición a pagar por el permiso de la recolección de setas

El análisis de la información recabada mediante la metodología de valoración contingente, puso de manifiesto que el porcentaje de respuestas protesta ascendió al 33,5% del total. Este porcentaje representa a los individuos que no estaban dispuestos a contribuir con el estudio, es decir, no dan credibilidad al ejercicio de valoración contingente o creen que debería financiarse mediante otros medios. El porcentaje resultó ser similar al de otros estudios de valoración aplicados en España.

Adicionalmente se detectaron aquellos individuos que no pagarían ninguna cantidad de dinero, sin ser precios protesta, es decir, los que tienen una disposición a pagar nula realmente. Esto atañe a las personas que tienen otras prioridades de gasto, lo que representa el 28% del total de los cuestionarios.

Por otra parte si se prescinde la influencia de todas las disposiciones a pagar nulas, se puede conocer la variación del excedente medio por recolector de aquellos que realmente participarían en el mercado y, por lo tanto, que estarían dispuestos a contribuir a su sostenimiento. Es decir, la disposición máxima a pagar de los que realmente sí compraría el permiso. El porcentaje resultó ser similar al de otros estudios de valoración aplicados en España, concretamente un 38,5% mostraron una DAP positiva.

#### 3.2.1 Disposición a pagar observada

Finalmente, los resultados obtenidos señalan que la media observada de la disposición a pagar por un individuo es de 9,52 euros por temporada por poder recolectar en los montes andaluces. En el caso de la mediana, el valor asciende a 15 €. Si solamente consideramos aquellos que muestran una disposición a pagar positiva, esos valores se incrementan hasta 15 y 17,02 €, respectivamente.

#### 3.2.2 Disposición a pagar calculada mediante estimación paramétrica

El resumen de las estadísticas de los datos obtenidos se proporciona en la Tabla 10. El 38,01 % de los recolectores encuestados muestran una disposición positiva a pagar por un permiso de recolección. Se trata de personas con un bajo nivel de ingresos (y), la mayor parte con ingresos menor de 1.200 € al mes. En cuanto a las características socio-económicas, la mayoría también declaró un bajo nivel de estudios (s<sup>13</sup>), que tiene o bien no completó correctamente la educación primaria. El sexo (s<sup>14</sup>) del encuestado no es un factor importante ya que ambos (hombres y mujeres) se declaran recolectores en una tasa de población similar. El tamaño de la unidad familiar (s<sup>15</sup>) era aproximadamente tres personas, la mitad de las cuales son recolectores inactivos (s<sup>16</sup>). Con respecto a las características de las experiencias en la recolección de setas, la dedicación diaria estaba entre 2 y 3 horas, cosechando un promedio de poco más de dos kilogramos de setas silvestres comestibles por visita. Esto se traduce en un rendimiento de 0,88 (s<sup>27</sup>) kilogramos por hora. Además, más del 90 % de los recolectores declarada una distancia recorrida (s<sup>28</sup>) de menos de 45 kilómetros desde su casa, mientras que el 50 % viajó menos de cinco kilómetros, con un promedio de 24 kilómetros, que apunta a la actividad local. Sólo el cinco por ciento de los encuestados escogió para uso comercial (S<sup>29</sup>), lo que indica que la mayor parte recoge para

autoconsumo. Por último, en cuanto a la bondad productiva ( $s^2_{10}$ ), los recolectores que recolectaron en la temporada anterior, la clasificaron como buena, otorgándole una nota media de 6 sobre 10.

**Tabla 10.** Resumen estadístico de las variables contempladas en el modelo de DAP

Variable	Description	Media	Desviación estandard
Oferta (A)		34,35	30,57
Ingreso (y)	600€ e inferior=0 600€-1200€=1 1200€-1800€=2 1800€-2400€=3 2400€-3000€=4 3000€-3600€=5 3601€-4200€=6 4200€ and above=7	1,65	1,40
<i>Variables socioeconómicas</i>			
Estado educativo ( $s^1_3$ )	iletrado=0 Primaria inacabada=1 Primaria=2 Bachillerato inacabado=3 Bachiller=4 Diplomado=5 Licenciado=6 Doctor=7	2,94	1,82
Genero ( $s^1_4$ )	mujer=1, hombre=0	0,53	0,50
Tamaño familiar ( $s^1_5$ )	Número de miembros de la unidad familiar	2,41	2,71
Empleo ( $s^1_6$ )	empleado=1 o desempleado=0	0,45	0,49
<i>Variables relacionadas con las experiencias de recolección</i>			
Producción recolectada ( $s^2_7$ )	Cantidad en Kg por hora de hongos silvestres comestibles recolectados en la anterior temporada	0,85	0,99
Distancia de recolección ( $s^2_8$ )	Media de la distancia (km) recorridos entre el hogar y el lugar de recolección	24,56	63,59
Venta ( $s^2_9$ )	Recolector comercial=1, no hay venta de la recolección =0	0,05	0,22
Bonanza productiva ( $s^2_{10}$ )	Evaluación de la producción anual de setas (de 0 a 10)	5,88	2,21

Las principales causas de tener una la respuesta de cero, es decir, la falta de voluntad de pago, se muestran en la Tabla 11. En dicha encuesta, el 22% de los no contribuyentes argumentó que el gobierno regional debe proporcionar apoyo financiero para preservar las especies de hongos silvestres. El 21 % de los encuestados que no asumieron el pago declaró que no contribuirían porque no creen en los problemas

de gestión y de conservación y que los fondos no serían, por tanto, utilizados para la conservación del medio ambiente de las especies de hongos silvestres. El 11 % argumentó “No sé / No quiero responder”, y el 46% dijo que no tenían ingresos suficientes para contribuir y preferían no pagar y no recoger setas silvestres comestibles.

**Tabla 11.** Respuestas para no pagar por el permiso de recolección

Razones para no pagar	Número de respuestas	%
El gobierno regional debería financiar la conservación del recurso	63	21.9
Los fondos no deberían ser usados para la conservación del recurso	59	20.5
No saben/No contestan	33	11.5
Prefieren no pagar	133	46.1

Calculando la disposición a pagar de acuerdo con Hanemann (1984), la media para toda la población asciende a 11,75 euros por recolector y temporada por poder recolectar en los montes andaluces (resultado no mostrado), valor ligeramente superior a la media observada<sup>24</sup>. En el caso de la población dispuesta a contribuir con una DAP positiva, ese valor se eleva hasta 22,61 euros por recolector y temporada, valor también superior al observado.

La Tabla 12 presenta la frecuencia de las ofertas en las respuestas de la DAP del modelo. La respuesta más popular fue de 5 € por temporada (95%) seguido de 10 € (88%). Los resultados muestran que el comportamiento del recolector es consistente con la teoría de la demanda en términos de la disminución de las tasas de aceptación de las ofertas. Por otro lado, nadie aceptó un permiso de 90 € por temporada.

**Tabla 12.** Frecuencia en las ofertas de la disposición de pago (DAP)

Oferta(€)	Frecuencia	%	Aceptado (%)
5	41	23.3	95.1
10	34	19.3	88.2
20	29	16.5	65.5
50	27	15.3	7.4
70	24	13.6	4.2
90	21	11.9	0.0

Las estimaciones de máxima verosimilitud para el modelo de regresión logística se presentan en la Tabla 13. En el modelo, la hipótesis nula se rechaza con un nivel de significación del 5%, lo que indica que las variables que influyen en el modelo de regresión logística tienen una influencia significativa en la DAP por permisos de recolección de los encuestados. El resultado del test  $X^2$  indicó que, el modelo estimado fue satisfactorio y que la capacidad de predicción del modelo logit es bastante exacta (90,5%). Por otra parte, el poder explicativo del modelo es muy alto, con un valor de  $R^2$  superior a 0.8.

<sup>24</sup> El modelo asume que la función de utilidad es normal con lo que la media y la mediana coinciden.

**Tabla 13.** Resultados obtenidos a partir del modelo de regresión logística de la DAP

Variables	$\beta$	Std error	p-valor
Intercepto ( $\beta_0$ )	2.601 <sup>(**)</sup>	1.277	0.042
Oferta (A)	-0.115 <sup>(*)</sup>	0.023	< 0.001
Ingreso (y)	1.094 <sup>(*)</sup>	0.373	0.003
Estado educativo ( $s^1_3$ )	-0.086	0.208	0.680
Genero ( $s^1_4$ )	-0.111	0.623	0.858
Tamaño familiar ( $s^1_5$ )	-0.053	0.136	0.695
Empleo ( $s^1_6$ )	1.278 <sup>(***)</sup>	0.753	0.090
Producción recolectada ( $s^2_7$ )	0.070	0.285	0.806
Distancia de recolección ( $s^2_8$ )	0.002	0.003	0.559
Venta ( $s^2_9$ )	4.419 <sup>(*)</sup>	1.688	0.009
Bonanza productiva ( $s^2_{10}$ )	-0.217	0.144	0.805
-2logl	72.671		
R <sup>2</sup>	0.819		
Hosmer-Lemeshow test ( $\chi^2$ )	18.161		0.020
Porcentaje de correcta predicción	90.5		
DAP	22.61		
Número de observaciones	176		

El parámetro intercepto fue significativo a nivel del 5% y el coeficiente de la oferta a un nivel del 1%, con un efecto negativo sobre la probabilidad de aceptar, lo cual es consistente con el modelo teórico presentado. En cuanto a las variables socioeconómicas, la renta (y) tuvo un efecto positivo sobre la DAP de los encuestados, lo cual es consistente con la teoría de la demanda, y la hipótesis nula de que las estimaciones de los coeficientes son iguales a cero fue rechazada en un nivel de significación inferior al 1%. El factor de desempleo ( $s^1_6$ ) también tuvo un efecto positivo y significativo a un nivel del 10%. Esta circunstancia demuestra que las personas que declaran que no están en el mercado laboral pueden dedicar más tiempo a la cosecha y, por lo tanto, mostrar una mayor disposición a pagar por un permiso de recolección. El factor de educación ( $s^1_3$ ), género ( $s^1_4$ ) y el tamaño de la familia ( $s^1_5$ ) no afectaron la DAP de los encuestados. En cuanto a las variables relacionadas con las características de recolección, sólo las ventas ( $S^2_9$ ) tuvieron una influencia significativa en el nivel de la DAP con un nivel de significación inferior al 1%. La disposición de pago fue mayor para los recolectores comerciales que para los que recogen por razones recreativas. De este modo, los recolectores que dedicaron toda su cosecha para autoconsumo estarían dispuestos a pagar menos por un permiso de recolectar que generalmente los que recogen para venta.

Así, mientras en el primer caso (recolectores recreativos), el pago de un permiso reduciría el excedente del consumidor, en el segundo caso (colectores comerciales) serían unidades productivas que buscan maximizar sus ganancias. Pagar por un permiso podría ser considerado como un coste laboral y un aumento en el mismo no tendría importancia siempre y cuando el margen de la operación fuera económicamente atractivo. Otros factores, como los rendimientos de recolección

(s<sup>2</sup>7), la distancia recorrida (s<sup>2</sup>8) o la bondad productiva del año (s<sup>2</sup>10), no resultaron significativos.

A la hora de calcular el valor total del excedente del consumidor hay que determinar la población de referencia por la que multiplicar las medidas individuales obtenidas. La población total es el global de los recolectores andaluces, cuya cuantía asciende a 425.358 recolectores (véase apartado 3.1.1) y por consiguiente, la población presente en el mercado es de 163.763 recolectores. De acuerdo con estos valores, el valor global del recurso micológico en Andalucía estimado a partir de la DAP, para el total de la región, estaría comprendido entre 1.228.221 € y 3.190.185 € (Tabla 14).

**Tabla 14.** Resumen DAP (tasa recaudable) individual y valor global del recurso micológico

Clase	Mercado		Población total	
	Observado	Estimado	Observado	Estimado
Media	15,00		9,52	
Mediana	17,02	22,61	15,00	11,75
Total € (media)	1.228.221		2.024.704	
Total € (mediana)	1.393.621	1.851.341	3.190.185	2.498.978

### 3.3 Renta y capital de la actividad micológica pública de recolección libre

Los resultados económicos que se muestran de la recolección de las setas en los montes andaluces se refieren a la superficie forestal de Andalucía estimada por el Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3), excepto la superficie forestal de los Parques Nacionales en los que se asume que no se han cosechados setas por estar prohibido por la ley. Se ha estimado a partir de la exclusión de la superficie de Parques Nacionales una superficie potencial total susceptible de recolección de setas en Andalucía de 4.278.699 ha.

La presentación de los indicadores económicos responde a los criterios ambiental y administrativo. El criterio ambiental consiste en clasificar la superficie de las teselas forestales del IFN3 atendiendo al predominio de una de las cuatro formaciones forestales de bosque, dehesa, matorral y pastizal. El criterio administrativo es el ámbito de la provincia.

La dehesa está constituida por la superficie forestal total de las teselas en las que es mayoritaria la superficie ocupada por las quercíneas y los acebuches. El bosque está formado las superficies de las teselas en las que es mayoría la superficie ocupada por los pinos, castaños, chopos y eucaliptos. Así, una formación forestal tipo puede contener toda clase de especies forestales, siendo en único requisito para su inclusión en un tipo determinado la presencia mayoritaria de las especies forestales que dan nombre a la formación forestal. La formación forestal adhesada es la de mayor extensión (42,2%), seguida del bosque (27,6%), el matorral (27,0%) y el pastizal (3,2%) (Tabla 15).

**Tabla 15.** Superficie potencial de recolección de setas por provincia y tipo de formación forestal predominante (Tercer IFN: hectáreas)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Almería	128.133,16	36.726,24	406.277,22	1.641,26	572.777,89
Cádiz	35.678,80	206.905,71	59.753,22	46.947,52	349.285,26
Córdoba	82.871,54	503.058,11	44.491,40	22.655,21	653.076,26
Granada	208.641,07	113.223,41	245.789,36	3.694,26	571.348,10
Huelva	297.093,51	322.712,02	88.622,18	26.246,39	734.674,09
Jaén	260.544,26	226.269,06	120.692,09	16.745,37	624.250,78
Málaga	115.994,12	101.546,43	138.324,12	6.187,84	362.052,52
Sevilla	51.873,95	295.964,18	52.906,69	10.488,96	411.233,78
Andalucía	1.180.830,41	1.806.405,17	1.156.856,28	134.606,80	4.278.698,66

La presentación de resultados sigue un criterio descriptivo objetivo y en el siguiente capítulo de discusión en el contexto de otras informaciones disponibles se valoran los resultados y la simulación de mercados de permisos de recolección. Se organiza este apartado considerando primero los resultados de la *cuenta de producción pública* que hace posible calcular el *valor añadido neto público* de la recolección de las setas y ofrecer el *margen neto de explotación* como valor residual. A continuación la *cuenta de capital fijo público* presenta la *revalorización del capital fijo manufacturado*, estimado como un valor residual de las variaciones de valor en el ejercicio de los bienes manufacturados de esta cuenta, y que previo el ajuste correspondiente de la amortización (consumo de capital fijo), se llega a estimar la *ganancia de capital manufacturado* del ejercicio. Finalmente, de los resultados que se derivan de las cuentas de producción y capital públicos se llega a los resultados de *renta total* y su distribución factorial entre las rentas *ambiental* y *manufacturada*, compuesta esta última por las rentas de mano de obra y capital manufacturado de la recolección de las setas.

### 3.3.1 Valor añadido neto público

La cuenta de producción es el núcleo de los registros de la organización de la información económica que se deriva de la recolección de las setas. Aún lo es en mayor medida en este estudio por haberse admitido la arbitraria asunción de que el ecosistema natural se mantiene estable en su rendimiento micológico indefinidamente. Este supuesto simplificador evita la necesidad de elaborar modelos biofísicos de producción de las setas y, así en este caso, la cantidad de setas cosechadas y los costes totales manufacturados del gobierno son los únicos datos requeridos para estimar el margen neto de explotación de las setas. La medición del margen neto de explotación de la recolección de las setas ofrece un resultado que refleja un hecho y no una expectativa, en otras palabras, es un valor real estimado después de tener lugar la cosecha de las setas. Se mostrará en el siguiente epígrafe que no es posible evitar la valoración arbitraria del capital ambiental fijo de las setas.

La producción física de setas que se presenta en este estudio se refiere únicamente a la parte de la producción biológica que los recolectores de libre acceso han

declarado que cosecharon en 2010. Los recolectores han manifestado que obtienen rendimientos físicos próximos en los casos de las formaciones forestales de bosque y dehesa, siendo notablemente inferiores los correspondientes a las formaciones forestales de matorrales y pastizales naturales (Tabla 16). Los precios de las distintas clases de setas muestran un mayor aprecio del mercado por las setas recolectadas en las formaciones forestales adeshadas, que triplica por unidad de superficie al valor de las setas del bosque, y a gran distancia se encuentra el rendimiento económico de las setas cosechadas en los matorrales y pastizales (Tabla 17).

**Tabla 16.** Producción física por tipo de setas y formación forestal predominante (2010: kg/100 ha de superficie potencial de recolección)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Níscalo	170,08	17,69			54,41
Chantarella	0,44	28,41			12,12
Gurumelo	0,30	40,56			17,21
Tana	2,87	55,74			24,33
Tentullo	0,47	58,51			24,83
Otras <sup>(1)</sup>	77,96	86,93	36,83	109,73	71,63
Total	252,13	287,84	36,83	109,73	204,52

Notas: <sup>(1)</sup> Incluye alguna/s de las siguientes especies: Cagarrias, Carbonera, Faisán de Jara, Gallipiermo, Josefina, Lengua de vaca, Llanegas, Negrilla de alcornocal, Seta de Lirio, Cañaheja, Seta de Chopo y Trompeta de los muertos

**Tabla 17.** Valor de la producción recolectada por tipo de setas y formación forestal predominante (en euros por (2010: €/100 ha de superficie potencial de recolección)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
Níscalo	454,11	47,23			145,27
Chantarella	5,06	323,85			138,12
Gurumelo	5,45	730,09			309,74
Tana	13,80	267,88			116,91
Tentullo	2,19	271,24			115,12
Otras <sup>(1)</sup>	192,35	220,43	103,63	249,22	182,01
Total	672,96	1.860,73	103,63	249,22	1.007,15

Notas: <sup>(1)</sup> Incluye alguna/s de las siguientes especies: Cagarrias, Carbonera, Faisán de Jara, Gallipiermo, Josefina, Lengua de vaca, Llanegas, Negrilla de alcornocal, Seta de Lirio, Cañaheja, Seta de Chopo y Trompeta de los muertos.

El gobierno gestiona la regulación y otros aspectos ligados a las setas que se manifiestan en la producción de bienes duraderos que reciben el nombre de formación bruta de capital fijo por cuenta propia. Se señala que esta producción final o propia del ecosistema forestal se valora por su coste de producción. Su escasa importancia muestra que la producción de setas es hoy un proceso ambiental que deriva en el afortunado regalo de la naturaleza a los recolectores de setas (Tabla 18).



**Tabla 18.** Cuenta de producción pública de la actividad micológica por tipo de formación forestal predominante (2010: €/100 ha de superficie potencial de recolección)

Clase	Bosque	Dehesa	Matorral	Pastizal	Total
1. Producción final (PF)	674,64	1.866,65	104,73	253,13	1.010,54
1.1 Formación bruta de capital fijo (FBCF)	1,68	5,92	1,09	3,91	3,38
1.2 Setas recolectadas ( $PF_{SE}$ )	672,96	1.860,73	103,63	249,22	1.007,15
2. Coste total manufacturado (CTc)	12,64	18,85	11,58	16,39	15,09
2.1 Consumo intermedio (Cic)	2,32	6,19	1,77	4,33	3,87
2.2 Mano de obra (MO)	7,63	10,05	7,07	9,21	8,55
2.3 Consumo de capital fijo (CCF)	2,68	2,60	2,73	2,84	2,67
3. Margen neto de explotación (MNE)	662,00	1.847,80	93,15	236,74	995,44
3.1 Ambiental ( $MNE_A$ )	658,24	1.838,79	97,30	230,22	991,52
3.2 Manufacturado ( $MNE_M$ )	3,80	9,01	-4,15	6,52	3,92
4. Valor añadido neto (VANpp)	669,64	1.857,85	100,22	245,95	1.004,00

La distribución del coste total del gobierno entre las formaciones forestales responde a criterios subjetivos y no ha criterios funcionales de la producción física, ya que estos costes no se refieren a modificaciones de la gestión forestal, sino principalmente a costes de la gestión administrativa de las setas por el gobierno. El coste total del gobierno alcanza el 1,5% del valor de la producción final de las setas (Tabla 18).

El *margen neto de explotación ambiental* ( $MNE_A$ ) de las setas supone el 99,6% de su margen neto de explotación total y el 98,8% del valor añadido neto de las setas (Tabla 18). El  $MNE_A$  sigue el patrón de valores de la producción económica arriba señalada entre las formaciones forestales (Tabla 18).

### 3.3.2 Ganancia de capital

El capital fijo manufacturado público tiene una contribución marginal en la producción de las setas. En este estudio la ganancia del capital manufacturado es la única considerada, por haberse asumido nula la correspondiente al capital ambiental fijo público de las setas (Tabla 19).

### 3.3.3 Renta y capital públicos

La renta total de las setas dado los reducidos valores de las rentas de mano de obra y capital manufacturado repite el patrón del valor de las setas cosechadas y el margen neto de explotación total. El valor medio de la renta total de las setas de 10 €/ha tiene tanto por formación forestal como por provincia valores significativamente diferentes (Tablas 18 y 20). Las provincias de Huelva, Málaga y Cádiz ofrecen valores unitarios por superficie de renta notablemente superiores a las restantes provincias (Tabla 20). El valor del capital ambiental público de las setas se ha estimado asumiendo una capitalización de la renta ambiental de 2010 del 3% (Tabla 20).

**Tabla 19.** Cuenta de capital fijo público de la recolección libre de setas en los montes de Andalucía (2010: €/100 ha de superficie potencial de recolección)

Clase	1.		2. Entradas de capital				3. Salidas de capital					4.	5.
	Capital inicial (Ci)	2.1 Compras (Cc)	2.2 Propias (Cp)	2.3 Otras (Ceo)	2.4 Total (Ce)	3.1 Utilizadas (Cu)	3.2 Destrucciones (Cd)	3.3 Recla- sificaciones (Crc)	3.4 Otras (Cso)	3.5 Total (Cs)	Revalo- rización (Cr)	Capital final (Cf)	
Capital fijo (CF)	33.174,95		3,38		3,38						-5,30	33.173,04	
1 Tierra ambiental (CF <sub>SE</sub> )	33.050,66											33.050,66	
2 Manufacturado (CF <sub>M</sub> )	124,29		3,38		3,38						-5,30	122,38	
2.1 Construcciones (CF <sub>Co</sub> )	106,31		3,21		3,21						-4,35	105,17	
2.2 Equipamientos (CF <sub>Eq</sub> )	0,78										-0,10	0,68	
2.3 Otras (CF <sub>O</sub> )	17,21		0,17		0,17						-0,84	16,54	

**Tabla 20.** Indicadores de renta y capital públicos de la recolección libre de setas en los montes de Andalucía (2010: €/100 ha de superficie potencial de recolección)

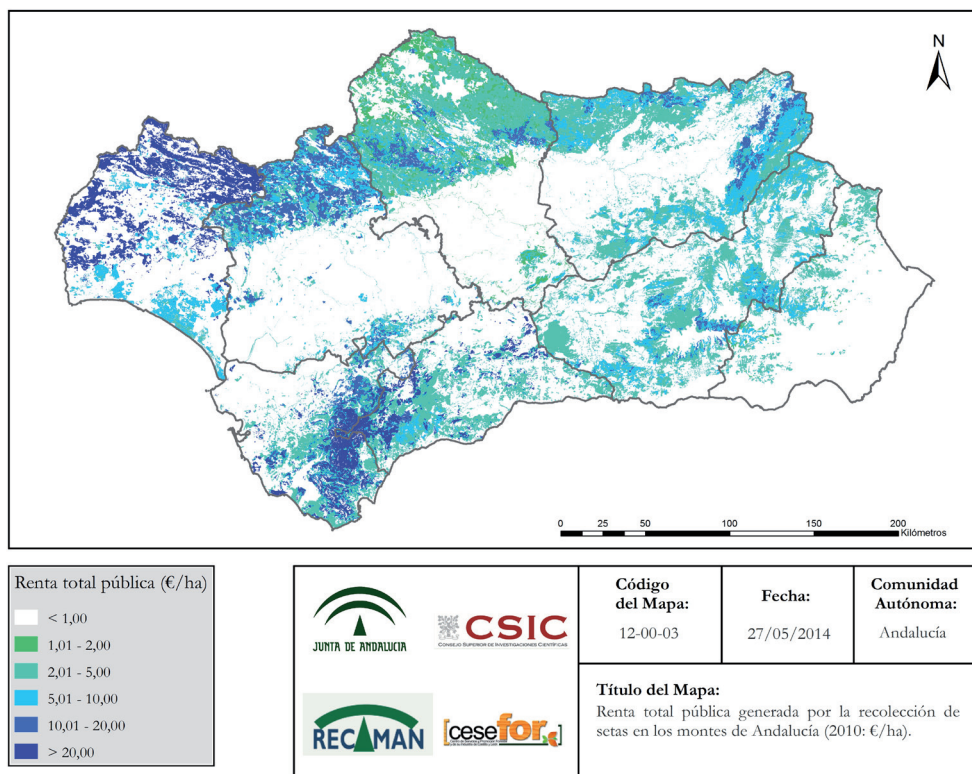
Clase	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Huelva	Jaén	Málaga	Sevilla	Andalucía
Margen neto de explotación	89,90	1.442,46	422,84	394,62	2.867,80	468,41	1.369,64	746,75	995,44
<i>Margen neto de explotación manufacturado</i>	-4,02	2,10	21,91	0,65	2,00	2,20	-0,32	2,33	3,93
<i>Margen neto de explotación ambiental</i>	93,92	1.440,36	400,93	393,97	2.865,80	466,21	1.369,97	744,42	991,52
Mano de obra	5,73	8,91	21,23	6,05	3,24	5,87	13,70	4,54	8,55
Valor añadido neto	95,63	1.451,37	444,07	400,67	2.871,04	474,28	1.383,34	751,30	1.004,00
Ganancias de capital	0,45	-0,07	-19,60	0,55	0,56	0,52	0,34	0,56	-2,61
<i>Ganancias de capital manufacturado</i>	0,45	-0,07	-19,60	0,55	0,56	0,52	0,34	0,56	-2,61
<i>Ganancias de capital ambiental</i>									
Renta del capital	90,35	1.442,39	403,24	395,18	2.868,36	468,93	1.369,99	747,31	992,84
<i>Renta del capital manufacturado</i>	-3,57	2,03	2,31	1,20	2,56	2,72	0,02	2,89	1,32
<i>Renta del capital ambiental</i>	93,92	1.440,36	400,93	393,97	2.865,80	466,21	1.369,97	744,42	991,52
Renta Total	96,09	1.451,30	424,48	401,22	2.871,60	474,80	1.383,69	751,85	1.001,39
Capital ambiental	3.130,71	48.011,93	13.364,20	13.132,39	95.526,58	15.540,43	45.665,54	24.814,04	33.050,66
Capital manufacturado	124,63	121,72	120,85	136,27	124,23	120,93	123,17	121,08	124,30
Capital total	3.255,34	48.133,64	13.485,05	13.268,66	95.650,81	15.661,36	45.788,71	24.935,12	33.174,95

### 3.4 Mapas de recolección y renta del territorio forestal andaluz

En la actualidad la recolección libre de setas en Parques Nacionales y en otras figuras de protección en la región de Andalucía está sujeta a lo dispuesto en cada caso en los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales y/o en sus planes de aprovechamientos, de modo que la renta de la recolección de setas que puede generar este tipo de espacios protegidos podría no llegar a disfrutarse. No obstante, los mapas obtenidos, de acuerdo con la metodología expuesta en el apartado 2.4, reflejan el lugar donde de la actividad de recolección de setas es potencialmente factible en la actualidad.

El valor estimado de la renta total pública de la recolección de setas oscila entre el valor negativo  $-0,22$  €/ha y  $103,66$  €/ha. El valor negativo se explica por haberse distribuido el coste del gobierno en la gestión administrativa de las setas entre la superficie regional potencial de producción. De este modo, refleja la existencia de superficies donde el coste de gestión es superior a la producción recolectada de setas. La parte occidental de la región (norte de Huelva y Sevilla), así como la zona interprovincial entre Cádiz y Málaga, son los lugares en los que la renta generada por la recolección de setas es mayor (véase Figura 14). Se corresponden con formaciones típicas de dehesas en las que se recolectan especies de elevado interés comercial, al menos a escala local, como son el gurumelo (*Amanita ponderosa*) y la chantarella (*Cantharellus cibarius*).

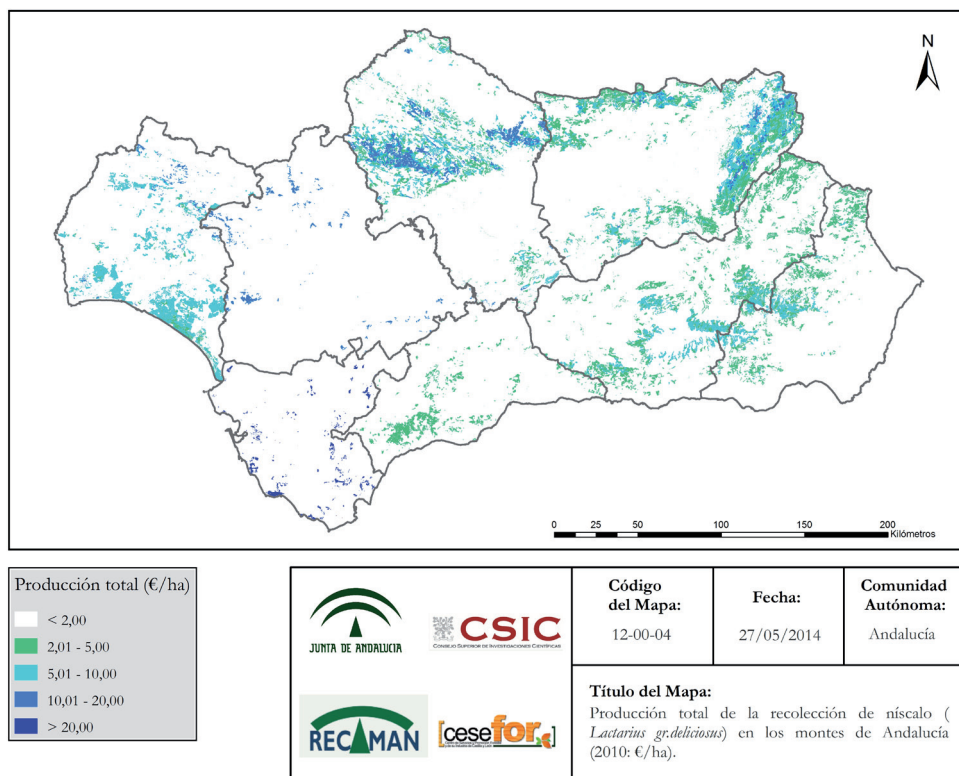
**Figura 14.** Renta total pública generada por la recolección de setas en los montes de Andalucía (2010:€/ha)



Por el contrario, debido a las desfavorables condiciones climáticas, en la parte oriental de la región, como en la provincia de Almería, la renta generada por el recurso es escasa, circunscribiéndose principalmente a la recolección de níscolo (*Lactarius gr. deliciosus*) en pinares poco productivos.

No obstante, es esta especie (*Lactarius gr. deliciosus*), la de mayor importancia en cuanto a recolección a escala regional (véase apartado 3.1.1.) El valor de la producción total de dicha especie puede alcanzar como máximo 42,8 €/ha en algunos montes de Andalucía ubicados en la provincia de Cádiz, siguiéndole en importancia las provincias de Jaén y Córdoba (Figura 15). En el caso contrario, la provincia de Málaga presenta unos pinares con escasa importancia en el valor de la producción total recolectada de níscolo.

**Figura 15.** Producción total de la recolección de níscolo (*Lactarius gr. deliciosus*) en los montes de Andalucía (2010: €/ha)



### 3.5 El recurso micológico en las fincas de estudio de caso del proyecto RECAMAN

De acuerdo con la información recabada por medio de la encuesta a propietarios y gestores de las fincas de estudio seleccionadas por el proyecto, el 58% de las mismas basa su gestión en un proyecto de ordenación, lo que permite garantizar la sostenibilidad de los recursos generados en ellas. Sin embargo, ninguna de ellas recoge un

plan especial para el aprovechamiento del recurso micológico, si bien, existe una que contempla su incorporación en un futuro inmediato. Esta situación se genera debido a que la mayoría de los propietarios no consideran una necesidad para su establecimiento, a pesar de que en el 50% de los casos se reconoce la existencia de un aprovechamiento o recolección del recurso. Dicha situación queda agravada por la modalidad de aprovechamiento de estos lugares, ya que en la mayor parte de los casos (más del 70%), éste se realiza de forma libre e incontrolada.

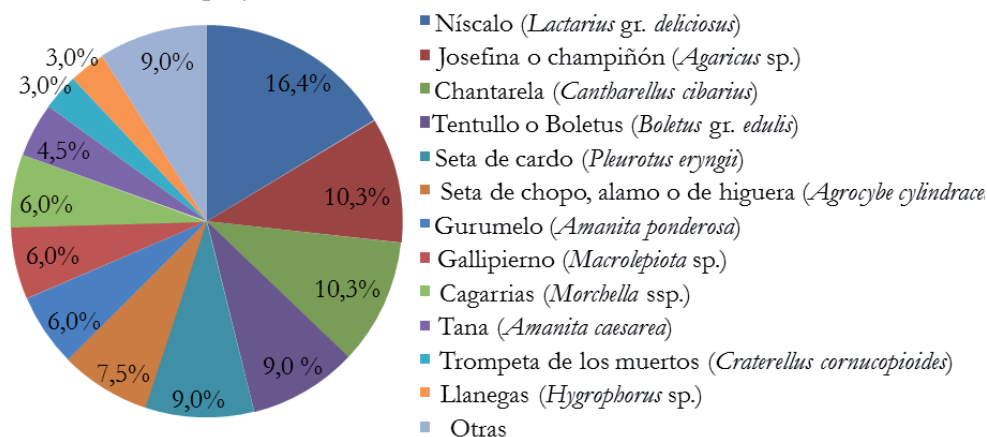
Asimismo, el 53% de la propiedad reconoce que el aprovechamiento actual del recurso micológico no se realiza según unas buenas prácticas de recolección, como pudieran ser el uso de cesta, el respeto por el tamaño mínimo de recolección según especie, el respeto por las especies no comestibles y otras similares.

No existe ninguna finca de estudio que perciba contrapartida alguna por el aprovechamiento de los recursos micológicos generados en su propiedad, si bien el 75% de los propietarios está de acuerdo en que debieran recibirla para poder invertir en la gestión del recurso y garantizar su sostenibilidad. No obstante, debe de señalarse que en 2010 se cobraron tasas de acceso a la recolección de setas en 31 montes de Andalucía pertenecientes a propietarios públicos con una superficie aproximada de 50.957 ha (Junta de Andalucía, s.f.).

La procedencia de los recolectores es principalmente local, aunque en provincias cercanas al Levante la proporción de recolectores foráneos puede ascender al 50%. En este sentido, la procedencia principal de dichos recolectores es de la Comunidad Valenciana y Madrid, seguida de Murcia, Castilla-La Mancha y Cataluña. Algunos propietarios ponen de manifiesto la existencia de recolectores de otras nacionalidades con carácter comercial (compraventa), caracterizados por la falta de buena praxis en la recolección.

Además, la especie más frecuente en las fincas objeto de estudio es el níscolo (*Lactarius gr. deliciosus*) seguida de los champiñones (*Agaricus* sp.), chantarella (*Cantharellus cibarius*) y boletus (*Boletus gr. edulis*) (Figura 16).

**Figura 16.** Presencia de especies fúngicas en estudios de caso de fincas de monte del proyecto RECAMAN



Por otro lado se llevaron a cabo un total de 452 muestreo en campo a lo largo de 20 semanas de acuerdo con la fenología de las principales especies fúngicas de interés



socioeconómico. De esta manera, se inventariaron masas potencialmente productoras de *Cantharellus cibarius* (chantarela) durante el mes de enero coincidiendo con la finalización en su producción, así como masas forestales productoras de *Amanita ponderosa* (gurumelo) durante los meses de marzo y abril. Además, los muestreos de primavera se complementaron con el estudio de la producción de las especies fúngicas propias de pastos. Finalmente, en otoño se muestrearon especies propias de pinares y robledales.

## 4 DISCUSIÓN

### 4.1 Producción y gestión micológica en los montes de Andalucía

#### 4.1.1 Características y potencialidad de la producción de setas

Andalucía cuenta con una gran variedad de hábitats forestales y en consecuencia, con una gran diversidad de hongos silvestres macromicetes estimada en 2.505 especies, según los datos del Inventario Micológico Básico regional (Moreno-Arroyo, 2004). Esta diversidad es notable si la comparamos con otros territorios de importancia micológica como Castilla y León, donde se han catalogado 2.744 especies (Martínez-Peña *et al.*, 2011). Entre las especies catalogadas en Andalucía se encuentra una treintena de taxones de interés comercial (Tabla 1), además de otros hongos hipogeos de alto valor de mercado como *Tuber melanosporum*.

En esta investigación se ha estimado una superficie forestal productora de setas silvestres de 4,3 millones de hectáreas en Andalucía, tan sólo superada en España por Castilla y León, con 4,5 millones de hectáreas productivas (Martínez-Peña *et al.*, 2011). Es evidente que Andalucía es rica y diversa en especies fúngicas, pero lo que más la caracteriza y diferencia de otras regiones europeas es la fenología de las fructificaciones, así como la presencia de determinadas especies de comportamiento termófilo como *Amanita ponderosa* o *Terfezia arenaria*. Precisamente esta circunstancia confiere a Andalucía un lugar privilegiado para la producción de setas durante los meses de noviembre, diciembre y enero, momento en que otras regiones europeas se encuentran fuera de estación bajo los rigores térmicos del invierno.

Atendiendo a los resultados obtenidos a partir de la encuesta a propietarios y gestores de las fincas de estudio, en Andalucía son frecuentes hongos silvestres comestibles de alto valor de mercado (Figura 3). El elenco de especies de mercado es muy similar al de otras regiones españolas, con la salvedad ya expresada de contar con la presencia de especies termófilas como *Amanita ponderosa*.

En relación a sus hábitats productores, Andalucía cuenta con 2,9 millones de hectáreas de bosques, principalmente de pináceas y quercíneas. Ambos son hábitats conocidos por su producción en hongos silvestres de interés comercial. Los primeros por su producción en especies del grupo de *Lactarius deliciosus*, y las quercíneas por su producción en especies de mayor valor de mercado como *Cantharellus cibarius*, *Amanita ponderosa* y grupo *Boletus edulis*.

En otras regiones como Cataluña y Castilla y León, a partir de inventarios continuados durante más de 10 años, se han estimado valores medios de producción que oscilan entre los 40 kg/ha (Martínez-Peña, 2012) para *Boletus edulis* y los 9,9 kg/ha (Martínez-Peña, 2008) o 7,9 kg/ha (Bonet *et al.*, 2008) para grupo *Lactarius delicio-*



*sus*. No obstante, es conocida la alta variabilidad interanual de estas producciones, muy condicionadas por el régimen de precipitaciones y temperaturas registrado cada año (Martínez-Peña, 2008).

En este trabajo, se han definido protocolos de estimación para la principales formaciones forestales de Andalucía que recogen tan sólo resultados preliminares dada la necesidad de inventarios continuos durante al menos 5 años para caracterizar la producción micológica de una formación forestal (Martínez-Peña, 2009).

En términos de potencialidad, tan sólo Castilla y León ha establecido mapas de producción con base en inventarios continuos y criterios de expertos establecidos desde el proyecto [www.micodata.eu](http://www.micodata.eu) (Martínez-Peña *et al.*, 2011). Según estos datos, la producción potencial de hongos silvestres comestibles en dicha región sería de 31.466 toneladas anuales. Lamentablemente, este dato no ha sido estimado todavía en Andalucía, pero dadas las características de la superficie y tipos de formaciones forestales de Andalucía, dicho dato ofrece un orden de magnitud respecto a la potencialidad de su producción micológica.

#### 4.1.2 Gestión del recurso micológico

Según la Conferencia Mundial sobre Conservación y Uso Sostenible de Hongos Silvestres celebrada en Córdoba en 2007, en su declaración “Hongos de la Tierra”, el reino Fungi contribuye a la formación de componentes esenciales en los ecosistemas, constituye una fuente de recursos valiosos para la salud y alimentación humana, el equilibrio medioambiental del planeta y el desarrollo socioeconómico de las comunidades rurales, y por tanto se hace necesaria una gestión integrada de acciones de educación, divulgación, investigación, innovación y desarrollo en torno al reino de los hongos.

A pesar de ello, la integración del recurso micológico en la gestión forestal es un proceso todavía incipiente incluso en los países más desarrollados del mundo. Inicialmente, los principales esfuerzos internacionales se han centrado en la definición de listas rojas para la conservación de diversidad. Con ese objetivo nace en 1985 el *European Council for the Conservation of Fungi* (ECCF) y en 1997 la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) publica la Lista Roja de plantas que no incluye a los hongos pero sí a muchos de los ecosistemas en los que habitan. Algunos países y regiones han propuesto sus propias listas rojas, aunque sin valor legal, como la Lista Roja Hispano-Lusa presentada en 2007 que comprende 67 taxones de hongos amenazados, o el Libro rojo de los hongos silvestres amenazados de Andalucía (Moreno Arroyo, 2008).

Pero la integración del recurso micológico en la gestión forestal es un proceso mucho más amplio que afecta a otros factores propios de la ordenación forestal como: el inventario, la silvicultura, el aprovechamiento sostenible, la compatibilización con otros usos y recursos, el respeto de los derechos de propiedad y la contabilidad forestal. Paralelamente, una gestión forestal adecuada del recurso micológico favorece la generación de nuevas actividades económicas como el micoturismo, de gran potencial en nuestros días (Frutos *et al.*, 2012; Martínez-Peña *et al.*, 2011).

En este sentido, la Unión Europea a través de sus programas de cooperación territorial ha financiado desde 2008 proyectos orientados a la gestión micoselvícola y valorización del recurso micológico forestal constituyendo la red internacional [www.micodata.eu](http://www.micodata.eu).

*micosylva.com*, integrada por 25 instituciones de la UE, Suiza y Canadá involucradas en la transferencia de la investigación y la formación para la integración del recurso micológico en la gestión forestal y su valorización económica (Rondet y Martínez Peña, 2009; 2011).

En España, la gestión del recurso micológico es competencia de las comunidades autónomas. Algunas de ellas como Castilla y León o Andalucía han realizado importantes inversiones con este objetivo en la última década. Castilla y León mantiene un Programa de Micología desde 1994 en el que se han invertido más de 8,5 millones de euros en 17 proyectos de I+D+i, posicionando a esta región en un lugar de liderazgo en materia de micosilvicultura, regulación de la recolección y la comercialización y fomento del micoturismo en el ámbito europeo (Martínez Peña *et al.*, 2011).

Paralelamente, Andalucía ha implementado el “Plan CUSSTA” de Conservación y Uso sostenible de las Setas y Trufas de Andalucía (Moreno Arroyo, 2001), puesto en marcha en 2001 por la Consejería de Medio Ambiente. Este Plan se estructuró en cinco líneas de actuación: a) la participación social y educación ambiental, a través de jornadas, cursos, seminarios, congresos y exposiciones, elaboración de material didáctico y divulgativo en colaboración con Asociaciones Micológicas, Agentes de Medio Ambiente, Inspectores de Sanidad, colectivos educativos, Fuerzas y Cuerpos de Seguridad; b) la investigación, mediante el inventario de especies, la micorrización en plantaciones y restauración forestal, y la seguridad sanitaria y toxicológica de las principales setas comestibles; c) la conservación, con actuaciones encaminadas a la conservación de las especies y de sus hábitats promoviendo medidas de conservación sobre zonas de interés micológico y actuando sobre las especies cuyas poblaciones se encuentren amenazadas; d) el uso sostenible, enfocado a la creación de un programa de turismo asociado a las setas, basado en 8 Puntos de Información Micológicos (PIM), 8 Rutas Micológicas, Gastronomía Micológica así como un Jardín Micológico. Igualmente, se potenció el aprovechamiento y comercialización de setas y trufas; y e) la regulación de usos, por medio de directrices para la conservación y uso sostenible de las setas y trufas de Andalucía, basadas en un amplio proceso previo de la participación de los colectivos sociales relacionados con la materia para conseguir un elevado grado de consenso social.

A pesar de todos los esfuerzos realizados, la información recogida en este estudio por medio de la encuesta a propietarios y gestores de fincas de estudio seleccionadas, no ha constatado la existencia de ningún plan de aprovechamiento del recurso micológico en los proyectos de ordenación, por lo que el grado real de integración en los documentos de gestión forestal es muy bajo en la actualidad. Esta situación es general en el conjunto de España, debido principalmente a la escasez de información territorial básica existente sobre producción y aprovechamiento micológico, lo que complica cualquier consideración de este recurso en la planificación forestal.

Este trabajo, aporta información territorial desagregada al nivel de la tesela del Mapa Forestal de España sobre la distribución de la producción micológica recolectada en todo el territorio forestal andaluz, lo que puede servir de base para la ordenación del aprovechamiento micológico en esta región. Otros autores han desarrollado información territorial semejante como Martínez Peña *et al.* (2011) en Castilla y León y Colinas *et al.* (2007) y Bonet *et al.* (2013) en Cataluña, lo que está permitiendo la integración de este recurso en sus planes de ordenación.

Un marco de trabajo territorial adecuado para dicha ordenación por su escala comarcal es proporcionado por los Planes de Ordenación de los Recursos Forestales

(PORF Art. 31 Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes). En este sentido, el PORF de Almazán (Soria) integra por primera vez en España criterios micoselvícolas en la gestión forestal que pueden servir de modelo a otras comarcas forestales de Andalucía.

No obstante, si incipiente es la consideración del recurso micológico en la ordenación forestal, todavía lo es más la aplicación práctica y efectiva de dichos criterios micoselvícolas en la gestión forestal ordinaria de los montes. Afortunadamente, en España existen varios grupos de investigación que disponen de parcelas monitorizadas con series de datos continuas de hasta 20 años de antigüedad, lo que constituye una base de información importantísima para el conocimiento de la influencia de los tratamientos selvícolas y el cambio climático en el producción y la diversidad micológica.

La cooperación europea ha permitido agrupar estos equipos y analizar conjuntamente los datos junto con expertos en el marco de varios proyectos internacionales como (Micosylva+, Micogest y ClimFun). Paralelamente se ha creado la red de Parques Micológicos (*European Micosylva Forest Network*) con el fin de que los bosques que albergan dichas parcelas se constituyan y perennicen como laboratorios naturales demostrativos y formativos para los gestores del medio natural del ámbito europeo, todo ello bajo el control y seguimiento de un conjunto de indicadores evaluado por un comité científico técnico internacional.

En 2013, se puso en marcha el primer parque micológico Micosylva en Pinar Grande (Soria) en bosques de *Pinus sylvestris* productores de grupo *Boletus edulis*, y se están dinamizando en la actualidad otros 6 parques más en otras regiones europeas. Andalucía no cuenta en la actualidad con ningún parque micológico de *European Micosylva Forest Network*, pero es de esperar que con la información recogida en este trabajo, las autoridades competentes se convenzan de la oportunidad de integrar montes o grupos de montes andaluces en esta red europea.

En cuanto al respeto de los derechos de propiedad, la encuesta a propietarios y gestores de fincas de estudio seleccionadas indica que en el 70% de las fincas el aprovechamiento micológico se realiza de forma libre e incontrolada, sin contraprestación económica alguna para el propietario forestal, lo que no es nada excepcional pues es la situación más habitual en la mayoría de los montes españoles. No obstante, existe desde 2010 el pago por acceso a la recolección en 31 montes públicos de Andalucía sumando en su conjunto un total de 50.957 hectáreas (Junta de Andalucía, sf).

El pago por acceso funciona desde 2003 en otras zonas de España, especialmente en Castilla y León, que suma en la actualidad más de 400.000 hectáreas de montes públicos donde la recolección de setas está regulada bajo unas condiciones particulares que definen tipologías de permisos, especies, cantidades y tamaños mínimos de recolección. Este sistema de regulación al que se adhieren propietarios públicos de forma voluntaria, es conocido como Modelo Myas (Picardo *et al.*, 2011), forma parte del Programa de Micología de esta región y es coordinado desde la Consejería de Medio Ambiente, garantizando un control del aprovechamiento y de las condiciones de la recolección mediante la implicación en el mismo de los gestores y agentes medioambientales de la Junta de Castilla y León. Modelos similares de pago por acceso adaptados a las particularidades de cada territorio se han transferido a otras zonas de España como Ultzama (Navarra) o Poblet (Tarragona).

La encuesta a fincas de estudio seleccionadas en Andalucía pone de manifiesto la opinión del 53% de propietarios y gestores, según la cual el aprovechamiento

micológico no se efectúa siguiendo buenas prácticas de recolección como el uso de cesta, respeto de tamaños mínimos, respeto de otras especies no comestibles, etc. Con las reservas precisas, ya que los métodos de obtención de la información son diferentes, estos datos contrastan con los altos índices de respeto de buenas prácticas encontrados en territorios de Castilla y León como en la Unidad de Gestión Montes de Soria, donde tan sólo se denunció por malas prácticas al 5% de los 585 recolectores controlados en 2012 (Junta de Castilla y León, 2012).

Igualmente, la encuesta a hogares RECAMAN pone de manifiesto la opinión favorable del 67% de los recolectores en exigir a la administración medidas respecto a la regulación y ordenación del aprovechamiento micológico en Andalucía. Esta demanda es todavía mayor en Castilla y León, con el 84% a favor de la gestión del recurso micológico como un recurso forestal más (Micodata, 2005).

Finalmente, cabe señalar que uno de criterios adoptados en la actualidad por el proyecto Micosylva+ para la adhesión de una finca, monte o grupo de montes a la *European Micosylva Forest Network* consiste en el consentimiento de los propietarios y los gestores en destinar una parte de los ingresos generados por el pago por acceso de recolección a la financiación de una serie de acciones de I+D, control y mejora del aprovechamiento micológico en dicho territorio. Esta propuesta está siendo cada vez mejor entendida por los recolectores y las sociedades de los países europeos involucrados, ya que perciben que la novedad del pago por uso tiene una consecuencia directa en la mejora del recurso del que se benefician. Los propietarios y gestores andaluces no son una excepción y en un 75% manifiestan la necesidad de recibir una contraprestación por aprovechamiento micológico en sus montes con el fin de invertir en la gestión sostenible de los hongos.

## 4.2 La recolección de setas silvestres en los montes de Andalucía

### 4.2.1 Especies y cantidades recolectadas

En RECAMAN se ha recurrido a una encuesta telefónica a recolectores de setas en los montes de Andalucía que residen en la región. Esta muestra sesga los datos del número de recolectores a la baja al no incluir a los recolectores no residentes en hogares de Andalucía. Otros aspectos de la encuesta sesgan los datos por razones del método de encuesta, pero a pesar de ser éste un problema relevante, la alternativa es en este caso la ausencia de valoración de las setas. Por tanto, en este caso no parece haber causa fundada para preferir su omisión en la cuantificación de la renta total del monte.

La recolección de hongos silvestres comestibles en Andalucía se centra en las especies que fructifican con mayor profusión en los montes de esta región, como se ha detallado en el epígrafe 4.1.1. Existen notables diferencias entre provincias vinculadas a la diversidad y extensión de sus hábitats productores. Algunas son especies altamente demandadas y consumidas en el mercado nacional e internacional como los níscalos (grupo *Lactarius deliciosus*), los tentullos (grupo *Boletus edulis*), las chantarelas (*Cantharellus cibarius*) y las tanas (*Amanita caesarea*). Otras son especies poco comerciales pero muy apreciadas en algunas regiones como seta de cardo (*Pleurotus eryngii*), la seta de chopo (*Agrocybe cylindracea*), las josefinas (*Agaricus*

sp.) y el galipierno (*Macrolepiota* sp.). Finalmente, existen especies de consumo más local como los gurumelos (*Amanita ponderosa*).

Las principales fuentes de información disponibles en España en relación a especies y cantidades de setas recolectadas, que nos permiten realizar una discusión comparativa con los datos de este trabajo en Andalucía, corresponden a las encuestas a hogares realizadas en Castilla y León por Micodata (2005) y las encuestas a hogares realizadas en Cataluña por Ceres (2008). En el primer caso, la muestra se circunscribe al ámbito rural de Castilla y León (ciudades de menos de 10.000 habitantes), con una muestra de 3.080 encuestas telefónicas a hogares que describen tanto especies como cantidades recolectadas. En el segundo caso, el ámbito es todo Cataluña con una muestra de 1.024 encuestas telefónicas a hogares que sólo describe especies pero no cantidades. En Andalucía, el ámbito de la muestra a hogares RECAMAN es toda la región y el número de encuestas 4.118, describiéndose tanto especies como cantidades recolectadas, entre otras variables.

En cuanto al elenco de especies principales recolectadas, es muy similar en las tres regiones, siendo los niscalos (grupo *Lactarius deliciosus*) las especies más recolectadas en todos los casos. Concretamente por el 51% de los recolectores en Andalucía, el 55% de los recolectores en Cataluña y el 32% en Castilla y León. *Lactarius deliciosus* (grupo), es una de las principales especies fúngicas silvestres comercializadas en España (Voces *et al.*, 2012), especialmente apreciada en el ámbito mediterráneo. Se recolecta ampliamente durante el otoño en bosques de pináceas, abundantes en Andalucía. Se trata del hongo más recolectado en todas las provincias andaluzas excepto Cádiz, donde predomina la recolección de la chantarella (*Cantharellus cibarius*) y en Huelva, donde la especie más destacada es el gurumelo (*Amanita ponderosa*).

La segunda especie en importancia en Andalucía es la seta de cardo (*Pleurotus eryngii*), recolectada por el 20% de los recolectores, similar al 25% de los castellano-leoneses. En Cataluña la especie es menos recolectada con sólo un 2% de recolectores. La seta de cardo es un hongo de alto valor gastronómico tradicionalmente apreciada en Castilla, recolectadas normalmente en los eriales, las cañadas ganaderas y áreas donde abunda umbelíferas como *Eryngium campestre*.

Como tercera especie en importancia en Andalucía destaca el gurumelo (*Amanita ponderosa*), recolectada por el 19,8% de los recolectores de esta región. Esta especie no se recolecta ni en Cataluña ni en Castilla y León, por lo que es un aprovechamiento singular que podría valorizarse desde un punto de vista micoturístico.

Una singularidad de la recolección de setas en Andalucía se produce con la chantarella (*Cantharellus cibarius*), siendo recolectada por el 9,5% de los recolectores andaluces, superando al 9% de recolectores catalanes y al 2,5% de los recolectores castellano-leoneses. Esta especie es la más recolectada en Cádiz y su época de fructificación (diciembre-enero) diferenciada del resto de Europa puede ser aprovechado igualmente como potencial micoturístico, además de por su valor de mercado en fresco.

Otras especies de alto valor de mercado son las del grupo *Boletus edulis*, recolectados por el 18% de los recolectores andaluces, superando al 6% de los catalanes y al 16% de los castellano-leoneses. Se trata de especies muy apreciadas y consumidas en todo el mundo (Hall, 1998), que se recolectan en bosques y dehesas de quercíneas en Andalucía.



A pesar de ser mayor el número de especies aprovechadas por un porcentaje pequeño (<10%) de recolectores en Cataluña, la diversidad de especies mayoritariamente aprovechadas por los recolectores ( $\geq 10\%$ ) es mayor en Andalucía, donde se recolectan 7 grupos de especies importantes, frente a los 3 y 5 grupos de especies recolectados respectivamente en Cataluña y Castilla y León.

En general, se detecta un 35% de similitud entre el número de especies recolectadas en Andalucía y Cataluña, frente al 53% de similitud existente entre Cataluña y Castilla y León. En el caso catalán sorprende la afición por recolectar llanegas (*Hygrophorus* spp.) por el 16% de los recolectores, no habiéndose apreciado interés en Andalucía o Castilla y León.

En cuanto a cantidades, el año 2010 fue calificado en cuanto a su bondad productiva con un 6 sobre 10 por los recolectores andaluces, con 8.790 toneladas recolectadas, lo que puede ser considerado como un año medio. En Castilla y León, Micodata (2011) estima para un año medio una recolección por parte de los recolectores castellano-leoneses de 12.317 toneladas, aproximadamente un 40% más recolección que Andalucía en un año medio.

#### 4.2.2 *Cuantificación y características de los recolectores*

Según los datos de la encuesta a hogares realizada en este estudio, el 6,3% de la población andaluza declara ser recolectora ocasional de setas. Este porcentaje es relevante para un territorio como Andalucía donde el uso de las setas no ha estado históricamente tan arraigado como en otras regiones como Cataluña (Font-Quer 1960), donde el porcentaje asciende al 35% de la población catalana (Ceres, 2008). En el medio rural de Castilla y León el porcentaje de población recolectora alcanza el 54% (Micodata, 2005).

No obstante, estos porcentajes se reducen considerablemente cuando se pregunta al entrevistado si en el año en cuestión ha salido a recolectar, o si sale más de una vez al mes. Así en Cataluña, el porcentaje de recolectores habituales desciende al 5% de la población. En Andalucía en un año medio como 2010, el número de recolectores que recolectaron desciende al 5,4% de la población.

En Castilla y León, nuevas estimaciones basadas en inventarios de recolectores a pie de monte y análisis S.I.G. (Micodata, 2011) valoran en el 8% el porcentaje de población recolectora en un año medio, pudiendo llegar en años buenos hasta el 12,3% de la población de Castilla y León. Estos mismos estudios ponen de manifiesto la presencia de un 58% de recolectores foráneos en los montes de Castilla y León, aspecto que no puede ser detectado a través de encuestas a hogares ya que la población objetivo es sólo la población local regional.

En cualquier caso, se demuestra que la actividad de la recolección implica a amplios sectores de la población de toda condición social, siendo la actividad vinculada a los recursos forestales que implica a mayor número de ciudadanos, superior a la práctica del esquí (4,4%), la pesca (2,9%) o la caza (2,4%) (García y Llopis, 2010).

En cuanto al número estimado de recolectores locales, Andalucía cuenta con 425.358, de los que 365.807 salieron a recolectar en 2010. El número de recolectores en Cataluña alcanza los 2.095.946, pero de ellos sólo son habituales 299.421 (Ceres, 2008). En Castilla y León el número de recolectores en un año medio se estima en

455.473 de los que 189.037 son castellanoleoneses y el resto foráneos españoles o extranjeros (Micodata, 2011).

Atendiendo a las características de los recolectores, la motivación principal de la recolección en Andalucía es el recreo para el 96% de los recolectores. Este valor es coherente con el obtenido en Castilla y León aunque el porcentaje se reduce al 74% (Micodata, 2005). Posiblemente, la afición de la población andaluza por la recolección de setas, al ser más reciente que en Castilla y León se esté haciendo más en términos de recreo que por motivos comerciales.

En cuanto al gasto medio del recolector, se ha estimado 46 euros por visita, de los que 11 euros son gastos de hostelería, lo que generó una estimación de ingresos de 2 millones de euros en el sector terciario en Andalucía en 2010. En Castilla y León la generación de ingresos al sector de la hostelería de los recolectores locales se estima en 0,5 millones de euros con un gasto medio de 1,5 euros/visita y 15,5 millones de euros para los recolectores foráneos (micoturistas) con un gasto medio de 20 euros/visita (Micodata, 2011).

Por lo que respecta a la dedicación y rendimientos de recolección, los recolectores andaluces realizaron una media de 7 visitas anuales para recolectar setas, con una dedicación de 3 horas por visita y con rendimientos medios de 2kg/visita. Estos parámetros son muy similares a los estimados en Castilla y León para la recolección recreativa de las principales especies recolectadas, como *Lactarius deliciosus* con 7 visitas al año, 2,4 horas/visita y 2,9 kg/visita. Dichos valores apuntan a que las características de los recolectores recreativos son similares entre regiones españolas.

En cuanto a los canales de comercialización del producto recolectado, el principal es la venta ambulante saliendo hacia otras regiones (40%), seguido de la venta directa a restaurantes (33%). Este canal, que actualmente se realiza fuera de la normativa, podría ser regulado por las autoridades competentes haciendo respetar las garantías sanitarias y de trazabilidad a los restaurantes, ya que garantiza el suministro directo del producto del territorio al consumidor. En Castilla y León los canales de comercialización difieren según las especies, tomando como referencia la comercialización de grupo *Boletus edulis* la venta directa a restaurantes supuso en 2005 el 8%, la venta ambulante el 60% y la venta a empresas conserveras locales el 32% (Micodata, 2005). Lamentablemente, la venta directa a los recolectores ambulantes foráneos provoca que buena parte de los valores añadidos escapen fuera de los territorios de producción.

Desde la red europea [www.micosylva.com](http://www.micosylva.com) las recomendaciones pasan por valorización del recurso, a través de la formación y profesionalización de los agentes implicados, favoreciendo la creación de pequeñas empresas transformadoras en las zonas de producción, dinamizando la creación de mercados de setas locales dirigidos a los micoturistas y a través del desarrollo de una gastronomía micológica y un micoturismo organizado y guiado en los montes por guías micológicos profesionales.

### 4.3 Renta y capital de la recolección de setas bajo permisos

#### 4.3.1 Renta y capital de la recolección de setas bajo permisos comercializados

Varios han sido los autores que han investigado sobre cómo incluir la gestión del recurso micológico en la ordenación de las producciones forestales (Hosford *et al.*,



1997; Palm y Chapela, 1997; Martínez Peña, 2003; etc.), donde la implementación de un sistema de tasas aplicables a los recolectores de una determinada área se ha concebido como una posible solución.

Algunos países, como Estados Unidos, han aplicado este sistema a través del pago de permisos para poder recolectar frutos y setas silvestres en los Parques Nacionales (Starbuck *et al.*, 2004), existiendo experiencias más parciales y con un menor nivel de desarrollo en países como Francia, Italia, Chile, etc. En España, también se han puesto en marcha iniciativas de regulación en algunas zonas concretas como el valle de Ultzama (Navarra) o el pinar de Covarrubias (Burgos), donde es necesario solicitar y abonar un permiso de recolección<sup>25</sup>.

Pero, quizás, la experiencia de regulación de la recolección de setas silvestres comestibles más avanzada es la que se viene realizando desde el año 2003 en la Comunidad Autónoma de Castilla y León. Este proyecto comenzó con la puesta en marcha de una de las acciones de un programa Life-medioambiente financiado por la Unión Europea<sup>26</sup>. A esta experiencia piloto se sumaron 11 municipios de la unidad de gestión de la comarca de Pinares Llanos en la provincia de Soria, agrupando una superficie forestal de 30.030 hectáreas. En la actualidad, son 320.777 las hectáreas reguladas de esta manera en 12 unidades de gestión en 8 provincias de esta Región.

El análisis de los datos aportados por CESEFOR muestran que en el año 2012 se comercializaron en este área 12 permisos por cada 100 hectáreas. Estos permisos generaron una recaudación de 83,74 €/100 ha. La comercialización de los permisos supuso un coste de materias primas y servicios de 41,71 €/100 ha y generaron una renta manufacturada de 35,87 €/100 ha. Esta última renta se reparte en 35,25 €/100 ha de mano de obra y 0,62 €/100 ha de renta de capital manufacturada. La renta ambiental privada se estima como el valor residual del ingreso de los permisos menos el valor agregado del coste y la renta de capital manufacturada, estimándose un valor de la renta ambiental de 41,71 €/100 ha. Así, la renta total privada suma 77,58 €/100 ha.

No se dispone de la renta ambiental pública disfrutada por los recolectores por el importe de la diferencia entre los valores de las setas recolectadas y el coste de los permisos de recolección.

En el caso de Andalucía se dispone de información en relación con los enajenamientos realizados por la Junta en los montes de su titularidad relacionados con los aprovechamientos micológicos. A pesar de no tratarse de datos directamente comparables, sobre todo por la manera en la que se ha realizado el enajenamiento y la concesión de permisos, puede resultar interesante realizar una comparación de los valores obtenidos.

En concreto, se han cobrado permisos de recolección de setas en 2010 en 31 montes públicos que ocupan 50.957 hectáreas. En estos montes se registró una recolección de 121.575 kg, lo que representa una recolección de 2,39 kg/ha (91% de níscolo), que valoradas a un precio del níscolo de 2,67 €/kg que se deriva de las encuesta a los recolectores andaluces, ofrece un valor de las setas recolectadas de 638 €/100 ha. Los recolectores pagan un permiso de 0,41 €/kg, con un rango de

---

<sup>25</sup> Además, están en funcionamiento otras muchas actuaciones donde la concesión del permiso no implica pago alguno, existiendo cotos micológicos regulados en determinados montes, zonas o espacios protegidos de algunas regiones como Valencia, Extremadura, etc.

<sup>26</sup> LIFE00 ENV/E/544: Proyecto MYAS (Micología y aprovechamiento sostenible 2000-2004).

variación de 0,10 €/kg a 0,60 €/kg (estimaciones propias a partir de Junta de Andalucía, s.f.) que se corresponde con 109 €/100 ha. Este permiso pagado representa un 15,35% del valor de las setas recolectadas. Como es de esperar el precio de las setas en pie que representa el precio con origen en el pago del permiso es notablemente menor que el precio de las setas una vez cosechada a la puerta del monte. Asumiendo que el propietario público del monte se beneficia del permiso de recolección sin incurrir en costes de silvicultura y comercialización, su renta ambiental privada de la recolección de las setas coincide con el valor del permiso. La renta ambiental pública se estima a partir del valor de mercado de las setas recolectadas por el público (638 €/100 ha), y restando a esta producción el permiso de los recolectores (109 €/100 ha), el coste total manufacturado ordinario del gobierno (12 €/100 ha) y de la renta normal de capital inmovilizado (0,6 €/100 ha) por el gobierno en la gestión pública de las setas. Estos dos últimos costes incurridos por el gobierno en 2010 suman 12,6 €/100 ha. Resulta así que la renta ambiental pública alcanza un valor de 516,4 €/100 ha. En este caso la renta ambiental mixta suma un valor de 625,4 €/100 ha, y está compuesta de un valor de 109 €/100 ha de la renta ambiental privada (propietario) y un valor de 516,4 €/100 ha de la renta ambiental pública (recolectores). Se muestra que la recolección pública de setas, en ausencia de costes privados, produce en la muestra no representativa de montes públicos andaluces una renta ambiental que es apropiada en un 82,6% por los recolectores públicos que pagan los permisos y el 17,4% restante es capturada por los propietarios públicos del monte.

#### **4.3.2 Renta y capital de la recolección bajo permisos declarados**

En este estudio se ha descrito que la encuesta en hogares de Andalucía ofrece una estimación de la población recolectora de 425.358 personas. En este colectivo de recolectores andaluces están dispuestos a pagar permisos de recolección 163.763 personas. El valor de la mediana que pagarían estas personas es de 17,02 €/recolector y año. Así, 81.881 recolectores (50% de los recolectores con DAP positiva), pagarían permisos anuales por un valor total de 1.393.621 €. El Mapa Forestal Español estima la superficie forestal total de Andalucía en 4.278.699 ha (excluida la superficie de Parques Nacionales en los que no se permite la recolección de setas). Considerando esta última superficie total potencial susceptible de recolección se estima un valor del permiso declarado para la mediana de 32,6 €/100 ha. Se admite que este 19,25% de recolectores que pagan un permiso anual igual a la mediana tienen un rendimiento de la cantidad cosechada y un precio de las setas igual a la media del total de recolectores. Siendo el rendimiento de 20,7 kg/recolector y el precio de 4,9 €/kg, se tiene un valor de la producción final de setas recolectadas de 101,4 €/recolector y año, que supone un valor de la producción de 8.302.733,4 € en el año 2010 y representa un valor unitario de 194 €/100 ha de superficie total forestal potencial de recolección. Esta cantidad representa también el 19,25% del valor total de mercado a pie de monte de las setas recolectadas bajo libre recolección.

La hipótesis de que el ejercicio de valoración contingente no diferencia la motivación de los recolectores (recreativos frente a comerciales), el bienestar derivado de la disponibilidad a pagar del recolector debería incluir el valor a pie de monte de las setas recolectadas más el valor derivado del bienestar procedente del disfrute in situ

de la recolección por sí misma. Este último vendría medido por el exceso de utilidad generado al recolector sobre el precio de venta de la cosecha, capturando servicios distintos como el disfrute activo del paisaje y otras amenidades que les ofrece el contacto con la naturaleza, entre las que se incluye la disposición a pagar por el uso pasivo por la preservación de hábitats y especies únicas a largo plazo.

En este caso, los propietarios privado y público que ostentan los derechos de propiedad de las setas, tienen la opción de establecer un permiso cuya cuantía podría depender del coste total y de la renta normal del capital invertido en la gestión ordinaria del recurso encaminada a garantizar la producción final de las setas recolectadas. En este caso, el propietario podría recibir un determinado margen neto ambiental privado, de cuantía desconocida, por adelantado respecto del momento de la recolección. Por lo tanto, sería necesario tener en cuenta condicionantes de oferta a la hora de fijar el permiso de recolección y no solamente de demanda.

Pero los resultados del análisis de la encuesta de valoración contingente muestran que la hipótesis más plausible es que los recolectores son mayoritariamente recreativos y no tienen en cuenta de forma significativa el valor de mercado de las setas a la hora de conformar su disponibilidad a pagar por permisos de recolección. En este caso, estarían rechazando una hipotética transacción ilegal de la cosecha en mercados paralelos, lo que daría lugar a que su disposición a pagar por un permiso coincidiera con los valores de los servicios recreativos disfrutados junto con otros valores de uso pasivo. Si esto fuera así, el recolector recreativo estaría dispuesto a pagar previamente por un permiso una cantidad que tendría en cuenta la incertidumbre asociada a la recolección, lo que podría llevar a decidir un pago en cuya conformación no entraría la cantidad de setas recolectadas. Esta podría ser la hipótesis de partida más razonable, ya que la mayoría de los recolectores encuestados (casi el 95%) declararon no vender su cosecha de setas. Además, su disposición al pago no depende del montante de setas recolectadas o incluso de la bondad productiva de la campaña, lo que también estaría avalando esta hipótesis. Por último, el reducido número de recolectores comerciales sí que tendrían en cuenta el valor de las setas recolectadas al mostrar mayores disposiciones al pago, de manera significativa, que la de los recolectores recreativos.

Adicionalmente, reforzando la hipótesis discutida en el párrafo precedente, también la fuente de esa divergencia sea mucho más sencilla. Es posible que los recolectores, independientemente de su motivación, crean tener los derechos de propiedad sobre el recurso ya que los propietarios legales con su forma de actuar, al no controlar el recurso, así lo estuvieran dando a entender. En este caso, no se estaría dispuesto a pagar por algo que ya se posee y si por otras cuestiones más relacionadas con la compra de la satisfacción moral (*warm glow giving*). En este caso, si los recolectores consideran que la causa es justa (razones de gestión y conservación del recurso) se estaría declarando una cantidad más simbólica que real (Berrens *et al.*, 2002, Chilton y Hutchinson, 2003).

La comparación de los resultados de las cantidades y rentas de las setas cosechas bajo permisos declarados en el conjunto de los montes de Andalucía se obtiene, como se espera, una notable disminución de la cantidad y renta ambiental bajo la simulación de la comercialización de los permisos declarados. No obstante, las consideraciones arriba expresadas, se asume que la información de la encuesta en hogares ofrece resultados de la disposición a pagar los permisos “verdaderos” y que no se han producido determinados sesgos que pudieran invalidar los resultados.

Algunos de los más importantes son los relacionados con la actitud de los entrevistados (Riera, 1994). Surgen por el hecho de que la persona entrevistada no revela su verdadera disposición al pago porque se ve movida a contestar algo distinto por diversas motivaciones. Este sesgo surge de la construcción del mercado hipotético y no se produce en mercados reales donde nadie pagaría más de su máxima disposición. (Nape *et al.*, 2002), se refieren a este efecto como sesgo hipotético (*hypothetical bias*) y contrastan que, en situaciones figuradas, existe una discrepancia importante entre lo que un encuestado pagaría bajo unas condiciones hipotéticas simuladas y el pago que realmente se produciría si al individuo se le ofreciese la posibilidad real de adquirir el bien<sup>27</sup>.

En concreto, esa menor disposición al pago podría estar relacionada con sesgos estratégicos en donde los entrevistados podrían haber declarado una menor disposición. Ante la posibilidad de poder influir en la determinación a la baja de esa tasa recaudable por parte de la Junta de Andalucía se podría haber declarado una menor cantidad a la credibilidad otorgada al escenario planteado que podría derivar en una situación real. En segundo lugar, también podría haberse producido un sesgo de complacencia (Berrens *et al.*, 2002 o Chilton y Hutchinson, 2003) en aquellos recolectores que entienden que es necesaria la regulación, pero que si la hubiera, probablemente no recolectarían, mostrando disposiciones al pago bajas o que consideran “justas” para el sostenimiento del recurso (Kemp, 2003).

Pero la explicación más plausible, y el equipo de investigación así lo cree, es que esta situación esté relacionada con que en esta simulación existe la incertidumbre de que el pago del permiso previo al conocimiento de la cosecha real del ejercicio tiende a ofrecer un valor de recolección media que puede diferir de la cosecha del ejercicio corriente<sup>28</sup>. La disponibilidad de tiempo para acceder a la recolección recreativa podría favorecer el ofrecimiento de menores precios por los permisos. Finalmente, los recolectores simplemente pueden estar pujando con la primera oferta, de modo que en una subasta real el precio subiría ofertando valores de los permisos más próximos al valores de mercado de la recolección esperada de setas.

Para finalizar resulta interesante realizar una validación de los resultados obtenidos vía permisos declarados realizando una doble comparación de las disposiciones a pagar bajo permisos declarados en Andalucía. En concreto, y en primer lugar, con los realmente pagados en Castilla y León y, en segundo lugar, con las disposiciones a pagar bajo permisos declarados en la provincia de Soria, lugar en el que se pilotó un estudio similar de disposición al pago por la recolección.

En el primero de los casos, el coste varía en función de la unidad de gestión, pero su rango de variación para los permisos de temporada recreativos suele estar entre los 3 € para los recolectores locales hasta los 50 € para los foráneos, donde 15 € y 20 € suelen ser los valores modales. Teniendo en cuenta que la mediana de la

---

<sup>27</sup> Las técnicas para comprobar esta disparidad se denominan procedimientos de Validación de Criterio (criterion validity) y suelen realizarse con muestras obtenidas a partir de experimentos de laboratorio, como es el caso de autores como Neill *et al.* (1994), Johannesson *et al.* (1998) o Paradiso y Trisorio (2001). Así, la divergencia entre DAP hipotética y real puede variar en un rango que va desde 1,8:1 hasta 9:1, en función de los distintos estudios.

<sup>28</sup> Esta situación no tiene porque producirse en los ejercicios de valoración contingente para otro tipo de atributos, donde la provisión del bien no está sujeta a situación de incertidumbre (Berrens *et al.*, 2002)

disposición al pago en Andalucía ha ascendido a 17,02 €, el ejercicio de valoración realizado no ha arrojado resultados que se desvíen de los existentes en una experiencia de regulación real y que viene funcionando desde hace años.

Según datos de MICODATA, en Castilla y León los recolectores estarían pagando en forma de permiso aproximadamente el 16,08% del valor de su recolección, valor similar al obtenido en la simulación y que asciende al 19,25% del valor total de las setas recolectadas bajo libre recolección. Ambos valores también están en consonancia con los estudios previos realizados a la implantación del sistema de regulación por permisos en Castilla y León donde, por ejemplo, en la provincia de Soria, los recolectores estaban dispuestos a pagar aproximadamente el 10% de su recolección para compensar los gastos de gestión de un plan de ordenación (García Cid, 2002; Martínez Peña *et al.*, 2003). Pero en cualquier caso, los recolectores encuestados solían estar más dispuestos a financiar planes de ordenación del recurso (90%) que a compensar a la propiedad por el disfrute del mismo (40%)<sup>29</sup>.

En el segundo de los casos, los valores más reducidos obtenidos de la renta y el capital de la actividad micológica pública de recolección libre en relación a la de permisos declarados también está en consonancia con estudios previos. Por ejemplo, en un ejercicio de valoración contingente realizado con anterioridad al caso andaluz en la provincia de Soria y siguiendo la misma metodología (Frutos, 2010), los valores obtenidos muestran incluso una disparidad mayor. Así, los recolectores encuestados solamente estaban dispuestos a aportar, de media, a la gestión de recurso algo menos del 10% del valor de lo recolectado. Además, las disposiciones al pago también resultaron ser menores que en el actual objeto de estudio, donde el valor declarado era de 10,15 €/año, frente a los 17,02 €/año declarados en Andalucía.

Por último, un aspecto que merece la pena ser destacado es el hecho de que en dicho estudio no se encontraban divergencias significativas entre la disposición a pagar por la recolección y el pago real efectuado a través de la adquisición de la correspondiente licencia de recolección. Así, las divergencias estimadas eran sensiblemente inferiores a las encontradas en otros estudios de valoración entre la disposición al pago hipotética y real. En el caso analizado, sería solamente de un 13%, lo que estaba dentro del margen de error de las medidas calculadas.

Entonces, prácticamente no se encontraron diferencias entre la disposición a pagar hipotética y la real lo que, según el autor, validaba ese experimento de valoración contingente. También se argumentaba que esa coincidencia podría ser fruto de que se hubiera producido otro sesgo, en este caso relacionado con las pistas implícitas en el ejercicio. Se podría haber producido el denominado sesgo de anclaje (*anchoring effect*), donde los encuestados podrían haber tendido a responder, en este caso, lo que ya se pagaba en concepto de licencia en zonas reguladas. Pero esta situación era poco probable porque solamente la cuarta parte de los recolectores habituales pagaba ya una licencia y, de éstos, casi un 30% ni siquiera recordaba lo que ya había pagado.

Por lo tanto, las disposiciones al pago también se mostraron como sensiblemente inferiores al valor de la renta obtenida. La explicación ofrecida en este caso, nueva-

---

<sup>29</sup> Esta también podría ser un razón por la cual los recolectores andaluces han declarado disposiciones al pago bastantes más bajas que el valor esperado de su recolección. Puede que muchos encuestados asumieran poseer un derecho de propiedad sobre el recurso que la norma otorga de forma clara al propietario.

mente, estaba relacionada con la posible aparición de un sesgo en la respuesta de los recolectores, donde los encuestados hubieran expresado un precio inferior para con ello intentar influir en la decisión de los gestores de la regulación, ya que en la fecha en la que se realizó el estudio existían propuestas de incrementar sensiblemente el precio de las licencias.

## 5 CONCLUSIONES

Las conclusiones de este estudio contienen, por un lado, un resumen de los resultados que se derivan de la aplicación de las metodologías empleadas para la valoración de la recolección de setas silvestres y por otro, derivado de la aplicación del sistema de cuentas agroforestales (CAF) en el caso de la recolección de setas en los montes de Andalucía.

### 5.1 El recurso micológico de acuerdo con la encuesta a hogares de Andalucía

Se puede definir la actividad de recolección de setas en Andalucía como un bien ambiental público por las siguientes razones:

- i. El mercado de la tierra no incorpora el valor capital de la renta del recurso natural de las setas recolectadas por el público.
- ii. Los propietarios de montes con generalidad no impiden el libre acceso de los recolectores de setas en los montes de Andalucía.
- iii. La ausencia generalizada entre los recolectores públicos de recolectores de orientación comercial, justifica la hipótesis asumida de un coste de oportunidad nulo del tiempo empleado en la recolección de setas y de no incurrir los recolectores en otros costes de consumo intermedio y capital fijo.

De acuerdo con lo declarado en la encuesta a hogares, se ha estimado una población recolectora del 6,3% de la población (con un sesgo del  $\pm 0,73\%$  para un nivel de confianza del 95%), lo que supone un total de 425.358 personas. Asimismo, la especie recolectada por un mayor número de recolectores es el níscalo (*Lactarius gr. deliciosus*), y en otra magnitud la seta de cardo (*Pleurotus eryngii*), el gurumelo (*Amanita ponderosa*), la seta de chopo (*Agrocybe cylindracea*) y el champiñón (*Agaricus campestris*).

Por otra parte, existe una gran potencialidad en la generación de rentas tanto a propietarios, recolectores como ingresos en el sector terciario (procedente principalmente de recolectores urbanos), lo que serviría de impulso económico a las áreas rurales de la Comunidad de Andalucía. El valor de las cantidades recolectadas por los recolectores recreativos según la encuesta a hogares en el año 2010 se estima en 43,2 millones € (8.790 toneladas), mientras que los ingresos medios que podría generar la actividad en el sector servicios ascendería a 2,05 millones.

La procedencia de los recolectores es principalmente local, aunque en provincias cercanas al Levante la proporción de recolectores foráneos puede ser considerable. La provincia de Huelva, y en otro orden de magnitud, Cádiz, Córdoba y Jaén representan zonas con mayor número de recolectores. Además, el mayor porcentaje de



población recolectora se encuentra en el estrato forestal ya sea rural o urbano. Esto es indicativo de la importancia de la cercanía a la fuente de producción, poniendo una vez más de relieve el carácter fundamentalmente local en la recolección de setas. No obstante el mayor número de recolectores lo aporta el estrato urbano, síntoma de la potencialidad que puede tener el micoturismo en Andalucía.

La parte occidental de la región presenta un elevado conocimiento del recurso, donde existe una recolección elevada en diversidad pero focalizada principalmente en tres o cuatro especies de forma mayoritaria. Por otro lado, Granada, Almería y en menor medida Jaén se centra en la recolección de un número escaso de especies. En el medio forestal rural existe un mayor conocimiento del recurso, aunque la mayor parte de los recolectores se encuentran en el medio urbano.

Por otra parte, es muy improbable la existencia de un plan específico para el aprovechamiento de setas dentro de los planes de ordenación de los montes de la región. Esta situación se debe, además de a la dificultad para la toma de información de este recurso, a que la propiedad no contempla la necesidad de incurrir en inversión ni gastos de gestión en relación a la recolección de setas.

## 5.2 Renta de la recolección de setas bajo permisos

Se han analizado dos escenarios para la estimación de la renta generada por la recolección de setas en los montes de Andalucía bajo permisos de acceso y recolección del recurso: a través del empleo de permisos comercializados y por medio de permisos declarados en la encuesta a hogares.

En el primero de los casos, se ha contabilizado el cobro de permisos de recolección de setas en 2010 en 31 montes públicos que ocupan 50.957 hectáreas. En estos montes se registró una recolección principalmente de níscolo (91% de las ocasiones), por el que los recolectores pagan un permiso de 0,41 €/kg, con un rango de variación de 0,10 €/kg a 0,60 €/kg (estimaciones propias a partir de Junta de Andalucía, s.f.) que se corresponde con 109 €/100 ha. Este permiso pagado representa un 15,35% del valor de las setas recolectadas. En este caso la renta ambiental mixta suma un valor de 625,4 €/100 ha, y está compuesta de un valor de 109 €/100 ha de la renta ambiental privada (propietario) y un valor de 516,4 €/100 ha de la renta ambiental pública (recolectores).

En el caso de la metodología de valoración contingente que nos ofrece el valor de los permisos declarados para poder recolectar setas, se tiene una disposición a pagar observada que se encuentra entre 9,52 y 17,02 €/temporada o entre 11,75 y 22,61 €/temporada en el caso de la estimación paramétrica. Atendiendo al número de recolectores andaluces que estarían dispuestos a pagar por un permiso de recolección (163.763 personas) y considerando el valor de la mediana observada (17,02 €/recolector y año), se obtiene que los recolectores andaluces pagarían en concepto de permisos anuales un valor total de 1.393.621 €, es decir, 32,6 €/100 ha de superficie forestal. Siendo el rendimiento de 20,7 kg/recolector y el precio de 4,9 €/kg, se tiene un valor de la producción final de setas recolectadas de 101,4 €/recolector y año, que supone un valor de la producción de 8.302.733,4 € en el año 2010 y representa un valor unitario de 194 €/100 ha de superficie total forestal potencial de recolección. Esta cantidad representa también el 19,25% del valor total de las setas recolectadas bajo libre recolección.



### 5.3 Renta ambiental pública de la recolección libre de setas

En el futuro se espera que el mercado de la tierra interiorice la renta ambiental pública de las setas, previa exclusión de los recolectores públicos gratuitos, y siempre que la demanda de los potenciales recolectores recreativos con disponibilidad a pagar los permisos de recolección muestren una disponibilidad al pago que dé lugar a que se produzca un trasvase parcial de la renta ambiental de los recolectores públicos al propietario de la tierra.

Las recientes experiencias de los propietarios públicos de montes que han implantado el control del acceso del público con el propósito de recolectar setas en Andalucía, Aragón y Castilla y León aportan indicios de la emergencia de la renta ambiental privada de las setas.

Los resultados de RECAMAN indican que el permiso cobrado en un reducido número de montes públicos es del 11,3% de la renta ambiental media de las setas recolectadas en 2010 de 9,92 €/ha en los montes de Andalucía, que suma 42.424.139 € en toda la superficie forestal potencial de recolección de Andalucía de 4.278.699 ha. La renta ambiental en 2010 representa el 99% de la renta total pública de las setas recolectadas. Siendo la renta total pública de 10,01 €/ha, se genera una renta total pública de las setas en los montes de Andalucía de 42.846.455 € en 2010.

Las provincias de Huelva, Málaga y Cádiz ofrecen valores unitarios por superficie de renta notablemente superiores a las restantes provincias, perfectamente visibles en el mapa de renta total pública (Figura 14). Además, los recolectores han manifestado que obtienen rendimientos físicos próximos en los casos de las formaciones forestales de bosque y dehesa, siendo notablemente inferiores los correspondientes a las formaciones forestales de matorrales y pastizales naturales. No obstante, los precios de las distintas clases de setas muestran un mayor aprecio del mercado por las setas recolectadas en las formaciones forestales adehesadas, que triplica por unidad de superficie al valor de las setas del bosque, y a gran distancia se encuentra el rendimiento económico de las setas cosechadas en los matorrales y pastizales.

El reto de la administración pública es la de diseñar una política de permisos de recolección micológicas integrada en la gestión multifuncional del monte desde la perspectiva de alcanzar la mayor renta total social posible manteniendo la productividad ambiental del ecosistema indefinidamente, y compatibilizando el respeto a la equidad y la preservación del legado histórico-cultural de los montes colectivos para atender los intereses de las generaciones futuras. El presente trabajo asienta las herramientas y la información necesaria para la toma objetiva de decisiones a tal efecto.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Junta de Andalucía por haber contribuido a la financiación y al trabajo de campo del proyecto RECAMAN, singularmente a José Santiago Guirado que confió en el Grupo de Economía Ambiental del IPP-CSIC para emprender la dirección de este proyecto, a los sucesivos responsables del Expediente de RECAMAN en la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente (CMA): Francisca de la Hoz, José Ramón Guzmán y Rafael Cadenas. Los autores reconocen la labor de María Isabel Martín como gestora del contrato número NET165602 de RECAMAN en la Agencia de Medio Ambiente y Agua (AMaYA) de la Junta de Andalucía. También agradecen el trabajo de Luis Guzmán como coordinador del trabajo de campo.

Especial agradecimiento a todos aquellos trabajadores e investigadores del Centro de Investigación Forestal de Valonsadero de la Junta de Castilla y León (ya extinto), que ejecutaron la entrevista a recolectores de hogares de Andalucía entre los que están Beatriz Águeda, Teresa Ágreda, Rafael Alonso Ponce, Javier Ligos, Joaquín Latorre y Antonio Turrientes.

Los autores agradecen las contribuciones recibidas en el desarrollo de esta investigación de sus colegas del proyecto RECAMAN Alejandro Caparrós, José Luis Oviedo, Begoña Álvarez, Paola Ovando, Bruno Mesa y Eloy Almazán del Grupo de Economía Ambiental del IPP-CSIC. Conste de nuevo el reconocimiento de los autores a la Junta de Andalucía por haber contribuido a la financiación y al trabajo de campo del proyecto RECAMAN, singularmente a Baldomero Moreno de la Consejería de Medio Ambiente y colaboradores de RECAMAN en la Agencia de Medio Ambiente y Agua (AMaYA) de la Junta de Andalucía. Los puntos de vista aquí expresados, no obstante, son de la exclusiva responsabilidad de los autores y no necesariamente coinciden con los de las instituciones participantes en el proyecto RECAMAN.

## GLOSARIO

El listado de términos de este glosario define conceptos clave empleados en esta investigación. El estilo empleado es preferentemente cualitativo, extendiendo la explicación al fin de que los conceptos puedan ser comprendidos por lectores no expertos. Algunos términos tienen referencias donde encontrar una exposición más detallada.

### *Actividad micológica*

Aprovechamiento o recolección de setas silvestres comestibles ocasionada por recolectores de la región de Andalucía, de la que se excluyen la actividad de producción industrial de especies saprófitas y servicios recreativos generados por la recolección.

### *Bosque*

Explotación constituida en su mayor parte por formaciones arboladas de coníferas y frondosas maderables, y formaciones de robles no adehesados.

### *Dehesa*

- (i) “Explotación constituida en su mayor parte por formación adehesada, sometida a un sistema de uso y gestión de la tierra basado principalmente en la ganadería extensiva que aprovecha los pastos, frutos y ramones, así como otros usos forestales, cinegéticos o agrícolas” (Junta de Andalucía, 2010: 8, artículo 2b).
- (ii) “Sistema antrópico de uso y gestión de la tierra basado principalmente en la explotación ganadera extensiva de una superficie de pastizal y arbolado mediterráneo, en la que más del 20% está ocupada por especies frondosas con una fracción de cabida cubierta arbolada comprendida entre el 5 y el 60%, que da lugar a un ecosistema en el que la conjunción del manejo agrosilvopastoral propicia importantes valores ambientales, el uso sostenible del territorio, un paisaje equilibrado y una adecuada diversidad a distintos niveles de integración” (MAPA, 2008: 7).

### *Formación adehesada*

“Superficie forestal ocupada por un estrato arbolado, con una fracción de cabida cubierta (superficie de suelo cubierta por la proyección de la copa de los árboles) com-

prendida entre el 5% y el 75%, compuesto principalmente por encinas, alcornoques, quejigos o acebuches, y ocasionalmente por otro arbolado, que permita el desarrollo de un estrato esencialmente herbáceo (pasto), para aprovechamiento del ganado o de las especies cinegéticas” (Junta de Andalucía, 2010: 8, artículo 2a).

#### *Ganancia de capital manufacturada pública ( $GC_M$ )*

Es el valor residual de la revalorización neta de destrucciones y ajustes del capital manufacturado público empleado por el gobierno en la gestión de las setas.

#### *Margen neto de explotación público (MNE)*

Beneficio que obtiene el gobierno y los recolectores públicos de las setas cosechadas. Se estima por la diferencia entre la producción total y el coste total públicos de la actividad de las setas.

#### *Matorral*

Explotación constituida en su mayor parte por formaciones forestales leñosas no arbóreas.

#### *Micoselvicultura*

Gestión orientada a la mejora y conservación de la producción de setas.

#### *Pastizal*

Explotación constituida en su mayor parte por formaciones forestales herbáceas.

#### *Permiso*

Precio de pago como canon para poder recolectar setas en los montes, sujeto a autorización de la propiedad y cantidad recolectada.

#### *Producción final de setas*

Valor imputado de mercado de las setas recolectadas por el público en el ejercicio contable.

#### *Producción intermedia pública*

Setas en pie valoradas a coste de producción del gobierno que son recolectadas en el ecosistema forestal libremente por el público. Esta producción intermedia pública se registra en el coste de consumo intermedio propio público de la recolección de setas por el público.

#### *Propiedad económica de las setas*

En su forma más completa significa “el derecho del propietario sobre el valor del activo [incremento del valor de la tierra por las setas], a la exclusión de su uso por

otros y a transferir el activo a otros”(Anderson y McChesney, 2003:1). En el año 2010 no ocurre así, con generalidad, en los montes de Andalucía. En estos montes el público recoge gratuitamente las setas sin ser obstaculizados por los propietarios, a excepción de un reducido porcentaje de montes públicos.

#### *Renta ambiental pública ( $RA_{PU}$ )*

*Contribución* de los ecosistemas forestales al valor de mercado de las setas recolectadas. Esta definición se equipara con el concepto de renta del recurso natural (renta económica). La *renta ambiental* difiere de la *renta total de las setas* en que la primera no contiene rentas de trabajo y capital manufacturado. La *renta ambiental*, con generalidad, no es observable en ecosistemas explotados. Se requiere recurrir al cálculo previo de la renta total de las setas recolectadas en el ecosistema para hacer posible la medición residual de su renta ambiental.

#### *Renta de capital manufacturado público imputada ( $RC_{MPU}$ )*

Remuneración del capital manufacturado inmovilizado público ( $CIN_{MPU}$ ) empleado por el gobierno en un año en la actividad de las setas. Se estima imputando una tasa de descuento del 3% sobre el  $CIN_{MPU}$ .

#### *Renta de capital pública ( $RC_{PU}$ )*

Se compone de la renta ambiental pública y la renta de capital manufacturada pública ( $RC_{MPU}$ ). Se estima por la suma del margen neto de explotación y la ganancia de capital manufacturada.

#### *Renta manufacturada pública ( $RM_{PU}$ )*

Está formada por la *renta del trabajo* ( $MO_{PU}$ ) y la *renta de capital manufacturada* ( $RC_{MPU}$ ) derivadas del gasto del gobierno en la gestión de la actividad de las setas.

#### *Renta total pública ( $RT_{PU}$ )*

Está formada por la renta ambiental pública, la renta de trabajo pública y la renta de capital manufacturada pública con origen en la gestión del gobierno y la recolección de las setas por el público.

#### *Valor añadido neto público ( $VAN_{PU}$ )*

Rentas del trabajo y el capital público que se derivan de la recolección de setas por el público. Se estima en la cuenta de producción por a partir de la producción total pública ( $PT_{PU}$ ) menos los costes de consumos intermedio ( $CI_{PU}$ ) y de capital ( $CCF_{PU}$ ) incurridos por el gobierno en la actividad de las setas.

## REFERENCIAS

- Aldea J., Martínez-Peña F., Díaz-Balteiro L., 2012. Integration of fungal production in forest management using a multi-criteria method. *European Journal of Forest Research*. 131, 1991-2003.
- Aldea, J., Martínez-Peña, F., Romero, C., Díaz-Balterio, L., 2014. Participatory goal programming in forest management: an application integrating several ecosystem services. *Forests* 5, 3352-3371.
- Altelaarrea J.M., Martínez-Peña F., 2005. Dinámica de la producción de carpóforos, presión recolectora y aprovechamiento del hongo ectomicorrícico comestible de fructificación invernol *Hygrophorus marzuolus* (Fr.) Bres en Pinar Grande (Soria). *Actas de IV Congreso Forestal Español*, Zaragoza.
- Álvarez-Farizo B., Oviedo J.L., Soliño M., Caparrós A., Campos P., Díaz M., Concepción E.D., Montero G., 2016. Valoración ambiental de los servicios del paisaje y la biodiversidad amenazada de los sistemas forestales de Andalucía. En: *Valoración de los servicios públicos y la renta total social de los sistemas forestales de Andalucía* (Campos P., Caparrós A., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 5. Memoria 5.2. Editorial CSIC, Madrid.
- Anderson T.L., McChesney F.S., 2003. Introduction: The economic approach to property rights. En: *Property rights: Cooperation, conflict and law* (Anderson T.L., McChesney F.S., eds). *Princeton University Press*, Princeton y Oxford, USA.
- Bengoechea A., Fuertes A.M., Saz S. del, 2001. Modelos empíricos de valoración contingente aplicados en el cálculo del valor de existencia de espacios naturales. *IV encuentro de economía aplicada*. Reus, Junio.
- Berrens R.P., Jenkins-Smith H., Bohara A., Silva C., 2002. Further investigation of voluntary contribution contingent valuation: fair share, time of contribution and respondent uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management* 44, 144-168.
- Boletín Oficial del Estado, 2003. *Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes*. BOE No. 280, 22/11/2003.
- Boletín Oficial del Estado, 2009. *Real Decreto. 30/2009, de 16 de enero*, por el que se establecen las condiciones sanitarias para la comercialización de setas para uso alimentario. BOE 20. Sec I, pp. 7861.
- Bonet J.A., González J.R., Martínez de Aragón J. 2013. "Mushroom production as an alternative for rural development in a forested mountainous area: A regional case study". *Journal of Mountain Science*. DOI: 10.1007/S11629-013-2877-0
- Bonet J.A., Palahí M., Colinas C., Pukkala T., Fischer C., Miina J., Martínez de Aragón J., 2010. Modelling the production and species richness of wild mushrooms in pine forest of the Central Pyrenees in northeastern Spain. *Canadian Journal Forest Research* 40, 347-356.

- Bonet J.A., Pukkala T., Fischer C., Palahí M., Martínez de Aragón J., Colinas C., 2008. Empirical models for predicting the production of wild mushrooms in Scots pine forests in the Central Pyrenees. *Annals of Forest Science* 65, 206-214.
- Bravo F., Bravo-Oviedo A., Díaz-Balteiro L., 2008. Carbon sequestration in Spanish Mediterranean forests under two management alternatives: A modeling approach. *European Journal of Forest Research*. 127, 225-234.
- Bravo F., Río M. del, Peso C. del, 2002. *El Inventario Forestal Nacional como elemento clave para la gestión forestal sostenible*. Fundación General de la Universidad de Valladolid. 191 pp. ISBN:84-600-9803-6
- Campos P., 2010. Renta total social y capital de un ecosistema natural. *Ambienta* 91, 45-54.
- Campos P., 2013a. Renta ambiental del monte. *VI Congreso Forestal Español*. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Vitoria. Disponible en <http://www.congresoforestal.es/actas/doc/6CFE/6CFE02-004.pdf>
- Campos P., 2013b. Las cosas no tienen valor por sí mismas, el valor se lo dan las personas. *Foresta* 58, 28-36. Especial 6.º Congreso Forestal Español. Disponible en [http://www.forestales.net/archivos/forestal/especial%206%20congreso%20forestal/Entrevista\\_Pablo-Campos-Palacin.pdf](http://www.forestales.net/archivos/forestal/especial%206%20congreso%20forestal/Entrevista_Pablo-Campos-Palacin.pdf)
- Campos P., Carrera M., 2007. Crítica de la exclusión del aprovechamiento de recursos naturales en los parques nacionales españoles. *Revista Principios. Revista de Economía Política* 8, 39-58.
- Caparrós A., Campos P., Oviedo J.L., Ovando P., Álvarez-Farizo B., Díaz-Balteiro L., Montero G., Carranza J., Beguería S., Díaz M., Herruzo C., Martínez-Peña F., Soliño M., Álvarez A., Martínez-Jauregui M., Pasalodos-Tato M., De Frutos P., Aldea J., Almazán E., Concepción E.D., Mesa B., Romero C., Serrano-Notivol R., Fernández C., Torres-Porras J., 2016. Renta total social y capital georreferenciados de los ecosistemas forestales de Andalucía. En: *Valoración de los servicios públicos y la renta total social de los sistemas forestales de Andalucía* (Campos P., Caparrós A., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 5. Memoria 5.4. Editorial CSIC, Madrid.
- Carranza J., Torres-Porras J., Seoane J.M., Fernández-Llario P., 2015. Gestión de las poblaciones cinegéticas de los sistemas forestales de Andalucía. En: *Poblaciones, demanda y economía de las especies cinegéticas en los montes de Andalucía* (Campos P., Martínez-Jauregui M., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 3. Memoria 3.1. Editorial CSIC, Madrid.
- Ceres, 2008. Consulta sobre aspectes relacionats amb la recollida de bolets en el marc de l'òmnibus Catalunya. *Gabinet Ceres*. 18pp.
- Chilton S.M., Hutchinson W.G., 2003. A Qualitative Examination of how Respondents in a Contingent Valuation Study Rationalise their WTP Responses to an Increase in the Quantity of Environmental Good. *Journal of Economic Psychology* 24, 65-75.
- Colinas C., Capdevila J., Oliach D., Fischer C.R., Bonet J.A., 2007. Mapa d'aptitud per al cultiu de la tòfona negra (*Tuber melanosporum* Vitt.) a Catalunya. Solsona. *Centre Tecnològic Forestal de Catalunya*.
- Díaz-Balteiro L., Álvarez A., Oria de Rueda J.A., 2003. Integración de la producción micológica en la gestión forestal. Aplicación al monte "Urcido" (Zamora). *Sistemas y Recursos Forestales* (12) 1, 5-19.
- Díaz M., Concepción E.D., Alonso C.L., 2015. Conservación de la biodiversidad en los sistemas forestales de Andalucía. En: *Biodiversidad, usos del agua forestal y recolección de setas silvestres en los sistemas forestales de Andalucía* (Campos P., Díaz M., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 2. Memoria 2.1. Editorial CSIC, Madrid.
- Edens B., Hein L., 2013. Towards a consistent approach for ecosystem accounting. *Ecological Economics* 90, 41-52.
- European Commission, 1994. *Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on Directions for the EU on Environmental Indicators and Green National Accounting* (COM (94) 670 final, 21.12.94).



- Fernández-Toirán L.M., Ágreda T., Olano J.M., 2006. Stand age and sampling year effect on the fungal fruitbody community in *Pinus pinaster* forests in Central Spain. *Canadian Journal of Botany*. 84(8), 1249-1258.
- Figuerola E., Sánchez J.M., Kunze N., Pardo C., 1999. Valor económico de la visibilidad en la región metropolitana. *Documento de trabajo*. Facultad de ciencias económicas y administrativas. Universidad de Chile. Santiago, octubre.
- Font Quer P. 1960. Los pueblos atlánticos y los hongos. *Anuario de Estudios Atlánticos*. Núm. 6, 211-217.
- Fortín J.A., Plenchette C., Piché Y., 2008. Les Mycorhizes. La nouvelle révolution verte. *Editions Multimondes*. 130 pp.
- Frutos P. de (coord), 2002. Anteproyecto de empresa de transformación, conservación y comercialización de setas y caza en el sur de la provincia de Soria (Proyecto Lactarius). Fundación SoriaActiva. *Documento de trabajo interno*. No publicado.
- Frutos P. de, 2010. Regulación de la recogida de setas silvestres comestibles y disposición a pagar por licencias de recolección: el caso de la provincia de Soria". *Spanish Journal of Rural Development* 1(3), 17-29
- Frutos P.de, Esteban F., 2009. Estimación de los beneficios generados por los parques y jardines urbanos a través del método de valoración contingente. *Urban Public Economics Review*, 10, 13-51.
- Frutos P. de, Martínez-Peña F., Esteban F., 2008. Propuesta de ordenación comercial de los aprovechamientos micológicos a través de lonjas agrarias: análisis económico y financiero para la provincia de Soria. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 217, 73-104.
- Frutos P., Martínez-Peña F., Esteban S., 2012. Edible wild mushroom tourism as a source of income and employment in rural areas. The case of Castilla y León. *Forest Systems*. 21.
- Frutos P., Martínez-Peña F., Ortega-Martínez P., Esteban F., 2009. Estimating the social benefits of recreacional harvesting of edible wild mushrooms using travel cost method. *Sistemas y Recursos Forestales* 18 (3), 235-246.
- García J.M., 2004. Los aprovechamientos micológicos en España. Régimen jurídico. *Ediciones Dykinson*. 214 pp.
- García M., Llopis M., 2010. Encuesta de los hábitos deportivos en España. *Centro de Investigaciones Sociológicas*. Gobierno de España. 270pp.
- García-Cid R., 2002. Estudio para la ordenación de recurso micológico en la comarca de pinares Soria-Burgos. *Proyecto Fin de Carrera E.U.II.AA. de Soria*. Universidad de Valladolid.
- Gómez M., Álvarez M., 2003. Modelización semiparamétrica de un ejercicio de valoración contingente con pregunta dicotómica. Aplicación de un algoritmo genético. *X encuentro de economía pública*. Santa Cruz de Tenerife, febrero.
- Hall I.R., Lyon A.J.E., Wang Y., Sinclair L., 1998. Ectomycorrhizal fungi with edible fruiting bodies. 2. *Boletus edulis*. *Econ Bot* 52, 44-56
- Hanemann M., 1984. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses. *American journal of agricultural economics* 66.
- Herruzo C., Martínez-Jauregui M., Torres A., Campos P., 2015. Renta y capital privados de la actividad cinegética en los cotos forestales de Andalucía. En: *Poblaciones, demanda y economía de las especies cinegéticas en los montes de Andalucía* (Campos P., Martínez-Jauregui M., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 3. Memoria 3.3. Editorial CSIC, Madrid.
- Hosford D., Pilz D., Molina R., Amaranthus M., 1997. *Ecology and Management of the Commercially Harvested American Matsutake Mushroom*. USDA, 68 pp.
- Imber D., 1991. A contingent valuation survey of the Kakadu conservation zone. *Australian government publishing service for the resource assessment commission*, Canberra.

- Johannesson M., Liljas B., Johansson P.O., 1998. An Experimental Comparison of Dichotomous Choice Contingent Valuation Question and Real Purchase Decision. *Applied Economics* 30, 643-647
- Junta de Andalucía, s.f. Sistema de Información de la Gestión de los Montes y sus Aprovechamientos (SIGMA), s.f. *Ventas y arrendamientos de productos y servicios en montes públicos*. Información proporcionada entre los años 1994 a 2010 por la Agencia de Medio Ambiente y Agua (AMaYA). Datos agregados disponibles en <http://www.juntadeandalucia.es/institutodeestadisticaycartografia/temas/subtema0102.html>
- Junta de Castilla y León, 2012. Informe sobre el control del aprovechamiento micológico en Castilla y León. Consejería de Fomento y Medio Ambiente/CESEFOR-Micosylva+. 4 pp.
- Kemp S., 2003. The Effect of Providing Misleading Cost Information on the Perceived Value of Government Services". *Journal of Economic Psychology* 24, 119-130.
- Kristöm B., 1997. Spike models in contingent valuation models. *American journal of agricultural economics* 79, 1013-1023.
- López M., Martínez-Peña F., Molina-Ibáñez M., Hernández A., Lucas J.A., 2005. Balance socioeconómico y funcional del primer año de aplicación de la experiencia piloto de regulación de la recolección de setas en montes de U.P. de la zona de pinares de Almazán (Soria). *Actas de IV Congreso Forestal Español*, Zaragoza.
- Martínez-Peña F., 2003. Producción y aprovechamiento de *Boletus edulis* Bull.Fr. En un bosque de *Pinus sylvestris* L. Bases para la ordenación y valoración económica del recurso micológico forestal. *Ediciones técnicas Junta de Castilla y León*. 130 pp.
- Martínez-Peña F., 2009. Producción de carpóforos macromicetes epígeos en masas ordenadas de *Pinus sylvestris* L. *Dissertation, ETSI Montes*. Universidad Politécnica de Madrid.
- Martínez-Peña F., Ágreda T., Águeda B., Ortega-Martínez P., Fernández-Toirán L.M., 2011. Edible sporocarp production by age class in a Scots pine stand in Northern Spain. *Mycorrhiza*.
- Martínez-Peña F., García R., 2003. Ordenación del recurso micológico en la comarca de Pinares de Soria-Burgos. *Actas del XII Congreso Forestal Mundial*. Québec. Canadá. Vol B. 319-320. ISBN: 2-923174-02-X.
- Martínez-Peña F., Giner-García M., Tejedor-Yagüe C., Campo-Machado J., Francés D., Muñoz E., 2003. Primeros resultados del estudio del aprovechamiento micológico a partir de encuestas en la zona MYAS (Soria): recolección, micoturismo y ordenación del recurso. *Actas del I Congreso Nacional de Micología Forestal Aplicada*. Soria.
- Martínez-Peña F., Gómez R., Ortega-Martínez P., Cabezón A., Francés D., Sevillano J.L. 2007. Micodata: "Sistema de información geográfica sobre la producción, aprovechamiento y ordenación del recurso micológico en Castilla y León". *Revista Montes* 89, 10-18.
- Martínez-Peña F., de-Miguel S., Pukkala T., Bonet J.A., Ortega-Martínez, P., Aldea, J., 2012. Yield models for ectomycorrhizal mushrooms in *Pinus sylvestris* forests with special focus on *Boletus edulis* and *Lactarius group deliciosus*. *Forest Ecology and Management*. 282, 63-69.
- Martínez-Peña F., Oria de Rueda J.A., Ágreda T., 2012. Manual para la gestión del recurso micológico forestal de Castilla y León. *Ediciones técnicas Junta de Castilla y León*. 453 pp.
- Martínez-Peña F., Rubio F., 2001. Estudio de la recolección de *Boletus edulis* Bull.: Fr. y *Boletus pinicola* (Vitt.) Venturi en la comarca de Pinares de Soria. *Actas del III Congreso Forestal Español*, Granada. Mesa 10. pp 834-840.
- Mcfadden D., 1973. Conditional logit analysis of qualitative choice behaviour. En: *Frontiers in econometrics* (Zarembka P.). Academic Press, New York, pp. 105-142.
- Micodata, 2005. Encuesta a la población recolectora de setas de Castilla y León. En: *Manual para la gestión del recurso micológico forestal en Castilla y León* (Martínez-Peña F., Oria de Rueda J.A., Ágreda T., 2011). Serie Técnica de La Junta de Castilla y León. 447 pp.

- Micodata, 2011. Estimación del valor económico generado por el recurso micológico en Castilla y León. *Cesefor-Junta de Castilla y León*. Doc. no publicado.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), Mapa Forestal de España (MFE50) [on line]. Disponible en [http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50\\_descargas\\_ccaa.aspx](http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50_descargas_ccaa.aspx) [11 diciembre, 2013].
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), Mapa de Subregiones Fitoclimáticas de España Peninsular y Balear [on line]. Disponible en [http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mapa\\_subregiones\\_fitoclim\\_descargas.aspx](http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mapa_subregiones_fitoclim_descargas.aspx) [11 diciembre, 2013].
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM), 2010. *Valoración de los activos naturales de España*. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM), 2012. *Tablas Resumen del IFN3: Propiedad forestal en el IFN3*. Disponible en [http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/tablas\\_resumen\\_IFN3.aspx](http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/tablas_resumen_IFN3.aspx)
- Montero G., Pasalodos-Tato M., López-Senespleda E., Ruiz-Peinado R., Bravo-Oviedo A., Madrigal G., Onrubia R., 2015. Modelos de selvicultura y producción de madera, frutos y fijación de carbono de los sistemas forestales de Andalucía. En: *Economía y selvicultura de los montes de Andalucía* (Campos P., Díaz-Balteiro L., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 1. Memoria 1.2. Editorial CSIC, Madrid.
- Montes C., Lomas P., 2010. La evaluación de los ecosistemas del milenio en España. *Am-bienta* 91, 56-75. Disponible en <http://www.revistaambienta.es/WebAmbienta/marm/Dinamicas/pdfs/versionpdf/Montes.pdf>
- Moreno B., Guirado J., 2004. Plan de Conservación y Uso Sostenible de. Setas y Trufas de Andalucía Plan CUSSTA. *Medioambiente* 46, 6-13.
- Moreno-Arroyo B. (coord), 2004. *Inventario Micológico Básico de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba. 678 pp.
- Moreno-Arroyo B., 2008. Libro rojo de los hongos silvestres amenazados de Andalucía. *Ministerio de Medio Ambiente*. 384 pp.
- Nape S., Frykblom P., Harrison G., Lesley J., 2002. Hypothetical Bias and Willingness to Accept. *Economics Letters* 1, 1-8.
- Neill H., Cummings R.G., Ganderton T., Harrison G.W., McGuckin T., 1994. Hypothetical Surveys and Real Economic Commitments. *Land Economics* 70, 145-154.
- NOAA, 1993. Natural resource damage assessments under the oil pollution act of 1990. *Federal register* 58 (10), 4601-4614.
- Oria de Rueda J.A., García C., Martín P., Martínez A., Olaizola J., De la Parra B., Fraile R., Álvarez M.A., 2007. Hongos y setas. Tesoro de nuestros montes. *Ediciones Cálamo*. 275 pp.
- Oria de Rueda J.A., De la Parra B., Olaizola J., Martín P., Martínez de Azagra A., Álvarez A., 2008. Selvicultura micológica. En: *Compendio de Selvicultura Aplicada* (Serrada R., Gregorio M., Reke J.A., coords). Ediciones técnicas del Instituto Nacional de Tecnología Agraria y Alimentaria. pp 834-857.
- Ortega-Martínez P., 2005. Diseño y análisis comparativo de métodos de estimación de la producción de carpóforos de hongos silvestres comestibles de interés comercial en bosques de la comarca de Pinares de Soria. *Proyecto Fin de Carrera*. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias (Palencia). Universidad de Valladolid.
- Ortega-Martínez P., Martínez-Peña F., 2008. A sampling method for estimating sporocarps production of wild edible mushrooms of social and economic interest. *Sistemas y Recursos Forestales* 17 (3), 228-237.
- Ovando P., Campos P., 2016. Renta y capital del gasto público en los sistemas forestales de Andalucía. En: *Valoración de los servicios públicos y la renta total social de los sistemas*

- forestales de Andalucía* (Campos P., Caparrós A., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 5. Memoria 5.3. Editorial CSIC, Madrid.
- Oviedo J.L., Campos P., Caparrós A., 2015. Valoración de servicios ambientales privados de propietarios de fincas agroforestales de Andalucía. En: *Renta total y capital de las fincas agroforestales de Andalucía* (Campos P., Ovando P., eds.). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 4. Memoria 4.1. Editorial CSIC, Madrid.
- Oviedo J.L., Álvarez-Farizo B., Caparrós A., Campos P., 2016. Valoración ambiental de servicios recreativos públicos de los sistemas forestales de Andalucía. En: *Valoración de los servicios públicos y la renta total social de los sistemas forestales de Andalucía* (Campos P., Caparrós A., eds). Memorias científicas de RECAMAN. Volumen 5. Memoria 5.1. Editorial CSIC, Madrid.
- Palahí M., Pukkala T., Bonet J.A., Colinas C., Fischer C., Martínez de Aragón J., 2009. Effect of the inclusion of mushrooms values on the optimal management of even-aged pine stands of Catalonia. *Forest science*. 55 (6), 503-511.
- Palm M., Chapela I.H., 1997. Mycology in sustainable development: expanding concepts, vanishing borders. *Parkway Publishers Inc. North Carolina*. 297 pp.
- Paradiso M., Trisorio A., 2001. The Effect of Knowledge on the Disparity between Hypotetical and Real Willingness to Pay. *Applied Economics* 33, 1359-1364.
- Picardo A., Martínez-Peña F., Lucas J.A., Blanco A.B., Aldea J., Ágreda T., 2011. Características del sistema de regulación Myas rc en la actualidad. En: *Manual para la gestión del recurso micológico forestal en Castilla y León* (Martínez-Peña F., Oria de Rueda J.A., Ágreda T.). Serie Técnica de La Junta de Castilla y León. 447 pp.
- Rondet J., Martínez-Peña F., 2009. Micosylva: Gestión selvícola de montes productores de hongos silvestres comestibles de interés socioeconómico como fuente de desarrollo rural. *Unión Europea*. INTERREG SOE1/P2/E069.
- Rondet J., Martínez-Peña F., 2011. MicosylvaPlus: La micoselvicultura y valorización de los hongos silvestres comestibles como garantes de la sostenibilidad y multifuncionalidad forestal. *Unión Europea*. INTERREG SOE3/P2/E533.
- Riera P., 1994. Manual de valoración contingente. *Instituto de estudios fiscales, Ministerio de Economía y Hacienda*. 112 pp.
- Starbuck C., Alexander S., Berrens R., Bohara A., 2004. Valuing special forest products harvesting: a two-step travel cost recreation demand analysis. *Journal of Forest Economy* 10, 37-53.
- Voces R., Díaz-Balteiro L., Alfranca O., 2012. Demand for wild edible mushrooms. The case of *Lactarius deliciosus* in Barcelona (Spain). *Journal of Forest Economics* 18, 47-60.
- Yuyin An M., 2000. A semiparametrical distribution for willingness to pay and statistical inference with dichotomous choice contingent valuation data". *American journal of agricultural economy*. 82, 487-500.

## **ANEJO 1**

### **Diseño de la encuesta a hogares para la valoración económica de la producción micológica de los montes de Andalucía**

Autores: Fernando Martínez-Peña<sup>1</sup>, Jorge Aldea<sup>1</sup>, Pablo de Frutos<sup>1</sup>,  
Pablo Campos<sup>2</sup> y Alejandro Caparrós<sup>2</sup>

Fundación CESEFOR<sup>1</sup> y  
Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)<sup>2</sup>

## APLICACIÓN EN ACCESS (PANTALLA INICIAL)

Buenos días/tardes, le llamamos desde el Consejo Superior de Investigaciones Científicas porque estamos realizando un estudio sobre la importancia de la recolección de setas en los montes andaluces.

Su teléfono ha salido elegido al azar. ¿Colaboraría con nosotros unos minutos contestando unas preguntas de forma anónima y sin compromiso?

*No → De acuerdo, disculpe las molestias, buenos días/tardes. (No colabora).*

*Si → De acuerdo, entonces comenzaremos.*

➤ *¿Suele ir a recoger setas silvestres comestibles en alguna época del año?*

*[0] NO De acuerdo, disculpe las molestias, buenos días /tardes.*

SIGUIENTE (Pasa a pantalla de datos de socioeconómicos).

*[1] SÍ De acuerdo, entonces comenzamos con la encuesta.*

SIGUIENTE (Pasa a pantalla de lista de especies).

➤ *¿Cómo puntuaría su recolección de setas en 2010 en relación a la media de otros años? Si cero fuese la peor de las situaciones y 10 el mejor de los años, puntúe de 0 a 10 \_\_\_\_\_.*

➤ *¿Podría decir qué especies de setas silvestres comestibles recolectó en 2010? (Recordar al entrevistado las épocas de recolección: primavera y otoño-invierno).*

Níscalo ( <i>Lactarius</i> grupo <i>deliciosus</i> )	[0] NO	[1] SÍ
Tentullo o Boletus ( <i>Boletus</i> grupo <i>edulis</i> )	[0] NO	[1] SÍ
Chantarela ( <i>Cantharellus</i> <i>cibarius</i> )	[0] NO	[1] SÍ
Gurumelo ( <i>Amanita</i> <i>ponderosa</i> )	[0] NO	[1] SÍ
Tana ( <i>Amanita</i> <i>caesarea</i> )	[0] NO	[1] SÍ
Criadillas de Tierra ( <i>Terfezia</i> spp.)	[0] NO	[1] SÍ
Faisan de jara ( <i>Leccinum</i> spp.)	[0] NO	[1] SÍ
Gallipierno ( <i>Macrolepiota</i> sp.)	[0] NO	[1] SÍ

Josefina o champiñón ( <i>Agaricus</i> sp.)	[0] NO	[1] SÍ
Seta de cardo ( <i>Pleurotus eryngii</i> )	[0] NO	[1] SÍ
Seta de chopo ( <i>Agrocybe cylindracea</i> )	[0] NO	[1] SÍ
Pie azul ( <i>Lepista nuda</i> , <i>L. personata</i> )	[0] NO	[1] SÍ
Cagarrias ( <i>Morchella</i> spp.)	[0] NO	[1] SÍ
Bonetes ( <i>Helvella</i> sp.)	[0] NO	[1] SÍ
Llanegas ( <i>Hygrophorus</i> sp.)	[0] NO	[1] SÍ
Carrerillas ( <i>Marasmius oreades</i> )	[0] NO	[1] SÍ
Otras _____	[0] NO	[1] SÍ

SIGUIENTE (La base de datos selecciona el formulario correspondiente a la especie X seleccionada siguiendo estos tres criterios a la vez: 1) que sea la que más síes cuantifique en el momento de la encuesta, 2) que no esté cerrada por haberse completado el número necesario de encuestas para su caracterización en cada estrato y 3) que sea recolectada por el encuestado).

*En relación a la especie X,*

- ¿El año pasado (2010) cuántos días aproximadamente salió a recolectar X?
- ¿Cuántas horas al día (de media) estuvo recolectando X?
- ¿Cuántos kilos de X recolectó cada día de media?
- Mientras recolectaba X el año pasado (2010), ¿Recolectó también otras especies al mismo tiempo?

[0] NO

[1] SÍ

- ¿Cuáles?
- Cuántos kilos de Y recolectó por día (además X)<sup>1</sup>.
- ¿De los kilos/día que recolectó de X el año pasado, aproximadamente ¿cuántos vendió? \_\_\_\_\_ kg<sup>2</sup>.
- ¿Por qué razón vendió? a) porque recolectó de más (b) porque recolectó para vender.
- ¿Recuerda el precio al que le pagaron el kilo de X el año pasado?

Calidad primera \_\_\_\_\_ €/kg

Resto \_\_\_\_\_ €/kg

<sup>1</sup> Se repite 8 para todas las especies que ha citado que recoge normalmente de forma simultánea a X.

<sup>2</sup> Si en la pre-encuesta hay pocas contestaciones se plantearán las siguientes opciones: a) ninguno, b) menos de la mitad, c) más de la mitad, d) todo o casi todo.



- *¿A quién vendió la mayor parte de su recolección? a) comprador ambulante, b) restaurante, c) almacén, d) empresa transformadora, e) lonja micológica f) otros \_\_\_\_\_*
- *¿Qué distancia media recorrió diariamente desde su lugar de residencia hasta llegar al sito de recolección de X (sólo ida)?*
- *Su recolección de X la vendió<sup>3</sup>: a) cerca del sitio de recolección o de camino a casa, b) en otro lugar; en ese caso ¿qué distancia adicional recorrió hasta llegar al punto de compraventa (sólo ida)? \_\_\_\_\_ km*
- *¿Realizó otros gastos, además del combustible, cuando salió a recolectar X?*  
     [0] NO  
     [1] SÍ
- *¿Qué tipo de gastos?<sup>4</sup>.*
- *¿Podría cuantificar en euros esos otros gastos por visita realizada (de media)? \_\_\_\_\_ €/visita.*
- *¿Con cuántas personas compartió gastos el año pasado (2009) en sus desplazamientos para recolectar X? \_\_\_\_\_ personas*
- *Suponga que por razones de gestión y conservación del recurso fuera necesario plantear el pago de un permiso para poder recolectar setas en los montes de Andalucía. ¿Estaría dispuesto a pagar alguna cantidad de dinero por temporada para poder recolectar? (Recuerde que este tipo de permisos de recolección ya existen en algunas zonas de España).*  
     [0] NO.  
     *¿Por qué razón? a) prefiero no pagar y no recolectar, b) la gestión y la conservación deberían financiarse mediante impuestos que ya pagamos, c) no creo que exista ninguna razón de gestión ni de conservación que justifique cobrar un permiso de recolección, d) otras razones, no sabe, no contesta.*  
     [1] SÍ.  
     *Dados sus ingresos y gastos, ¿estaría dispuesto a pagar un permiso anual de 5, 10, 30, 50, 70, 90 euros para llevar a cabo la misma actividad de recolección de setas que realiza habitualmente?*
- *SÍ. Si es lo mínimo que estaría dispuesto a pagar,*
- *¿Cuánto pagaría como máximo? \_\_\_\_\_ euros.*

<sup>3</sup> Sólo para recolectores que venden.

<sup>4</sup> En la encuesta piloto las preguntas 16 y 17 quedan abiertas. Posteriormente se decidirá.

- *NO. Me parece mucho, pagaría como máximo \_\_\_\_\_ euros.*
- *¿Considera necesario que la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía tome medidas con respecto a la regulación y ordenación del aprovechamiento micológico en la región?*

[0] *NO*

[1] *SÍ*

- *¿Considera positivo el Plan de Conservación y Uso Sostenible de Setas y Trufas de Andalucía (Plan CUSSTA) Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía destinado a garantizar la conservación y gestión sostenible del recurso micológico en la región?*

a) *SÍ*, b) *No*, c) *No lo conozco*, d) *otros \_\_\_\_\_*

SIGUIENTE (pasa a datos socioeconómicos<sup>5</sup>)

- *Año de nacimiento: \_\_\_\_\_*
- *Indique el número de personas (por categoría) que forman su grupo familiar (se entiende por grupo familiar todas las personas que dependen directamente de la economía de su familia):*

**Cónyuge o pareja:** \_\_\_\_\_

**Hijos/as:** \_\_\_\_\_

**Padres y/o madres:** \_\_\_\_\_

**Otros familiares:** \_\_\_\_\_

**TOTAL:** \_\_\_\_\_ (calcula automático)

- *Nivel de estudios:*

☐ *sin estudios*

☐ *primaria incompleta*

☐ *primaria completa o E.G.B.*

☐ *eso / fp primer grado / ciclo formativo grado medio*

☐ *bachillerato / bup y cou / fp segundo grado / ciclo formativo grado superior*

☐ *diplomado, arquitecto o ingeniero técnico*

☐ *licenciado, arquitecto o ingeniero*

☐ *doctor o posgrado*

☐ *otros (especificar: \_\_\_\_\_)*

<sup>5</sup> Estas preguntas son comunes con los de la encuesta a hogares detallada en el informe de la tarea C05.

➤ *Situación laboral actual:*

- ☐ *Empleado por cuenta ajena*
- ☐ *Trabajador por cuenta propia*
- ☐ *Desempleado*
- ☐ *Jubilado o jubilación anticipada*
- ☐ *Incapacitado permanente para trabajar*
- ☐ *Estudiante, escolar o en formación*
- ☐ *Dedicado a labores del hogar*
- ☐ *Otra clase de inactividad económica*

➤ *Señale en el intervalo donde se sitúan los ingresos netos (después de pagar impuestos) mensuales de su grupo familiar?*

	<i>Por debajo de 600 euros</i>
	<b><i>Entre 601 euros y 1.200 euros</i></b>
	<i>Entre 1.201 euros y 1.800 euros</i>
	<b><i>Entre 1.801 euros y 2.400 euros</i></b>
	<i>Entre 2.401 euros y 3.000 euros</i>
	<b><i>Entre 3.001 euros y 3.600 euros</i></b>
	<i>Entre 3.601 euros y 4.200 euros</i>
	<b><i>Por encima de 4.201 euros</i></b>

SIGUIENTE pasa a datos de control (a rellenar por el encuestador).

- Sexo. Aparecerán las opciones en el formulario (M/F).
- Duración de la llamada.
- Grado de entendimiento del entrevistado.
- Actitud del entrevistado.

FINALIZAR

## **ANEJO 2**

### **Estructura de la encuesta micológica a la propiedad de las fincas de estudio de caso del proyecto RECAMAN**

Autores: Fernando Martínez-Peña, Jorge Aldea y Pablo de Frutos

Fundación CESEFOR

## **LA IMPORTANCIA DE LOS HONGOS SILVESTRES COMESTIBLES EN LOS MONTES DE ANDALUCÍA**

*Nombre de la finca:*

*Identificación de la finca (según proyecto RECAMAN):*

*Provincia:*

*Término municipal:*

*Nombre de la propiedad:*

*La finalidad de este cuestionario es dar a conocer el estado en el que se desarrolla la gestión y aprovechamiento del recurso micológico en cada una de las fincas preseleccionadas en el proyecto RECAMAN. Por otra parte se insta a detallar con detenimiento las especies micológicas que son objeto de recolección en la finca (en caso de que ésta existiera). Marque la respuesta correcta y responda a las siguientes preguntas con detenimiento:*

➤ *¿Se basa la gestión de la finca en un Proyecto de Ordenación Forestal?*

SÍ      NO

➤ *¿Existe un Plan de Ordenación específica para el aprovechamiento del recurso micológico?*

SÍ      NO

➤ *¿Hay aprovechamiento (recolección de hongos) en la finca?*

SÍ      NO (pasa a la pregunta 9)

- *¿Percibe la propiedad algún tipo de compensación económica? ¿De qué cantidad se trata?*

SÍ              NO

Cantidad (€):

- *En caso de ser negativa la anterior respuesta. ¿Cree que debería invertir en dicha gestión para evitar la pérdida de producción de hongos en un futuro, o bien para recibir una compensación económica por su aprovechamiento (recolección)?*

SÍ              NO

- *¿Qué modalidad de aprovechamiento se sigue? Marque el que se está desarrollando en la actualidad.*

☐ Se permite la recolección libre.

☐ Se consiente tácticamente la recogida consuetudinaria o episódica (como por ejemplo fijando las cantidades máximas recolectables por persona y día).

☐ La recogida de hongos se somete a la obtención de la autorización de la propiedad.

☐ Se prohíbe la recogida de hongos dentro de la finca.

☐ Se ha cedido el aprovechamiento micológico a un adjudicatario.

☐ Otro. (Especifique cuál) \_\_\_\_\_.

- *¿Considera usted que el aprovechamiento actual de setas se desarrolla según unas buenas prácticas de recolección (uso de cesta, respeto del tamaño mínimo, respeto por las especies no comestibles, etc.)?*

SÍ              NO

- *De la totalidad de recolectores que campean por la finca ¿podría dar una proporción (aproximada) de los recolectores que son foráneos (residentes en otra Comunidad Autónoma)? ¿Sería capaz de enumerar por orden de importancia el origen de esos recolectores foráneos?*

- *¿Podría enumerar las especies de hongos o setas silvestres comestibles más importantes que se producen en su finca? En cada una de ellas ¿Podría decir en qué mes del año cree que hay más producción y en qué formación vegetal las encuentra?*

<i>Especie (nombre vulgar)</i>	<i>Especie (nombre científico)</i>	<i>Mes/es de mayor producción</i>	<i>Formación vegetal en la que se encuentra de forma más abundante</i>	<i>Otras formaciones vegetales en las que se puede divisar</i>

➤ *De las especies citadas anteriormente. ¿Cuáles son las tres especies de hongos más importantes (se producen o recolectan en mayor cuantía)?*



