

Revista de Investigación Económica y Social de Castilla y León

Sumario

Trabajos seleccionados en
el Premio de Investigación
del Consejo Económico y Social
de Castilla y León

Edición 2008

Trabajo Premiado

Estimación de los beneficios de los ecosistemas
forestales regionales para los habitantes de
la Comunidad Autónoma de Castilla y León

Pablo de Frutos Madrazo

Accésit

Principales líneas programáticas y normativas diseñadas
en la Comunidad Autónoma de Castilla y León para
la tutela de las situaciones de monoparentalidad

Beatriz Agra Viforcós

Comunidad de Castilla y León



Consejo Económico y Social

Edición electrónica disponible en Internet:
www.cescyl.es/publicaciones/revista.php

La responsabilidad de las opiniones expresadas en las publicaciones editadas dentro de la Revista de Investigación Económica y Social de Castilla y León, incumbe exclusivamente a sus autores y su publicación no significa que el Consejo se identifique con las mismas.

La reproducción de esta publicación está permitida citando su procedencia.

© CONSEJO ECONÓMICO Y SOCIAL DE LA COMUNIDAD DE CASTILLA Y LEÓN

Edita: Consejo Económico y Social de Castilla y León
C/ Duque de la Victoria, 8. 3ª y 4ª planta. 47001 Valladolid. España
Tel. 983 394 200 - Fax 983 396 538
cescyl@cescyl.es; www.cescyl.es

Números del año: Monográfico anual

ISSN: 1575-5835

Depósito Legal: VA-1.121/2008

Diseño y Maquetación: dDC, Diseño y Comunicación

COMPOSICIÓN DEL PLENO DEL CONSEJO ECONÓMICO Y SOCIAL

A 6 DE OCTUBRE DE 2008

Presidente: D. José Luis Díez Hoces de la Guardia

Vicepresidentes: D. Ángel Hernández Lorenzo. *Grupo Sindical*

D. Jesús María Terciado Valls. *Grupo Empresarial*

Secretario General: D. José Carlos Rodríguez Fernández

Consejeros Titulares

GRUPO I. ORGANIZACIONES SINDICALES MÁS REPRESENTATIVAS

• Unión General de Trabajadores. UGT

D.^a Luz Blanca Cosío Almeida
D. Óscar Mario Lobo San Juan
D. Manuel López García
D. Agustín Prieto González
D.^a Concepción Ramos Bayón
D. Regino Sánchez Gonzalo

• Comisiones Obreras de Castilla y León. CCOO

D. Vicente Andrés Granado
D. Saturnino Fernández de Pedro
D.^a Bernarda García Córcoba
D. Ángel Hernández Lorenzo
D. Esteban Riera González
D.^a Ana M.^a Vallejo Cimarra

GRUPO II. ORGANIZACIONES EMPRESARIALES MÁS REPRESENTATIVAS

• Confederación de Organizaciones Empresariales de Castilla y León. CECALE

D. Roberto Alonso García
D. Santiago Aparicio Jiménez
D. Avelino Fernández Fernández
D. Héctor García Arias
D. Ángel Herrero Magarzo
D. Juan Antonio Martín Mesonero
D. Pedro Palomo Hernangómez
D. Antonio Primo Sáiz
D. Manuel Soler Martínez
D. Roberto Suárez García
D. Ignacio Tejera Montaño
D. Jesús María Terciado Valls

GRUPO III

• Expertos designados por la Junta de Castilla y León

D. Francisco Albarrán Losada
D. José Luis Díez Hoces de la Guardia
D. Juan Carlos Gamazo Chillón
D. José Largo Cabrerizo
D. Gonzalo Merino Hernández
D.^a Asunción Orden Recio

• Organizaciones Profesionales Agrarias

- Asociación Agraria de Jóvenes Agricultores
de Castilla y León. ASAJA

D. Donaciano Dujo Caminero
D. José María Llorente Ayuso

- Unión de Campesinos de Castilla y León. UCCL

D. José Manuel de las Heras Cabañas

- Unión de Pequeños Agricultores
de Castilla y León. UPA

D. Julio López Alonso

• Asociaciones o Federaciones de Asociaciones de Consumidores de Ámbito Regional

- Unión de Consumidores de Castilla y León. UCE

D. Prudencio Prieto Cardo

• Cooperativas y Sociedades Laborales

- Unión Regional de Cooperativas Agrarias de Castilla y León.
URCAyL

D. Lucas Ferreras Zamora

Consejeros Suplentes

GRUPO I. ORGANIZACIONES SINDICALES MÁS REPRESENTATIVAS

• Unión General de Trabajadores. UGT

D. Miguel Álvarez García
D. Modesto Chantre Pérez
D.^a M.^a Luz Fernández García
D.^a Francisca Ortega Lorenzo
D. Roberto Rabadán Rodríguez
D. Pablo Zalama Torres

• Comisiones Obreras de Castilla y León. CCOO

D.^a Elsa Caballero Sancho
D. Luis Miguel Gómez Miguel
D.^a Montserrat Herranz Sáez
D. Carlos Julio López Inclán
D.^a Yolanda Rodríguez Valentín
D.^a Beatriz Sanz Parra

GRUPO II. ORGANIZACIONES EMPRESARIALES MÁS REPRESENTATIVAS

• Confederación de Organizaciones Empresariales de Castilla y León. CECALE

D.^a Sofía Andrés Merchán
D. Bernabé Cascón Nogales
D. Luis de Luis Alfageme
D.^a M.^a Ángeles Fernández Vicente
D. Carlos Galindo Martín
D.^a Sonia González Romo
D.^a Mercedes Lozano Salazar
D.^a Sonia Martínez Fontano
D. José Antonio Sancha Martín
D. Félix Sanz Esteban
D. José Luis de Vicente Huerta
D. Jaime Villagrà Herrero

GRUPO III

• Expertos designados por la Junta de Castilla y León

D. Carlos Manuel García Carbayo
D.^a M.^a del Rosario García Pascual
D. José Carlos Jiménez Hernández
D. Modesto Martín Cebrián
D.^a M.^a Jesús Maté García
D. Joaquín Rubio Agenjo

• Organizaciones Profesionales Agrarias

- Asociación Agraria de Jóvenes Agricultores
de Castilla y León. ASAJA

D. Lino Rodríguez Velasco
D.^a Nuria Ruiz Corral

- Unión de Campesinos de Castilla y León. UCCL

D. José Ignacio Falces Yoldi

- Unión de Pequeños Agricultores
de Castilla y León. UPA

D.^a M.^a Luisa Pérez San Gerardo

• Asociaciones o Federaciones de Asociaciones de Consumidores de Ámbito Regional

- Unión de Consumidores de Castilla y León. UCE

D.^a Dolores Vázquez Manzano

• Cooperativas y Sociedades Laborales

- Asociación de Empresas de Trabajo Asociado.
Sociedades Laborales de Castilla y León. AEMTA

D. Jesús de Castro Córdova

COMPOSICIÓN DE LAS COMISIONES DEL CES

A 6 DE OCTUBRE DE 2008

COMISIÓN PERMANENTE

| | | |
|---------------------------|---|---|
| Presidente | D. José Luis Díez Hoces de la Guardia | EXPERTOS |
| Vicepresidentes | D. Ángel Hernández Lorenzo D. Jesús María Terciado Valls | CCOO CECALE |
| Consejeros | D. Lucas Ferreras Zamora D. Juan Carlos Gamazo Chillón D. Héctor García Arias D. Óscar Mario Lobo San Juan D. Agustín Prieto González D. Roberto Suárez García | URCACYL EXPERTOS CECALE UGT UGT CECALE |
| Secretario General | D. José Carlos Rodríguez Fernández | |

COMISIONES DE TRABAJO

I. DESARROLLO REGIONAL

Presidente

D. Ángel Herrero Magarzo. CECALE

Vicepresidente

D. Manuel Soler Martínez. CECALE

Consejeros

D. Roberto Alonso García. CECALE

D. Donaciano Dujó Caminero. ASAJA

D. Saturnino Fernández de Pedro. CCOO

D. José Largo Cabrerizo. EXPERTOS

D. Julio López Alonso. UPA

D. Manuel López García. UGT

D.^a Ana M.^a Vallejo Cimarra. CCOO

Secretaria

(por delegación del Secretario General)

D.^a Cristina García Palazuelos.

CES de Castilla y León

II. ÁREA SOCIAL

Presidenta

D.^a Concepción Ramos Bayón. UGT

Vicepresidente

D. Regino Sánchez Gonzalo. UGT

Consejeros

D. Santiago Aparicio Jiménez. CECALE

D. J. Manuel de las Heras Cabañas. UCCL

D.^a Bernarda García Corcoba. CCOO

D. José M.^a Llorente Ayuso. ASAJA

D. Gonzalo Merino Hernández. EXPERTOS

D. Antonio Primo Sáiz. CECALE

D. Ignacio Tejera Montaña. CECALE

Secretaria

(por delegación del Secretario General)

D.^a Beatriz Rosillo Niño.

CES de Castilla y León

III. INVERSIONES E INFRAESTRUCTURAS

Presidenta

D.^a Asunción Orden Recio. EXPERTOS

Vicepresidente

D. Francisco Albarrán Losada. EXPERTOS

Consejeros

D. Vicente Andrés Granada. CCOO

D.^a Luz Blanca Cosío Almeida. UGT

D. Avelino Fernández Fernández. CECALE

D. Juan Antonio Martín Mesonero. CECALE

D. Pedro Palomo Hernangómez. CECALE

D. Prudencio Prieto Cardo. UCE

D. Esteban Riera González. CCOO

Secretaria

(por delegación del Secretario General)

D.^a Susana García Chamorro.

CES de Castilla y León

IV. COMISIÓN ESPECÍFICA PARA LA ELABORACIÓN DEL IIP SOBRE EXPECTATIVAS DEL SECTOR DE LA BIOENERGÍA EN CASTILLA Y LEÓN

Presidente

D. Lucas Ferreras Zamora. URCACYL

Vicepresidente

D. Antonio Primo Sáiz. CECALE

Consejeros

D. Donaciano Dujó Caminero. ASAJA

D. J. Manuel de las Heras Cabañas. UCCL

D.^a Montserrat Herranz Sáez. CCOO

D. Julio López Alonso. UPA

D.^a Sonia Martínez Fontano. CECALE

D.^a Asunción Orden Recio. EXPERTOS

D.^a Francisca Ortega Lorenzo. UGT

D. Prudencio Prieto Cardo. UCE

Secretario

(por delegación del Secretario General)

D. Francisco Manuel Díaz Juan. CES de Castilla y León



CONSEJO ECONÓMICO Y SOCIAL

COMUNIDAD DE CASTILLA Y LEÓN

ÚLTIMAS PUBLICACIONES

Informes anuales

- Situación Económica y Social de Castilla y León en 2003
- Situación Económica y Social de Castilla y León en 2004
- Situación Económica y Social de Castilla y León en 2005
- Situación Económica y Social de Castilla y León en 2006
- Situación Económica y Social de Castilla y León en 2007

Informes a Iniciativa Propia del CES

- IIP 1/03** El Empleo de los Jóvenes en Castilla y León
- IIP 2/03** Repercusiones y Expectativas Económicas generadas por la Ampliación de la UE en los Sectores Productivos de Castilla y León
- IIP 3/03** Investigación, Desarrollo e Innovación en Castilla y León
- IIP 1/04** Las Mujeres en el Medio Rural en Castilla y León
- IIP 2/04** Crecimiento Económico e Inclusión Social en Castilla y León
- IIP 1/05** Las Empresas Participadas por Capital Extranjero en Castilla y León
- IIP 2/05** La Situación de los Nuevos Yacimientos de Empleo en Castilla y León
- IIP 1/06** La Inmigración en Castilla y León tras los procesos de regularización: aspectos poblacionales y jurídicos
- IIP 2/06** La Evolución de la Financiación Autonómica y sus repercusiones para la Comunidad de Castilla y León
- IIP 3/06** La Cobertura de la Protección por Desempleo en Castilla y León
- IIP 4/06** La Gripe Aviar y su Repercusión en Castilla y León
- IIP 1/07** Incidencia y Expectativas Económicas para los Sectores Productivos de Castilla y León generadas por "la Ampliación a 27" y "el Programa de Perspectivas Financieras 2007-2013" de la Unión Europea
- IIP 2/07** La Conciliación de la vida personal, laboral y familiar en Castilla y León
- IIP 1/08** La Relevancia de los Medios de Comunicación en Castilla y León

Colección de Estudios

- N.º 6** Aspectos Comerciales de los Productos Agroalimentarios de Calidad en Castilla y León
- N.º 7** El sector de Automoción en Castilla y León. Componentes e Industria Auxiliar
- N.º 8** Aplicación del Protocolo de Kioto para Castilla y León
- N.º 9** Desarrollo Agroindustrial de Biocombustibles en Castilla y León
- N.º 10** Satisfacción de los ciudadanos con el servicio de las Administraciones Públicas

Revista de Investigación Económica y Social

- N.º 6** Premio de Investigación 2003
Valoración económica de bienes públicos en relación al patrimonio cultural de Castilla y León. Propuesta metodológica y aplicación empírica
- N.º 7** Premio de Investigación 2004
Perfil económico y financiero de los cuidados de larga duración. Análisis de la situación en Castilla y León
Este número también publica el accésit y un trabajo seleccionado
- N.º 8** Premio de Investigación 2005
Participación y representación de los trabajadores en materia de prevención de riesgos laborales. Especial referencia a las previsiones al respecto contenidas en los convenios colectivos de Castilla y León
Este número también publica el accésit y un trabajo seleccionado
- N.º 9** Premio de Investigación 2006
Las disparidades territoriales en Castilla y León: Estudio de la convergencia económica a nivel municipal
Este número también publica el trabajo seleccionado
- N.º 10** Premio de Investigación 2007
Las Universidades de Castilla y León ante el Reto del Espacio Europeo de Educación Superior. Un Análisis de su Competitividad y Eficiencia
Este número también publica el accésit
- N.º 11** Premio de Investigación 2008
Estimación de los beneficios de los ecosistemas forestales regionales para los habitantes de la Comunidad Autónoma de Castilla y León
Este número también publica el accésit

Memorias anuales de Actividades

Memoria de Actividades 2003
Memoria de Actividades 2004
Memoria de Actividades 2005
Memoria de Actividades 2006
Memoria de Actividades 2007

PRÓXIMAS PUBLICACIONES

Informes anuales

Situación Económica y Social de Castilla y León en 2008

Informes a Iniciativa Propia del CES

- Repercusiones económicas y sociales en el área transfronteriza entre Castilla y León y Portugal
- Expectativas del sector de la bioenergía en Castilla y León
- El régimen impositivo al que están sometidas las empresas de Castilla y León y su relación con el de otras Comunidades Autónomas
- Perspectivas de envejecimiento activo en Castilla y León

Colección de Estudios

- N.º 11** EL IRPF en Castilla y León desde la perspectiva de género
Convocado en BOCyL n.º 231, de 28-11-2007

Memorias anuales de Actividades

Memoria de Actividades 2008

Premio de Investigación del Consejo Económico y Social de Castilla y León

Edición 2008

JURADO

D. JOSÉ LUIS DíEZ HOCES DE LA GUARDIA
PRESIDENTE DEL CONSEJO ECONÓMICO Y SOCIAL
DE CASTILLA Y LEÓN

D. ÁNGEL HERNÁNDEZ LORENZO
VICEPRESIDENTE SINDICAL DEL CONSEJO ECONÓMICO Y SOCIAL

D. JESÚS M.^a TERCIADO VALLS
VICEPRESIDENTE EMPRESARIAL DEL CONSEJO ECONÓMICO
Y SOCIAL

D. JOSÉ CARLOS RODRÍGUEZ FERNÁNDEZ
SECRETARIO GENERAL DEL CONSEJO ECONÓMICO Y SOCIAL

D. ALEJANDRO MENÉNDEZ MORENO
CATEDRÁTICO DE DERECHO FINANCIERO Y TRIBUTARIO
EN LA FACULTAD DE DERECHO DE LA UNIVERSIDAD
DE VALLADOLID

D. JOSÉ LUIS ROJO GARCÍA
CATEDRÁTICO DE ECONOMÍA APLICADA EN LA FACULTAD
DE CIENCIAS ECONÓMICAS Y EMPRESARIALES DE
LA UNIVERSIDAD DE VALLADOLID

D. LUIS CÉSAR HERRERO PRIETO
CATEDRÁTICO DE ECONOMÍA APLICADA EN
LA ESCUELA UNIVERSITARIA DE ESTUDIOS EMPRESARIALES
DE LA UNIVERSIDAD DE VALLADOLID

D. JUAN HERNANGÓMEZ BARAHONA
CATEDRÁTICO DE ORGANIZACIÓN DE EMPRESAS EN
LA FACULTAD DE CIENCIAS ECONÓMICAS Y EMPRESARIALES
DE LA UNIVERSIDAD DE VALLADOLID



ÍNDICE GENERAL

Pág. 13 **1^{ER} PREMIO**

ESTIMACIÓN DE LOS BENEFICIOS DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES REGIONALES PARA LOS HABITANTES DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE CASTILLA Y LEÓN

Los ecosistemas forestales generan todo tipo de beneficios para los ciudadanos. Los bienes y servicios de los que nos proveen van mucho más allá de los aprovechamientos maderables, siendo además de muy difícil cuantificación, ya que la gran mayoría no pasan directamente por el mercado. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo de investigación es estimar todos esos valores, directos e indirectos, generados por las masas forestales regionales para los habitantes de la comunidad autónoma de Castilla y León. La metodología utilizada ha sido la denominada técnica de transferencia de beneficios ambientales (Benefit Transfer), la cual permite transferir valores de atributos ambientales calculados con técnicas de valoración del medio ambiente en otros lugares a la zona objeto de estudio. La principal conclusión obtenida es que nuestras masas boscosas generarían algo más de 1.000 millones de euros netos anuales, unos 500 euros en términos per cápita, donde cada hectárea adicional de bosque reportaría unos 365 euros cada año.

Pág. 135 **ACCÉSIT**

PRINCIPALES LÍNEAS PROGRAMÁTICAS Y NORMATIVAS DISEÑADAS EN LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE CASTILLA Y LEÓN PARA LA TUTELA DE LAS SITUACIONES DE MONOPARENTALIDAD

En España las políticas de protección a la familia resultan claramente insuficientes, aunque la acción de algunas Comunidades Autónomas, entre ellas Castilla y León, invita a un mayor optimismo.

Sin embargo, en la tutela de la monoparental todavía queda mucho por hacer, pues las actuaciones son meramente puntuales y asistemáticas.

Los avances existen, pero con importantes carencias en diferentes ámbitos: la asistencia económica directa o indirecta continúa siendo escasa y lastra las posibilidades de futuro de los menores; el problema se agrava por la precariedad laboral, que afecta a todos los aspectos de la vida, pero especialmente el acceso a bienes costosos como la vivienda; las dificultades de conciliación de trabajo y familia son obstáculos prácticamente insalvables para el progenitor en solitario y su superación exige una mayor sensibilidad de Administración y empresarios.

Es urgente una intervención pública que mejore el bajo nivel de prestaciones y servicios destinados a la familia, lo cual beneficiará en especial a las más vulnerables. También una específicamente dirigida a la monoparentalidad, para que el término deje de asociarse a pobreza y exclusión social.

1^{er} Premio

**ESTIMACIÓN DE LOS BENEFICIOS
DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES
REGIONALES PARA LOS HABITANTES
DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA
DE CASTILLA Y LEÓN**

Pablo de Frutos Madrazo

*Profesor Titular de Escuela Universitaria
Departamento de Economía Aplicada de la UVA
E.U. de Ciencias Empresariales y del Trabajo de Soria*



1^{er} Premio

Estimación de los beneficios de los ecosistemas forestales regionales para los habitantes de la Comunidad Autónoma de Castilla y León

RESUMEN Los ecosistemas forestales generan todo tipo de beneficios para los ciudadanos. Los bienes y servicios de los que nos proveen van mucho más allá de los aprovechamientos maderables, siendo además de muy difícil cuantificación, ya que la gran mayoría no pasan directamente por el mercado. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo de investigación es estimar todos esos valores, directos e indirectos, generados por las masas forestales regionales para los habitantes de la comunidad autónoma de Castilla y León. La metodología utilizada ha sido la denominada técnica de transferencia de beneficios ambientales (Benefit Transfer), la cual permite transferir valores de atributos ambientales calculados con técnicas de valoración del medio ambiente en otros lugares a la zona objeto de estudio. La principal conclusión obtenida es que nuestras masas boscosas generarían algo más de 1.000 millones de euros netos anuales, unos 500 euros en términos per cápita, donde cada hectárea adicional de bosque reportaría unos 365 euros cada año.

Palabras clave: Beneficios de los bosques, técnicas de valoración ambiental, transferencia de beneficios ambientales.

ABSTRACT *The forest ecosystems generate all type of benefits for the citizens. The goods and services provided are more important than wooden products, being in addition of difficult quantification because much of them are out of markets. Therefore, the objective of the present investigation is to estimate all values, direct and indirect, generated by the regional forests for the inhabitants of Castilla y Leon. The methodology selected has been the Benefit Transfer approach, which allows to transfer values of environmental attributes calculated with techniques of valuation of the environment on other places (study site) to the zone study (policy site). The main conclusion is that our wooded masses would generate more than 1.000 million of net euros per year, about 500 euros per capita, where each additional hectare of forest would report about 365 euros every year.*

Keywords: *Forest benefits, environmental valuation methodologies, benefit transfer.*

ÍNDICE

| | |
|--|-----------|
| INTRODUCCIÓN | 21 |
| 1. Los ecosistemas forestales de Castilla y León | 25 |
| 1.1 Características generales | 25 |
| 1.2 Análisis por especies | 25 |
| 1.3 Análisis provincial | 27 |
| 1.4 Estructura de la propiedad forestal | 28 |
| 1.5 Espacios naturales | 29 |
| 2. Técnicas de valoración económica del medio ambiente | 31 |
| 2.1 Fundamentos microeconómicos de la valoración ambiental | 31 |
| 2.2 Técnicas de valoración económica del medio ambiente | 38 |
| 2.2.1 <i>Métodos de valoración indirectos</i> | 38 |
| 2.2.1.1 El método de los precios hedónicos | 38 |
| 2.2.1.2 El método del coste del viaje | 42 |
| 2.2.1.3 Métodos basados en las funciones de producción | 45 |
| 2.2.2 <i>Métodos de valoración directos</i> | 47 |
| 2.2.2.1 El Método de valoración contingente | 47 |
| 2.2.2.2 Modelos de elección | 50 |
| 3. La transferencia de valores ambientales | 53 |
| 3.1 El estado de la cuestión | 53 |
| 3.2 El Meta-análisis como alternativa | 54 |
| 3.3 Problemas prácticos en la transferencia de valores ambientales .. | 55 |
| 3.4 Hacia un protocolo de buenas prácticas | 57 |
| 3.4.1 <i>Definición de los bienes y servicios ambientales</i> | 57 |
| 3.4.2 <i>Identificación de los beneficiarios</i> | 57 |
| 3.4.3 <i>Identificación de los valores para cada grupo</i> | 57 |
| 3.4.4 <i>Decidir la forma en la que se van a calcular los beneficios</i> | 58 |
| 3.4.5 <i>Selección de estudios</i> | 58 |
| 3.4.6 <i>Corregir los efectos sobre las valoraciones de la aproximación metodológica</i> | 59 |
| 3.4.7 <i>Ajustar los valores en el proceso de agregación</i> | 59 |

| | |
|---|-----|
| 4. Estimación de los beneficios de los ecosistemas forestales de Castilla y León | .61 |
| 4.1 El objeto de la valoración | .61 |
| 4.1.1 <i>Distinciones terminológicas</i> | .61 |
| 4.1.2 <i>Identificación de las funciones del bosque</i> | .62 |
| 4.1.2.1 Funciones genéticas | .62 |
| 4.1.2.2 Funciones acuíferas | .63 |
| 4.1.2.3 Funciones edáficas | .64 |
| 4.1.2.4 Funciones productivas | .65 |
| 4.1.2.5 Funciones recreativas | .65 |
| 4.1.2.6 Funciones climáticas | .66 |
| 4.1.2.7 Funciones científicas y educativas | .66 |
| 4.1.2.8 Funciones históricas | .67 |
| 4.1.2.9 Funciones generales | .67 |
| 4.1.2.10 Otras funciones | .67 |
| 4.1.3 <i>De funciones a bienes y servicios ambientales: dimensiones de valor</i> | .68 |
| 4.2 Identificación de los beneficiarios y de las medidas de excedente | .75 |
| 4.3 Selección de las técnicas de valoración | .77 |
| 4.4 Estimación y transferencia de beneficios | .79 |
| 4.4.1 <i>Valores extractivos directos</i> | .79 |
| 4.4.1.1 Datos y métodos | .79 |
| 4.4.1.2 Estimación/Transferencia de la medida individual | .81 |
| 4.4.2 <i>Valores extractivos indirectos</i> | .83 |
| 4.4.2.1 Datos y métodos | .83 |
| 4.4.2.2 Estimación/Transferencia de la medida individual | .85 |
| 4.4.3 <i>Valores no extractivos directos</i> | .86 |
| 4.4.3.1 Datos y métodos | .86 |
| 4.4.3.2 Estimación/Transferencia de la medida individual | .88 |
| 4.4.4 <i>Valores no extractivos indirectos</i> | .90 |
| 4.4.4.1 Datos y métodos | .90 |
| 4.4.4.2 Estimación/Transferencia de la medida individual | .91 |
| 4.4.5 <i>Valores de opción</i> | .93 |
| 4.4.5.1 Datos y métodos | .93 |
| 4.4.5.2 Estimación/Transferencia de la medida individual | .93 |
| 4.4.6 <i>Valores de existencia</i> | .93 |
| 4.4.6.1 Datos y métodos | .93 |
| 4.4.6.2 Estimación/Transferencia de la medida individual | .94 |
| 4.5 Agregación de valores | .94 |
| 4.5.1 <i>Interpretación general de los valores agregados</i> | .95 |
| 4.5.2 <i>Interpretación de los valores extractivos directos agregados</i> | .97 |
| 4.5.3 <i>Interpretación de los valores extractivos indirectos agregados</i> | .98 |



| | |
|---|-----|
| 4.5.4 Interpretación de los valores no extractivos directos agregados | 100 |
| 4.5.5 Interpretación de los valores no extractivos indirectos agregados | 101 |
| CONCLUSIONES | 105 |
| REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 111 |
| ANEXOS | 123 |
| Anexo 1. Cuenta de renta del sector forestal. Promedio 2005-06 | 123 |
| Anexo 2. Estimación por MCO del modelo de demanda de pesca recreativa | 127 |
| Anexo 3. Estimación logística binaria del modelo de caza recreativa | 129 |
| ÍNDICE DE GRÁFICOS | 132 |
| ÍNDICE DE CUADROS | 133 |

INTRODUCCIÓN

La presente investigación se enmarca dentro del área de conocimiento de la economía aplicada, concretamente de la economía del medio ambiente, siendo su objeto del estudio los ecosistemas forestales de la Comunidad Autónoma de Castilla y León.

Hemos elegido este atributo medioambiental por varias razones. La primera, porque Castilla y León cuenta con una superficie forestal muy importante, tanto en términos cuantitativos como cualitativos. La segunda, porque los bosques juegan un papel fundamental en la sociedad actual, cada vez más urbanizada y concienciada de la importancia que tienen en su vida diaria. La tercera, y última, porque los ecosistemas forestales generan un excedente, tanto de forma directa como indirecta, muy importante para todos los habitantes de la región.

Estos bosques, tanto de propiedad pública como privada, generan bienes y servicios para distintos colectivos que en muchos casos pueden considerarse como públicos desde el punto de vista de la teoría económica. Así, en muchos casos, su valor no se puede calcular directamente al no ser observable su función de demanda. Así, es necesario abordar la cuantificación de esos efectos externos positivos utilizando técnicas de valoración medioambiental.

La valoración de los bienes públicos en general y del medio ambiente en particular es un aspecto espinoso que no deja indiferentes, tanto a la sociedad como a los economistas ambientales. Cualquier avance en esta área de conocimiento tiene sus defensores y detractores, existiendo en la actualidad infinidad de debates abiertos sobre cómo se debe afrontar el estudio de todo tipo de cuestiones. Pero la decisión sobre si los economistas debemos instrumentalizar las herramientas económicas para asignar valores al medio ambiente va más allá del simple hecho de cuál es la mejor forma para hacerlo, ya que el problema se enraíza en lo más profundo de la ética de las personas.

La mayoría de la sociedad piensa que no se debe valorar monetariamente determinadas cosas simplemente porque, desde una perspectiva de mercado, el precio no es más que el coste de un uso alternativo. En una economía de intercambio pura, el precio relativo de un bien no es, ni más ni menos, que la cantidad a la que tenemos que renunciar de ese bien para conseguir otro. Por lo tanto, no es que los ciudadanos no valoren el medio ambiente, si no que simplemente no están dispuestos a traspasar la valoración que le otorgan a cantidades de dinero, tal y como hacen los mercados. Con otras palabras, en realidad no estarían dispuestos a intercambiar el bien que se les pide que valoren por dinero. Es decir, parafraseando a Antonio Machado: *sólo los necios confunden valor y precio*.

Entonces, abordar la valoración del medio es un tema que puede crear más problemas que los que resuelve y podríamos plantearnos el por qué de la valoración. Si una vez que hemos llegado a la conclusión de que tiene valor, ¿no sería mejor dejar las cosas en este punto?, ¿por qué hay que dar el siguiente paso y monetizar ese valor?, es decir, transformarlo en unidades monetarias, que es precisamente la cuestión que más controversias genera.

La toma de decisiones de los agentes económicos parte de la base de que la elección se va a producir en función de cuál sea el valor de aquello a lo que renunciamos con relación

al de lo elegido. En este sentido, se elegirá aquello cuyo valor, en términos del bienestar que nos genera, sea superior al de lo que renunciamos, dándose una ganancia neta del mismo, y esta es la base que mueve cualquier intercambio. En las economías de mercado ese valor se expresa a través del sistema de precios.

¿Pero qué ocurre con la toma de decisiones en la que una de las alternativas es un bien o recurso medioambiental, que no es que carezca de valor sino de precio, es decir, que no tiene asignado su valor en unidades monetarias? En esta situación, la dinámica de mercado llevará siempre a rechazar esta opción a favor de las demás. En el caso de los bosques, ¿cual es el coste que asume la sociedad por su desaparición debido a la construcción de una carretera, una urbanización o el levantamiento de una presa? Sin duda genera beneficios para la sociedad, pero el análisis coste-beneficio tradicional sólo refleja, por el lado de los costes, lo que cuesta el terreno, o como mucho el lucro cesante de las actividades eliminadas, como por ejemplo el valor de la madera. ¿Es realmente eso lo que valen los bosques? En este caso, el mercado por sí solo es incapaz de hacer aflorar todos los valores del bien al que se renuncia. Si incluyéramos en ese análisis todos ellos, probablemente no se llevarían a cabo muchos proyectos al no superar el análisis coste-beneficio. Serían mayores los costes de oportunidad de lo que se renuncia que los beneficios que provoca su desaparición.

Por lo tanto, la valoración del medio ambiente en general y de los bosques en particular, puede servir para tomar decisiones con mayor racionalidad al disponer de toda la información y no sólo de la que provee el mercado. Además, permite poner al mismo nivel todas las posibilidades y no convertir siempre la opción medioambiental en aquella que se rechaza en los procesos de decisión.

En conclusión, valorar correctamente un atributo ambiental implica aportar toda la información, incluso haciendo aflorar la inexistente, para que pueda ser utilizada por los agentes económicos en su proceso de toma de decisiones de forma más racional, y esto en ningún caso debe de ser objeto de polémica.

Planteamos, entonces, la valoración de la totalidad de los bienes y servicios proveídos por los ecosistemas forestales de nuestra región para los habitantes de la Comunidad Autónoma de Castilla y León.

Un aspecto novedoso del trabajo de investigación planteado es la forma en la que se estiman los beneficios ambientales generados por nuestros ecosistemas forestales. No se ha encontrado ninguna aportación que aplique este tipo de técnicas para estimar todos los beneficios que generar los bosques para la sociedad. Exceptuando algunos valores concretos, como pueden ser los recreativos, el secuestro de CO₂ o los de existencia, no existen estudios que planteen valoraciones globales de todos ellos. Además, se trata de aplicaciones parciales que en ningún caso afrontan la valoración global de las zonas arboladas en la forma en la que se presenta en las siguientes páginas.

Un segundo aspecto novedoso de la presente investigación es la metodología empleada para proceder a la estimación de los valores de los bosques castellanos y leoneses. Dada la escasez de trabajos existentes, que utilicen esas técnicas para valorar los bienes y servicios de los ecosistemas forestales de esta comunidad autónoma, se ha utilizado la denominada **técnica de transferencia de beneficios ambientales** (*Benefit Transfer*), la cual permite transferir valores de atributos ambientales calculados con técnicas de valoración del medio ambiente en otros lugares a la zona objeto de estudio, en este caso a los beneficios proveídos por los bosques regionales.

Así, se complementa la estimación de los valores de los ecosistemas forestales de la región conseguidos con técnicas de valoración medioambiental con la transferencia de aquellos otros en los que, dada la ausencia de estudios al respecto, no se puede proceder a la obtención de la valoración de forma directa.

Para conseguir estos objetivos el presente documento queda organizado de la siguiente forma:



En el primer capítulo, *los ecosistemas forestales de Castilla y León*, se analiza la dotación de este recurso en la comunidad autónoma, presentando sus características generales y específicas, la distribución provincial, la estructura de la propiedad forestal y un análisis de los espacios naturales a través del estudio de la Red Natura 2000 existente en la comunidad autónoma.

En el segundo capítulo, *técnicas de valoración económica del medio ambiente*, se estudian las distintas herramientas que sirven para cuantificar los beneficios que generan estos ecosistemas y que posteriormente se aplicaran de forma práctica al bien objeto de estudio. Este punto comienza con el análisis de los fundamentos microeconómicos de los métodos de valoración para posteriormente dar paso al estudio exhaustivo de cada uno. Aquí se realiza una revisión de algunas de las metodologías más utilizadas en la valoración del medio ambiente, discutiendo sus fundamentos económicos, las bondades de cada una para valorar determinados atributos, las principales críticas realizadas por la comunidad científica, así como los distintos modelos y formas de aplicación propuestas por la doctrina económica. En concreto se desarrollan los siguientes métodos: precios hedónicos, coste del viaje, basados en funciones de producción, valoración contingente y modelos de elección.

En el tercer capítulo, *la transferencia de valores ambientales*, se plantea cual es el estado de la cuestión sobre esta metodología en la literatura científica, así como sus posibilidades de aplicación a la valoración del objeto de estudio. Se analizan también cuales son los principales problemas prácticos en su aplicación, así como la presentación de un protocolo de buenas prácticas a tener en cuenta en las valoraciones para minimizar los sesgos en los valores transferidos.

Este protocolo se aplica de forma escrupulosa en el cuarto capítulo, titulado *estimación de los beneficios de los ecosistemas forestales de Castilla y León*, donde se procede a estimar/transferir los distintos valores de los bosques de la región para los habitantes de esta comunidad autónoma. Para conseguirlo, en el primer punto, se exponen los principales valores de los ecosistemas forestales que derivan de una amplia gama de funciones que desempeñan los bosques, las cuales se analizan de forma pormenorizada. En segundo lugar, se identifican quienes son los beneficiarios en nuestra región de esos valores y cual es la medida más adecuada para su cuantificación. En tercer lugar, se expone la forma en la que se va a proceder a estimar/transferir cada uno de esos valores y el método de valoración ambiental elegido en cada uno de los casos. En cuarto lugar, se estima la medida individual de valor para cada uno de ellos. En concreto para los valores de uso (extractivos directos e indirectos y no extractivos directos e indirectos), de opción y de existencia. En último lugar, se calcula el valor global de los ecosistemas forestales regionales, total y para cada tipo de valor, en la comunidad autónoma de Castilla y León, expresados en términos absolutos, por hectárea de bosque y por cada habitante castellano y leonés.

Por último, se exponen las principales *conclusiones* obtenidas con la investigación y las *referencias bibliográficas* manejadas durante el estudio. Además, se incluyen tres *anexos*: en el primero se aporta la cuenta de renta del sector forestal para el periodo 2005-06, en el segundo se presenta la estimación por mínimos cuadrados ordinarios del modelo de demanda de pesca recreativa y, en el tercero, podemos encontrar la estimación logística binaria del modelo de demanda de caza recreativa.

1. LOS ECOSISTEMAS FORESTALES DE CASTILLA Y LEÓN

1.1 CARACTERÍSTICAS GENERALES

Castilla y León cuenta con una importante riqueza natural que aporta a sus habitantes calidad de vida y posibilidades de uso y disfrute. Actualmente el 31% de la superficie total de la región se encuentra arbolada, aportando el 15% del total nacional y situándose como la región con una mayor superficie arbolada total. Así, casi tres millones de hectáreas están arboladas, de las cuales más de 2/3 partes posee una cobertura arbórea cerrada. Concretamente la comunidad autónoma dispone de 2.982.318 hectáreas arboladas de las cuales 2.038.350 corresponden a arbolado denso (Junta de Castilla y León 2005).

Pero los datos anteriores lejos de encontrarse en una situación estacionaria vienen mejorando con el paso de los años. En este sentido, Castilla y León ha aumentado casi en un 40% su superficie arbolada en la última década, porcentaje sensiblemente superior al de otras regiones como Cataluña o Galicia.

En cuanto a número de árboles, se estima que Castilla y León tienen más de 3.000 millones, lo que supone casi 1.300 por habitante, sólo superada en términos per cápita por Aragón y Navarra. Además, la media regional de superficie arbolada por habitante es casi cuatro veces la de la Europa de los 25. A cada castellano y leonés le correspondería una media de 62 metros cúbicos de madera, por encima de los 44 que le corresponderían a cada ciudadano europeo.

Esto supone más de 150 millones de metros cúbicos de madera, además con un importante crecimiento cuantitativo, ya que se ha convertido en la comunidad autónoma con mayor cantidad de madera inventariada. Nuestros bosques tienen hoy más del doble de madera que hace 30 años, lo que es una prueba de su proceso de maduración. Los más maduros pueden considerarse los bosques de pino silvestre y haya, ya que son los que cuentan con mayor cantidad de madera por hectárea. A pesar de ello los bosques de la región pueden considerarse como jóvenes y con una equilibrada distribución por edades.

1.2 ANÁLISIS POR ESPECIES

Dentro de nuestros bosques, las frondosas (encina, roble, haya, etc.) ocupan el 54% de las masas arboladas, las coníferas (sabinas y pinos) el 38%, estando el 8% restante ocupado por mezclas y mosaicos de frondosas y coníferas (Junta de Castilla y León 2000). Entre las frondosas, la que mayor superficie ocupa es la encina, siguiéndolo de cerca el rebollo. Su congénere el quejigo ocupa una superficie netamente inferior. Estas tres especies cubren cerca de 1.500.000 de hectáreas, lo que supone el 45% de los bosques. En zonas de montaña, el haya, con cerca de 66.000 hectáreas, ocupa las zonas más húmedas, acompañada a veces por otras frondosas como el álamo temblón o el abedul. Los robledales se presentan en áreas reducidas de montaña (apenas alcanzan las 23.000 ha.), en bastantes casos en desventaja frente al haya, en su competencia por el territorio. Estas especies más atlánticas (haya, roble y abedul) apenas suponen el 5% de nuestros bosques. Otras frondosas presentes en nuestra Comunidad Autónoma son los castaños, los alcornocales y las formaciones de ribera: chopos, fresnos, alisos, etc.

Entre las coníferas, la que mayor superficie ocupa es el pino resinero (cerca de 412.000 ha.), especie bien adaptada a los climas típicamente mediterráneos frecuentes en la región, que está presente de forma natural en extensas áreas de la meseta y en zonas de media montaña en la mayor parte de las provincias. En segundo lugar por extensión se sitúa el pino silvestre, con 336.000 hectáreas, pino de montaña de distribución fundamentalmente euro-siberiana. Otra especie autóctona bien representada es el pino piñonero que, al igual que el resinero, ocupa áreas importantes en la meseta –arenales y páramos– y en media montaña (cerca de 87.000 ha.). Otros pinares como los de pino laricio y los de pino carrasco presentan superficies más reducidas, ya que sus principales áreas naturales se sitúan en la mitad oriental de la península ibérica. El pino negro, por su parte, tiene una pequeña representación natural en la Sierra Cebollera (Soria). Otra importante conífera autóctona de nuestras tierras es la sabina, que presenta en la meseta las mejores y más extensas formaciones del continente.

Cuadro 1.1 Superficie de las principales especies según inventarios forestales en Castilla y León (en hectáreas)

| Especie | IFN1 (1970) | IFN2 (1992) | IFN3 (2002) | Incremento 1992-2002 (%) | Incremento 1970-2002 (%) |
|----------------|------------------|------------------|------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Pino Silvestre | 175.269 | 302.871 | 336.742 | 11,2 | 92,1 |
| Pino Negral | 290.843 | 348.317 | 412.713 | 18,5 | 41,9 |
| Pino Piñonero | 45.360 | 55.605 | 87.793 | 57,9 | 93,5 |
| Pino Laricio | 13.868 | 38.929 | 79.666 | 104,6 | 474,5 |
| Chopo | 29.188 | 56.255 | 61.519 | 9,4 | 110,8 |
| Rebollo | 390.894 | - | 722773 | - | 84,9 |
| Quejigo | 77.210 | - | 160977 | - | 108,5 |
| Encina | 412.096 | - | 724.001 | - | 75,7 |
| Castaño | 12.245 | - | 37.079 | - | 202,8 |
| Haya | 45.494 | - | 66.257 | - | 45,6 |
| Sabina | 48.582 | 74.368 | 103.288 | 38,9 | 112,6 |
| Resto especies | 344.651 | - | 189.509 | - | -45,0 |
| Fronosas | - | - | 1.928.155 | - | - |
| Coníferas | - | - | 1.054.163 | - | - |
| Total | 1.885.700 | 2.119.140 | 2.982.318 | 40,7 | 58,2 |

Fuente: Junta de Castilla y León 2005.

Por otra parte, Castilla y León cuenta con una importante superficie de matorrales, algo más de 900.000 ha., lo que supone el 19% de la superficie forestal. La mayor parte de ellos tiene su origen en incendios reiterados durante siglos. Estos han provocado una notable degradación de los suelos, no sólo por la acción directa del fuego, sino también por la erosión que afecta de forma especial a los terrenos que quedan desnudos tras el incendio. Todo ello, unido a la presión ganadera, ha dificultado o impedido en muchos sitios la regeneración de los árboles, con lo que las formaciones de matorral y pastizal han acabado dominando muchos de nuestros paisajes.

Los matorrales más abundantes en Castilla y León son los brezales y los escobonales. Los primeros cubren cerca de 273.000 hectáreas, fundamentalmente en las montañas de la Cordillera Cantábrica, mientras que los segundos, con unas 149.000 hectáreas, se reparten por amplias zonas de la región, normalmente en suelos mejor conservados. Los jarales por su parte, cubren una superficie cercana a las 55.000 hectáreas, normalmente



relegados a las zonas con peores suelos y/o clima más continental. Otros matorrales de leguminosas, como los piornales, erizales y cambronales y sabino-enebrales rastreros caracterizan las zonas altas de muchas montañas (30.000, 20.000 y 9.000 ha. respectivamente). En las zonas más secas de la Comunidad, son los aulagares y los matorrales de labiadas y garrigas los que dominan (35.000 y 36.000 ha. respectivamente).

Un tercio de esta superficie de matorral presenta, gracias al descenso de la presión ganadera, arbolado disperso o en pequeños grupos que constituyen el germen de lo que en un futuro no muy lejano podrán ser masas arboladas. La superficie total de matorral es de 911.000 hectáreas, que junto al 1.005.000 de pastizal suman una cifra ligeramente inferior a 2.000.000 ha. de superficie forestal desarbolada. Esta superficie incluye al pastizal-matorral, es decir, a las formaciones en las que especies leñosas y herbáceas se mezclan o alternan.

1.3 ANÁLISIS PROVINCIAL

La provincia que más masa forestal aporta al total regional es Salamanca con un 17,9% del total, seguida de cerca por León (17,7%) y Burgos (16%). En el otro extremo se encuentra Valladolid con un 4,2% y ya, a cierta distancia, Ávila con un 8% (cuadro 1.2).

Por especies, vuelve a ser Salamanca la más representativa en cuanto a frondosas, contando su territorio con más de la cuarta parte del total regional. Esto se debe a la gran importancia que en esta provincia tienen los ecosistemas adehesados. En segundo lugar, se encuentra León con un 21% y Burgos con un 15%. Este tipo de especies son prácticamente testimoniales en Valladolid, que aporta solamente el 1,8 % del total. En cuanto a coníferas, es la provincia de Soria la más representativa con un 22,4%, fruto de sus amplias extensiones de Pino silvestre y pinaster. Algo parecido ocurre con la provincia limítrofe de Burgos (17,5%). Llama la atención que la que menos aporta en este tipo de especies es Salamanca, provincia que ocupa las primeras posiciones tanto en hectáreas arboladas como en frondosas.

Cuadro 1.2 Distribución provincial de la superficie arbolada

| | Frondosas | % regional | Coníferas | % regional | Total | % regional |
|------------------------|------------------|--------------|------------------|--------------|------------------|--------------|
| Ávila | 134.162 | 7,0 | 105.145 | 10,0 | 239.307 | 8,0 |
| Burgos | 291.725 | 15,1 | 184.074 | 17,5 | 475.799 | 16,0 |
| León | 405.667 | 21,0 | 120.902 | 11,5 | 526.569 | 17,7 |
| Palencia | 116.592 | 6,0 | 57.168 | 5,4 | 173.760 | 5,8 |
| Salamanca | 491.512 | 25,5 | 41.872 | 4,0 | 533.384 | 17,9 |
| Segovia | 81.076 | 4,2 | 162.383 | 15,4 | 243.459 | 8,2 |
| Soria | 182.623 | 9,5 | 236.027 | 22,4 | 418.650 | 14,0 |
| Valladolid | 34.647 | 1,8 | 91.239 | 8,7 | 125.886 | 4,2 |
| Zamora | 190.150 | 9,9 | 55.352 | 5,3 | 245.502 | 8,2 |
| Castilla y León | 1.928.154 | 100,0 | 1.054.162 | 100,0 | 2.982.316 | 100,0 |

Fuente: Junta de Castilla y León 2005.

1.4 ESTRUCTURA DE LA PROPIEDAD FORESTAL

En cuanto a la propiedad forestal se consideran dos grandes grupos de gestión del territorio forestal. En primer lugar, los montes gestionados por la Consejería de Medio Ambiente o la Administración General del Estado¹. Dentro de estos se encuentran los catalogados de Utilidad Pública y, por lo tanto, gestionados por la Consejería de Medio Ambiente, que a su vez pueden tener distintos propietarios (Junta de Castilla y León, Administración General del Estado y entidades locales que pueden estar o no contratados con la Consejería de Medio Ambiente). En contraposición se encuentran los montes no catalogados de Utilidad Pública, que a su vez pueden estar gestionados por Consejería por distintas razones (por ser propiedad de la Junta de Castilla y León, por estar contratados con la Consejería de Medio Ambiente en forma de consorcios y convenios, como los de libre disposición, y los particulares). En segundo lugar, estarían los montes gestionados en régimen privado. Este grupo corresponde a los montes no gestionados por la Consejería de Medio Ambiente ni por la Administración General del Estado e incluye dos tipos de propietarios como son los montes de entidades locales no contratados con la Consejería de Medio Ambiente y los montes de propietarios particulares.

Como puede observarse en el cuadro 1.3, más del 35% de la superficie de los montes regionales están catalogados de utilidad pública y aproximadamente el 40% están gestionados directamente por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León. Por otra parte, casi la mitad de la superficie forestal regional está en manos públicas lo que da una idea de la importancia de este patrimonio para los habitantes de la comunidad.

Cuadro 1.3 Clasificación general de los montes de Castilla y León según la propiedad y el régimen de gestión

| Propiedad y gestión | Superficie (ha.) | % s/total |
|---|------------------|--------------|
| Catalogados de U.P. de la Junta de Castilla y León | 74.512 | 1,5 |
| Catalogados de U.P. de entidades locales | 1.664.206 | 34,0 |
| Total catalogados de utilidad pública | 1.738.718 | 35,5 |
| No catalogados de U.P. de la Junta de Castilla y León | 20.962 | 0,4 |
| No catalogados de U.P. de entidades locales de libre disposición contratados con la CMA | 184.723 | 3,8 |
| Particulares con consorcio | 23.359 | 0,5 |
| Total no catalogados de utilidad pública | 229.044 | 4,7 |
| Total montes gestionados por la Consejería de Medio Ambiente | 1.967.762 | 40,2 |
| De entidades locales de libre disposición no contratados con la CMA | 456.277 | 9,3 |
| Particulares sin consorcio | 2.463.119 | 50,3 |
| Total montes gestionados en régimen privado | 2.928.396 | 59,8 |
| Total superficie forestal | 4.896.158 | 100,0 |

Fuente: Junta de Castilla y León 2000.

¹ Dentro de este grupo se incluyen los montes pertenecientes a la Administración General del Estado que, por lo tanto, son gestionados por dicha Administración. Dicha superficie es muy pequeña (10.667 ha.) en relación al total de superficie gestionada por la Consejería de Medio Ambiente (1.967.762 ha.), por lo que en adelante, para abreviar, al denominar a este grupo no se hará mención expresa de la Administración General del Estado.



1.5 ESPACIOS NATURALES

Natura 2000 es una red de áreas naturales de alto valor ecológico a nivel de la Unión Europea, establecida con arreglo a la Directiva 92/43/CEE, sobre la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (conocida como Directiva Hábitats). Esta norma establece la protección de un conjunto de tipos de hábitats de interés comunitario, por su escasez, singularidad o por constituir los medios naturales o seminaturales representativos de las distintas regiones biogeográficas europeas.

Esta red de espacios protegidos está formada por las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), que se incorporan directamente a la red y que están declaradas en virtud de la aplicación de la Directiva Aves, y por las Zonas de Especial Conservación (ZEC), que se declaran a partir de las listas de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) presentadas por los Estados miembros.

Las primeras declaraciones de ZEPA en Castilla y León se realizaron entre los años 1990 y 1991 momento en que la red contaba con 12 zonas que no llegaban a ocupar ni siquiera el 3% de la superficie regional. Estas declaraciones se mostraron totalmente insuficientes después de la realización de un importante número de censos de las especies de aves más significativas en Castilla y León. Con el fin de dar cumplimiento a los objetivos de la Directiva Aves se iniciaron a principios de la década de 2000, dos procesos de ampliación. El último proceso culminó recientemente con la actual red de áreas ZEPA que, tras un período de información pública, fue aprobada por acuerdo del Consejo de Gobierno de la Junta de Castilla y León de 23 de octubre de 2003.

Dicha red está formada por 70 ZEPA, con una superficie cercana a los dos millones de hectáreas, lo que supone algo más de 21% del territorio regional. Entre las aves más significativas de Castilla y León incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves se encuentran la avutarda, la alondra ricotí, el buitre leonado, el buitre negro y el águila imperial ibérica, de las que la región alberga entre un 20% y un 30% de la población europea. También cabe destacar las poblaciones de águila real, aguiluchos lagunero y pálido, cigüeña negra, alimoche, urogallo cantábrico, perdiz pardilla y pico mediano que representan entre un 10% y un 70% de las poblaciones españolas.

En cuanto a los lugares de interés comunitario, el 8 de enero de 1998, la Junta de Consejeros aprobó la primera propuesta de LIC para su incorporación a la Lista Nacional y, por tanto, a la red Natura 2000 formada por 7 Lugares, en el caso de la región atlántica y 33 Lugares, en el caso de la región mediterránea. Básicamente esta propuesta se centraba en los incluidos en el Plan de Espacios Naturales Protegidos de Castilla y León.

La actual lista de Lugares de Importancia Comunitaria de Castilla y León está compuesta por 120 Lugares, y ocupa una superficie total de 1.890.597 hectáreas, lo que significa el 20% del territorio regional. La lista incluye 63 tipos de hábitats de interés comunitario, de los cuales 14 son prioritarios. Entre ellos destacan los sabinars, los pastos de altas cumbres silíceas ibéricas o los melojares (rebollares) por estar las mayores y mejores representaciones de Europa en Castilla y León.

En cuanto a las especies de interés comunitario de nuestra Comunidad podemos reseñar:

- **Vertebrados (no aves).** Existen 16 especies de mamíferos, 2 de anfibios, 4 de reptiles y 6 de peces. Entre ellos sobresalen, por prioritarios, el oso pardo cantábrico, el visón europeo y el lobo ibérico.
- **Invertebrados.** Las especies de interés son 15, de las cuales 10 son insectos. Destacan por estar más amenazados *Margaritifera margaritifera* (mejillón de río) y *Gomphus graslinii* (libélula) y, por ser más conocido, el cangrejo autóctono.
- **Plantas.** Las plantas de interés comunitario presentes en Castilla y León son 21, de ellas 18 son vasculares y 3 musgos. Gran parte de las mismas están ligadas a humedales como las 3 prioritarias: *Centaurium somedanum*, *Eryngium viviparum* y *Lythrum flexuosum*.

En resumen, la red Natura 2000 ocupa en Castilla y León en conjunto cerca de 2,5 millones de hectáreas, lo que supone algo más del 25% de la Comunidad². El siguiente cuadro muestra la distribución por provincias de áreas ZEPA y LIC y el total de superficie ocupada por la red Natura 2000.

Cuadro 1.4 La red Natura 2000 en Castilla y León

| | ZEPA | | | LIC | | | Natura 2000 | |
|------------------------|------------|------------------|-------------|------------|------------------|-----------|------------------|-------------|
| | Nº | Superficie | % | Nº | Superficie | % | Superficie | % |
| | territorio | | | territorio | | | territorio | |
| Ávila | 11 | 309.090 | 38,4 | 15 | 284.945 | 35,4 | 340.753 | 42,3 |
| Burgos | 10 | 261.979 | 18,3 | 27 | 304.045 | 21,2 | 317.802 | 22,2 |
| León | 14 | 395.937 | 25,4 | 17 | 398.379 | 25,5 | 461.217 | 29,6 |
| Palencia | 6 | 157.331 | 19,5 | 12 | 108.650 | 13,4 | 186.683 | 23,1 |
| Salamanca | 11 | 214.013 | 17,3 | 13 | 229.879 | 18,6 | 279.267 | 22,6 |
| Segovia | 7 | 156.000 | 22,5 | 15 | 162.899 | 23,5 | 179.524 | 25,9 |
| Soria | 8 | 138.654 | 13,4 | 18 | 195.421 | 18,9 | 232.698 | 22,5 |
| Valladolid | 11 | 151.389 | 18,6 | 14 | 34.782 | 4,2 | 174.474 | 21,5 |
| Zamora | 10 | 213.580 | 20,2 | 17 | 171.598 | 16,2 | 289.288 | 27,3 |
| Castilla y León | 70 | 1.997.971 | 21,2 | 120 | 1.890.597 | 20 | 2.461.708 | 26,1 |

* Superficie en hectáreas.

Fuente: sitio web de la Junta de Castilla y León.

² Con la excepción de las llanuras cerealistas del centro de la Comunidad, la mayor parte de los territorios declarados ZEPA por presentar zonas de interés para las aves, contienen también hábitats de interés comunitario y otras especies de interés comunitario. Por tanto gran parte de las figuras de Natura 2000 se superponen.

2. TÉCNICAS DE VALORACIÓN ECONÓMICA DEL MEDIO AMBIENTE

2.1 FUNDAMENTOS MICROECONÓMICOS DE LA VALORACIÓN AMBIENTAL

El objetivo de la valoración del medio ambiente es intentar cuantificar los cambios producidos en el bienestar de sus usuarios ante alteraciones de algún signo en el bien medioambiental. La principal dificultad estriba en encontrar una medida monetaria que valore dichas transformaciones, la cual suele estimarse, al igual que hace la teoría microeconómica convencional, midiendo los cambios producidos en el excedente de la función de demanda del consumidor.

Este procedimiento, que parece trivial, encierra sin embargo muchas dificultades que el análisis económico resuelve proponiendo medidas alternativas del bienestar de los usuarios y estudiando cómo se ven afectadas ante la amplia variedad de los posibles cambios que pueden acontecer.

Pero antes de abordar esa casuística lo primero que necesitamos es derivar la correspondiente función de demanda, lo que nos plantea la primera pregunta: ¿qué función de demanda debe usarse al hacer la estimación del cambio del bienestar del individuo ante variaciones en los precios o en las cantidades? La disyuntiva se plantea entre el uso de la **función de demanda ordinaria** (marshalliana) o la **función de demanda compensada** (hicksiana), ya que ambas son utilizadas profusamente por la teoría de la demanda del consumidor. Por lo tanto, este es el primer paso que vamos a dar, obteniendo de forma analítica cada una de ellas y la relación entre las mismas.

Siguiendo a (Kunze 1998), consideremos un individuo que tiene la posibilidad de escoger entre n bienes. Sea q un vector de los bienes consumidos e Y su renta. Supongamos una función de utilidad cuasi-cóncava $u(q)$, lo que nos genera curvas de indiferencia convexas, y que el consumidor es un tomador de precios del mercado, caracterizados como p . El individuo maximizará su función de utilidad sujeto a su restricción presupuestaria de la siguiente manera:

$$\text{Max}_q u(q) \quad \text{s.a.} \quad p'q \leq Y \quad \text{y} \quad q \geq 0 \quad [1]$$

La solución a este problema nos devolverá la función de demanda ordinaria o marshalliana, que proporciona información respecto a la cantidad demandada en función de los precios y de la renta, $q^*=x(p, Y)$.

Si sustituimos el valor de q^* en la función de utilidad, obtendremos la **función de utilidad indirecta** o aquella que depende del nivel de renta y de los precios de los bienes, que es una forma alternativa de representar un conjunto dado de preferencias a la función de utilidad directa planteada en la ecuación [1] (Train 1986). Esta función define el nivel de utilidad máximo alcanzable dados el nivel de precios y la renta, $v(p, Y)$ ³. Ambas funciones se relacionan de la siguiente forma:

³ Tanto v como x son funciones homogéneas de grado cero en precios y renta.

$$x_i = -(\partial v(p, Y) / \partial p_i) / (\partial v(p, Y) / \partial Y) \quad [2]$$

Es decir, la derivada de la función de utilidad indirecta respecto al precio i -ésimo entrega la función de demanda i -ésima, una vez normalizada por la utilidad marginal del ingreso.

El problema de optimización planteado en la ecuación [1], también puede resolverse de forma dual como la minimización del gasto sujeto a un nivel de utilidad, U^0 :

$$\text{Min}_q p'q \quad \text{s.a.} \quad u(q) \geq U^0 \text{ y } q \geq 0 \quad [3]$$

La solución a este problema nos devolverá la función de demanda compensada o Hicksiana que proporciona información respecto a la cantidad demandada en función del precio y la utilidad, $q^* = h(p, U)$.

Si sustituimos el valor de q^* en la ecuación [3] obtendremos una función de gasto que es cóncava en p : $e(p, U) = p'h(p, U)$, que define el mínimo gasto necesario para alcanzar el nivel de utilidad U^0 a los precios p^4 . De forma similar a la ecuación [2], e y h se relacionan de la siguiente forma:

$$h(p, U) = \partial e(p, U) / \partial p_i \quad [4]$$

Es decir, la demanda del bien i -ésimo es simplemente la derivada de la función de gasto respecto al precio i -ésimo.

Hemos derivado los dos tipos de demanda planteados, ordinaria y compensada. La primera tiene la desventaja de que los efectos de los precios y la renta no son separables, es decir, el cambio en precio reflejado en la función de demanda envuelve efectos en precios y renta simultáneamente. La segunda no tiene este problema porque se centra sólo en los efectos de los precios, pero en general la teoría económica suele usar la ordinaria, ya que la función de utilidad de los individuos no es observable.

Este contratiempo suele solventarse utilizando el concepto de utilidad aleatoria (McFadden 1973). Aunque para el individuo su utilidad no es aleatoria, ya que sabe con exactitud cuál es la composición de la canasta que la maximiza, para el observador, economista que estima la función en este caso, sí lo es, ya que sólo puede observar las características asociadas al individuo, tales como renta, sexo, edad, educación u otras que puedan incidir en la determinación de sus preferencias. No obstante, algunas características asociadas a los gustos no pueden ser observadas y, sin embargo, inciden en la decisión por la que opta. Dado lo anterior, la función de utilidad indirecta del individuo posee dos componentes: uno observable o sistemático, que incluye todas aquellas variables que pueden ser observadas y que puede afectar a la decisión del individuo y otro no observable o aleatorio, cuyo efecto no es posible predecir de antemano (Bishop, Heberlein 1979).

Finalmente, podemos relacionar las dos funciones de demanda a través de la ecuación de Slutsky. Sea $q^* = x(p^*, Y^*) = h(p^*, U^*)$, es decir, supongamos que q^* maximiza la utilidad a los precios p^* y la renta Y^* con la que alcanzamos un nivel de utilidad U^* . Entonces, para todos los precios se debe dar que:

$$h_i(p, U^*) \equiv x_i[p, e(p, U^*)] \quad [5]$$

El hecho de que ambos lados de la ecuación sean idénticos permite obtener la derivada parcial de cada lado respecto a p_j , resultando la siguiente expresión:

4 La función e es homogénea de grado uno y h es homogénea de grado cero en los precios.



$$\partial h_i(p, U^*) / \partial p_j = (\partial x_i(p, Y^*) / \partial p_j) + (\partial x_i(p, Y^*) / \partial Y) * (\partial e(p, U^*) / \partial p_j) \quad [6]$$

Tomando la situación en la que $p=p^*$ y teniendo en cuenta que:

$$x_j^* = \partial e(p, U^*) / \partial p_j, \quad [7]$$

Obtenemos la ecuación de Slutsky en la forma en la que se plantea habitualmente para el estudio del efecto sustitución y del efecto renta ante un cambio en los precios:

$$\partial h_i(p^*, U^*) / \partial p_j = (\partial x_i(p^*, Y^*) / \partial p_j) + x_j^{**} (\partial x_i(p^*, Y^*) / \partial Y) \quad [8]$$

La expresión [8] divide, por lo tanto, el efecto total sobre la demanda compensada de un cambio en el precio de un bien (lado izquierdo de la ecuación), en el efecto sustitución por una parte (primer término del lado derecho de la ecuación) y el efecto renta (segundo término del lado derecho de la ecuación) de la demanda ordinaria.

Si queremos estimar una función de demanda en función de datos observados, debemos asegurarnos de que dada la función de demanda compensada exista una función de gastos que cumpla la siguiente condición:

$$h(p, u) = \partial e(p, u) / \partial p \quad [9]$$

Si la función e existe, ya no es necesario conocer la función de utilidad. La condición suficiente para que esto sea así es que la matriz de Slutsky ($\partial h / \partial p$) sea semi-definida negativa y simétrica, de forma que integrando h para conseguir e exista una senda independiente. La simetría del jacobiano de h asegura esta condición, donde a partir de la demanda ordinaria, si la matriz del lado derecho de la ecuación [8] es simétrica semi-definida negativa, entonces se puede establecer que el resultado de la maximización es la función de demanda.

Una cuestión que simplifica esas condiciones es suponer que el efecto renta causado en la demanda ordinaria es cero, con lo que ambas funciones de demanda entregarían el mismo resultado, eliminándose la diferencia entre ambas. Este caso podría ser cierto para algunos bienes medioambientales, cuyo disfrute representa una porción muy pequeña de la renta, pero desde luego no se produce en otros que absorben una parte sustancial de ella como puede ser un viaje para disfrutar de un parque nacional⁵. La utilización de la función de utilidad aleatoria de McFadden permite escapar a esa rigidez lo que la ha convertido en una herramienta profusamente utilizada en la valoración del medio ambiente⁶.

Una vez obtenida la correspondiente función de demanda ya contamos con la herramienta necesaria para poder modelizar los cambios en el bienestar de un consumidor ante variaciones en el bien medioambiental. Dada una función de demanda individual podemos caracterizar el excedente del consumidor marshalliano (ECM) como una medida monetaria de los cambios en la utilidad ante variaciones en los precios del bien. Sin embargo, esta es una medida válida solamente, como hemos demostrado, bajo el supuesto restrictivo de que la utilidad marginal de la renta sea constante.

Hicks (1941) desarrolló un conjunto de medidas monetarias de cambios en la utilidad que no requieren ese supuesto restrictivo y que sirven para nuestros propósitos. La primera de ellas es la **variación compensatoria** (*compensating variation*) o máxima suma de dinero que pagaría el consumidor cuando el precio del bien cae que le dejaría en el nivel de utilidad inicial. Es decir, el equivalente que estaría dispuesto a aportar para que el cambio

⁵ Este efecto imposibilita el uso de la función de demanda ordinaria en algunas técnicas de valoración que implican la estimación de una función de gasto, como es el método del coste del viaje.

⁶ Sobre todo en el método de valoración contingente.

ocurriera. La segunda es la **variación equivalente** (*equivalent variation*) o mínima cantidad de dinero que aceptaría el consumidor, cuando el precio del bien cae, que le dejaría en un nivel de utilidad superior. Es decir, la compensación que desearía recibir si la situación no aconteciera⁷. Análíticamente tendríamos lo siguiente:

$$ECM(p_0, p_1) = e(p_1, U_1) - e(p_0, U_0) \quad [10]$$

$$VC(p_0, p_1) = e(p_1, U_0) - e(p_0, U_0) \quad [11]$$

$$VE(p_0, p_1) = e(p_1, U_1) - e(p_0, U_1) \quad [12]$$

Analicemos gráficamente estas propuestas (gráfico 2.1). Sea el bien q_1 el atributo medioambiental objeto de análisis y q_2 una cesta del resto de los bienes consumidos por el individuo⁸. La resolución de la ecuación [1] nos situará en el punto "a" (q_1^0, q_2^0) del gráfico 2.4 (parte superior). Sea ahora una caída en el precio del atributo medioambiental que pasa de p_1^0 a p_1^1 , con el correspondiente desplazamiento de la recta de balance, lo que nos lleva al punto "b" (q_1^1, q_2^1). El incremento en el consumo del bien q_1 puede ser descompuesto según la ecuación [8] en efecto sustitución ($q_1^{0'} - q_1^0$) y efecto renta ($q_1^1 - q_1^{0'}$).

La variación compensatoria vendría dada por la reducción de la renta que estaría dispuesto a aceptar y que le compensaría de la caída en el precio dejándole en el nivel de utilidad U_0 marcado por el punto "d" (a los precios iniciales) $Y^0 - Y^1$. Por su parte, la variación equivalente sería el incremento de la renta que le supondría la compensación y que le situaría en el nivel de utilidad U_1 marcado por el punto "f" (a los nuevos precios) $Y^2 - Y^0$. Aun siendo ambos cambios en los niveles de utilidad derivados del mismo cambio en el precio, difieren monetariamente al ser valorados con distintos conjuntos de precios de referencia. Esta cuestión no es trivial, ya que puede influir de forma muy importante en las valoraciones finales en función de cuál sea la medida elegida para estimar ese cambio en el bienestar.

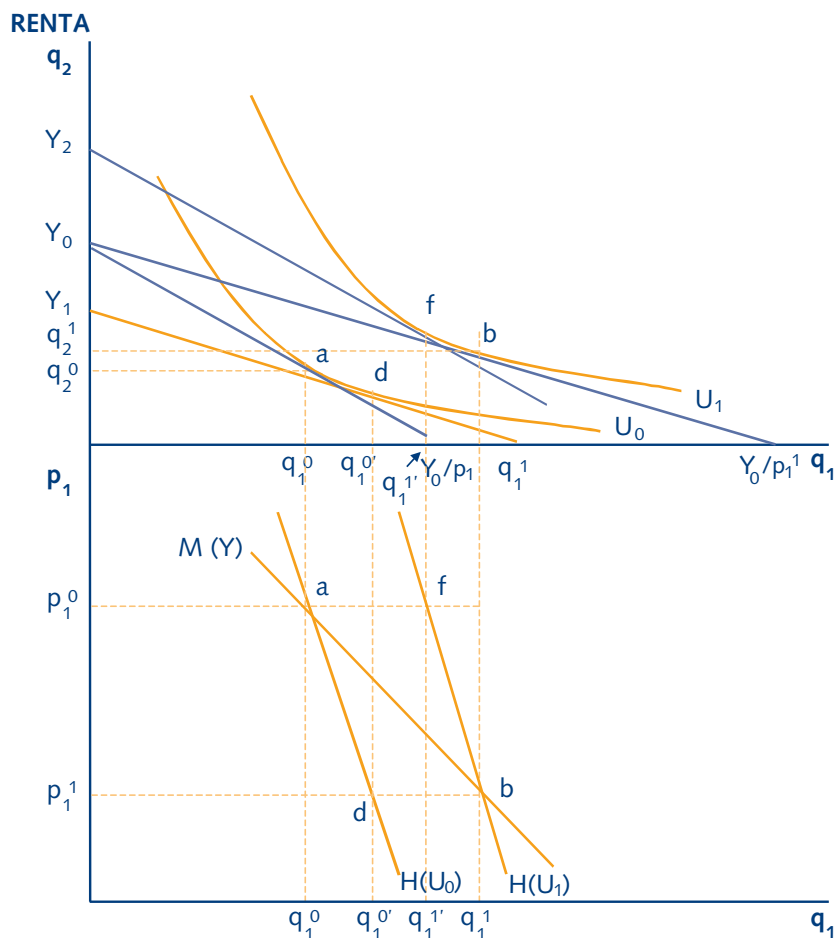
Una interpretación geométrica alternativa de ambas medidas puede realizarse obteniendo gráficamente las funciones de demanda ordinaria y compensadas (parte inferior del gráfico 2.1).

⁷ Viceversa para un incremento en el precio.

⁸ Asumimos que el precio de la cesta del bien dos como un numerario lo que nos permite interpretar el eje de ordenadas como la renta del consumidor.



Gráfico 2.1 Derivación de las funciones de demanda Marshalliana y Hicksianas



Fuente: Adaptado de (Perman et al. 1999).

1. El movimiento de “a” hacia “b” nos dejará la demanda marshalliana o descompensada, $M(Y)$.
2. El movimiento de “a” hacia “d” nos dejará la demanda hicksiana correspondiente al nivel de utilidad U_0 , $H(U_0)$.
3. El movimiento de “b” a “f” nos dejará la demanda hicksiana correspondiente al nivel de utilidad U_1 , $H(U_1)$.

La primera muestra simplemente cómo varía la cantidad demandada ante la variación del precio, manteniéndose la renta constante; mientras que, en la segunda, lo que permanece constante es la utilidad, eliminándose así el efecto renta del cambio acontecido. Por lo tanto, movimientos a lo largo de la curva de demanda hicksiana representan solamente el efecto sustitución en sentido puro ante un cambio en el precio.

La variación compensatoria (VC) es el área situada a la izquierda de $H(U_0)$ entre los precios p_1^0 y p_1^1 , mientras que la variación equivalente (VE) sería la misma interpretación pero para la función $H(U_1)$ del gráfico⁹. El excedente del consumidor marshalliano se

⁹ Matemáticamente tendríamos $VC = \int_{p_1^1}^{p_1^0} H(U_0) dp$
 $VE = \int_{p_1^1}^{p_1^0} H(U_1) dp$
 $ECM = \int_{p_1^1}^{p_1^0} M(Y) dp$

obtendría realizando la misma operación sobre la función M . Como podemos observar las tres medidas difieren en términos cuantitativos, produciéndose la siguiente relación:

$$VC < ECM < VE \quad [13]$$

Repetiendo estos argumentos para un incremento en el precio, tendríamos:

$$VC > ECM > VE \quad [14]$$

La disparidad entre estas medidas vendrá dada por el tamaño del efecto renta, de tal forma que si este es igual a cero las tres medidas coincidirán. Autores como (Willig 1976) o (Saz, García 2002), para el caso español, argumentan que el error de usar la medida del excedente marshalliano del consumidor, normalmente de estimación más sencilla, estaría solamente en torno al $\pm 5\%$ en relación con las otras dos medidas. Este reducido error habilitaría a esta medida de bienestar para ser usada en las valoraciones, lo que simplificaría sensiblemente las técnicas, a la vez que daría consistencia a las estimaciones¹⁰. Pero algunos otros como (Tversky, Kahneman 1991) o (Saz 2003), para el caso español, concluyen que esas divergencias son mucho mayores. En el primero de los trabajos, esa diferencia podría ser casi 5 veces superior o inferior, y en el mejor de los casos, no bajaría de 1,4 veces¹¹.

Las razones argumentadas de dichas discrepancias son muchas: las cantidades máximas a pagar vienen limitadas por la renta de los individuos mientras que las compensaciones exigidas no, los consumidores tratamos de forma asimétrica las pérdidas y ganancias, rechazo mostrado por el hecho de aceptar una compensación a cambio de la degradación del medio ambiente, etc. Pero esta polémica se soluciona simplemente con una elección adecuada de la medida monetaria a estimar frente a un cambio medioambiental, que dependerá de las circunstancias y propósitos del análisis. En el siguiente cuadro podemos encontrar las distintas opciones planteadas:

Cuadro 2.1 Medidas monetarias para efectos de cambios en los precios

| | Variación compensatoria | Variación Equivalente |
|-------------------------|------------------------------|---------------------------------|
| Caída en el precio | Pago para que ocurra | Compensación para que no ocurra |
| Incremento en el precio | Compensación para que ocurra | Pago para que no ocurra |

Fuente: Adaptado de (Perman et al. 1999).

Se podría repetir el análisis para cambios en las cantidades (calidades), en donde los conceptos de variación compensatoria y equivalente se convertirían en **excedente compensatorio** (*compensating surplus*) y **excedente equivalente** (*equivalent surplus*), con idénticas definiciones en cada uno de los casos, y con las siguientes expresiones analíticas:

$$EC(q_0, q_1) = e(q_1, U_0) - e(q_0, U_0) \quad [15]$$

$$EE(q_0, q_1) = e(q_1, U_1) - e(q_0, U_1) \quad [16]$$

¹⁰ En el estudio para el caso español de la provisión futura de un parque urbano en Valencia, estos autores concluyen que la igualdad entre las medidas podría deberse a problemas relacionados con la técnica de valoración utilizada y no a convergencia en términos microeconómicos como la que plantea Willig.

¹¹ Concretamente, en el estudio español de recuperación de la zona portuaria de Castellón, esa discrepancia asciende a 4,1 veces.



Donde la elección de la mejor medida, al igual que ante un cambio en los precios, dependerá de cuál sea el objetivo perseguido.

Cuadro 2.2 | Medidas monetarias para efectos de cambios en las cantidades/calidades

| | Excedente compensatorio | Excedente Equivalente |
|-------------------|------------------------------|---------------------------------|
| Ganancia/Mejora | Pago para que ocurra | Compensación para que no ocurra |
| Pérdida/Deterioro | Compensación para que ocurra | Pago para que no ocurra |

Fuente: Adaptado de (Perman et al. 1999).

La combinación de todas las posibilidades nos ofrece un amplio conjunto de opciones, concretamente ocho, con lo que la elección de la medida adecuada de bienestar no es un hecho trivial y puede convertirse en fuente de inconsistencia en las valoraciones.

Hasta ahora hemos desarrollado cómo afectan los cambios medioambientales a un individuo determinado. Pero el objetivo final de la valoración es averiguar cómo afectan a la sociedad en su conjunto, es decir, hay que desarrollar un mapa de preferencias sociales para lo que debemos obtener la **curva de indiferencia social** (CIS). Este proceso no es una simple agregación de preferencias individuales ya que son tan variadas que las CIS pueden llegar a cortarse, por ejemplo ante cambios en la distribución de la renta, con lo que todo el desarrollo analítico posterior no tendría sentido.

Durante décadas pasadas ha existido un fructífero debate en el seno de la teoría económica del bienestar sobre cómo solucionar este escollo (Kaldor 1939), (Hicks 1939), (Arrow 1974), (Layard, Walters 1978), (Azqueta 1985), (Stiglitz 1988), (Ward 1988), (Brent 1991), etc. Aquí, proponemos las alternativas expuestas por (Heller 1973), para el cual es posible obtener una familia de curvas de indiferencia social coherente con los postulados microeconómicos, siempre y cuando se cumpla alguno de los siguientes supuestos:

- i. *Un habitante*: es la justificación más lógica y trivial. En este caso el mapa de CIS coincidiría con el de este ciudadano. El problema es que exige que todos los ciudadanos sean igual al representativo, lo que imposibilita este argumento como supuesto práctico.
- ii. *Un dictador benevolente*: sus decisiones reflejarían las de la comunidad. Es un caso similar al anterior.
- iii. *Gustos y rentas iguales*: si todos los ciudadanos coinciden en estas variables, todos tendrán el mismo mapa de curvas de indiferencia, que a su vez será reflejo del mapa social al entrar todas con el mismo peso en la función de utilidad conjunta. Nos enfrentamos a la función de bienestar social utilitarista clásica. El problema radica en la imposibilidad de cambios en la distribución de la renta que alteraran los gustos de los consumidores, por ejemplo hacia bienes ambientales.
- iv. *Gustos iguales y curvas de indiferencia homogéneas*: en este caso, esos cambios redistributivos no afectarían a las preferencias de los individuos, ya que se gastarían la misma proporción de la renta que antes en cada uno de los bienes.
- v. *Rentas iguales y curvas de indiferencia homogéneas*: es similar al anterior pero con los mismos problemas prácticos que el supuesto número iii).
- vi. *Redistribución óptima de la renta*: si esto es así, cambios en la renta de los individuos no alterarían la situación de nadie y, por lo tanto, tampoco sus preferencias, con lo que volveríamos al supuesto número iv).

Partiendo de la asunción del supuesto número iv), el último paso para poder obtener un mapa de curvas de indiferencia social con el que poder trabajar es considerar que no se cumple el Teorema de la Imposibilidad de Arrow (Arrow 1974) lo que nos permitirá agregar la preferencias individuales basándonos en la regla de elección colectiva. Concretamente las

condiciones de racionalidad y transitividad de dicha regla, a las que deben unirse las de dominio no restringido, principio débil de Pareto, independencia de las alternativas irrelevantes, soberanía de los ciudadanos y de no-dictadura¹².

Una vez obtenida una función de bienestar social, susceptible de ser utilizada para estimar los cambios en el bienestar colectivo, podemos abordar las distintas formas de acercarnos a su estimación a través del estudio de los diferentes medios de valoración.

2.2 TÉCNICAS DE VALORACIÓN ECONÓMICA DEL MEDIO AMBIENTE

Los métodos de valoración de intangibles, que el análisis económico proporciona para la valoración del medio ambiente, se apoyan en el hecho de que muchos de los bienes que podríamos considerar ambientales se combinan con insumos productivos para dar lugar a determinados bienes y servicios o para generar directamente un flujo de utilidad (Azqueta 1996). Este es el caso de los métodos de valoración indirectos. Cuando tal combinación no se produce, no queda más remedio que simular el mercado a través de encuestas, lo que da lugar a los métodos de valoración directos. A continuación se analizan los métodos más utilizados en la valoración de bienes sin mercado en función de esta doble clasificación.

2.2.1 Métodos de valoración indirectos

2.2.1.1 El método de los precios hedónicos

Esta metodología se basa en el hecho de que muchos bienes que se comercian habitualmente en el mercado son un agregado de características o atributos individuales que no se pueden intercambiar de forma independiente. Estos bienes multiatributos sirven para satisfacer varias necesidades al mismo tiempo y poseen, por lo tanto, un valor de uso múltiple. Un ejemplo característico es el automóvil, por el cual estamos dispuestos a pagar una mayor cantidad según aumentan las prestaciones que nos ofrece. En este caso, podríamos descomponer el bien en sus características componentes, cada una de las cuales sirve para satisfacer una necesidad. Así, la potencia del motor podría satisfacer la necesidad de seguridad en los adelantamientos, el color y el diseño exterior colmarían nuestras necesidades estéticas, el aire acondicionado o los elevalunas eléctricos las de comodidad, los sistemas de airbag, ABS, etc. las de la seguridad y así sucesivamente. Por todas y cada una de ellas estaríamos dispuestos a pagar una cantidad de dinero adicional.

Esa cantidad adicional se denomina **precio hedónico**, en el sentido de que forma parte del precio de mercado. Por lo tanto, se podría definir como la "*disposición marginal a pagar del consumidor por una unidad adicional de la característica componente*" (Azqueta 1994). Todos los atributos mencionados no pueden adquirirse por separado y forman parte de la estructura básica del automóvil. Es decir, no existe un mercado formal para cada uno de ellos, ni por lo tanto un precio explícito.

Como consecuencia de lo anterior el precio de mercado de un bien debe ser un agregado de los precios individuales de las características que ese bien contiene. Por lo tanto, el objetivo de la técnica hedónica consistiría en hacer explícitos los precios sombra de cada uno de los atributos componentes.

¹² Este autor demuestra que no existe ninguna elección que cumpla simultáneamente las dos primeras junto con las cinco segundas, aunque autores posteriores, relajando esos criterios, demuestran que sí es posible obtener la función de bienestar social.



Esta metodología es susceptible de aplicación en muchas áreas de la economía y es precisamente esta versatilidad la que posibilita su aplicación en la valoración de atributos medioambientales sin mercado, los cuales pueden formar parte de otro bien que sí lo posee. El caso más obvio es el de la vivienda, cuyo precio final depende de la conjunción de tres tipos de características básicas (Powe et al. 1995): características estructurales de la vivienda como metros cuadrados, número de baños, etc., características del vecindario (*local amenities*) como existencia de servicios públicos y privados (colegios, centros de salud, centros comerciales, etc.), nivel de seguridad, características socioeconómicas de los residentes, etc. y características ambientales del entorno (*environmental amenities*) como nivel de ruido, contaminación atmosférica, existencia de vistas, parques, etc.

El objetivo perseguido con la aplicación de este método de valoración es calcular los precios implícitos de esas características ambientales, es decir, lo que aportan al valor de la vivienda (o lo que lo disminuyen si se trata de un mal ambiental) los atributos ambientales del objeto de valoración. Con otras palabras, lo que los compradores están dispuestos a pagar, a través de sus transacciones en el mercado de la vivienda, por esa característica medioambiental.

La idea inicial fue sugerida por (Knetsch 1962), autor que planteó la imposibilidad de aplicar el método de valoración del coste del viaje al medio ambiente urbano¹³, sugiriendo que el valor del atributo medioambiental urbano podría estar capitalizado en el valor de las viviendas a las que afecta. Esta contribución la refinaron autores posteriores como (Lancaster 1966) o (Griliches 1971), pero las primeras aportaciones formales, con sus correspondientes aplicaciones empíricas, fueron realizadas por (Rosen 1974) y (Freeman 1974). Todas las posteriores han aplicado, de forma más o menos desarrollada, los fundamentos microeconómicos y econométricos propuestos por estos autores.

Son cientos los estudios que han aplicado esta técnica. A modo de ejemplo, podemos citar los realizados para valorar la existencia de espacios abiertos urbanos como parques, campos de golf, corredores verdes, etc. (Correll et al. 1978), (Do, Grudnitski 1995), (Bolitzer, Netusil 2000), (Smith et al. 2002), la cercanía de estaciones de tren o aeropuertos (Mieszowski, Saper 1978), (Voith 1993), (Bowes, Ihlantfeldt 2001), la cercanía de vertederos (Havlicek et al. 1971), (Nelson et al. 1992) (Halstead et al. 1997) o la existencia de contaminación urbana (Nelson 1978) y (Kirshner, Moore 1989). Fuera del campo de la vivienda, destacan las aportaciones hedónicas a la explicación del valor del suelo rústico e industrial como las realizadas por (Miranowski, Hammes 1984), (Ervin, Mill 1985), (Kowalski, Paraskevopoulos 1990) y (Maddison 2000).

En España, la producción literaria en relación con este tema es más reciente y no tan abundante, pero también se ha aplicado tanto dentro como fuera del campo de la vivienda. En el primer caso, tenemos los estudios de (Brañas, Caridad 1996), (González 2000), (Bilbao 2000), (Bengoechea 2000), (Tránchez 2001), (Bover, Velilla 2001) y (Gómez 2002). Fuera del mercado inmobiliario ha sido utilizado para averiguar los precios implícitos de las características de los servicios turísticos (Pastor 1999) y (Aguiló 2002), de los productos agroalimentarios (Angulo et al. 2000) y (Loureiro, McClushey 2000), de los ordenadores personales (Guerrero de Lizardi, Pérez 2002), o de las características del suelo rústico e industrial (Gracia et al. 2003) y (Saz, García 2003).

Fuera del ámbito del mercado de bienes y servicios, esta técnica también se ha utilizado en el del mercado de trabajo para intentar calcular el valor de la vida de una persona a través del procedimiento conocido como los salarios hedónicos. Una aplicación interesante del mismo puede encontrarse en (Albert, Malo 1994).

¹³ El autor plantea la imposibilidad de aplicar el método del coste del viaje a la valoración de parques urbanos en donde el coste de acceso es prácticamente despreciable.

Los fundamentos microeconómicos del modelo, al igual que la mayoría de las técnicas de valoración, se basa en la teoría del consumidor de Lancaster y parte de la existencia de funciones de utilidad débilmente separables y relación de complementariedad débil entre el bien ambiental y el bien privado. En este caso, y al contrario de lo que ocurre con otras técnicas de valoración, el bien privado no se adquiere para disfrutar del bien ambiental, sino que este es una característica del privado.

En este sentido, el precio de venta puede ser representado en la forma descrita en la ecuación [17] por la función f , donde p_i es el precio del bien privado compuesto x_i , la vivienda en este caso, s_i es un vector de sus características estructurales, q_i un vector de sus características medioambientales y n_i un vector de las características del vecindario en el que se localiza la vivienda:

$$p_i = f(s_i, q_i, n_i) \quad [17]$$

Asumiendo que los individuos maximizan su utilidad sujetos a su restricción presupuestaria, las condiciones de primer orden determinarán la elección de las características ambientales de la siguiente forma:

$$(\partial U / \partial g_j) / (\partial U / \partial x) = \partial p_i / g_j \quad [18]$$

La derivada parcial de la función de precios hedónica con respecto a g_j se puede interpretar entonces como el precio marginal de la característica g_j , es decir, permaneciendo todo lo demás constante, el coste marginal de un aumento en esa característica o precio implícito. A priori, el signo es indeterminado, dependiendo de si se trata de un bien o de un mal medioambiental para los residentes que adquirieron la vivienda en una determinada zona. Por ejemplo, si el atributo medioambiental incluido en la función hedónica es un parque, estaríamos hablando de un beneficio marginal donde el valor de la vivienda se incrementaría con la cercanía al mismo. Si por el contrario, se trata de contaminación acústica o atmosférica, es decir un mal, se trataría de un coste marginal depreciando su valor.

La estimación por procedimientos econométricos nos devolverá los coeficientes de las variables o precios implícitos definidos anteriormente. Es en este paso en el que se producen las discrepancias más importantes entre los distintos autores, relacionadas con la elección de la forma funcional que explica mejor la relación entre la variable dependiente y las independientes. Hasta fechas recientes los investigadores experimentaban con diversas formas funcionales, como la lineal, lineal cuadrática, semi-logarítmica, lineal logarítmica o doble-logarítmica, discriminando entre ellas en función de criterios de bondad de ajuste (Halstead, Bouvier et al. 1997). Sin embargo, el uso de especificaciones lineales se ha impuesto al resto debido a la mayor facilidad a la hora de interpretar los coeficientes estimados, los cuales son independientes del nivel de la variable explicativa y, por lo tanto, los precios implícitos permanecen constantes. En las especificaciones logarítmicas el precio implícito es distinto para cada observación y depende de la cantidad de bien de la que ya se dispone. Es decir, nuestra disposición marginal a pagar por una característica va variando en función de la dotación que tengamos de ella.

En general, la ecuación [17] no tiene por que ser lineal y sólo lo será si los consumidores pueden llevar a cabo la recomposición a su gusto del conjunto de atributos, lo que no suele ser posible en el caso de la vivienda. Así, la falta de linealidad será el rasgo más común de las funciones hedónicas de precio (Gracia et al. 2003).

La elección errónea de la forma funcional puede sesgar los resultados y reducir la significatividad de los coeficientes. Por ejemplo, (Milon et al. 1984), encuentran que las especificaciones lineales o logarítmicas infraestiman de forma importante las pérdidas de bienestar. Para solventar el problema de una mala selección de la forma funcional, los últimos trabajos aconsejan la elección de una forma general del modelo basada en transformaciones Box-Cox, que permiten una relación más flexible entre el precio implícito de una característica y los niveles de los demás argumentos, además de admitir el uso de las formas tradicionales como casos particulares de la transformación.



Un ejemplo de dicha transformación podría ser el siguiente (Box, Cox 1964):

$$z(\lambda) = \frac{(Z^\lambda - 1) / \lambda}{\ln Z} \quad \begin{matrix} \lambda \neq 0 \\ \lambda = 0 \end{matrix} \quad [19]$$

Esta transformación se puede aplicar tanto a la variable dependiente como a las independientes, en incluso aplicar una transformación a la primera y que la misma pueda diferir para las distintas variables independientes. Pero esta alternativa limita las posibilidades de la estimación (Freeman 1993). Sus detractores argumentan que esta alternativa es habitualmente más engorrosa que necesaria (Greene 1993). Por ejemplo, (Palmquist 1991) recomienda evitar este problema focalizando la transformación sólo en la variable dependiente y en las independientes de interés.

Por último, para terminar con este apartado, analicemos algunos de los problemas que conlleva la aplicación de este método y que han servido para desaconsejar su uso por parte de sus detractores. La literatura al respecto lista una amplia gama de inconvenientes, que pueden agruparse en tres apartados:

- i) *Problemas relacionados con el incumplimiento de los supuestos del modelo:* (Rosen 1974) y (Freeman 1974) construyeron el modelo, que después han adaptado la mayoría de los autores, basándose en supuestos de competencia perfecta en el mercado inmobiliario que garantizan el equilibrio (Powe et al. 1995) y (Bolitzer, Netusil 2000) argumentan que en el sector inmobiliario existen excesos de oferta y de demanda continuos. Los primeros suelen producirse en zonas residenciales muy bien dotadas y con buenas condiciones ambientales, mientras que los segundos en zonas urbanas deprimidas y/o degradadas medioambientalmente, en las cuales el precio de venta no vacía el mercado. Además, la competencia perfecta implica ausencia de costes de transacción, o al menos que sean lo suficientemente bajos y no influyan en la toma de decisión de los consumidores. Precisamente el mercado de la vivienda se caracteriza por elevados costes de transacción, que para muchas personas se hacen prohibitivos (Azqueta 1994). A los costes obvios de búsqueda y mudanza, hay que añadir los impuestos, gastos de asesoría, cambio de puesto de trabajo, etc. En términos generales, podríamos decir que puede producirse un problema de disminución en las posibilidades de elección de los consumidores, lo que aconsejaría el uso de otras técnicas de valoración¹⁴, es decir, el mercado de la vivienda no es el más adecuado para captar las preferencias de los consumidores y transformarlas en valor.
- ii) *Problemas econométricos:* la estimación de estos modelos no escapa a las dificultades que surgen a la hora de aproximar las funciones a través de procedimientos de regresión. En primer lugar, estarían los problemas relacionados con la representatividad de la muestra. Existen varias formas para generarla como acudir a estadísticas publicadas, a agencias especializadas o conseguir directamente los datos de empresas inmobiliarias. En España no existen estadísticas lo suficientemente detalladas como para poder aplicar el procedimiento y el problema de la segunda fuente es que capta el valor de la vivienda estimada por un experto y no su precio, en donde ya se han agotado las ventajas del intercambio. Así, la opción más común es recopilar directamente los datos vivienda por vivienda, lo que compromete la aleatoriedad de la muestra, pero permite recoger su precio real (Bilbao 2000).

¹⁴ Podría ser el caso de la segmentación que se produce en algunas ciudades, donde las características de los barrios coartan las posibilidades de movimiento entre los mismos por razones religiosas, étnicas, etc.

En segundo lugar, pueden surgir problemas de multicolinealidad entre las variables explicativas, sobre todo cuando se incluyen en elevado número. Muchos autores aconsejan incluir un número reducido, pero que definan bien las características de la vivienda. Si aún así sigue persistiendo el problema es aconsejable estimar ecuaciones independientes para cada variable explicativa (Gracia et al. 2003). En cualquier caso, siempre es aconsejable eliminar algunas basándose en criterios de bondad del ajuste.

En tercer lugar, se encuentran los problemas relacionados con la selección de variables. La omisión de alguna que sea explicativa puede producir que los estimadores estén sesgados (Hanley 1997). Otra dificultad se plantea a la hora de elegir la variable ambiental, ya que pueden existir muchas alternativas que sirvan a un mismo fin. Por ejemplo, si se analiza el efecto de la contaminación atmosférica sobre el valor de la vivienda, ¿cuál es el contaminante relevante?, ¿utilizamos un indicador ponderado de contaminación o elegimos de forma arbitraria uno?

Por último, también pueden surgir en la estimación problemas de correlación y heterocedasticidad, los cuales pueden corregirse con las herramientas aportadas por la ciencia econométrica.

- iii) *Problemas relacionados con el cálculo del excedente*: muy pocos son los autores que, una vez estimada la función de demanda de la vivienda, calculan el excedente derivado de la variable ambiental. Esto es así por varias razones: en primer lugar, porque esta técnica tiende a infravalorar ese excedente ya que no tiene en cuenta beneficios *off-side* (Halstead et al. 1997). Es decir, no todos los beneficios o males ambientales de una zona se capitalizan en el valor de la vivienda. Por ejemplo, no incluye los valores de no uso al no contabilizar el efecto de esos atributos ambientales sobre el colectivo de los no propietarios. Además, es muy difícil agregar los cambios marginales y, por lo tanto, calcular el excedente como su suma.

2.2.1.2 El Método del coste del viaje

Esta técnica de valoración, también conocida como método del coste del desplazamiento, se basa en la relación de complementariedad entre bienes públicos y privados dentro de la función de utilidad de los consumidores. En nuestro caso, esa relación se produce cuando el disfrute del bien ambiental requiere la participación del individuo en otro mercado a través del consumo de otros bienes sin los cuales no sería posible el disfrute del primero. Más concretamente, para poder disfrutar de un espacio natural hay que acceder al mismo, con el correspondiente coste para el visitante.

Observando la función de demanda de ese bien privado podemos obtener, a través de un proceso de integración, la correspondiente función de gasto, con lo que sería posible derivar el precio implícito del bien ambiental o, lo que es lo mismo, la disposición del consumidor a pagar por él.

El principal problema que se plantea es que se desconoce en qué medida el gasto en el bien privado es una función del nivel consumido del bien ambiental. Así, es necesario establecer una serie de hipótesis de partida que Mäler denominó, **condiciones de complementariedad débil** (Mäler 1974). Existe complementariedad débil entre el bien privado y el ambiental (y por lo tanto precio implícito) si la utilidad marginal que proporciona el bien ambiental se hace cero, cuando la cantidad demandada del bien privado es cero. Hay un **precio de exclusión** del bien privado que hace cero su demanda y, por lo tanto, la del bien ambiental. Además, a ese precio una mejora en el bien ambiental no incentivaría su demanda, que seguiría siendo igual a cero¹⁵.

¹⁵ O lo que es lo mismo, la derivada de la función de gasto respecto a la cantidad demandada de bien ambiental es igual a cero para ese precio.



Si se cumplen esas condiciones, concretamente la segunda, significa que con esta técnica solamente podemos capturar valores de uso. Y esto es así porque, si no se cumple lo anterior, la persona seguiría obteniendo un valor positivo del bien ambiental sin consumirlo, que es lo que define al valor de no uso, lo que complicaría el problema de la valoración, ya que el valor de no uso no queda reflejado en las funciones de demanda.

Una vez asumidos estos supuestos la aplicación práctica del método es sencilla. Se trataría de estimar la función de demanda del bien ambiental ante cambios en el coste de acceso o de disfrute, variable que actuaría como “proxy” del precio del bien ambiental dada esa relación de complementariedad. A partir de esa función podríamos calcular cambios en el excedente del consumidor derivados de alteraciones en el bien ambiental.

El origen de esta técnica se encuentra en una petición realizada en el año 1949 a varios economistas por el Servicio de Parques Naturales de Estados Unidos, en la que se solicitaban sugerencias de cómo medir los beneficios económicos de la existencia de esos parques. Harold Hotelling respondió con una sencilla carta en la que se encuentran las ideas básicas del procedimiento que después fue desarrollado en los años cincuenta por Clawson y Knetsch. A partir de aquí esta técnica se ha ido refinando, siendo probablemente la más utilizada en la valoración de bienes ambientales por su sencillez y reducido coste de implementación. En los años ochenta, debido al elevado número de críticas acumuladas, fue perdiendo protagonismo a favor del método de valoración contingente, más completo y versátil. Pero debido al mayor coste de aplicación de este, el método del coste del viaje sigue siendo una metodología vigente en la valoración de bienes ambientales, sobre todo en la de aquellos para los que fue concebida: los espacios naturales.

Esta profusa aplicación ha llevado a un gran número de variantes del modelo, que pueden clasificarse en dos grandes grupos: **modelos de demanda** y **modelos de cuota de visitas** (Riera 2000). A su vez, bajo el epígrafe de modelos de demanda se incluyen cuatro variantes, relacionadas entre sí, pero que presentan características diferenciadoras. Concretamente los modelos de gravedad, los sistemas de ecuaciones de demanda, los modelos de parámetro variable y el método del coste del viaje hedónico¹⁶.

Han sido muchas las críticas vertidas sobre el método del coste del viaje, sobre todo la gran variabilidad en las medidas de excedente obtenidas con esta técnica en función de cuáles sean los supuestos de partida que inevitablemente hay que realizar para poder aplicar este método. Siguiendo a (Hanley, Spash 1993), los problemas básicos de este método son cuatro:

i) Medición del coste de acceso: en primer lugar hay que decidir qué costes deben ser incluidos y cuáles no. La opción más conservadora es elegir solamente los llamados **costes ineludibles**, es decir, aquellos que se derivan estrictamente del desplazamiento al lugar elegido. La opción más común es computar un determinado gasto por kilómetro, que puede variar también significativamente en función de qué gastos se incluyan (combustible, seguro del automóvil, amortización y mantenimiento del mismo, aparcamiento, peaje, etc.).

Frente a estos se encuentran los **costes discrecionales** que, o bien pueden realizarse o no, como es el caso del equipamiento específico para el disfrute del espacio natural (cámara de fotos, botas de trekking, etc.), o bien pueden variar sustancialmente en función de los individuos, como son los gastos de alimentación, pernoctación o, incluso, compra de recuerdos del lugar. La inclusión de estos últimos supone añadir un componente específico de utilidad difícilmente modelizable, ya que para muchas personas cuanto mayores son, más satisfacción reportan al viaje¹⁷. Así, es imposible valorar objetivamente el coste del viaje de todos los visitantes, ya que es sólo el propio individuo el que puede hacerlo.

¹⁶ Otra clasificación diferencia el método del coste del viaje zonal, que se correspondería con los modelos de gravedad, del individual, que agruparía a los otros tres. La diferencia estriba en que mientras el primero utiliza datos agregados por zonas de origen, los segundos estiman las funciones de demanda a partir de datos individuales correspondientes a cada consumidor.

¹⁷ No es lo mismo alojarse en una casa rural de lujo que en un camping, comer en un restaurante típico que un bocadillo, etc.

La segunda decisión que hay que tomar es si incluimos o no el tiempo que nos ha supuesto la visita al espacio natural y, si lo hacemos, si tenemos en consideración sólo el coste del tiempo que nos ha llevado desplazarnos hasta allí o también el tiempo pasado en el espacio. La conveniencia de incluirlo se basa en que el tiempo es un bien escaso y, por lo tanto, tiene un precio implícito o coste de oportunidad al haber podido dedicarlo a otras actividades. Por el contrario, los detractores de esta opción creen que no se debe incluir debido a que, si hemos tomado esa decisión, es porque nos genera satisfacción y no es un coste¹⁸. En cualquier caso, su inclusión sólo sería acertada si una persona pudiera elegir libremente su jornada de trabajo y su tiempo de ocio, con lo cual el salario/hora (o una proporción del mismo) sería una buena aproximación de este coste. Pero este no es un caso habitual, por lo que no parece la mejor opción.

El problema de valorar el tiempo ha sido tratado en la literatura económica tanto dentro como fuera de la valoración ambiental. En España existen varios trabajos, como el de (Riera 1997), que aborda el coste del tiempo recreativo en los desplazamientos al campo, el de (Barrios, Martínez 1999) que estiman el coste del tiempo perdido en los desplazamientos al trabajo o el de (Pinto, Puig-Junoy 2001), que estudian el coste de oportunidad del tiempo perdido en las esperas médicas. De todas formas, y al igual que ocurría en el caso anterior, no deja de ser una cuestión subjetiva de cada consumidor, difícilmente modelizable y generalizable a través de cantidades adjudicadas a cada colectivo.

Por último, está la decisión de asignar un coste a aquellos que no solamente han visitado el espacio natural, sino también otros lugares. Es decir, qué parte del coste de un "viaje multi-propósito" corresponde a la visita al espacio natural. Una opción es preguntar al individuo la importancia de esa visita en el total del viaje y otra alternativa es modelizar de forma separada los viajes multi-propósito de aquellos que sólo han visitado el espacio natural.

La decisión que se tome en cada uno de los aspectos anteriores no es neutral, ya que la valoración final del excedente puede variar de forma significativa, pudiendo multiplicarse por más de diez, lo que la convierte en una medida poco fiable para ser utilizada en un análisis coste-beneficio social. Además, la inexistencia de unas reglas consensuadas sobre lo que se debe y no se debe incluir deja a la arbitrariedad de los investigadores dichas decisiones, lo que hace prácticamente imposible la comparación entre distintos estudios.

ii) Elección de la variable dependiente: las primeras aproximaciones de este método se basaban en la denominada **versión zonal**, donde la variable endógena es la tasa de visitas de cada uno de los círculos concéntricos al área natural. El problema estriba en que según se va ampliando el radio, las pautas de comportamiento de los visitantes cambian, tanto respecto a las motivaciones que les han llevado al lugar, como a la probabilidad de que el viaje tienda a ser multi-propósito según nos alejamos del origen, llegando incluso a ser una visita residual y sin ninguna motivación que modelizar. Así, es imposible saber dónde acotar la distancia máxima.

Ante este contratiempo, poco a poco fue ganando aceptación entre los investigadores la **versión individual**, donde se trata de estimar la función de demanda del espacio natural de cada individuo en función del coste del viaje y de determinadas variables como las socioeconómicas. Pero esta aproximación no está exenta de problemas. La primera es el hecho de que la mayoría de los encuestados realizan sólo una visita anual y, en muchos casos, única, ya que no tienen intención de volver por

¹⁸ Incluso para algunas personas el hecho de desplazarse hasta el lugar conduciendo por carretera les genera satisfacción porque les gusta conducir.



el momento. La segunda está relacionada con el aumento desproporcionado del excedente medio cuando la proporción de no participantes se incrementa con la distancia. Este problema suele resolverse eliminando aquellas observaciones atípicas que declaran haber recorrido una cantidad de kilómetros exagerada, lo que puede llegar a reducir el sesgo pero sin llegar a eliminarlo. En todo caso, se trata de un truncamiento de observaciones arbitrario.

iii) *Inclusión de sustitutivos o complementarios*: la utilidad marginal de un bien también depende de la cantidad consumida del resto de bienes relacionados con él, de forma que la variación de sus precios afecta al bien que se trata de valorar. Por esta razón muchos estudios empíricos recomiendan introducir estos bienes en la estimación de la función de demanda, lo que reduce el sesgo de una mala especificación del modelo e incrementa el excedente del consumidor.

La mayoría de las veces el problema es encontrar bienes que puedan servir de sustitutivos al espacio valorado, es decir la existencia de emplazamientos alternativos. La solución se encuentra en plantear al encuestado situaciones hipotéticas, dando lugar a una nueva versión del método, denominada **Método Hipotético del Coste del Viaje** (Loomis 1993), (Fleischer, Tsur 2000), etc.

iv) *Problemas econométricos*: el primero es el relacionado con la elección de la forma funcional, ya que el excedente del consumidor depende de ella de manera sustancial (Adamowicz 1998). Además, especificaciones diferentes implican relaciones distintas entre las medidas marshallianas y hicksianas del excedente. Así, su elección es un aspecto muy importante a tener en cuenta y, aunque no existen razones para pensar en la superioridad de unas frente a otras dependiendo de los distintos lugares, la evidencia apoya la especificación semilogarítmica. El segundo de los problemas es que la variable dependiente normalmente se encuentra truncada y censurada. En el primer caso, la muestra se encuentra truncada porque sólo se trabaja con individuos que han visitado el lugar, dejando fuera a visitantes potenciales. En el segundo caso, se encuentra censurada a la unidad, ya que es imposible observar menos de una visita. En ambos casos, la estimación por mínimos cuadrados ordinarios produce estimadores sesgados, lo que hace necesario recurrir a estimadores de máxima verosimilitud (Balkan, Kahn 1988). Si a esto le unimos modelos de elección discreta, solucionamos también el problema expuesto de la reducida diversidad de la variable dependiente (número de viajes), dando lugar a una aproximación estadística superior, que se ha impuesto entre los investigadores: los modelos de cuota de visita ya citados o *Count Data Models*.

2.2.1.3 Métodos basados en las funciones de producción

Existen varias técnicas de valoración ambiental basadas en los servicios o indicadores ambientales como argumentos de la función de producción. Podemos representar su fundamento a través de una sencilla función:

$$\begin{aligned}
 & \partial Q / \partial L > 0 \\
 Q = f(L, K, E) / & \quad \partial Q / \partial K > 0 \quad [20] \\
 & \partial Q / \partial E > 0
 \end{aligned}$$

Donde K y L son los dos factores productivos que tradicionalmente define la microeconomía y E el indicador ambiental.

Supongamos un cambio en ese indicador. Si la cantidad utilizada de los dos factores productivos permanece constante, esto implicará un cambio en la cantidad producida en el sentido propuesto, el cual podría transformarse en una medida monetaria mensurable que valorara el cambio medioambiental acontecido. Por lo tanto, en un primer paso hay que tratar de calcular esa sensibilidad de la producción a las variaciones ambientales a través

de la estimación de la correspondiente **función dosis-respuesta**, que nos servirá para el cálculo de la derivada parcial $\partial Q/\partial E$ de la ecuación [20]. La estimación de estas funciones queda fuera del alcance de la teoría económica, al tratarse de aproximaciones más cercanas a ciencias como la física, química, biología, geología, etc. El segundo paso consiste en la monetización del cambio acontecido en la variable productiva, multiplicando dicha variación por unos precios que permanecen constantes.

El principal problema de esta metodología es que solamente arroja resultados válidos cuando el productor es pequeño (los efectos sobre la producción no inciden en el precio del mercado) y no ha variado su comportamiento como respuesta a los cambios en las variables ambientales (K y L permanecen constantes), como señala (Azqueta 1994). En cualquier otro caso, la estimación es errónea y la cuantía del error cometido puede llegar a ser importante (Adams et al. 1982). Este handicap la convierte en una herramienta que arroja resultados difícilmente comparables con las medidas estimadas a través de otras técnicas, simplemente porque, como apuntan (Fürst et al. 2000), no estiman el cambio en el excedente del productor (o del consumidor) y, por lo tanto, no pueden tratarse de forma aditiva a las anteriores para obtener el valor económico.

Un intento de solucionar estos contratiempos es el uso de dos técnicas muy relacionadas con la anterior y también basadas en la función de producción: **método de los costes evitados** (*avoided cost method*) y **método de las medidas defensivas** (*averting expenditure method*), las cuales utilizan la siguiente función de producción:

$$\begin{array}{l}
 \partial Q/\partial L > 0 \\
 \partial Q/\partial K > 0 \\
 Q = f(L, K, E) / \quad [21] \\
 \partial Q/\partial E > 0 \\
 \partial Q/\partial A > 0
 \end{array}$$

Donde A es el gasto en el que ha incurrido la empresa para mantener constante Q ante un cambio en sentido negativo de E . En este sentido, el gasto defensivo puede ser utilizado como una proxy de la monetización del cambio en la variable medioambiental. De esta forma, la variación del excedente se plantea en términos de cantidad, a la vez que eliminamos el supuesto restrictivo *ceteris paribus* implícito en la función de producción [20]. Esto se puede reproducir para los costes evitados ante un cambio de sentido positivo de la variable ambiental.

Estos mismos argumentos pueden ser también utilizados con las funciones de utilidad, considerando a la familia como una unidad de producción que combina distintos bienes y servicios (incluidos los ambientales) para producir una determinada utilidad o bienestar, con lo cual estas técnicas serían susceptibles de ser aplicadas no solamente a la producción y al cálculo de la variación del excedente del productor, sino también al consumo y al cálculo de la variación del excedente del consumidor. En dicha función se combinarían bienes y servicios con un precio explícito, con otros que carecen de él, existiendo en muchos casos una relación de complementariedad o sustituibilidad entre ambos.

Pero en la aplicación de las funciones de producción a las decisiones de consumo surgen problemas adicionales. En primer lugar, y al contrario del caso productivo donde las variables son observables y mensurables, ahora se trata de la observación de la conducta humana, con un componente subjetivo que no existe en la producción. Así, la observación de la conducta de las personas lleva a subestimar los beneficios de una medida cuyo impacto es positivo y a sobrestimar los costes de una negativa, al no tener en cuenta el efecto renta que el cambio supone (si enfocamos el asunto desde la perspectiva de los costes evitados). En segundo lugar, se encuentra el hecho de la ausencia de sustituibilidad perfecta entre la situación generada después del cambio ambiental y el gasto necesario para mantener el nivel inicial de utilidad (si enfocamos el asunto desde la perspectiva de las medidas defensivas).



2.2.2 Métodos de valoración directos

2.2.2.1 El Método de Valoración Contingente

La idea fundamental de este método es la obtención de valoraciones mediante encuestas directas a la población, cercanas a aquellas que se revelarían si existiera un mercado verdadero para el bien objeto de estudio. A través de la construcción de un mercado hipotético se estiman las diversas medidas de excedente del consumidor utilizando distintas aproximaciones estadísticas y econométricas.

La primera referencia publicada sobre este método se remonta al año 1947, cuando Ciriacy-Wantrup escribió acerca de los beneficios de la prevención de la erosión del suelo (Ciriacy-Wantrup 1947). Este autor observó que alguno de estos efectos positivos podían considerarse bienes públicos y sugería que uno de los caminos para obtener información respecto a su demanda podría ser preguntando directamente a los individuos acerca de su disponibilidad a pagar por sucesivos incrementos del mismo. Pero no fue hasta dos décadas después cuando el método empezó a aplicarse en el ámbito académico, con la aparición del trabajo de Davis sobre el valor que tenía una determinada área recreativa para los amantes de la caza y la vida salvaje (Davis 1963). Así, diseñó la primera encuesta de valoración contingente donde se licitaban de forma directa esos valores.

Poco a poco se fue popularizando entre los investigadores la aplicación de esta metodología con la aparición, en los años sesenta y setenta, de distintos trabajos que valoraban otros tantos atributos medioambientales. Destacan los trabajos de (Ridker 1967) sobre la valoración de daños en las viviendas por la contaminación atmosférica, (Hammack, Brown 1974) sobre derechos de caza de aves acuáticas y (Cicchetti, Smith 1973) sobre reducción de la congestión en áreas naturales.

Pero el paso más importante se produce en la década de los ochenta cuando el método se extiende del ámbito universitario al legal, pasando de ser meras aplicaciones hipotéticas, sin ningún efecto real, a convertirse en una herramienta utilizada por la administración y la justicia en la evaluación de daños y en su correspondiente subsanación. Un ejemplo de este avance es la ley sobre responsabilidad medioambiental norteamericana de 1980, CERCLA (*Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act*), que habilitaba al método de valoración contingente como una herramienta para la cuantificación monetaria de los daños producidos al medio ambiente y para el cálculo de la sanción administrativa correspondiente. Es decir, el valor de existencia pasaba a formar parte de las indemnizaciones por daños medioambientales, lo que suponía un notable incremento de las mismas¹⁹. También podemos citar la sentencia judicial que penalizaba a la empresa Exxon por el vertido causado por el superpetrolero Exxon Valdez en las costas de Alaska que, tomado como referencia un estudio de valoración contingente, impuso una sanción multimillonaria a la empresa, la cual se vio forzada a pagar también por los valores de no uso y existencia de los parajes degradados²⁰.

¹⁹ A esta ley también se la conoce con el nombre de *Superfund Law*.

²⁰ En esta catástrofe ambiental, acontecida en el arrecife de Bligh (Alaska) el 24 de marzo de 1989, se derramaron 38.000 toneladas de crudo con importantes daños económicos (2.076 millones de euros) y medioambientales (desaparición y mutación de especies marinas).

Este salto cualitativo puso al método de valoración contingente en el centro de un acalorado debate académico sobre la conveniencia de su uso en situaciones como las anteriormente descritas. El asunto de fondo era si una situación hipotética (contingente) era interpolable al mundo real. Este debate llevó al Departamento de Comercio estadounidense, a través de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA), a dar un paso inusual. El consejero general de NOAA, Thomas Campbell, instó a dos afamados economistas galardonados con el Premio Nobel de economía, Kenneth Arrow y Robert Solow, para que formaran un panel de expertos con el encargo de responder a la siguiente pregunta: ¿es el método de valoración contingente capaz de proveer de estimadores sobre la pérdida de valores de no uso y de existencia lo suficientemente reales como para ser usados en las tasaciones por daños a los recursos naturales?

Después de ocho sesiones de trabajo en las que participaron veintidós reconocidos economistas posicionados en pro y en contra del método, los resultados de la comisión vieron la luz en un informe publicado en 1993 (NOAA 1993). En sus conclusiones, este panel respondía afirmativamente a la pregunta anterior pero, a su vez, daba una serie de recomendaciones que los usuarios del método debían de aplicar durante todo el proceso de valoración para que dichas estimaciones fueran lo más ajustadas posibles a la realidad.

En la actualidad son cientos las aplicaciones de esta metodología en el ámbito medioambiental que ven la luz en el mundo todos los años, especialmente en los países de tradición anglosajona, lo que hace imposible una revisión, aunque sea somera, de ellas. Además, este método ha saltado el ámbito de aplicación del medio ambiente y su uso se ha generalizado en la valoración de una amplia variedad de bienes tanto públicos como privados. Como ejemplo podemos destacar las aplicaciones en el campo de la medicina y la salud (Johannesson, Jönsson 1991), (Eckerlund et al. 1995) o (Onwujekwe, Nwagbo 2002) la cultura y el patrimonio histórico (Saz, Montagud-Marqués 2003) o el marketing (Soler et al. 2002).

Al igual que la mayoría de los métodos de valoración, su fundamento teórico se basa en el concepto de utilidad aleatoria de McFadden. Aunque para el individuo su utilidad no es 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. Por lo tanto, 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:

$$U_j(i, Y) = V_j(i, Y; c) + \varepsilon_j \quad [22]$$

Donde $U(.)$ representa la función de utilidad indirecta, $V(.)$ el componente sistemático, i la elección de aceptar o rechazar el pago propuesto²¹, Y el nivel de renta, c un vector de características socioeconómicas asociadas al individuo y ε el componente aleatorio.

Si el individuo acepta pagar una cierta cantidad positiva para que se ejecute el cambio medioambiental propuesto, se debe dar que:

$$V(1, y-t; c) + \varepsilon_1 \geq V(0, Y; c) + \varepsilon_0 \quad [23]$$

²¹ Tomará el valor uno en el caso de que acepte y cero en el contrario.



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:

$$\Pr(i=1) = \Pr[V(V(1,y-t;c) + \varepsilon_1 \geq V(0,Y;c) + \varepsilon_0] \quad [24]$$

$$\Pr(i=1) = \Pr[V(V(1,y-t;c) - V(0,Y;c) + \varepsilon_1 \geq \varepsilon_0] \quad [25]$$

La probabilidad de observar una respuesta negativa sería:

$$\Pr(i=0) = 1 - \Pr(i=1) \quad [26]$$

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 $\eta = \varepsilon_0 - \varepsilon_1$, y siendo $F(\cdot)$ la función de distribución acumulada de η , la probabilidad de aceptar pagar por un cambio equivale a $F(\Delta V)$, donde ΔV es la diferencia de los componentes determinísticos de las utilidades indirectas, es decir:

$$\Delta V = V(1,y-t;c) - V(0,Y;c) \quad [27]$$

Por lo tanto, la probabilidad de aceptar pagar queda definida como:

$$\Pr(i=1; \Delta V \geq \eta) = G(\Delta V) \quad [26]$$

Donde $G(\Delta V)$ corresponde a la función de densidad acumulada. Del supuesto que se elija respecto a la distribución de los errores, $G(\cdot)$ adoptará la distribución correspondiente, lo que a su vez se asocia con los modelos de estimación. La casuística al respecto es muy variada y no es el objetivo una recopilación exhaustiva de todas las opciones utilizadas por los investigadores.

El caso más común es el uso de **estimaciones paramétricas**, donde se asume que los errores se distribuyen normalmente (modelo Probit) o logísticamente (modelo Logit) y las funciones se aproximan a través de técnicas de ajuste econométrico de máxima verosimilitud. En este grupo se encuentran los trabajos de (Hanemann 1984), (Hanemann 1989), (Loomis 1996), (Saz 1996), (Barreiro, Pérez y Pérez 1997), (Figuroa et al. 2002), (Wu, Huang 2001), etc. Una variante de estos modelos es la aproximación de modelos censurados tipo Tobit, aplicados por primera vez por (Cameron 1988), versión también utilizada por otros autores como (Pérez y Pérez, Saz 1997), (Calia, Strazzer 2000), (Clinch, Murphy 2001), etc.

Los fuertes supuestos restrictivos de esas funciones han llevado a muchos autores a relajarlos con la introducción de distribuciones como la logarítmico normal, logarítmico logística, etc., o algunas menos comunes y más difíciles de tratar estadísticamente como las distribuciones Weibull, Gompit, Weibit, etc., que requieren muy pocos supuestos de partida (por ejemplo la distribución Gamma y las aproximaciones bayesianas) y permiten discriminar entre especificaciones alternativas dentro de la misma familia (León, Vázquez-Polo 2000). Podemos citar algunos trabajos como (Ready et al. 2002), (Genius, Strazzer 2002), (León et al. 2002), (Barreiro et al. 2003), etc.

Las investigaciones más recientes han incluido una complicación adicional en estos modelos, como es la introducción de la incertidumbre asociada a la respuesta del entrevistado (Ready et al. 2002), (Berrens et al. 2002), (Barreiro et al. 2003), etc. Esta inclusión tiene la bondad de incrementar la eficiencia de los estimadores (Alberini et al. 2003).

Otro avance a destacar es la introducción de modelos de supervivencia para el análisis de los datos (Imber 1991), (León 1995), etc. Estos modelos, aplicados originariamente en medicina y posteriormente al estudio del mercado de trabajo, se basan en que la probabilidad de sobrevivir ante un evento disminuye con el tiempo. Aplicado este supuesto a la

valoración contingente, podemos modelizar la función de supervivencia de la disposición a pagar sustituyendo la variable tiempo por la variable pago ofrecido, en donde la probabilidad de aceptar (sobrevivir) disminuye con el incremento del pago (tiempo).

Ésta es también la base de un modelo muy aplicado en valoración contingente en los últimos años, el modelo Spike, propuesto originariamente por (Kristöm 1997). Todos los modelos utilizados asumen que los individuos entrevistados están en el mercado del bien público porque se supone que todos ellos tienen una disposición positiva a pagar por el mismo, lo que no es siempre cierto. El consumo cero de un determinado bien puede ser analizado en términos de si una persona está o no en el mercado de dicho bien. Puede que el bien no contribuya positivamente a incrementar su utilidad o que incluso no tenga preferencias creadas sobre él, es decir, que no forme parte de su función de utilidad. Este hecho puede dar lugar a un *spike* en la función de distribución de la disposición a pagar, o lo que es lo mismo, a una discontinuidad o salto en el valor cero, con lo que la función de supervivencia no tiene una forma suave a lo largo de todo el rango de probabilidad de aceptar (de 0 a 1). Así, hay individuos que no quieren el bien sin importarles su precio, situación modelizada en economía a través del concepto de “solución esquina”.

Todos estos modelos, consistentes en la estimación de parámetros, tienen la desventaja de que es necesario realizar la selección del modelo a priori para la representación de las respuestas obtenidas de la encuesta, siendo muy sensibles los resultados a la elección de la especificación de la función de distribución. Una alternativa es la utilización de **métodos no paramétricos** como los propuestos por (Kristrom 1990), utilizando el algoritmo de Ayer, o por (Harrison, Kristöm 1995), basado en el concepto de “disposición a pagar mínima legal”. En estos modelos los estimadores son más sencillos de calcular y son más robustos frente a una mala especificación de la función de distribución.

A pesar de esas ventajas no se han impuesto entre los investigadores debido a multitud de problemas. En primer lugar, necesitan un rango de precios de salida ofrecidos a los encuestados más amplio y un mayor número de observaciones, lo que complica el proceso de encuestación y por lo tanto su coste (Strazzera et al. 2003). En segundo lugar, al no permitir una estructura teórica a la función de probabilidad no se pueden extrapolar las colas de distribución empírica. Por último, son más sensibles a errores en las observaciones en puntos concretos de la distribución (León, Vázquez-Polo 2000).

Para intentar huir de los problemas y recoger las bondades de ambas aproximaciones, algunos autores han optado por las denominadas **aproximaciones semiparamétricas**. Bajo esta denominación se agrupan aquellas técnicas que no se restringen a una única forma funcional y en donde la complejidad no aumenta al incrementarse el tamaño muestral. En este grupo podemos incluir los trabajos de (Yuyin 2000), que utiliza un modelo de datos agrupados en intervalos (*interval-grouped data*), (Figueroa et al. 1999), que aplican un modelo de polinomios fraccionales o (Gómez, Álvarez 2003) que utilizan un algoritmo genético para buscar la forma funcional que mejor se adapte a la disposición a pagar.

2.2.2.2 Modelos de Elección

Al igual que el método de valoración contingente, se trata de metodologías basadas en encuestas que sirven para modelizar preferencias por bienes, pero a diferencia de aquel, los bienes son descritos en términos de sus atributos y de los niveles que pueden alcanzar. A los encuestados se les presentan varias alternativas de un bien, diferenciadas por sus cualidades y valores, y se les pide que ordenen, puntúen o elijan las preferidas. En dichos atributos se incluye el coste de cada opción que debería asumir y de donde se puede inferir, a través de métodos econométricos, la correspondiente disposición a pagar. Esto los hace perfectamente comparables con el método de valoración contingente, de forma que también sirven para medir todo tipo de valores, incluidos los de no uso.

La principal diferencia radica en que mientras estos métodos se basan en **preferencias declaradas** (*stated preferences*) por los entrevistados, el método de valoración contingente lo hace en **preferencias reveladas** (*revealed preferences*).



Estos modelos surgen en los años setenta de la mano de la dirección comercial y de la teoría sociológica del comportamiento del consumidor como por ejemplo (Green, Srivivasan 1978) y posteriormente fueron adaptados a la ciencia del transporte (Hensher 1994). No fue hasta bien entrados los años noventa cuando se empiezan a aplicar de forma generalizada a la valoración del medio ambiente como los trabajos de (Adamovich et al. 1998), (Hanley et al. 1998), (Garrod, Willis 1998), (Boxall et al. 1996), etc. Incluso autores como (Morrison et al. 2002) han realizado un procedimiento de transferencia de beneficios aplicado a estudios basados en modelos de elección.

Para el caso español esas aplicaciones son todavía más recientes, destacando los trabajos de (Riera 1995), (Mogas, Riera 2001), (Araña et al. 2003) y (Vázquez, Prada 2003).

Conceptualmente tienen sus fundamentos en el aparato microeconómico de Lancaster (Lancaster 1966), el cual asume que la utilidad de los consumidores por los distintos bienes puede ser descompuesto en las utilidades de las características componentes. Al igual que la mayoría de las aproximaciones del método de valoración contingente, se basan en la teoría de la utilidad aleatoria (McFadden 1973), donde las correspondientes aplicaciones prácticas se modelizan a través de aproximaciones probabilísticas (*conditional logit model, rank-ordered logit model, multinomial probit model, nested logit model, random parameters logit model, ordered probit model, etc.*).

Las etapas para el diseño de estos experimentos, comunes a todos ellos, son las siguientes: selección de atributos, asignación de sus niveles, diseño del experimento de elección, construcción de los conjuntos de elección, selección del tipo de experimento y proceso de estimación.

Entre esos procedimientos (Hanley et al. 2001), enumeran cuatro tipos de modelos de elección:

- i) *Experimentos de elección contingente (choice experiments)*: consisten en dar a elegir al entrevistado entre dos opciones, cada una con sus atributos, en la que se incluye el *status quo* (equivalente a no pagar). Tienen el mismo soporte teórico y estadístico que el método de valoración contingente en formato dicotómico. El objetivo es la estimación de los precios implícitos de los atributos, a partir de los cuales se calculan las medidas de su excedente .
- ii) *Experimentos de ordenación contingente (contingent ranking)*: se trata de que el encuestado ordene varias opciones, incluida el *status quo*, cada una con sus atributos correspondientes. Las medidas de bienestar se obtienen de forma similar al anterior modelo. Es el más problemático debido a las inconsistencias derivadas de la posibilidad de una elección irracional ante situaciones de información imperfecta (Gans 1999).
- iii) *Experimentos de puntuación contingente (contingent rating)*: en este caso, el encuestado debe valorar una opción con sus atributos en una escala. Al contrario que los anteriores no discrimina entre alternativas. El principal problema es transformar la valoración cardinal en utilidades. Estos experimentos son más populares en estudios de marketing que en estudios de valoración ambiental y las medidas de bienestar que generan son inconsistentes con la teoría clásica del consumidor.
- iv) *Experimentos de parejas comparadas (paired comparison)*: su formulación se basa en enfrentar dos opciones en una escala, una en cada extremo, debiendo posicionarse en la misma. Su modelización es similar a las tres anteriores pero esta necesariamente no tiene por qué generar optimalidad.

Los modelos de elección poco a poco se están imponiendo al método de valoración contingente, e incluso empiezan a servir como base para la toma de decisiones por parte de los gestores públicos en países como Estados Unidos o Reino Unido. Como señalan (Mogas, Riera 2001), "*Estos métodos presentan la ventaja respecto al método tradicional de valoración contingente de que permiten obtener el trade-off que los individuos*

hacen entre un conjunto amplio de atributos". Además, no dejan de ser una generalización de dicho método en su versión de elección discreta, minimizándose algunos de los principales problemas como las respuestas protesta, el comportamiento estratégico o el efecto *yea-saying*. También cuentan con otras muchas virtudes como es la mayor eficiencia de los estimadores o la convergencia de las medidas de bienestar con las del método de valoración contingente²² (MacKenzie 1993). Una última ventaja es su menor coste de implementación en valoraciones multiatributo, en las cuales el método tradicional se hace prohibitivo.

Sus detractores critican en estos métodos, entre otras cosas, la dificultad asociada a la complejidad de la elección y el efecto fatiga en el entrevistado, que puede dar lugar a elecciones inconsistentes e irracionales²³ (Foster, Mourato 1997), la falacia incluida en estos experimentos de que el todo tenga que ser igual a la suma de sus partes (Foster, Mourato 1999) y la influencia de la fase de diseño del experimento, que no es neutral respecto a las medidas estimadas de bienestar (Hanley et al. 2000).

²² En su comparación entre dos tipos de experimentos (elección y ordenación) (Mogas, Riera 2001) demuestran que no existe tal convergencia. (Cameron et al. 2002) obtienen resultados similares.

²³ Este problema puede solucionarse con la introducción de test para detectar las inconsistencias.

3. LA TRANSFERENCIA DE VALORES AMBIENTALES

3.1 EL ESTADO DE LA CUESTIÓN

La metodología de transferencia de valores ambientales, también conocida como transferencia de beneficios, se define normalmente como la transposición de los valores ambientales monetarios, estimados con técnicas de valoración medio ambiental basadas o no en el mercado, en un sitio (sitio del estudio) a otra situación distinta en la que se pretende actuar (sitio de la política) (Brouwer 2000). La razón más importante para estas aplicaciones es el ahorro de costes que supone no tener que volver a aplicar nuevamente la metodología de valoración a la nueva circunstancia. La aplicación de resultados previos de investigaciones es una alternativa muy atractiva para los gestores del medio ambiente frente a los caros, y a veces largos, procesos de toma de decisiones.

Esta metodología se ha aplicado de forma profusa en varios contextos relacionados con la política de gestión de los recursos naturales, como es el caso de la calidad del agua (Luken et al. 1992) y sus riesgos asociados a la salud (Kask, Shogren 1994), de los residuos (Brisson, Pearce 1995) o la gestión forestal (Bateman et al. 1995)²⁴.

En el año 1992, la revista *Water Resources Research* dedicó un número especial a la conceptualización y desarrollo de la metodología de transferencia de valores ambientales (vol. 28, nº 3). En esta edición, varios autores aunaron criterios para la selección de estudios de transferencia de valores. Estos criterios se referían a los bienes ambientales implicados, los sitios en los cuales se encuentran, los beneficiarios y a la calidad del estudio.

Así, las condiciones más importantes que un estudio debe cumplir para que pueda ser considerado en la transferencia de valores ambientales son que esté basado en datos fiables, métodos económicos contrastados y técnicas empíricas correctas. Además, en primer lugar, deberían contener los resultados de la regresión que describe la disposición a pagar, junto su función de valor (factores explicativos más relevantes). En segundo lugar, los sitios deberían tener poblaciones similares, el bien ambiental y el cambio propuesto tendrían que ser parecidos y los sitios en los cuales se encuentran los atributos ambientales deberían ser también más o menos iguales. Finalmente, los mercados construidos, incluyendo la distribución de los derechos de propiedad, deberían ser similares en cada sitio.

En la práctica, la mayor parte de los estudios de transferencia de valores ambientales realizados no cumplen con todos estos criterios y las estimaciones medias generalmente se aplican de forma indiscriminada a nuevas situaciones de política ambiental. Aunque los bienes ambientales sean más o menos iguales, así como los sitios en los cuales se encuentran, su provisión y los niveles de la calidad suelen diferir sustancialmente entre sitios. Además, aunque se dieran todas esas circunstancias, incluida la similitud en los grupos de

²⁴ Especialmente importante es trabajo publicado por (Costanza et al. 1997) en el que los autores realizan un intento de extrapolación de los valores monetarios de existencia al flujo de servicios globales de los ecosistemas y del capital natural. Este ejercicio de la transferencia provocó una aluvión de críticas, muchas de las cuales fueron publicadas en un número especial de la revista *Ecological Economics* de abril de 1998 (vol. 25, nº 1).

usuarios, las ventajas derivadas de esos bienes ambientales no tendrían por qué ser necesariamente iguales si la distribución de la población y sus características no son iguales (Loomis 1992). Debido a las distintas escalas espaciales y temporales en las que los problemas ambientales pueden estar enmarcados, una definición apropiada de los beneficiarios es de vital importancia ya que, en caso contrario, podría tener consecuencias negativas a la hora de proceder a la agregación de los valores transferidos.

Son pocas las evidencias publicadas que comprueben la validez de las transferencias realizadas, pero en los pocos estudios que lo han hecho los errores de la transferencia son sustanciales. Éstos pueden estar entre el 56%, si la transferencia se realiza sin ajustar el valor unitario, y el 475% en el caso contrario (Brouwer, Spaninks 1999). Para estos autores todavía no existe ningún estudio que compruebe empíricamente que la transferencia de valores ambientales realizada es válida. Las razones de esta imposibilidad son varias.

En primer lugar, los estudios suelen incluir de forma somera las características socioeconómicas de la población de referencia con la incorporación de variables ficticias en los modelos que aportan poca información al respecto y de las que no se puede esperar que reflejen la importancia de las preferencias de la gente por cambios especificados en los niveles de los atributos ambientales.

En segundo lugar, el poder explicativo de los modelos que especifican las diferencias en la disposición a pagar es generalmente bajo. En el caso de estudios del método valoración contingente, los modelos estadísticos explican, en promedio, sólo entre el 30% y el 40% de la variabilidad de la DAP (Willis, Garrod 1994). Por lo tanto, no sorprende que todavía no se haya encontrado un modelo generalmente aplicable para la transferencia de valores ambientales. Así, para que el modelo de transferencia sea válido debería incluir más o menos los mismos factores explicativos en ambos sitios para que su poder explicativo en ambos lugares también sea el mismo (Brouwer, Spaninks 1999). Bajo estas condiciones la transferencia de valores ambientales podría ser válida aun cuando la capacidad explicativa total del modelo transferido fuera baja.

En tercer lugar, aunque el modelo se especifique correctamente, las variables incluidas no explican por qué los encuestados de un mismo grupo socioeconómico pueden declarar distintas cantidades en su disposición a pagar. El comportamiento humano revelado a través de las aplicaciones del coste del viaje y de los precios hedónicos muchas veces difiere de las intenciones declaradas en las de valoración contingente, debido a multitud de factores como puede ser el aprendizaje descrito en la literatura socio-psicológica (Brown, Slovic 1988). Por lo tanto, las actitudes se consideran un aspecto importante para la comprensión de las preferencias de la población en términos de su DAP (Fishbein, Ajzen 1975).

Si esto fuera cierto, serían malas noticias para la viabilidad práctica de la metodología objeto de este análisis, ya que sería necesario recoger datos relacionados con las características socioeconómicas de la población del sitio de la política en la que se van a transferir los valores para ajustar el valor medio de las estimaciones a través de una nueva función de valor, lo que podría hacer que la transferencia dejara de ser una alternativa rentable de valoración. La utilización de datos disponibles y fiables para suplir las limitaciones de la función de valor del sitio de estudio es probablemente una de las barreras más importantes para el uso práctico de la transferencia de valores ambientales en países en vías de desarrollo. Aunque los datos están disponibles, la calidad de los sistemas de información existentes, tales como el censo de población u otras estadísticas oficiales, son a menudo pobres, en gran parte debido a la existencia de los mercados informales los cuales no se registran en las estadísticas oficiales.

3.2 EL META-ANÁLISIS COMO ALTERNATIVA

Una manera alternativa de comprobar la significación de factores específicos a la hora de explicar diferencias en los resultados de la valoración es la metodología conocida como el meta-análisis (MA).



El MA se define comúnmente como el análisis estadístico de los resultados sintetizados de estudios empíricos (Brouwer 2000) Esta definición se refiere a un método para la recogida de datos sobre un determinado tema de investigación a partir de todos los estudios sobre éste que se puedan localizar, y al conjunto de técnicas cuantitativas que se aplican a los resultados de esos estudios, para obtener parámetros de medida globales que combinen los hallazgos de todos los trabajos seleccionados (Navarro, Hernández 2004).

En la rama concreta de la valoración medioambiental, (Wolf 1986) define esta técnica como la selección de una serie de estudios para buscar características constantes, presentes en ellos, para llegar a generalizaciones útiles. En concreto, el MA también genera una función del valor. Sin embargo, esta función se basa generalmente en estadísticas globales o medias en vez de en datos individuales.

Desde principios de los años 90, el MA ha estado desempeñando un papel cada vez más importante en la investigación ambiental de la economía (van den Bergh et al. 1997). En el campo de la valoración del medio ambiente, los estudios del MA se han centrado en una amplia gama de aspectos ambientales como la recreación al aire libre (Smith, Kaoru 1990), la contaminación atmosférica urbana (Smith, Huang 1995) o las especies raras o en peligro de extinción (Loomis 1996). El incremento en la investigación del MA parece deberse a varias causas como el aumento en el número disponible de los estudios ambientales de valoración, las grandes diferencias en los resultados de las valoraciones, a causa de las diferencias en los diseños de la investigación y a los altos costes de realizar estudios ambientales de valoración cada vez más demandados por las administraciones.

Las aplicaciones del MA realizadas hasta ahora tienden a sintetizar los estudios de una misma técnica de valoración ambiental, ya que cada una suele utilizarse para valorar atributos medioambientales similares. Así, el método de los precios hedónicos se ha utilizado, sobre todo, para detectar la influencia de la contaminación atmosférica en los precios de las viviendas. Los estudios del método del coste del viaje se suelen usar en la estimación de la demanda recreativa al aire libre en general, y en la de pesca y la caza recreativa en particular. Los meta-análisis basados en la valoración contingente se centran en cuantificar los efectos de la mejora de la visibilidad en los parques nacionales en los EEUU, la recreación en los bosques en el Reino Unido, la preservación de especies en peligro de extinción en los EEUU o las funciones de las zonas húmedas en Norteamérica y de Europa.

Por otra parte, pocos han sido los estudios de MA que se han basado en la combinación de varias técnicas de valoración, como el de (Carson et al. 1996). Los valores ambientales incluidos en este último estudio cubren una amplia gama, que se extienden desde la pesca recreativa hasta los riesgos del trabajo para la salud, expresados en términos del valor estadístico de la vida.

Los resultados de estos análisis sugieren que las diferencias en el diseño del estudio juegan un papel importante a la hora de explicar la variabilidad en resultados de la valoración. En los estudios del método de los precios hedónicos, además de las características del mercado local de la vivienda, el tipo de datos y la especificación de la función del valor empleada en cada estudio ayudaron a revelar relaciones negativas y significativas entre los precios de los inmuebles y los niveles de contaminación atmosférica. En los del coste del viaje, las diferencias significativas se encontraron con respecto a la especificación estadística de la función de demanda de viajes, la elección de los costes de oportunidad del tiempo y la inclusión de precios de bienes sustitutivos. En cuanto a las diferencias en el diseño del estudio de valoración contingente se ha investigado con mucho menos detalle, debido a la amplia fuente de sesgos que pueden surgir en la implementación práctica de un estudio de este tipo.

3.3 PROBLEMAS PRÁCTICOS EN LA TRANSFERENCIA DE VALORES AMBIENTALES

El principal argumento en contra de la utilización de valores transferidos, especialmente los de no-uso, se encuentra en el hecho de que estos han sido producidos en una especie de "caja negra" en donde se supone que reflejan algún tipo de convicción moral a favor

de las causas ambientales que se espera que permanezca más o menos constante entre distintos grupos sociales y atributos ambientales (Brouwer 2000).

Pero lo anterior podría ser cierto, y por lo tanto tratarse de valores fácilmente transferibles, si no se produjeran las siguientes circunstancias. En primer lugar, y contrariamente a lo que ocurre en muchas de las estimaciones de costes y beneficios de mercado utilizados en este tipo de análisis, estos los valores ambientales no están a menudo bien definidos. Esto disminuye su aceptabilidad político-legal para ser incluido en el análisis coste-beneficio, especialmente en los casos donde se “infla” desmesuradamente las ventajas totales (costes) de los programas verdes de desarrollo económico. En el caso de estudios del coste del viaje y de los precios hedónicos está bastante claro lo que se mide: un valor del uso revelado por el dinero que realmente pagó la gente por disfrutar de un bien o servicio ambiental. Pero en el caso del método de valoración contingente los valores de la disposición a pagar pueden tener una variedad de significados relacionados con el uso y el no-uso. De hecho, pueden ser tan diversos que los intentos de agregarlos para todos los individuos produzca un valor económico total en “oscuro” en el que no se sepa exactamente los que se está midiendo²⁵.

La valoración contingente asume que la gente está dispuesta y capacitada para pensar como consumidores de las decisiones ambientales públicas, cuidando de sus intereses privados y considerando sus ingresos disponibles. Pero diversos estudios han mostrado que muchas veces las cantidades que se están dispuestas a pagar están más relacionadas con las sensaciones de responsabilidad social y/o de comisión moral (Berrens et al. 2002), (Chilton, Hutchinson 2003), etc. Es decir, no se trata de un problema técnico de diseño de la encuesta si no de una inapropiada definición del bien a valorar relacionada con una obligación moral general de ayudar a la financiación general de los programas ambientales y no del bien concreto objeto de valoración (Vadnjal, O'Connor 1994). En esos casos, estos valores pueden llegar a no tener sentido e informar mal a los gestores ambientales en su toma de decisiones, puesto que no representan lo que se piensa del bien concreto desde un punto de vista económico.

En segundo lugar, como resultado de la definición confusa, hay un riesgo real de doble contabilización al agregar estos valores para distintos colectivos implicados.

En tercer lugar, aunque se solucione el problema de la agregación, la inclusión de determinados valores, especialmente de los de no-uso, parece solamente agravar el problema. Es prácticamente imposible saber que parte de la disposición a pagar declarada a través del método de valoración contingente, único capaz de captar estos valores, es la correspondiente a los de no-uso. Si esto es así, tampoco es posible identificar de forma clara el segmento de mercado al que habría que asignar estos valores, es decir, cuál es el grupo de los no usuarios. Es más, en las aplicaciones de esta metodología rara vez se encuesta a personas que están fuera del mercado.

Finalmente, es importante precisar que los resultados obtenidos con el método de valoración contingente se asemejan a una “foto fija” en un momento determinado de las preferencias de la comunidad. La pregunta es cómo esas preferencias declaradas en un mercado simulado en una entrevista, de 15 minutos como máximo, pueden agregarse y compararse con otros valores obtenidos con otros métodos que estiman relaciones que permanecen más estables a lo largo del tiempo.

²⁵ En este caso, podría ser de aplicación el refrán castellano de que es imposible juntar peras con manzanas.



3.4 HACIA UN PROTOCOLO DE BUENAS PRÁCTICAS

Vistas las limitaciones anteriores, es muy importante aplicar la metodología de transferencia de valores ambientales de forma cautelosa y siguiendo serios criterios científicos. En este sentido, es aconsejable afrontar este proceso definiendo y ejecutando una serie de pasos para minimizar, de esta manera, los errores de transferencia. Si los resultados del proceso son cuestionables en términos de validez y confiabilidad, su uso en nuevos contextos a lo único que dará lugar es a controversia.

En este sentido, los pasos propuestos por (Brouwer 2000) son los siguientes:

3.4.1 Definición de los bienes y servicios ambientales

Identificar los bienes y servicios ambientales sobre los que se va a realizar la transferencia es fundamental para evitar una doble contabilización, ya que cada uno proporciona distintos tipos de ventajas a diversas clases de personas. Una forma de hacer esto es dividirlos, utilizando una doble clasificación, en extractivos/no-extractivos y directos/indirectos. Los ejemplos de extractivos directos podrían ser los recursos naturales renovables como pesca y madera, mientras los no-extractivos directos lo serían las actividades recreativas en bosques, los ríos o los lagos. Un ejemplo de una ventaja extractiva indirecta de recursos renovables sería el agua potable, mientras que de no-extractivo indirecto podría ser la diversidad del paisaje.

Para que la transferencia ambiental sea válida y fiable, la identificación de las ventajas económicas no es suficiente. El nivel de provisión y de calidad de esos beneficios son igualmente importantes (Fischhoff, Furby 1988). En la práctica, la referencia a situaciones objetivo en el antiguo y el nuevo contexto pueden variar perceptiblemente, limitando seriamente el uso del estudio anterior a la nueva situación. En estos casos, no hay mecanismos de ajuste disponible para explicar esas posibles diferencias. Actualmente los modelos de utilidad aleatoria y los experimentos de elección, mencionados en la sección anterior, son las únicas herramientas disponibles que parecen poder resolver este problema.

Una parte esencial de este primer paso es la identificación de las funciones ecológicas relevantes que sostienen los bienes servicios proveídos y la importancia de estas funciones para sostener ecosistemas. Obviamente, esto requiere enfocar el problema en términos de procesos ecológicos y su relación con la sociedad, lo que muchas veces está fuera del alcance de los procesos de valoración ambiental.

3.4.2 Identificación de los beneficiarios

Diferentes valores normalmente recaen sobre distintos grupos de gente. Una vez que se han identificado los beneficios por la conservación o la desaparición del atributo ambiental es necesario identificar sobre quien recaen. Hay que tener en cuenta que, aunque con este paso se identifica a beneficiarios y no las razones por las que valoran los bienes y servicios ambientales (véase el paso siguiente), ambas cosas son interdependientes. Para clarificar esta situación, podemos mostrar una analogía con los bienes y servicios que se intercambian en los mercados. Al estimar el valor económico de las mercancías, un paso importante es cuantificar el tamaño del mercado para determinar qué precios se deben utilizar para calcular el valor (por ejemplo, precios de mercado local, nacional o internacional). En principio, uno podría aplicar este mismo ejemplo a los bienes sin mercado, de tal manera que antes de calcular el valor, multiplicando por el precio, hay que averiguar cuales son los distintos colectivos para saber porque precio debemos multiplicar cada una de las cantidades.

3.4.3 Identificación de los valores para cada grupo

El mismo bien o servicio puede generar valores distintos para cada grupo de personas. Como en el ejemplo anterior, podríamos decir que existen diversos segmentos del mercado donde

prevalecen distintos precios. Así, se trataría al mismo tiempo de identificar las razones por las que esos beneficios son considerados como tal por cada uno de los grupos de beneficiarios. Esto sólo se puede hacer si se conoce su valor. Si ese valor puede o no ser monetizado es otra pregunta (véase el siguiente paso).

3.4.4 Decidir la forma en la que se van a calcular los beneficios

Una de las áreas menos afianzadas en la valoración ambiental, tanto monetaria como no-monetaria, es la elección de cual es el procedimiento más conveniente en cada uno de los dominios ambientales en función sus axiomas y supuestos subyacentes. Las distintas aproximaciones existentes para valorar el medio ambiente suelen llevar aparejados distintos juicios implícitos del valor relacionados con la legitimidad del proceso de elicitación del valor.

El grado de dificultad a la hora de computar los beneficios económicos va aumentando desde los extractivos directos hasta los no extractivos indirectos. Los valores monetarios para los primeros a menudo se pueden contabilizar fácilmente con datos disponibles del mercado. En algunos casos, los datos del mercado también están disponibles para los extractivos indirectos. En el resto de los casos es necesario recurrir a técnicas de valoración de intangibles. Los valores no-extractivos directos son también más difíciles de calcular puesto que no existen datos del mercado, a menos que se confíe en una cierta relación complementaria entre el beneficio de no mercado y, por ejemplo, los gastos efectivos realizados para disfrutarlo. Finalmente, los beneficios no-extractivos indirectos son generalmente la categoría más difícil de estimar en términos monetarios. No hay datos de mercado disponibles y, además, existe una amplia gama de razones por las que la gente los valora, lo que puede hacer que sean muy difíciles de transformar en unidades monetarias.

3.4.5 Selección de estudios

Después de haber realizado los pasos anteriores, se debería proceder a la selección de los estudios apropiados. Si está disponible un meta-análisis proporcionaría una herramienta útil para sintetizar resultados de investigaciones anteriores, por ejemplo, identificando diferentes hallazgos en función de los diversos formatos del diseño de la investigación. Los criterios de selección expuestos en la sección 3.1 pueden ser utilizados de forma general en esta etapa. Sin embargo, todos ellos son cuantitativos, debiéndose utilizar también aspectos cualitativos en este proceso de selección. Así, la calidad del estudio es un criterio importante que se puede determinar de varias maneras.

Primero, se puede comprobar la **validez interna** de los resultados de un estudio en función de cómo los resultados se corresponden con lo que teóricamente se espera. Esta cuestión se ha investigado de forma profusa en las últimas tres décadas. Los estudios deben contener la suficiente información para determinar la validez y el grado de confianza de sus resultados. Esto se refiere, entre otras cosas, a la existencia de la información necesaria sobre la función estimada de la disposición a pagar, de las técnicas estadísticas usadas, de la definición de variables y de la manipulación de los datos. En otras palabras, que el investigador que realiza la transferencia pueda contar con el mayor volumen de información posible de cómo se ha realizado el estudio para poder así decidir si procede o no su selección.

En segundo lugar, la conveniencia de monetizar los valores ambientales en un contexto específico de la disposición a pagar o su, **validez externa**, puede ser determinada estudiando el significado y la interpretación real de los valores encontrados. Al contrario que el método del coste del viaje y que el de los precios hedónicos, el de valoración contingente permite comprobar la validez de los valores indicados en la DAP en función del formato del ejercicio, es decir, vía tasas de respuesta, precios de salida, respuestas protesta y razones por las que los encuestados pueden no estar dispuestos a realizar un pago específico.

Las tasas de respuesta son a menudo obviadas, o mal definidas, en la divulgación de los resultados. Una tasa reducida, cuestiona la representatividad del estudio, sobre todo en



términos de comprensión y credibilidad del escenario planteado (NOAA 1993). Los criterios para determinar si una respuesta cero es una disposición a pagar nula o una respuesta protesta son a menudo arbitrarios. La mayoría de los estudios no hacen públicos estos criterios y, aunque así fuera, tampoco existen pautas del número de respuestas de este tipo que anularía un ejercicio de valoración. En la práctica, lo más común es excluirlos del análisis, sin utilizar información detallada de porqué los encuestados declararon una respuesta protesta. Estas respuestas muchas veces revelan una información mucho más útil del crédito que le suelen dar los investigadores. Pueden ser utilizadas como un indicador de la aceptación del uso de las valoraciones ambientales monetarias por parte de distintos grupos de beneficiarios. Dar a los encuestados la oportunidad de que argumenten las razones de su protesta, o porqué no están dispuestos a indicar un pago específico, se considera de suma importancia para determinar la conveniencia del ejercicio de valoración y el significado real de las contestaciones.

Entender el significado de las respuestas, especialmente el de las preguntas de valoración, es también un requisito previo para decidir si los resultados pueden ser utilizados y cómo deben ser interpretados. Por lo tanto, además de comprobar previamente el ejercicio de manera seria y rigurosa, se recomienda la realización de reuniones, después de la realización de las encuestas, con los entrevistadores y los encuestados, individualmente o en un grupo, para discutir el significado real de las respuestas dadas en el cuestionario (Brouwer, Spaninks 1999).

3.4.6 Corregir los efectos sobre las valoraciones de la aproximación metodológica

Una misma metodología puede dar lugar a distintas valoraciones en función de los supuestos de partida. En modelos del coste del viaje y de los precios hedónicos la mayor parte de las diferencias parecen estar originadas por la especificación funcional utilizada, el método estadístico de estimación, la inclusión o la exclusión de variables explicativas específicas, la definición de estas variables y calidad de los datos. Es difícil recomendar mecanismos de ajuste para corregir estas diferencias en el diseño de la investigación. Por ejemplo, ¿que especificaciones estadísticas proporcionan los resultados más robustos? Los modelos de utilidad aleatoria proporcionan ciertas ventajas sobre los modelos zonales tradicionales del coste del viaje, pero al mismo tiempo son más complejas en aspectos como las aproximaciones estadísticas usadas, los supuestos subyacentes o los requisitos de los datos. Esto también se aplica a la mayoría de los experimentos de elección o a los estudios de valoración contingente que utilizan la opción de pregunta dicótoma o de subasta iterativa.

En concreto, numerosos estudios han demostrado el efecto de distintos elementos del diseño de la investigación sobre la disposición a pagar. El vehículo de pago elegido, el formato de elicitación utilizado, el nivel de la información ofrecido al encuestado, la sensibilidad de la pendiente de la función de disposición a pagar o el efecto incrustación sean probablemente los más importantes.

De acuerdo con un protocolo de buenas prácticas, siempre serán preferibles las estimaciones más conservadoras.

3.4.7 Ajustar los valores en el proceso de agregación

Una vez que se hayan seleccionado uno o más estudios y encontrado los valores que reflejan los objetivos que se pretenden conseguir, se pueden ajustar buscando las circunstancias específicas del sitio. Existen tres vías por las que se puede realizar la transferencia de beneficios: la transferencia de valor unitario, tomando directamente el valor estimado, la transferencia del valor medio ajustado, en función de alguna característica del sitio y la transferencia de la función de valor, que contiene una o más variables explicativas observables, tanto en el lugar de estudio como en el de la política (Berlang et al. 1995). En caso de necesidad, y si existen datos secundarios para el sitio de la política, se pueden ajustar los valores usando la función estimada de disposición a pagar o su valor medio. Estos valores

modificados se pueden discutir nuevamente con los representantes de distintos grupos de beneficiarios con los que estén relacionados, antes de que se extrapolen a la población relevante afectada por el cambio ambiental (o que va a serlo).

Si el investigador sigue todos los pasos propuestos, finalmente, el resultado de la agregación monetaria se puede incluir en el análisis coste-beneficio junto con los demás y facilitar, así, el proceso de toma de decisiones multi-criterio. Entonces es necesario ser escrupuloso con la aplicación de esta metodología, por que sino los valores transferidos al sitio de la política desde el de estudio no tendrán nada que ver con los que realmente obtendríamos si siguiéramos todo el proceso de valoración y utilizáramos alguna/s de las técnicas expuestas en el apartado anterior. Es decir, el ahorro de costes y de tiempo que se esgrimen como una de las razones fundamentales para su utilización pueden no servir para nada si no se es prudente y se realiza la transferencia paso a paso.

Entonces, estos son los pasos que se plantean para estimar el valor de los ecosistemas forestales de la comunidad autónoma de Castilla y León los cuales se desarrollan de forma escrupulosa, en base al procedimiento expuesto por Brouwer, en el siguiente punto del presente documento.

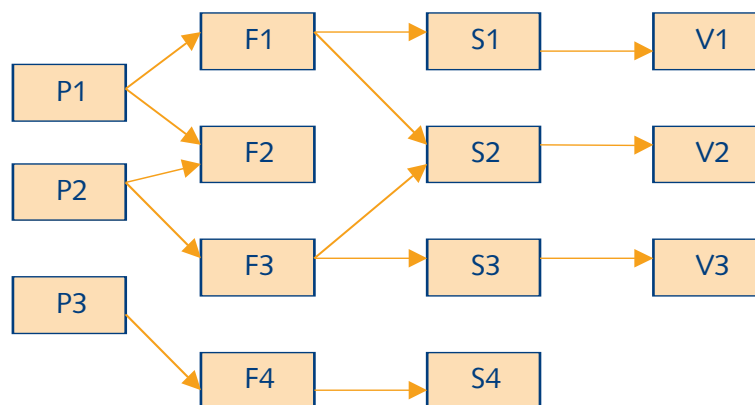
4. ESTIMACIÓN DE LOS BENEFICIOS DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES DE CASTILLA Y LEÓN

4.1 EL OBJETO DE LA VALORACIÓN

4.11 Distinciones terminológicas

(Scott et al. 1998) señalan que cuando se valoran recursos ecológicos es necesario distinguir **procesos ecológicos** (interacciones entre los elementos de un ecosistema, P_j), **funciones** (aspectos de los procesos que afectan a los humanos o elementos clave del ecosistema por sí mismo, F_j) y **servicios** (atributos de las funciones que son valoradas por los humanos, S_k). Un proceso puede tener más de una función y una función proceder de más de un proceso. Además, las funciones pueden tener o no tener correspondencia con un servicio, dependiendo de si es o no es valorado por la sociedad (V_p). Estas relaciones pueden observarse en el gráfico 4.1.

Gráfico 4.1 | Relación entre procesos ecológicos, funciones, servicios y valores económicos



Fuente: SCOTT et al. 1998.

Como se puede observar, lo único realmente susceptible de valoración monetaria por parte de los economistas son los servicios que nos presta el medio ambiente. Este es verdaderamente nuestro campo de actuación, con lo que rara vez consideramos la amplitud del proceso y obviamos las funciones de las que proceden los servicios que valoramos. Esto puede llevar a peligrosas simplificaciones de la totalidad, que comprometen la exactitud de las estimaciones, infravalorándolas de forma importante. Además, puede darse el caso de que muchas veces nos equivoquemos al plantear el objeto de estudio a valorar, teniendo en cuenta no el servicio y sí la función o incluso el proceso, los cuales no son susceptibles de valoración con las herramientas de las que dispone la economía del medio ambiente. Este es el caso, por ejemplo, de (Wu, Huang 2001), que valoran un proceso biológico del agua, o (Bonini et al. 2002) que valoran una función de los lagos.

Los primeros pasos dados por los economistas para intentar realizar valoraciones integrales del medio ambiente fueron dados por Pearce, junto con otros autores, a comienzos de la década de los noventa (Pearce, Turner 1990, Pearce, Puroshothurum 1992, Pearce et al. 1993 entre otros). Este enfoque y estas metodologías fueron adaptadas por primera vez al caso español por el equipo de investigación de Pablo Campos (Campos 1993a, Campos 1993b, Campos 1994 y Campos, Riera 1996 entre otros), con sus estudios sobre el valor económico total de las dehesas ibéricas.

Estas concepciones, aunque avanzan sin ninguna duda hacia una nueva forma más globalizada de abordar el tema de la valoración ambiental, siguen adoleciendo de un carácter excesivamente económico, lo que las imposibilita para poder tener en cuenta esos procesos y funciones que suelen escapar a la valoración.

Quizás la línea de investigación correcta sea la aportada por (Castilla 1994b), al realizar un salto hacia atrás en la valoración y plantear el estudio de las funciones ambientales desde una perspectiva ecológica. En su aplicación a los sistemas forestales de Canarias, este autor plantea la valoración de nueve funciones con distintas metodologías. Reconoce que, *“efectivamente, de los grandes problemas que conlleva la valoración, resalta su falta de adecuación como para servir de guía a una gestión adecuada del mismo”*, relegando los valores monetarios a un plano secundario e ilustrativo, destacando los problemas que afectan a la misma base conceptual de las técnicas de valoración. Por ejemplo, estas ignoran que los ecosistemas o la flora y la fauna cumplen funciones distintas de las que demandan los seres humanos.

4.1.2 Identificación de las funciones del bosque

(Castilla 1994a) identifica, al menos, diez grandes funciones de los bosques. A continuación se realiza una descripción breve que permita captar sus rasgos más destacados, con objeto de conocer la importancia del papel que juegan en distintos niveles.

4.1.2.1 Funciones genéticas

Se caracteriza, en general, por su especial relación con las generaciones futuras y, en última instancia, con el propio mantenimiento y perpetuación de la vida en el presente y el futuro. Cada vez es mayor a nivel mundial el reconocimiento de este tipo de funciones, tomándose incluso como el objetivo principal de la conservación. Hay que entender que manteniendo esta función casi todas las demás quedan aseguradas. Podemos distinguir dos sub-funciones básicas.

En primer lugar, la **reserva biológica de flora y fauna**. Cada especie posee una información genética fruto de su adaptación al medio en el que se desarrolla. Así, cada una es un recurso actual o potencial, no pudiendo descartarse a priori ninguna de ellas, ya que no se conocen ni las necesidades futuras ni las cualidades de todas las especies. En este sentido, cabe decir que buena parte de las especies del mundo ni siquiera han sido medianamente estudiadas y que la investigación sobre el propio funcionamiento de los ecosistemas es aún insuficiente y, por eso, es lógico suponer que las potencialidades de aplicación de dichas especies a distintos campos podría revelarse como muy importante en un futuro.

En segundo lugar, **contribución a la diversidad biológica**. La expresión “diversidad biológica” abarca a todas las especies de plantas, animales y microorganismos, así como a los ecosistemas de los que forman parte. Es un concepto general que muestra la diversidad que se encuentra en la naturaleza, tanto el número como la frecuencia de los ecosistemas, especies o genes que se encuentran en un conjunto natural dado. Generalmente se consideran tres niveles de diversidad: la “diversidad genética”, la “diversidad de especies” y la “diversidad de ecosistemas”. La primera, es la variedad que existe dentro de una misma especie, medida en base a la variación de los genes (unidades químicas de información hereditaria que pueden transmitirse de una generación a otra) dentro de una especie, variedad, subespecie o raza. La segunda, describe la variedad de los organismos vivos que existen en el planeta. La tercera, se relaciona con la diversidad de los biotopos, comunidades biológicas y procesos ecológicos que existen en la biosfera (Morillo 1991).



Esta diversidad es una función de carácter general, ya que el planeta entero puede considerarse como un gran ecosistema, siendo cada fracción de biodiversidad importante por contribuir a la diversidad global. Puede considerarse que la diversidad biológica es un activo global que beneficia a todos los habitantes del mundo.

La contribución de Castilla y León a la diversidad biológica global es importante en términos relativos y, de modo especial, en proporción a su extensión territorial. Las condiciones orográficas y climáticas han propiciado la aparición de una gran variedad de ecosistemas y de especies. Riqueza, diversidad y calidad medioambiental son algunas de las características de este extenso territorio, donde montaña, llanura y ribera conviven y se complementan, formando el espacio geográfico regional, lugar de asiento de una rica gama de ecosistemas y de una diversidad faunística a ella asociada que transcurre desde bosque atlántico (haya, roble, oso urogallo, rebeco, etc.) al mediterráneo (encina, sabina, lince, cigüeña negra, etc.) y donde el hombre, a través de los siglos, ha sabido mantenerse, respetando su entorno²⁶.

4.1.2.2 Funciones acuíferas

No es necesario enfatizar la enorme importancia que representa el agua en la actualidad, tanto para los ecosistemas como para el uso humano y la economía. Las funciones acuíferas de los bosques desempeñan un papel clave en el ciclo del agua que se traduce, en último término, en un incremento de la captación y de la infiltración, favoreciendo a los ecosistemas y aumentando la aportación a los acuíferos subterráneos. Dentro de este grupo se encuentran algunas de las siguientes sub-funciones.

En primer lugar, la **lluvia horizontal**. En los ecosistemas forestales hay un incremento del elemento agua que se produce, no por el aumento de las precipitaciones en forma de lluvia o nieve (salvo excepciones) sino por el aumento de la condensación (rocíos, escarchas, precipitaciones ocultas) y de la captación del agua de las nieblas. Este incremento de recursos es importante, en determinadas situaciones trascendente, y no puede dejar de considerarse sin producir serias distorsiones (López 1984).

En segundo lugar, la **amortiguación del impacto de la lluvia**. Las lluvias tienen muchas veces características torrenciales y cuando esto sucede en zonas desprovistas de vegetación, se producen importantes fenómenos de erosión. Esto es particularmente grave en las áreas de montaña, ya que si el suelo es lavado con ellas, se convierte generalmente en un fenómeno irreversible.

Castilla y León tiene una orografía accidentada y la principal causa de la erosión es el agua. Cada vez que llueve con cierta intensidad los barrancos discurren hacia las principales cuencas hidrográficas cargados de sedimentos que tiñen de marrón las aguas. El bosque juega un papel fundamental para evitar estos fenómenos erosivos, pues amortigua el impacto de la lluvia que llega al suelo con muy poca energía cinética al ser frenada por las hojas de los árboles. Si a esto unimos la fijación del suelo por medio de las raíces, tenemos que prácticamente no se produce erosión en áreas forestales. Así, cuanto más denso es el bosque menos impacto causa la lluvia. Por otro lado, el papel del sotobosque y del humus del suelo tiene gran importancia en esta función además de los propios árboles. Sirva como ejemplo que las primeras lluvias después de un incendio forestal provocan una importante erosión inmediata, debido en gran parte a la desaparición del sotobosque.

²⁶ Un análisis más exhaustivo de esta contribución puede encontrarse en el punto 1.5 dedicado al análisis de la Red Natura en Castilla y León.

En tercer lugar, el **aumento de la infiltración**. Esa amortiguación del impacto de la lluvia, unida al fenómeno de lluvia horizontal, supone una aportación de agua al suelo en forma de suave goteo. Si a esto unimos un suelo muy receptivo por su textura, rico en humus, como el de la mayoría de los bosques de Castilla y León y, además, tenemos en cuenta la sombra proporcionada por los árboles que evita evaporaciones directas importantes, tenemos que todos estos factores se traducen en un gran incremento de la infiltración del agua, de vital importancia para el propio ecosistema como para la recarga de los acuíferos subterráneos.

En cuarto lugar, el **aumento del tiempo de permanencia del agua en el ciclo**. A través de los procesos anteriores (amortiguación del impacto de la lluvia, infiltración lenta del agua, disminución de la escorrentía, absorción del agua por los vegetales, etc.) se produce una ralentización en el recorrido del agua que aumenta el tiempo de permanencia de ésta en el ciclo. La consecuencia es un aumento a su vez de la producción de biomasa del ecosistema, con lo que el rendimiento del agua captada por éste se multiplica.

En último lugar, la **mejora en la calidad del agua**. La inexistencia de pérdidas de suelo por erosión bajo una cubierta forestal y la transferencia a aguas de percolación de gran parte de la escorrentía superficial, producen la virtual desaparición de sedimentos en las aguas de los cauces que drenan los espacios forestales, con la consiguiente mejora de su calidad, aparte de otros beneficios fundamentales como la prolongación de la vida útil de los embalses a los que acceden estas aguas limpias. Igualmente hay que considerar que los ecosistemas boscosos son los que introducen menores cargas de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en las aguas que drenan. Esto implica una mejora importante en esas aguas, no solamente por evitar los conocidos problemas de eutrofización, sino también por los riesgos que se derivan, en el caso del suministro de agua potable, de la presencia de un exceso de nitratos.

4.1.2.3 Funciones edáficas

El suelo es un recurso básico e insustituible pues permite el asentamiento y desarrollo de las comunidades vegetales y animales, además de ser utilizado por el hombre para actividades agrícolas y ganaderas. El suelo se forma y también se pierde y lo ideal sería que existiera un equilibrio entre ambos flujos, situación original posiblemente de los ecosistemas no alterados. Nos encontramos muy lejos hoy de esa situación que, de hecho, debería ser el marco de referencia en lo que atañe a este importante recurso. Pues bien, el bosque tiene un enorme peso en el proceso de formación y conservación del suelo, además de otras sub-funciones que se relacionan a continuación.

En primer lugar, la **formación de suelo**. Un centímetro de suelo tarda en formarse, por lo general, entre 200 y 400 años, de manera que el suelo que se pierde es, a efectos prácticos, irreparable y con él la capacidad de producción (Castilla 1994a). Vemos pues, en primer lugar, que la formación de los suelos es un proceso lento en el que los bosques juegan un papel fundamental.

En segundo lugar, la **fijación del suelo, agua y nutrientes**. Todo tipo de vegetación retiene el suelo en mayor o menor grado, tanto mediante las raíces como por la amortiguación de los agentes erosivos (agua, viento, etc.). En el caso del bosque, estos efectos protectores se potencian. Por otro lado, los árboles también mantienen la riqueza en nutrientes al bombear con sus raíces las sustancias alimenticias, las cuales serán depositadas en sus tejidos y hojas para caer posteriormente sobre la superficie del suelo, evitando que dichas sustancias sean lavadas por el agua que percola. Finalmente, hay que destacar la capacidad de retención de agua que tienen los suelos forestales.

El origen de la erosión puede ser variado, dependiendo de la zona en la que esté localizado. Lo más común en la Comunidad Autónoma de Castilla y León son la erosión hídrica, la eólica y la antropogénica. Respecto a la erosión hídrica, la presencia de vegetación en la superficie del suelo reduce la agresividad del agua sobre el mismo ya que no se produce el impacto directo de las gotas de lluvia sobre el suelo desnudo que lo desagrega y arrastra



en zonas de pendiente. Por su parte, la erosión eólica es importante en aquellas zonas donde la vegetación es escasa o inexistente, siendo muy preocupante en zonas de terrenos arenosos muy extendidos por toda la región. Al igual que ocurría anteriormente, la protección para combatir este fenómeno se realiza protegiendo el suelo con material vegetal. Por último, la erosión antropogénica es aquella que se produce por la mala actuación del hombre. Una carga excesiva de ganado en una parcela y una mala gestión del suelo y actuación sobre el mismo, con actividades como el excesivo paso de maquinaria penetrante en el terreno y la eliminación de residuos vegetales de cosechas anteriores, son dos ejemplos claros de situaciones que se deberían dejar a un lado, si se quiere no perder suelo fértil en las explotaciones agrarias.

Por último, la **fertilización del suelo**. Podemos considerar que, en general, cada ecosistema forestal produce por sí mismo lo que necesita. Así, cada uno tiene su propio sistema de aportar los nutrientes apropiados a sus necesidades.

4.1.2.4 *Funciones productivas*

El aprovechamiento de los productos forestales es una actividad económica muy arraigada en las sociedades rurales de la comunidad autónoma de Castilla y León. Aunque muchos de los usos del bosque han ido desapareciendo, o siguen existiendo de forma testimonial, gran parte del desarrollo sostenible de nuestras comunidades rurales sigue dependiendo de este recurso.

Los aprovechamientos que merecen destacarse se detallan a continuación. En primer lugar tendríamos los aprovechamientos maderables como madera, leñas, corcho, plantones, reforestación, etc. Por contraposición, estarían los aprovechamientos no maderables como pastos, productos micológicos, cinegéticos y piscícolas, frutos silvestres (piñones, castañas, etc.) , plantas medicinales, colmenas, etc.

4.1.2.5 *Funciones recreativas*

No cabe duda de que el esparcimiento de la población en los ecosistemas forestales es cada vez más importante a todos los niveles. Este fenómeno denominado "turismo natural"²⁷ ha pasado de ser algo complementario a convertirse en uno de los ejes centrales de la vida cotidiana (Múgica 1994). Los beneficios de la contemplación de entornos naturales sobre la salud psicológica y física han sido señalados por diversos autores como (Parry-Jones 1990) o (Hartig et al. 1991), quienes ponen de manifiesto la disminución de la fatiga mental, la ansiedad, el estrés y de otras alteraciones propias de la vida en las grandes ciudades.

Un dato que corrobora estas afirmaciones es el hecho de que anualmente visitan los parques nacionales en España más de 10 millones de turistas (Ministerio de Medio Ambiente 2006) cifra tres veces superior a la recogida hace algo más de una década. Otro dato de este crecimiento es que en las vacaciones de Semana Santa de 2005 los destinos hacia espacios rurales superaron, por primera vez, a los tradicionales de sol y playa (Bachiller et al. 2006). Así, más de 20 millones de españoles realizan anualmente alguna actividad de turismo rural (Villavila et al. 2001).

Esta evolución nos lleva a afirmar que los bosques se han convertido en una fuente de bienestar para la sociedad actual, mejorando nuestra calidad de vida y formando parte de nuestra función de preferencias al igual que otros bienes privados.

²⁷ El turismo natural sería un tipo de otra variante más conocida como turismo rural.

4.1.2.6 Funciones climáticas

El bosque en general ejerce una **función reguladora del clima** que puede ser considerada como global (influencia en el clima planetario) y de carácter local (mesoclimas). La influencia principal se da a nivel de la temperatura (disminuyéndola), de la humedad (aumentándola) y del viento (frenándolo) (Mc Neely 1990). De hecho, tras la desaparición de un bosque, normalmente se produce un cambio climático, en el sentido de un aumento del calor, de la sequedad y del viento (Myers 1990).

Por otra parte, cualquier tipo de bosque favorece la **creación de microclimas** gracias a la protección de las copas de sus árboles y a sus procesos de control de la humedad ambiental (transpiración de las hojas) de forma más o menos marcada dentro de la zona geográfica en la que se encuentra. Este es uno de los beneficios más importantes, sobre todo en determinadas latitudes, y se puede distinguir un impacto directo de otro indirecto. El primero se refiere a la comodidad sobre los ciudadanos, que resulta muy difícil de cuantificar. Los bosques con altas densidades arbóreas influyen sobre el grado de radiación solar, el movimiento del viento, la humedad y la temperatura del aire. Así, se convierten en auténticos microclimas en los que los ciudadanos buscan refugio en los días calurosos o ventosos²⁸. El efecto del calor es más notable en centros urbanos con escasa o nula vegetación y extensas áreas pavimentadas que disipan el calor muy lentamente. Esto se traduce en un rápido incremento de la temperatura, efecto conocido como *isla de calor urbano*, donde la ciudad se calienta rápidamente, manteniendo ese calor (Abkari et al. 1992) encontraron que la sombra de los árboles podría reducir la temperatura promedio del aire en los edificios hasta cinco grados centígrados.

4.1.2.7 Funciones científicas y educativas

En relación con las primeras, dentro de la investigación científica ligada a los ecosistemas forestales podríamos distinguir la **investigación básica**, dedicada al estudio de los ecosistemas propiamente dichos (características, especies, funcionamiento, etc.) de la **investigación aplicada**, encaminada a los productos o utilidades directas que pueden derivarse de ellos (farmacia, agricultura, etc.).

En el primer caso, nos encontramos con una tradición investigadora con bastantes años de antigüedad aunque, a pesar de los importantes trabajos realizados, aún continúa el proceso de descubrimiento de nuevas especies vegetales y animales. Además, el estudio de su distribución espacial es incompleto. Por tanto, queda aún mucho por hacer en este campo de la investigación.

Con respecto a la investigación aplicada, vemos que éste es un campo mucho más joven y cuyas posibilidades son muy grandes, dada la gran variedad de especies existentes en estos ecosistemas.

En relación con las segundas, nos estamos refiriendo al conocido concepto de **educación ambiental**, o aquella orientada hacia la conservación, tomada a su vez como algo positivo y compatible con un uso sostenible de los recursos. Va dirigida a toda la población y no se limita al ámbito escolar, si bien, éste es el más extendido. La educación ambiental ligada a los ecosistemas forestales es destacable debido a sus características y a las posibilidades que brindan para una educación al aire libre. En este sentido, destaca el papel de los centros de visitantes, ubicados en los espacios naturales, que cumplen una importante función a nivel educativo, tanto para los escolares como para el resto de la población. Finalmente, destacar que la educación ambiental aumenta cada día su importancia, siendo previsible que esta tendencia se mantenga en el futuro. El papel de los bosques en relación con ella es y será fundamental.

²⁸ Por ejemplo, (Heisler 1990) demuestra que la velocidad del viento puede disminuirse en un 60% o más en áreas residenciales con una cobertura arbolada moderada comparada con áreas abiertas.



4.1.2.8 Funciones históricas

Estas funciones tienen el objetivo de demostrar hasta qué punto es posible encontrar valores en los distintos ecosistemas que se sumarían en casos particulares a otras funciones más evidentes. Merece la pena considerar, a modo de ejemplo, que este tipo de función recogería una característica especial de algunos ecosistemas o especies, desaparecidos de otros lugares, en los que el historiador puede interpretar el pasado.

4.1.2.9 Funciones generales

Este tipo de funciones se deriva de una consideración más amplia del medio ambiente no tan local, afectando de una forma general al ecosistema planetario (Gore 1992).

En primer lugar, podríamos considerar la **fijación de la energía solar**. Dejando a un lado el medio marino y a algunos microorganismos, sólo los vegetales son capaces de producir materia viva a partir de materiales sin vida. El bosque destaca una vez más en esta función, ya que su producción de materia viva a partir de la energía solar es de las mayores entre los ecosistemas vegetales.

En segundo lugar, la **regulación atmosférica**. Aunque la mayoría del oxígeno procede de las algas marinas, su producción en los bosques es muy importante. De hecho, una hectárea de bosque proporciona aproximadamente el oxígeno que necesitan 10 personas (Castilla 1994a). El problema es que cuando un bosque desaparece, no sólo no produce más oxígeno, sino que ya no absorbe CO_2 , pues ambos procesos están ligados. Si además la desaparición se debe a un incendio el efecto se agrava, pues la combustión consume O_2 y libera CO_2 , con lo cual tenemos que en la atmósfera se produce un incremento en la proporción de CO_2 asociada al efecto invernadero y una disminución en la proporción de O_2 , el cual, si disminuye por debajo de unos límites, imposibilita la vida de muchas especies, entre ellas el hombre.

Por otro lado, el bosque realiza una importante función de purificación del aire, reteniendo gran cantidad de polvo y contaminación de diferentes tipos de la atmósfera. Lo que ocurre es que existen límites, cuantitativos y cualitativos, en esta función que si se superan pueden amenazar la propia existencia del bosque como, por ejemplo, con la lluvia ácida.

4.1.2.10 Otras funciones

Las funciones expuestas anteriormente no agotan en absoluto todas las desempeñadas por los bosques. Por un lado, hemos tratado de destacar aquellas que tienen una especial significación, pero en un estudio como el que nos ocupa es aconsejable que se elabore una lista lo más exhaustiva posible de funciones.

Así, adicionalmente podríamos citar, por ejemplo, **la influencia del bosque hacia su entorno inmediato**. En el caso de que los terrenos colindantes a un bosque sean de uso agrícola, éstos se pueden ver beneficiados por la labor antiparasitaria que la fauna del bosque produciría en los campos de cultivo adyacentes. También, los bosques periurbanos podrán desempeñar las **funciones asemejables a las que los parques y jardines tienen en las ciudades** como el tratamiento de aguas residuales, la protección de áreas de captación de aguas, etc. (Sorensen et al. 1998). Por último, no debemos olvidarnos algo tan sencillo como la propia **satisfacción humana por la existencia del bosque**, y que también puede transformarse en valor. El hombre experimenta satisfacción por la mera existencia de un bien natural como puede ser el bosque, debido a razones psicológicas, sentimentales, espirituales, etc., incluso aunque no visite jamás dicho bosque.

En el cuadro 4.1 podemos encontrar esquemáticamente las funciones, con sus respectivas sub-funciones, desarrolladas anteriormente.

Cuadro 4.1 Funciones y Sub-funciones del bosque

| Funciones | Sub-funciones |
|---------------------------------|--|
| Genéticas | Reserva biológica de flora y fauna |
| | Contribución a la diversidad biológica |
| Acuíferas | Lluvia horizontal |
| | Amortiguación del impacto de la lluvia |
| | Aumento de la infiltración |
| | Aumento del tiempo de permanencia del agua en el ciclo |
| | Mejora en la calidad del agua |
| Edáficas | Formación de suelo |
| | Fijación del suelo, agua y nutrientes |
| | Fertilización del suelo |
| Productivas | |
| Recreativas | |
| Climáticas | Regulación del clima |
| | Creación de microclimas |
| Científicas y educativas | Investigación básica |
| | Investigación aplicada |
| | Educación ambiental |
| Históricas | |
| Generales | Fijación de la energía solar |
| | Regulación atmosférica |
| Otras funciones | Influencia en su entorno inmediato |
| | Asemejables a las de los parques y jardines urbanos |
| | Satisfacción humana por la existencia del bosque |

Fuente: adaptado de (Castilla 1994a).

4.1.3 De funciones a bienes y servicios ambientales: dimensiones de valor

El siguiente paso en el proceso de valoración es discernir cual de estas funciones se transforman en bienes y servicios para la población que puedan ser susceptibles de valoración. Como ya hemos comentado, algunas veces o se mezclan funciones con provisión y, por lo tanto, con valoraciones u otras ni siquiera se distinguen.

Un ejemplo de esta dificultad es el estudio de (Castilla 1994b), que procede directamente a valorar las funciones del bosque sin plantearse, en primer lugar, si generan algún tipo de bien o servicio susceptible de valoración. Lógicamente, algunas veces es muy difícil, por no decir imposible, esa monetización si no se da este paso previo. Así, este autor justifica reiteradamente las dificultades de valoración de determinadas funciones. Simplemente podríamos afirmar que en esos casos no procede su valoración. Una cuestión bien distinta es que una vez definido el bien o servicio ambiental sea difícil de valorar porque no se cuenta con las herramientas o con la información necesaria para hacerlo.

Para abordar con garantías de éxito el proceso de valoración, hay que tener en cuenta tres premisas básicas (Scott et al. 1998):

1. Si la función del bosque no se transforma en un bien o servicio no tiene por qué ser objeto de valoración.
2. Una misma función puede proveer de varios bienes y/o servicios.
3. Un mismo servicio puede provenir de distintas funciones del bosque.



Estos tres principios básicos pueden evitar que durante el proceso de identificación de los bienes y servicios se cometan errores de doble contabilización. En base a ellos, en el cuadro 4.2 se puede encontrar la relación existente entre las funciones del bosque y los bienes y servicios de los que son capaces de proveer a los seres humanos.

Cuadro 4.2 Relación entre las funciones de los bosques y los bienes y servicios proveídos por ellos

| Funciones genéricas | Sub-funciones | Bienes y/o servicios |
|---------------------------------|--|--|
| Genéticas | Reserva biológica de flora y fauna | Opciones sobre productos farmacéuticos y cosméticos |
| | Contribución a la diversidad biológica | Opciones sobre productos farmacéuticos y cosméticos |
| Acuíferas | Lluvia horizontal | Agua para distintos usos |
| | Amortiguación del impacto de la lluvia | Productividad agrícola, defensa cultivos, prolongación vida útil infraestructuras, etc. |
| | Aumento de la infiltración Aumento del tiempo de permanencia del agua en el ciclo | Agua para distintos usos |
| | Mejora en la calidad del agua | Calidad del agua para distintos usos |
| Edáficas | Formación de suelo | Productividad agrícola |
| | Fijación del suelo, agua y nutrientes | Productividad agrícola, agua para distintos usos |
| | Fertilización del suelo | Productividad agrícola |
| Productivas | | Aprovechamientos maderables y no maderables Paisaje como insumo de otras actividades (ej. construcción) |
| Recreativas | | Servicios recreativos actuales y de opción |
| Climáticas | Regulación del clima | Defensa de infraestructuras, productividad agrícola, etc. (costes evitados del calentamiento global) |
| | Creación de microclimas | |
| Científicas y Educativas | Investigación básica | Sin bien o servicio aparente |
| | Investigación aplicada | Productos farmacéuticos y cosméticos |
| | Escenarios de educación ambiental | Servicios educativos actuales y de opción |
| Históricas | Interpretación del pasado | Sin bien o servicio aparente |
| Generales | Fijación de la energía solar | Producción de materia viva (aprov. maderables, pastos, setas, etc.) |
| | Regulación atmosférica | Producción de oxígeno y secuestro de CO ₂ , calidad del aire |
| Otras | Influencias en su entorno inmediato | Productividad agrícola |
| | Asemejables a las de parques urbanos | Servicios recreativos actuales y de opción |
| | De satisfacción humana | Herencia, cultura, existencia, etc. |

Fuente: elaboración propia.

Una forma sencilla de proceder para sintetizar y agrupar esos bienes y/o servicios proveídos por los bosques es utilizar una clasificación de valores, generalmente aceptada, para compartimentarlos y poder mostrar así las distintas fuentes de valor.

Una primera compartimentación se puede realizar distinguiendo si ese bien o servicio medioambiental es utilizado o no por sus beneficiarios. En ambos casos existe fuente de valor, denominándose el primero **valor de uso** y el segundo **valor de no uso**.

El **valor de uso** es el más elemental, donde la persona utiliza el bien y se ve afectada por cualquier cambio que le ocurra. Así, pasa a formar parte de su función de utilidad (un día de pesca, un fin de semana de esquí, una jornada de observación de aves, etc.). Como puede verse la casuística es tan extensa y heterogénea que es muy difícil definir exhaustivamente lo que es uso del medio ambiente.

(Freeman 1990) utiliza dos criterios de clasificación distintos para analizar este valor. El primero atiende a si el bien se consume o no, lo que daría lugar a un *valor de uso consuntivo* frente a un *valor de uso no consuntivo*. El primero sería el de aquellos que realizan un uso físico del mismo, como por ejemplo recoger flores silvestres, mientras que el segundo no implica necesariamente ese contacto, ya que en lugar de cortarlas podemos disfrutar simplemente con su mera observación. El segundo criterio de clasificación utilizado atiende al tipo de uso, distinguiendo entre *valor de uso directo* y *valor de uso indirecto*. En el primero es necesaria la presencia física de usuario en el consumo del bien o servicio medioambiental, como la visita a un parque nacional, pero también podemos hacer un uso indirecto de ese parque si disfrutamos con un libro, documental, CD o página Web del mismo²⁹. Ambos criterios de clasificación no son excluyentes dando lugar a posibles combinaciones de valores de uso³⁰.

(Barton 1994) presenta una clasificación alternativa³¹ que simplifica sensiblemente la anterior. Solamente distingue entre *valor de uso directo* como aquellos productos y servicios que se pueden consumir directamente, que a su vez divide en extractivos (capturas de pescado, productos farmacéuticos, materiales de construcción, material genético, etc.) y no extractivos (turismo, recreación, educación, paisaje, etc.) y el *valor de uso indirecto*, como aquellas funciones y beneficios que se disfrutan indirectamente, que a su vez divide en otros tres: soporte biológico (que posibilita la observación de flora y fauna), protección física (como el control de la erosión) y soporte de la vida global (como la captura de CO₂). Llegados a este punto parece difícil delimitar lo que es y lo que no es valor de uso. Una característica que puede servir a este objetivo es el hecho de que, en cualquier caso, el uso del medio ambiente viene acompañado del consumo de un bien privado relacionado con él, en forma de factor productivo necesario para su disfrute. Estamos hablando de bienes tales como la caña de pescar, el automóvil, los prismáticos, la vivienda desde la que se ve un paisaje, el reproductor DVD, etc. Esta relación entre el bien privado y el medioambiental, es la base de gran parte de los métodos de valoración.

La segunda fuente de valor planteada es el **valor de no uso**. La mayoría de los autores coinciden en señalar dos tipos: *valor de opción* y *valor de existencia*.

En el primer caso, aunque no estemos usando el bien, ni lo hayamos hecho nunca, puede que estemos dispuestos a pagar para poder hacerlo en el futuro. Este comportamiento de los agentes económicos es común en el sector financiero, donde el desarrollo de nuevos productos innovadores en el mercado de derivados ha llevado a que los intermediarios no paguen por el activo en si (divisas, prestamos, etc.), sino por la posibilidad de poder comprarlo o venderlo en el futuro, opción que a su vencimiento podrá ejecutarse o no. Es decir, no pagamos por el bien, lo hacemos por no cerrar la puerta a poder disfrutar de él en el futuro. En función de cuáles sean esas circunstancias venideras se ejecutará o no, pero ya hemos pagado por ello³².

²⁹ La catalogación de estos tipos de valor como de uso ha generado mucha polémica, ya que podría darse el caso, difícil de con- jugar con el concepto de valor, de que lo tuviera algo que ya no existe, pero que sigue formando parte de otro bien como un libro o un vídeo (Azqueta 1994).

³⁰ Nótese que el medio ambiente tiene el tipo de valor que nosotros le damos, no siendo intrínseco al mismo y variando con las personas. Esto es aplicable también a las demás tipologías de valor.

³¹ Adaptada a un arrecife coralino.

³² También es común en los mercados de productos agrícolas.



También podría ser asimilable, aunque no de forma estricta, a un pago anticipado, conocido entre los comerciantes como “señal”, que es la cantidad de dinero necesaria para la reserva del artículo³³. En el caso de los bienes medioambientales se denomina *precio de opción* (Johansson 1990) y está formado por el excedente esperado del consumidor, producto de multiplicar el cambio en el excedente del consumidor, que se produce al desaparecer el bien, por la probabilidad de que no desaparezca, más el valor de opción o pago adicional para asegurar la disponibilidad futura del bien ambiental.

(Arrow, Fisher 1974) diferencian también un *valor de cuasi-opción*, como aquel que surge de la incertidumbre asociada a la desaparición del bien. A diferencia del anterior no está relacionado con poder disfrutar del bien en el futuro, sino con el hecho de que la decisión que implica la desaparición de un bien la mayoría de las veces no se toma con toda la información necesaria, renunciando así a algo desconocido por lo que se estaría dispuesto a pagar. Sobre este término debemos aclarar dos cosas: la primera es que este valor no es otorgado por el usuario y sí por quien toma la decisión o agente que provoca la desaparición y la segunda es que este valor sólo se deriva de aquellos cambios irreversibles, en donde no hay posibilidad de retorno a la situación inicial.

El ejemplo más característico es el banco genético desconocido de las zonas selváticas del planeta, en donde la desaparición irreversible de una especie, concretamente de su material genético, genera costes no tenidos en cuenta, convirtiéndose en un valor de cuasi-opción que debería estar incluido, por ejemplo, en el precio de venta de la madera. Al no ser así, ese valor suele materializarse en el lucro cesante de los países productores de maderas tropicales que conservan las selvas tropicales.

Siguiendo el razonamiento de la tipología de usuarios, por último, llegamos a aquellos que ni usan un bien medio ambiental, de ninguna de las maneras propuestas, ni tienen la expectativa de hacerlo en el futuro, es decir, que la probabilidad de disfrute futura es igual a cero. Pero, aún en este caso, ese bien puede ser valorado por las personas que estarían dispuestas a contribuir a su conservación. Su simple existencia les genera satisfacción y utilidad poseyendo su correspondiente disposición a pagar para que no desaparezca o a ser compensado en el caso de que lo hiciera. Nos estamos refiriendo al segundo tipo de valor de no uso o valor de existencia.

Para ilustrar este caso podemos referirnos a las denominadas “especies en vías de extinción”. La probabilidad de que alguna vez veamos un lince ibérico en su hábitat natural es prácticamente nula, no sólo por los hábitos de este felino sino también por su alarmante escasez. Pero aún así hay muchos ciudadanos que valoran su existencia y contribuyen a su conservación de forma directa, perteneciendo, por ejemplo, a la ONG SEO-Birdlife, organización que dedica parte de las cuotas de sus socios a programas de cría en cautividad y reintroducción en su medio natural.

Debajo de este comportamiento subyacen consideraciones altruistas de difícil modelización para la microeconomía, sin dejar de ser por ello un comportamiento tan real como todos los descritos hasta ahora. Aunque seamos nosotros los que otorgamos el valor, tenemos la creencia en el derecho a la vida de otras especies, tanto animales como vegetales, y que nos obliga éticamente a respetarlas, comportándonos de forma altruista-paternalista.

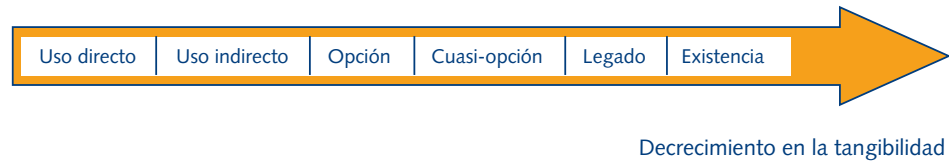
Aparte de este altruismo, se han mencionado otros tres motivos de reconocimiento de este valor de existencia (Johansson 1990): a) el motivo de legado o deseo de preservar un determinado bien para el disfrute de las generaciones futuras, b) la benevolencia sobre nuestros conocidos para los que queremos mayor bienestar, c) la simpatía hacia los desconocidos afectados por el deterioro ambiental que influye en su calidad de vida³⁴, aun sin tener una relación directa con ellos.

³³ La diferencia con el anterior estriba que, en este caso, si se ejecuta la compra, se descuenta la cantidad adelantada del precio final del bien, cosa que no ocurre con las opciones.

³⁴ Afectados por el huracán Mitch, el desastre nuclear de Chernóvil, el terremoto de Marruecos, etc.

Para terminar con la discusión sobre el concepto de valor, algunos autores proponen clasificaciones alternativas pero fuertemente correlacionadas con la anterior. (Barton 1994) plantean una basada en el concepto de *decrecimiento en la tangibilidad del valor individual*, con la siguiente secuencia de valores:

Gráfico 4.2 Valor económico total de un activo ambiental

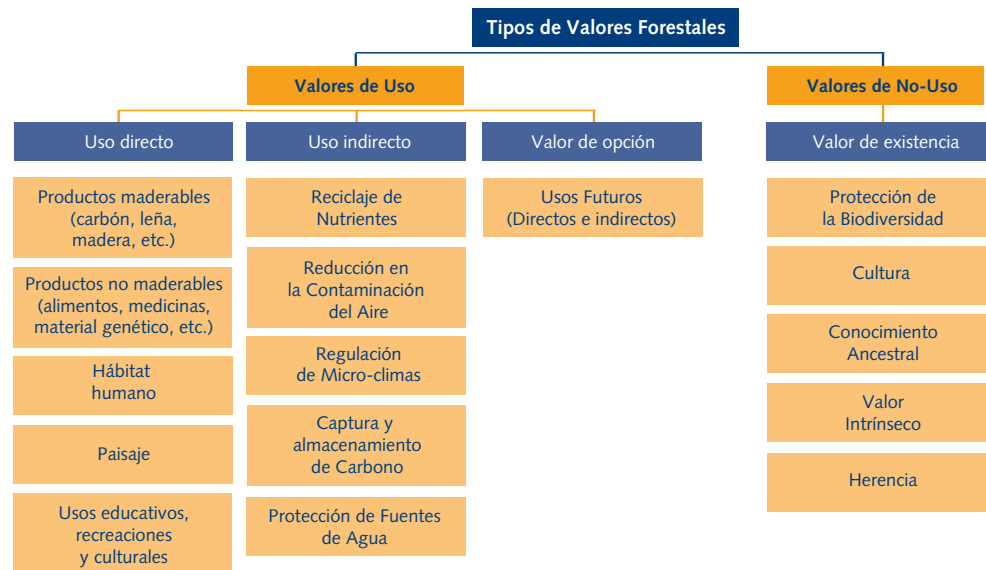


Fuente: Adaptado de (Barton 1994).

En ella, el valor de opción forma parte del valor de uso, compartimentación también defendida por (Pearce, Turner 1990).

Para el caso del bosque, varios autores han desarrollado diversas clasificaciones para catalogar los distintos tipos de valor de los ecosistemas forestales. La más desarrollada y la que más se adapta a los objetivos de la presente investigación es la desarrollada por (Izko, Burneo 2003). Estos autores proponen una compartimentación, como las expuestas anteriormente, basada en la división entre valores de uso y no uso, en donde los primeros se dividen entre directos e indirectos y el valor de opción forma parte de ellos como un tercer tipo adicional.

Gráfico 4.3 Clasificación de los valores de los ecosistemas forestales según Izko y Burneo, 2003



Fuente: (Izko, Burneo 2003).

En el presente estudio se presenta una clasificación intermedia, donde partiendo de esta división entre valores de uso directo e indirecto se subdividen a su vez entre extractivos y no extractivos, siguiendo de esta manera a autores como Freeman o Brouwer. Por lo tanto, se propone la siguiente clasificación de valores de los ecosistemas forestales para utilizarla en el proceso de valoración de los bosques de Castilla y León:



1. Valores de uso (VU)

1.1 Valores extractivos directos (VED)

1.1.1 Aprovechamientos maderables

1.1.1.1 Madera

1.1.1.2 Leña

1.1.1.3 Otros productos maderables

1.1.2 Aprovechamientos no maderables

1.1.2.1 Pastos

1.1.2.2 Productos micológicos

1.1.2.3 Productos cinegéticos

1.1.2.4 Productos piscícolas

1.1.2.5 Frutos silvestres (bellotas, piñones, castañas, etc.)

1.1.2.6 Insumos para productos farmacéuticos y cosméticos

1.1.2.7 Otros aprovechamientos no maderables (resinas, hierbas aromáticas y medicinales, etc.)

1.2 Valores extractivos indirectos (VEI)

1.2.1 Agua para distintos usos

1.2.2 Calidad del agua para distintos usos

1.2.3 Productividad agrícola

1.2.4 Calidad del aire

1.2.5 Costes evitados del calentamiento global

1.2.6 Defensa de cultivos

1.3 Valores no extractivos directos (VNED)

1.3.1 Servicios recreativos actuales

1.3.1.1 Turismo de naturaleza

1.3.1.2 Pesca recreativa

1.3.1.3 Caza recreativa

1.3.1.4 Recolección de setas no comercial

1.3.2 Servicios educativos actuales

1.4 Valores no extractivos indirectos (VNEI)

1.4.1 Paisaje como insumo

1.4.2 Prolongación de la vida útil de las infraestructuras

1.4.3 Producción de oxígeno y secuestro de CO₂

2. Valores de opción (VO)

2.1 Insumos para productos farmacéuticos y cosméticos de opción

2.2 Servicios recreativos de opción

2.2.1 Turismo de naturaleza

2.2.2 Pesca recreativa

2.2.3 Caza recreativa

2.2.4 Recolección de setas no comercial

2.3 Servicios educativos de opción

3. Valores de existencia (VE)

3.1 Herencia

3.2 Cultura

3.3 Etc.

Monetizar todos estos valores es una tarea prácticamente imposible por diversas razones. En algunos casos, existen complicaciones en la propia definición de esos valores, como es el caso de los costes evitados del calentamiento global, muchos de los cuales se encuentran duplicados en otros valores. Es decir, probablemente en la estimación de los segundos estén incrustados los primeros, como la prolongación de la vida útil de las infraestructuras, la productividad agrícola o la calidad del aire. En otros casos, quizás sea prácticamente imposible recopilar los datos necesarios, y si lo fuera, éstos serían poco fiables, como en el caso del valor de la defensa de cultivos. Por último, puede ocurrir que no compense plantear un proceso de cuantificación de determinados valores debido a su escasa importancia en relación con otras valoraciones como puede ser los insumos para productos farmacéuticos y cosméticos, tanto actuales como de opción³⁵.

Por lo tanto, en los siguientes cuadros se presentan, en primer lugar, los bienes y servicios seleccionados para continuar con el proceso de valoración y, en segundo lugar, aquellos que se han desechado junto con las causas de su exclusión.

Cuadro 4.3 Bienes y servicios proveídos por los ecosistemas forestales de Castilla y León susceptibles de valoración

| Valores de uso | | |
|--|--------------------------------------|-----------------------------------|
| | Extractivos | No extractivos |
| Directos | Madera | Turismo de naturaleza |
| | Leña | Pesca recreativa |
| | Otros aprovechamientos maderables | Caza recreativa |
| | Pastos | Recolección de setas no comercial |
| | Productos micológicos | Servicios educativos actuales |
| | Productos cinegéticos | |
| | Productos piscícolas | |
| | Frutos silvestres | |
| | Otros aprovechamientos no maderables | |
| | Indirectos | Agua para distintos usos |
| Calidad del agua | | Secuestro de CO ₂ |
| Productividad agrícola | | Paisaje como insumo |
| Calidad del aire | | |
| Costes evitados del calentamiento global | | |
| Valores de opción | | |
| Servicios recreativos de opción (turismo de naturaleza, pesca recreativa, caza recreativa y recolección de setas no comercial) | | |
| Servicios educativos de opción | | |
| Valores de existencia | | |
| Herencia, cultura, etc. | | |

Fuente: elaboración propia.

³⁵ Estos son mucho más importantes en los bosques tropicales, los cuales se puede valorar a través de patentes e información procedente de la industria farmacéutica.



Cuadro 4.4 Bienes y servicios proveídos por los ecosistemas forestales de Castilla y León no susceptibles de valoración

| Bienes y servicios | Problemas conceptuales | Datos insuficientes | Poca importancia relativa |
|---|------------------------|---------------------|---------------------------|
| Insumos para productos farmacéuticos y cosméticos | | • | • |
| Costes evitados del calentamiento global | • | • | |
| Defensa de cultivos | | • | |

Fuente: elaboración propia.

4.2 IDENTIFICACIÓN DE LOS BENEFICIARIOS Y DE LAS MEDIDAS DE EXCEDENTE

La identificación de los colectivos sobre los cuales recaen los beneficios de los atributos ambientales es uno de los aspectos más polémicos en los procesos de valoración. Y esto es así porque de esa elección depende de forma muy importante el valor del excedente global estimado. La complejidad estriba en la dificultad de conocer la magnitud del colectivo afectado por un cambio medioambiental. Por ejemplo, ¿quienes son los afectados por la puesta en marcha de una central nuclear?, ¿y por la recuperación de una especie en peligro de extinción?, ¿y por la salinización de un acuífero? El problema de una mala definición radica en que los resultados agregados pueden variar espectacularmente en función de cómo se defina. Normalmente la opción es elegir el ámbito administrativo afectado, ya que esta es la forma más sencilla de obtener la variable poblacional. Razones de prudencia aconsejan escoger siempre la opción más conservadora.

En el caso que nos ocupa la elección está clara. Son los habitantes de la Comunidad Autónoma de Castilla y León, o al menos alguno de sus colectivos, los que valoran sus ecosistemas forestales. Esta elección se justifica por el hecho de que el objetivo del presente trabajo de investigación es averiguar cuáles son esos beneficios para los castellanos y leoneses, aún a sabiendas que nuestros bosques también generan beneficios para habitantes de otras comunidades autónomas e, incluso, de otros países³⁶.

Es decir, y como ya se ha comentado, no se trata de estimar el valor total de los ecosistemas forestales de la comunidad para todo el mundo, si no solamente para los ciudadanos de Castilla y León. Con otras palabras, las estimaciones sólo reflejan parte de ese valor, aquel del que se benefician nuestros habitantes.

Para intentar paliar el sesgo que se produce en las valoraciones globales a consecuencia de una mala especificación del colectivo afectado se intentará elegir siempre la opción más conservadora, tal y como aconsejan la mayoría de los protocolos de valoración, aunque esto suponga dejar de cuantificar algunos de los beneficios sobre nuestra población.

En el cuadro 4.5 podemos encontrar el colectivo de beneficiarios seleccionado para cada uno de los valores expuestos, así como la **medida individual** de valor que se estimará y cuya interpretación nos mostrará la cuantificación en unidades monetarias de cada uno de los distintos tipos en los que se han dividido el valor económico total de los ecosistemas forestales de Castilla y León (renta por hectárea, excedente del consumidor, etc.).

³⁶ Lógicamente los castellanos y leoneses también obtienen beneficios de los bosques de otras comunidades autónomas y países.

En todos los casos se han calculado medidas en términos netos para así poder realizar la comparación de los valores. Así, todos los valores calculados tienen descontados sus correspondientes costes, por lo que la interpretación puede hacerse en término de renta neta, real o imputada, para los habitantes de la comunidad autónoma.

Cuadro 4.5 Elección de los beneficiarios de los valores de los ecosistemas forestales de Castilla y León y de las medidas individuales de excedente

| | | Valores de uso | |
|--|---|---|--|
| Bienes y/o servicios | | Beneficiarios | Medida individual |
| EXTRACTIVOS DIRECTOS | Madera | Propietarios forestales | |
| | Leña | Propietarios forestales | |
| | Otros aprov. maderables | Propietarios forestales | |
| | Pastos | Propietarios pastizales | Renta empresarial por hectárea productora |
| | Productos micológicos | Recolectores comerciales | |
| | Productos cinegéticos | Cazadores | |
| | Productos piscícolas | Pescadores | |
| | Frutos silvestres | Prop. Forestales y otros | |
| | Otros aprov. no mader. | Prop. Forestales y otros | |
| EXTRACTIVOS INDIRECTOS | Agua para distintos usos | Usuarios del agua | Valor a coste de factores por ha. |
| | Calidad del agua | Usuarios del agua | Coste por m ³ /Disposición a pagar por hogar |
| | Productividad agrícola | Agricultores | Valor del suelo por ha./Incr productividad agrícola por ha de bosque |
| | Calidad del aire | Ciudadanos | Disposición a pagar por persona/costes evitados por ha de bosque |
| NO EXTRACTIVOS DIRECTOS | Turismo de naturaleza | Turistas de naturaleza | Disposición a pagar por visita |
| | Pesca recreativa | Pescadores | Excedente por jornada |
| | Caza recreativa | Cazadores | Disposición a pagar por jornada |
| | Recolección de setas no comercial | Recolectores no comerciales (RNC) | Disposición a pagar/excedente por jornada |
| | Servicios educativos actuales | Alumnos participantes en actividades de educación ambiental | Gasto por alumno participante en proyectos de educación ambiental |
| NO EXTRACTIVOS INDIRECTOS | Prolongación de la vida de las infraestructuras | Ciudadanos | Costes evitados por ha. de bosque/disposición a pagar por persona |
| | Secuestro de CO ₂ | Ciudadanos | Renta anual por ha. de bosque |
| | Paisaje como insumo | Propietarios de viviendas | Renta inmobiliaria imputada por vivienda |
| | | Valores de opción | |
| Servicios recreativos de opción (turismo de naturaleza, pesca y caza recreativa y recolección de setas no comercial) | | Ciudadanos | Disposición a pagar/excedente por visita/jornada |
| Servicios educativos de opción | | Alumnos en el sistema educativo | Gasto por alumno participante en proyectos de educación ambiental |
| | | Valores de existencia | |
| Herencia, cultura, etc. | | Ciudadanos | Disposición a pagar |

Fuente: elaboración propia.



4.3 SELECCIÓN DE LAS TÉCNICAS DE VALORACIÓN

Son muchas las variables que pueden influir en la elección de un método de valoración para estimar los beneficios de un determinado atributo ambiental, la mayoría de ellas relacionadas con las características del bien o servicio a valorar y con la disponibilidad de fuentes de información fiables.

Esta dificultad se hace patente en el caso que nos ocupa ya que, por una parte, son muchos y muy heterogéneos los valores que se pretenden estimar y, por la otra, son pocas las fuentes de información existentes para valorar atributos ambientales en nuestra comunidad autónoma. Si a esto le unimos la escasez de la literatura científica existente relacionada con la valoración del patrimonio medioambiental de Castilla y León, la tarea se convierte en algo compleja y laboriosa.

Para intentar minimizar esos contratiempos se propone la siguiente metodología para proceder a la estimación de los beneficios de los ecosistemas forestales de la comunidad autónoma de Castilla y León:

1. Si existen datos fiables y suficientes para toda la comunidad autónoma: **estimación regional**.
2. Si existen datos fiables, insuficientes para toda la comunidad autónoma pero disponibles para un determinado sitio de la región: **estimación local y transferencia regional**.
3. Si no existen datos fiables pero existen estudios fiables, suficientes y transferibles para la comunidad autónoma: **transferencia regional**.
4. Si no existen datos ni estudios fiables para la comunidad autónoma pero existen estudios fiables, suficientes y transferibles a nivel nacional: **transferencia nacional**.
5. Si no existen datos ni estudios fiables, ni para la comunidad autónoma ni a nivel nacional, pero existen estudios fiables a nivel internacional fiables, suficientes y transferibles: **transferencia internacional**.
6. Si no se da ninguna de las circunstancias anteriores: **no se valora** (ver punto 4.1.3).

En cualquier caso, para mejorar la significatividad de los valores calculados, si se considera oportuno, se utilizarán varios de los procedimientos expuestos anteriormente.

Una vez tomada esta decisión en cada una de las dimensiones de valor procede seleccionar la técnica más adecuada para la estimación o informar sobre la que han utilizado los distintos autores en los estudios transferidos. En el cuadro 4.6 se presentan los procedimientos utilizados, en base al protocolo expresado, y las técnicas de valoración aplicadas para cada uno de los valores de los ecosistemas forestales de Castilla y León.

Cuadro 4.6 | Procedimientos y técnicas de valoración utilizados en el cálculo de los valores de los ecosistemas forestales de Castilla y León

| Bienes y/o servicios | Beneficiarios | Técnicas de Valoración | |
|----------------------------------|---|---|----------------------------------|
| EXTRACTIVOS DIRECTOS | Madera | Valoración a precios de mercado según el manual de las cuentas económicas de la silvicultura (CES 97) | |
| | Leña | | |
| | Otros aprov. maderables | | |
| | Pastos | | |
| | Productos micológicos | | Estimación regional |
| | Productos cinegéticos | | |
| | Productos piscícolas | | |
| | Frutos silvestres | | |
| Otros aprov. no mader. | | | |
| EXTRACTIVOS INDIRECTOS | Agua para distintos usos | Estimación regional | Valoración a coste de factores |
| | Calidad del agua | Estimación regional | Valoración a coste de factores |
| | | Transferencia internacional | Método de valoración contingente |
| | Productividad agrícola | Estimación regional | Valoración a coste de factores |
| | | Transferencia internacional | Valoración a precios de mercado |
| | Calidad del aire | Estimación regional | Método de valoración contingente |
| Transferencia nacional | | | |
| Transferencia internacional | | Método de los costes evitados | |
| NO EXTRACTIVOS DIRECTOS | Turismo de naturaleza | Transferencia regional | Método del coste del viaje |
| | | Transferencia nacional | Método de valoración contingente |
| | Pesca recreativa | Estimación local y transferencia regional | Método del coste del viaje |
| | Caza recreativa | Estimación local y transferencia regional | Método de valoración contingente |
| | Recolección de setas no comercial | Transferencia regional | Método del coste del viaje |
| | | Transferencia nacional | Método de valoración contingente |
| Servicios educativos actuales | Estimación regional | Valoración a coste de factores | |
| NO EXTRACTIVOS INDIRECTOS | Prolong. Vida infraestruct. | Transferencia internacional | Método de valoración contingente |
| | Secuestro de CO ₂ | Estimación regional | Método de los costes evitados |
| | | Transferencia nacional | Valoración a precios de mercado |
| Paisaje como insumo | Transferencia regional | Método de los precios hedónicos | |
| | Transferencia internacional | | |
| DE OPCIÓN | Estimación regional | Método del coste del viaje | |
| | Estimación local y transferencia regional | Método de valoración contingente | |
| | Transferencia regional | Valoración a coste de factores | |
| | Transferencia nacional | | |
| DE EXISTENCIA | Transferencia nacional | Método de valoración contingente | |

Fuente: elaboración propia.



4.4 ESTIMACIÓN Y TRANSFERENCIA DE BENEFICIOS

A continuación se procede a obtener las medidas individuales para cada uno de los valores de los ecosistemas forestales de nuestra comunidad autónoma. El esquema común seleccionado para estimar cada uno de los tipos de valor propuestos es el siguiente. En primer lugar, en *datos y métodos*, se exponen las fuentes estadísticas utilizadas para aplicar el procedimiento de valoración, así como la exposición de los aspectos básicos y relevantes del método de estimación empleado. Además, si procede se seleccionan los estudios a transferir, junto con un análisis de sus características básicas. No se presentan todos los estudios manejados, ni siquiera la preselección realizada, sino solamente aquellos que han pasado el proceso de validación³⁷. En segundo lugar, en *estimación/transferencia de la medida individual* se presentan los valores estimados y/o transferidos que servirán posteriormente para el cálculo de la medida global y de las medidas homogéneas (por hectárea y habitante). A efectos de posibilitar la comparación, todas las medidas individuales estimadas y/o transferidas se actualizan desde la fecha en la que fueron obtenidas hasta el mes de diciembre del año 2007, utilizando como deflactor la variación del índice de precios al consumo a nivel regional³⁸. Así, en primer lugar se calcula la **medida individual**, luego la **medida ajustada** por la renta de la comunidad autónoma de Castilla y León en relación con la de la zona de procedencia en el año correspondiente y, por último, la **media actualizada** con la variación del IPC de Castilla y León desde la fecha en la que esa medida fue calculada hasta la actualidad.

Como puede observarse, de las tres opciones existentes, se ha optado por realizar las transferencias con el procedimiento del valor medio ajustado en función de alguna característica del sitio, tal y como se expresaba en el punto 3.47. Normalmente esa característica será la renta per cápita, optando en algunos casos por otra, en función de las condiciones de la transferencia.

4.4.1 Valores extractivos directos

4.4.1.1 Datos y métodos

Para obtener este tipo de valores se ha optado por realizar una estimación regional de la renta empresarial de los propietarios forestales siguiendo la metodología del manual de cuentas económicas de la silvicultura (CES 97). Esta renta se obtiene deduciendo de la producción de la rama silvícola (calculada a precios básicos) los consumos intermedios para obtener el valor añadido bruto a precios básicos, que representa el resultado económico final de la actividad productiva. Minorando las amortizaciones se obtiene el valor añadido neto a precios básicos. Al deducir las remuneraciones de asalariados y otros impuestos sobre la producción y añadir otras subvenciones netas a la producción, se obtiene el excedente de explotación mixto, al que hay que restar los intereses pagados por el sector para obtener la variable buscada, o renta empresarial.

Hay que tener en cuenta que parte de esta renta no se genera para los propietarios forestales, como es el caso de los productos micológicos, hierbas aromáticas, etc., pero razones de claridad en la exposición aconsejan tratarlas de forma conjunta. Esta decisión no tiene ninguna relevancia a la hora de calcular las medidas individuales ya que, al contrario que con los valores siguientes, en primer lugar, se calcula la medida global, para posteriormente transformarla en medida individual, dividiendo entre el número de hectáreas productoras.

³⁷ Se ha realizado una primera selección de estudios, a juicio del investigador, en función de su criterio sobre si puede servir al objetivo de la investigación. Posteriormente son estos los que se validan y, si superan ese proceso, se seleccionan. Así, no se ha realizado un meta-análisis y sólo se han tenido en cuenta aquellos que sirven para transferir algún tipo de valor, coeficiente, dato, etc. Tampoco se incluye el proceso de validación de todo lo utilizado, ya que no aporta nada adicional al estudio y ocuparía mucho espacio.

³⁸ Exceptuando algún caso en el que se utilizará algún otro índice de variación de precios que se ajuste más a la circunstancia concreta.

Para mitigar en parte los efectos estacionales que se pudieran producir dadas las características del sector, la renta se calcula como media de la correspondiente a dos periodos, en concreto la de los años 2004 y 2005.

Los **aprovechamientos maderables** se han dividido en maderas, leñas y otros aprovechamientos maderables. A su vez las maderas se han dividido en coníferas (Pino pinaster de trituración y aserrío, silvestre, laricio, pinea y radiata de aserrío y otras coníferas) y frondosas (eucaliptus de trituración y aserrío, chopo, haya y castaño de aserrío y quercineas). Los datos sobre cantidades proceden del anuario estadístico de la Junta de Castilla y León y sobre precios pagados (en euros por cada 100 metros cúbicos) del sitio Web de esta institución (precios y mercados agrarios). En los casos en los que faltaba algún dato se ha aplicado el valor promedio de la clasificación inmediatamente anterior o se han hecho supuestos sobre que cantidad o precio sería más razonable aplicar a cada concepto.

En las leñas se distingue entre coníferas, quercineas, otras frondosas y de matorral. Los datos, tanto de cantidades como de precios (en euros por estereo), proceden del anuario del Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, donde los primeros corresponden a las cantidades cortadas en Castilla y León y los segundos a los promedios pagados a nivel nacional en cargadero.

En otros aprovechamientos maderables se distingue entre corcho, plantones, reforestación y otros productos. Los datos tanto de cantidades como de precios (en euros por tonelada) proceden del anuario del Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. En el caso del corcho, los datos tanto de cantidades como de precios (en cargadero) corresponden a los años 2002 y 2003 respectivamente. Para el resto, el promedio en valor (precios y cantidades no disponibles) corresponde a los años 2003 y 2004.

Los **aprovechamientos no maderables** se han dividido en pastos, productos micológicos, cinegéticos, piscícolas, frutos silvestres y otros aprovechamientos no maderables. Por su parte, las superficies pastadas se han subdividido en prados naturales, pastizales, erial a pastos y matorral y monte bajo pastado. Se excluyen rastrojeras y tierras de barbecho pastadas por no corresponder estrictamente con un ecosistema forestal. Los datos de superficies corresponden a los años 2003 y 2004 respectivamente y proceden del anuario estadístico de la Junta de Castilla y León. Las superficies de matorral y monte bajo pastado se calcula como la diferencia entre tierras para pastos permanentes y prados y pastizales (año 2003). Los precios pagados por hectárea corresponden al año 2004 y provienen del sitio Web de esta institución. En el caso de los pastizales se aplica el precio medio con y sin árboles.

En los productos micológicos se consideran *Boletus (edulis, aereus y pinophilus)*, *Lactarius deliciosus*, trufas y otras especies comestibles (media ponderada de *Calocybe gambosa*, *Cantherellus cibarius*, *Pleorotus eryngii* y *Tricholoma portentosum*). Los datos, tanto de cantidades como de precios (en euros por kilogramo), proceden del anuario del Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación y corresponden al año 2002. Al no disponer de datos no se deduce autoconsumo.

En los productos cinegéticos se divide entre caza mayor (ciervo, jabalí y otra caza mayor³⁹) y menor (liebre, conejo, otra caza menor no volátil⁴⁰, perdiz, codorniz y otra caza menor volátil⁴¹). Los datos sobre piezas cobradas proceden del sitio Web de la Junta de Castilla y León y se valoran a precios de 2003 (en euros por pieza) recogidos del anuario del Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. La caza menor (especie no necesariamente

³⁹ Lobo, corzo, rebeco, cabra montés, muflón y gamo.

⁴⁰ Zorro.

⁴¹ Paloma (zurita bravía y torcaz), becada, urraca grajilla, azulón, otras aves acuáticas y zorzal.



forestal) se prorratea por el porcentaje de superficie forestal y prados y pastizales en relación a la total aprovechada, según el anuario regional. No se consideran ingresos complementarios por alquiler de terrenos al no estar disponible en el anuario del MAPA. Tampoco se deduce autoconsumo (no se dispone de datos).

Por su parte, se incluyen los productos piscícolas al asumir que la pesca continental es posible gracias a las funciones hidrológicas del bosque⁴². Además, la pesca más valorada se realiza en las cabeceras de los ríos, prácticamente todas forestales. Se divide en trucha, cangrejo y otras especies. Tanto las piezas capturadas como los precios por unidad proceden del anuario del Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación y corresponden a los años 2002 y 2003. No se incluye salmón porque no aparece en las estadísticas de esta institución para Castilla y León. Tampoco se deduce autoconsumo (no se dispone de datos).

En cuanto a los frutos silvestres se tienen en cuenta castañas, piñones, bellota (en montanera y recogida) y otros frutos silvestres. Los datos de cantidades y precios (en euros por tonelada) proceden del anuario del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y corresponden a los años 2002 y 2003, excepto para la producción de castañas (Tamames 2001). Al ser en su mayoría procedentes del Bierzo se tienen en cuenta precios pagados en la comunidad autónoma de Galicia, más lógico que la media nacional (dos únicos valores disponibles). Los datos de bellota en montanera corresponden sólo al año 2002 y los de otros frutos silvestres sólo al 2003.

Por último, otros aprovechamientos no maderables se dividen en resinas, plantas medicinales, colmenas, ocupaciones roturaciones y otros. Los datos de cantidades y precios (en euros por tonelada) proceden del anuario del Ministerio de agricultura Pesca y Alimentación y corresponden a los años 2002 y 2003. Los precios pagados por la resina se consideran en cargadero.

El cálculo de la renta empresarial se realiza minorando los conceptos de consumos intermedios (plantones, energía y lubricantes, abonos, productos fitosanitarios, mantenimiento de material y servicios forestales), el consumo de capital fijo, la remuneración de asalariados, otros impuestos sobre la producción y los intereses pagados en forma de porcentaje sobre la producción regional. Este porcentaje se extrapola del obtenido a nivel nacional para el año 2003, o porcentajes que representa cada uno de esos conceptos (calculado a precios básicos) sobre la producción de la rama a nivel nacional.

En cuanto a los consumos intermedios se calcula el porcentaje sobre la producción total de los aprovechamientos maderables, frutos silvestres y otros aprovechamientos no maderables, más el porcentaje sobre lubricantes de productos micológicos, cinegéticos y piscícolas. El consumo de capital fijo se calcula sobre el total de los extractivos directos menos pastos, al igual que otros impuestos sobre la producción e intereses pagados. La remuneración de asalariados sobre aprovechamientos maderables, frutos silvestres y otros aprovechamientos no maderables. Finalmente, otras subvenciones a la producción se calculan sobre la correspondiente al total de los extractivos directos menos pastos, productos piscícolas y micológicos.

4.4.1.2 Estimación/transferencia de la medida individual

Las medidas estimadas como promedio de los dos años considerados, en base a todos los supuestos planteados en el punto anterior, pueden consultarse en el cuadro 4.7⁴³.

⁴² Este razonamiento también se aplicaría al valor de la pesca recreativa.

⁴³ La estimación de la cuenta de renta correspondiente al promedio de los dos años considerados puede consultarse en el Anexo 1.

Cuadro 4.7 Valores extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 (en € por ha. productora)

| | Valor individual | Valor ajustado* | Valor actualizado |
|---|------------------|-----------------|-------------------|
| Maderas | 9,45 | 9,45 | 9,80 |
| Leñas | 0,65 | 0,65 | 0,68 |
| Otros aprov. maderables | 3,43 | 3,43 | 3,56 |
| Total aprovechamientos maderables | 13,53 | 13,53 | 14,03 |
| Pastos | 15,70 | 15,70 | 16,29 |
| Productos micológicos | 11,22 | 11,22 | 11,64 |
| Productos cinegéticos | 1,28 | 1,28 | 1,32 |
| Productos piscícolas | 0,21 | 0,21 | 0,22 |
| Frutos silvestres | 2,04 | 2,04 | 2,11 |
| Otros aprov. no maderables | 1,56 | 1,56 | 1,62 |
| Total aprovechamientos no maderables | 32,02 | 32,02 | 33,20 |
| TOTAL EXTRACTIVOS DIRECTOS | 45,55 | 45,55 | 47,24 |

* Hay que hacer notar que al tratarse de una estimación regional las medidas individuales coinciden con las ajustadas.

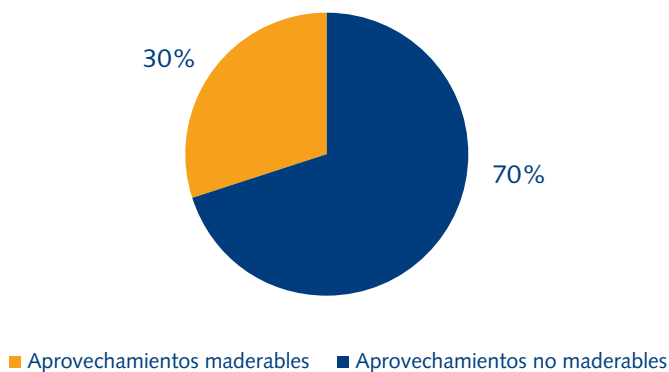
Fuente: elaboración propia.

Los bosques de Castilla y León generan una renta anual por hectárea productora, tanto para sus propietarios como para otros productores, de aproximadamente 47€ de los cuales más del 70% corresponde, en contra de lo que pueda parecer, a **aprovechamientos no maderables**. Aquí son los pastos y los productos micológicos los mayores generadores de renta con 16€ y 11€ respectivamente por hectárea. Muy lejos se encuentran el resto, siendo los productos piscícolas los que menos aportan a la renta forestal, con 21 céntimos por hectárea.

En cuanto a los **aprovechamientos maderables**, los más importantes son las maderas, con casi 10€ por hectárea, representando casi tres cuartas partes del total y ocupando el tercer lugar de los valores extractivos directos. Entre estos tres (pastos, productos micológicos y maderas) representan el 80% del total de los valores extractivos directos. Las leñas, son el menos importante de este concepto ocupando el segundo lugar por la cola del total de aprovechamientos, por detrás de los piscícolas.

En los siguientes gráficos se representan las afirmaciones anteriores, en forma de importancia relativa de los distintos tipos de aprovechamientos forestales.

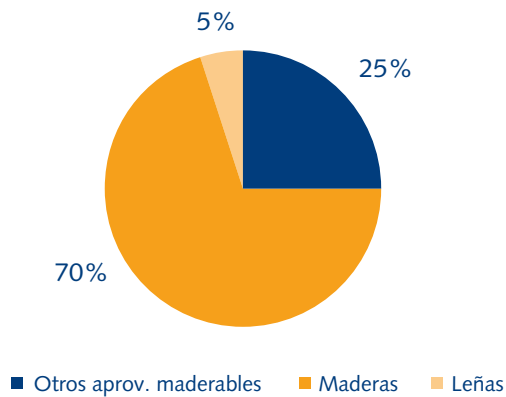
Gráfico 4.4 Importancia relativa de los distintos aprovechamientos sobre los valores extractivos directos totales (en %)



Fuente: elaboración propia.

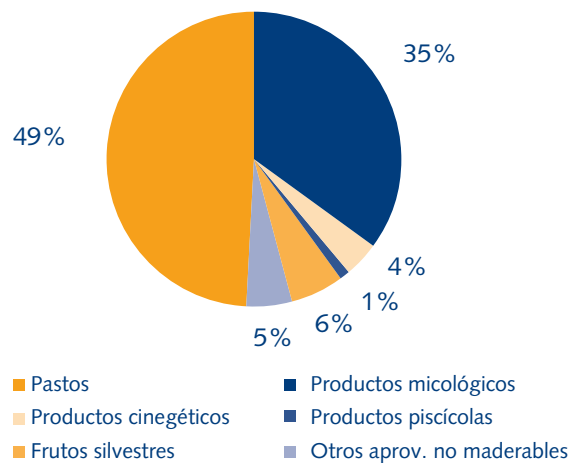


Gráfico 4.5 Importancia relativa de los distintos aprovechamientos sobre los maderables totales (en %)



Fuente: elaboración propia.

Gráfico 4.6 Importancia relativa de los distintos aprovechamientos sobre los no maderables totales (en %)



Fuente: elaboración propia.

4.4.2 Valores extractivos indirectos

4.4.2.1 Datos y métodos

En primer lugar, se estima el **valor del agua** para distintos usos captada de forma adicional por los ecosistemas forestales. La primera estimación utilizada es la de (Kamer 1974), según el cual las precipitaciones se incrementarían anualmente en 2.500 mm en forma de lluvia horizontal en zonas boscosas. El otro dato utilizado es el aportado por (Castilla 1994b), donde los cocientes medios de agua recogida en los bosques superan en más de tres veces a los de cielo abierto. A partir de aquí, se calcula el valor del agua adicional captada por los ecosistemas forestales, y no contabilizado en las estaciones meteorológicas, como media del periodo 1971-2000, utilizando datos del anuario del Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. En los precios de agua se han usado los publicados por el Instituto Nacional de Estadística relativos al del metro cúbico, que incluye abastecimiento más saneamiento en la comunidad autónoma de Castilla y León. Para actualizar los datos se utilizan los índices de crecimiento del precio de agua aportados por (Cabrera 2006). La medida individual estimada ha sido, por lo tanto, el valor a coste de factores de la lluvia horizontal por hectárea de bosque.

Para valorar la influencia en **calidad del agua** de los bosques se ha realizado la transferencia de cuatro valores. El primero, es el coste derivado de la mala calidad del agua procedente del Ebro realizada por (Beamonte et al. 2007) que calcula el coste por metro cúbico necesario para mejorarla. En segundo lugar, se utilizan los valores de (Segado 1996) que aplica el método de valoración contingente con formato dicotómico para calcular la disposición a pagar de los hogares de los muelles de Salford (Manchester-Reino Unido). Con una muestra de 67 observaciones estima la disposición a pagar en libras, en forma de incremento en el recibo del agua, por los hogares de la zona para mejorar la calidad del agua, utilizando un modelo Logit. Para ajustar la media individual se han utilizado las estadísticas de Eurostat. En tercer lugar, se utiliza el trabajo similar de (Wu, Huang 2001), que aplica el método de valoración contingente con formato dicotómico para calcular la disposición a pagar de los hogares de la ciudad de Kaohsiung (Taiwán) por esa mejora. Con una muestra de 540 hogares, estiman la disposición a pagar en dólares taiwaneses, en forma de incremento en el recibo del agua, utilizando también una distribución logística. En este caso, no fue necesario realizar ningún ajuste al ser las rentas per cápitas de ambas zonas similares en paridades del poder adquisitivo. Por último, se utiliza el trabajo de (Piper, Martin 2001) que utilizan el método de transferencia de beneficios para calcular la disposición a pagar en dólares, en el recibo mensual, por una mejora en la calidad del agua en los hogares de Fort Peck (Montana), Lewis y Clark (Dakota), Navajo (Nuevo México) y la región noroeste de Oklahoma en los Estados Unidos. Para ajustar la medida se utilizó el servidor Web de estadísticas del Banco Mundial⁴⁴.

Para analizar la influencia de los ecosistemas forestales en la **productividad agrícola** se realizó una estimación y una transferencia de valor. En el primer caso, y utilizando datos de (Castilla 1994b), se calcula el valor del suelo formado (en hectáreas), con una profundidad de unos 30 centímetros, por hectárea de bosque en Castilla y León, valorado a un precio medio pagado en nuestra comunidad autónoma, ponderado en función de los distintos tipos de aprovechamientos (fuente: sitio Web de la Junta de Castilla y León). En cuanto a la transferencia se utiliza el estudio de Bergen de 1993⁴⁵, que calcula el valor que ejercen los bosques alemanes sobre la protección del clima sobre la producción agrícola en forma de incremento en la producción anual. Para convertir estos valores a netos, y poder compararlos con el resto, se transforman en renta utilizando coeficientes extraídos de datos del ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. En este caso, para ajustar los valores, también se utilizan datos de Eurostat.

Por último, y para terminar con este tipo de valores se calculan los relativos a la **mejora en la calidad del aire** derivados de la existencia de ecosistemas forestales. Aquí, se realiza una estimación y se transfieren dos valores. En cuanto a la primera, y utilizando datos de (Azqueta 1994) sobre costes de la contaminación atmosférica en el principado de Asturias sobre la salud humana, la ganadería, la agricultura y las explotaciones forestales y los materiales, se calculan esos mismos conceptos para Castilla y León a través de una serie de ratios y se ponen en relación con la superficie forestal. La primera transferencia se realiza utilizando el trabajo de (Vázquez 2002) que, aplicando el método de valoración contingente, estima la disposición a pagar por los habitantes de la ciudad de Vigo por una mejoría en la calidad del aire. En este caso, utiliza una muestra de 480 observaciones y aplica un modelo logit para estimar la disposición a pagar media anual. En este caso, se asume que el nivel de renta en esta ciudad es parecido al de las de similar tamaño en Castilla y León, es decir, Valladolid. La segunda transferencia se realiza utilizando valores de Pearce de 1991⁴⁶, que aplicando el método de los costes evitados calcula el valor de la pureza del aire aportada por los bosques del Reino Unido en libras por hectárea. En este caso, y antes de transferir el valor se corrige

⁴⁴ Disponible en <http://devdata.worldbank.org/data-query/>

⁴⁵ Datos tomados de (Soler 1997).

⁴⁶ Datos tomados de (Soler 1997).



tanto por la población del Reino Unido en relación a la de Castilla y León⁴⁷, como por el ratio de superficie forestal de ambas zonas. Además, y al igual que en casos anteriores, se corrige por la renta utilizando las estadísticas de Eurostat.

4.4.2.2 Estimación/transferencia de la medida individual

El **valor del agua** a coste de factores, en base a las dos estimaciones realizadas, alcanza una media aproximada de 21€ por hectárea de bosque. En cuanto a la **calidad del agua**, si no consideramos la estimación realizada utilizando el trabajo de Beamonte, la disposición a pagar media por parte de un hogar castellano-leones para mejorar la calidad del agua rondaría los 80€ anuales. Ese autor estima que el coste medio de mejorar la calidad del agua es de 16 céntimos de euro por metro cúbico tratado.

En cuanto a la **productividad agrícola**, cada hectárea de bosque podría generar un valor medio de 60 euros, en forma tanto de nuevo suelo formado como de incremento de su productividad por el aporte de nuevos nutrientes.

Por último, en cuanto a la **calidad del aire**, un castellano o leones que vive en una ciudad en la que debe soportar un determinado nivel de contaminación atmosférica podría estar dispuesto a pagar unos 400€ anuales para respirar un aire más limpio. Por otra parte, una mejor calidad del aire podría evitar unos costes medios estimados en 7,5 euros por cada hectárea de bosque existente en nuestra comunidad autónoma.

Todos estos datos pueden encontrarse en el cuadro 4.8. En el mismo, para cada tipo de valor, se presenta si las medidas han sido estimadas o transferidas, la fuente utilizada para la transferencia/estimación, la definición de la medida individual, el año en el que fue calculada y los distintos valores obtenidos (individual, ajustado y actualizado). Dada la heterogeneidad de las medidas individuales es imposible realizar una interpretación de pesos relativos sobre el total de los valores extractivos indirectos, tal y como se hacía con los directos. Esta interpretación se pospone para cuando se realicen las estimaciones globales, momento en el que ya se podrá proceder a la comparación.

Cuadro 4.8 Valores extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León.
Año 2007

| | E/T | Fuente | Medida individual | Año cálculo | Valor individual | Valor ajustado | Valor actualizado |
|---------------------------------------|-----|----------------------|-----------------------|-------------|------------------|----------------|-------------------|
| Agua para distintos usos | E | Kamer, 1974 | Valor a CF (1) | 2004 | 10,91 | 10,91 | 15,81 |
| | E | Castilla, 1994 | Valor a CF (1) | 2004 | 18,89 | 18,89 | 27,38 |
| Media agua para distintos usos | | | | | | | 21,60 |
| Calidad del agua | E | Beamonte et al, 2007 | Coste por m3 | 2007 | 0,16 | 0,16 | 0,16 |
| | T | Segado, 1996 | DAP por hogar | 1995 | 85,85 | 52,37 | 74,05 |
| | T | Wu y Huang, 2001 | DAP por hogar | 1993 | 75,65 | 75,65 | 116,57 |
| | T | Piper y Martin, 2001 | DAP por hogar | 1997 | 109,20 | 36,04 | 48,40 |
| Total calidad del agua | | | | | | | - |
| Productividad agrícola | E | Castilla, 1994 | Valor suelo (2) | 2006 | 83,22 | 83,22 | 86,30 |
| | T | Bergen 1993 | Incr. Prodc. Agr. (3) | 1992 | 31,64 | 21,09 | 33,87 |
| Total productividad agrícola | | | | | | | 60,08 |
| Calidad del aire | T | Vázquez, 2002 | DAP por persona | 2001 | 336,29 | 336,29 | 403,55 |
| | E | Azqueta, 1994 | Costes evitados (3) | 1988 | 1,62 | 1,62 | 3,28 |
| | T | Pearce, 1991 | Costes evitados (3) | 1990 | 275,19 | 6,60 | 11,75 |
| Total calidad del aire | | | | | | | - |

- 1 Valor a coste de factores de la lluvia horizontal por ha. de bosque.
- 2 Valor suelo formado por ha. de bosque.
- 3 Por ha. de bosque.

Fuente: elaboración propia.

⁴⁷ Se supone que si hay menos población también hay menos costes de la contaminación.

4.4.3 Valores no extractivos directos

4.4.3.1 Datos y métodos

En cuanto a la estimación de los valores individuales recreativos relacionados con el **turismo en la naturaleza** se considera que existe un suficiente número de estudios como para transferir, con un mínimo de garantías, la medida individual. Uno de ellos (Frutos, Esteban 2006a) se corresponde exactamente con el objetivo del estudio, el uso recreativo de un espacio natural de la comunidad por parte de habitantes de la comunidad. En dicho estudio se estiman los beneficios recreativos del área recreativa de Playa Pita, situada a los pies del embalse de la Cuerda del Pozo (Soria) por parte de los ciudadanos de la capital de la provincia. Con una encuesta de 210 observaciones, los autores utilizan el método de valoración contingente para calcular la disposición a pagar por una entrada de los usuarios habituales en formato dicotómico doble más pregunta abierta. Esta disposición se estima por varios métodos y se comparan los resultados obtenidos con cada uno de ellos.

Otros dos, corresponden a valoraciones de espacios naturales de la comunidad pero para visitantes en general. (Frutos 1999) estima la disposición a pagar de los turistas por acceder a la Laguna Negra situada en los picos de Urbión (Soria). Con una encuesta de 117 observaciones, el autor utiliza el método de valoración contingente para calcular la disposición a pagar observada por una entrada en formato abierto. Por su parte, (Bilbao 2005) estima la disposición a pagar de los visitantes de la Laguna de la Nava (Palencia). Con una encuesta de 59 observaciones, el autor utiliza el método de valoración contingente para calcular la disposición a pagar observada por una entrada en formato iterativo de subasta. Estos tres estudios se utilizan para realizar una transferencia regional.

Los últimos tres estudios seleccionados corresponden a zonas situadas en comunidades autónomas vecinas, pero para espacios naturales pertenecientes a una unidad morfológica compartida con Castilla y León. (Pérez y Pérez, Saz 1997) estiman la disposición a pagar de los turistas por acceder a la Dehesa del Moncayo (Zaragoza), espacio compartido con la provincia de Soria. Con una encuesta de 427 observaciones, los autores utilizan el método de valoración contingente para calcular la disposición a pagar, estimada con un modelo Tobit, por una entrada en formato dicotómico. (Campos, Caparrós 2002), utilizan el método de valoración contingente para calcular la disposición a pagar, en términos de incremento del coste del viaje y de entrada de acceso, de los turistas que visitan los pinares de la sierra de Guadarrama (Madrid), espacio compartido con la provincia de Segovia. Con una encuesta de 520 y 221 observaciones respectivamente, los autores estiman la DAP con el modelo truncado de Cameron, el más utilizado para respuestas en formato dicotómico. Por último, (García, Colina 2004) estiman la disposición a pagar de los turistas por acceder a la Reserva Nacional de Somiedo, en los Picos de Europa, límite con la provincia de León. En este caso, se compara el método dicotómico simple de valoración contingente con el método individual del coste del viaje, utilizando 339 entrevistas válidas. Estos tres estudios se utilizan para realizar una transferencia nacional.

Esta disponibilidad de estudios también se consideró suficiente en el caso de la **recolección recreativa de setas silvestres**. De los cuatro trabajos seleccionados, sólo uno, (DIEF-Valonsadero 2007), se corresponde exactamente con el objetivo del estudio, recolección recreativa de setas en territorio de la comunidad por parte de habitantes de la comunidad. En este trabajo, el Departamento de Investigación Forestal de la Junta de Castilla y León utiliza el método de valoración contingente, encuestando telefónicamente a 1.801 castellanos y leoneses residentes en el medio rural, preguntándoles que cantidad estarían dispuestos a pagar por ordenar la recolección racional del recurso y evitar, la pérdida de producción de hongos en el futuro.

Otros dos estudios corresponden al ámbito de la Comunidad Autónoma pero no distinguen la disposición a pagar en función de la procedencia de los buscadores. (Martínez 2003) y (Frutos et al., próxima publicación), utilizando el método del coste del viaje zonal, estiman el excedente del consumidor para los recolectores recreativos que acuden a Pinar



Grande en el parque natural de la Sierra de Urbión (Soria) durante el periodo 1997-1999 en el primero de los casos y 1997-2005 en el segundo.

Por último, se ha tenido en cuenta el estudio de (Martínez de Aragón 2005), que calcula el excedente del consumidor para los recolectores recreativos que acuden a la comarca de Solsones (Lleida) utilizando el método del coste del viaje individual (distribución binomial negativa y de Poisson) y la disposición a pagar por hipotéticos permisos de recolección⁴⁸, usando el método de valoración contingente, durante el periodo 2001-2003. Las observaciones utilizadas fueron 300 encuestas repartidas proporcionalmente (100 cada año).

Pero no ocurre lo mismo con la **pesca y la caza recreativa** donde no existe ningún estudio publicado sobre valoración recreativa ni a nivel regional ni nacional. Para suplir esta deficiencia se ha utilizado una encuesta realizada durante el año 2006 a pescadores y cazadores de Soria capital para estimar los correspondientes valores locales y realizar con ellos una transferencia regional.

En la primera se preguntaba a 50 encuestados que realizaban frecuentemente la actividad sobre sus lugares habituales de pesca y la distancia recorrida. Con estos datos se estimó una función de demanda recreativa de pesca utilizando el método del coste del viaje zonal, con círculos concéntricos de 10 kilómetros de radio desde la capital, donde la variable dependiente era el porcentaje total de pescadores que acudían a alguna ribera situada en esa área y la variable independiente el coste de acceso, medido en términos de gasto medio de combustible. El mejor ajuste por mínimos cuadrados ordinarios correspondió al modelo S, que fue el utilizado para estimar el excedente neto del consumidor como la integral de la función entre el gasto medio de acceso (gasto realmente realizado) y el máximo coste de desplazarse al lugar de pesca más alejado de la capital (Chock price) o aquel para el que se eliminan las visitas⁴⁹.

En el caso de los cazadores se utilizó una muestra de 63 encuestados que realizaban frecuentemente la actividad donde se les preguntaba por su predisposición a aceptar un hipotético incremento en el precio de las licencias utilizando un formato binario. Con estos datos, y aplicando regresión logística binaria, se calcula la disposición a pagar estimada en la forma expuesta por (Hanemann 1984), donde el pago se calcula como el cociente entre el intercept y el coeficiente del precio de salida estimados con el procedimiento econométrico⁵⁰. Como se trataba de una disposición a pagar por temporada, para obtener la medida individual se dividió por el número de jornadas de caza medio en una temporada. Dada la baja significatividad de los resultados de la regresión se intentó transferir algún estudio internacional para corregir la posible existencia de sesgos en el valor y complementar la estimación local y la transferencia regional, con una transferencia internacional, pero ninguno de los estudios encontrados respondía a las necesidades de la presente investigación. En su defecto se ha utilizado también la disposición a pagar observada en esa encuesta, como media simple de las máximas disposiciones al pago expresadas por los encuestados (igualmente dividida por el número de jornadas de caza de una temporada).

Por último, y para terminar con la estimación de los valores no extractivos directos se procedió a recopilar información relacionada con los **servicios educativos** susceptibles de estar relacionados con los ecosistemas forestales. El principal handicap fue la inexistencia, tanto a nivel nacional como internacional, de estudios que aborden la valoración de este

⁴⁸ También analiza la disposición a pagar por un hipotético acotado micológico y por un supuesto incremento del coste del viaje del recolector.

⁴⁹ Los resultados de la regresión por mínimos cuadrados ordinarios del modelo pueden consultarse en el Anexo 2.

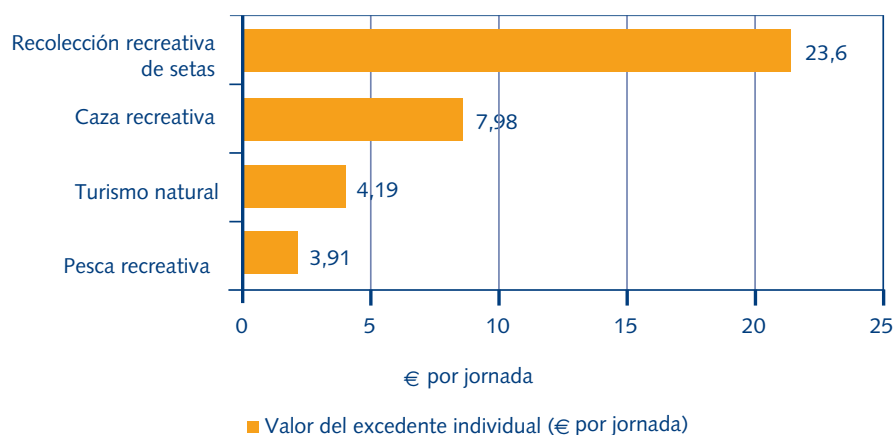
⁵⁰ Los resultados de la regresión logística binaria pueden consultarse en el Anexo 3.

tipo de beneficios. No existe ni siquiera una aproximación metodológica de cómo hacerlo. Para superar este escollo se decidió realizar una sencilla valoración a coste de factores, bajo el supuesto de que la educación ambiental sólo es posible por la existencia del bosque. Entonces se calculó lo que le cuesta de media a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León un alumno participante en esa estrategia, dividiendo el gasto medio anual en este concepto, disponible en el plan financiero de la estrategia de educación ambiental 2003-2007 de la Junta, entre el número total de alumnos participantes en cada una de las actuaciones realizadas en el marco de dicha estrategia, disponible en el anuario estadístico regional.

4.4.3.2 Estimación/transferencia de la medida individual

De todas las actividades recreativas seleccionadas la mayor disposición a pagar (excedente del consumidor) por realizarla cada vez corresponde a la recolección recreativa con una media de unos 23€ por jornada, le sigue la caza recreativa con unos 8€ por jornada y el turismo natural con unos 4€ por visita. El valor más reducido corresponde a la pesca, con menos de 4€ por jornada de pesca. Estas afirmaciones pueden consultarse en el gráfico 4.7.

Gráfico 4.7 Valor del excedente individual de las actividades recreativas en los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 (en euros por jornada)



Fuente: elaboración propia.

Por último, la Junta de Castilla y León se gasta una media de unos 60€ por cada alumno que participa en su estrategia de educación ambiental.

Todas las afirmaciones anteriores pueden consultarse en el cuadro 4.9. En el mismo, para cada tipo de valor, se presenta si las medidas han sido estimadas o transferidas, la fuente utilizada para la transferencia/estimación, la definición de la medida individual, el año en el que fue calculada y los distintos valores obtenidos (individual, ajustado y actualizado).

Al igual que en el caso anterior, la heterogeneidad de las medidas individuales imposibilita realizar una interpretación de pesos relativos sobre el total de los valores no extractivos directos. Esta interpretación se pospone para cuando se realicen las estimaciones globales, momento en el que ya se podrá proceder a la comparación.



Cuadro 4.9 Valores no extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007

| E/T | Fuente | Medida individual | Año cálculo | Valor individual | Valor ajustado | Valor actualizado |
|---|-------------------------------------|-------------------|-------------|------------------|----------------|-------------------|
| Turismo natural | | | | | | |
| T | Frutos y Esteban, 2006 | DAP por visita | 2005 | 1,91 | 1,91 | 1,98 |
| T | Frutos, 1999 | DAP por visita | 1998 | 2,07 | 1,99 | 2,63 |
| T | Bilbao, 2005 | DAP por visita | 2004 | 3,00 | 3,00 | 3,36 |
| T | Pérez y Saz, 1997 | DAP por visita | 1994 | 3,66 | 3,42 | 5,14 |
| T | Campos y Caparrós, 2002 | DAP por visita | 2001 | 4,28 | 4,15 | 4,98 |
| T | García y Colina, 2004 | DAP por visita | 2003 | 6,28 | 6,15 | 7,07 |
| Media turismo natural | | | | | | |
| 4,19 | | | | | | |
| Recolección recreativa de setas | | | | | | |
| T | MICODATA, 2007 | DAP por jornada | 2005 | 2,20 | 2,20 | 2,38 |
| T | Martínez de Aragón, 2005 | Exc. por jornada | 2003 | 38,22 | 37,46 | 43,04 |
| T | Martínez Peña, 2003 | Exc. por jornada | 1998 | 19,55 | 19,55 | 25,90 |
| T | Frutos et al, (próxima publicación) | Exc. por jornada | 2005 | 21,41 | 21,41 | 23,10 |
| Media recolección recreativa de setas | | | | | | |
| 23,60 | | | | | | |
| Pesca recreativa | | | | | | |
| E | Elaboración propia | Exc. por jornada | 2006 | 3,77 | 3,77 | 3,91 |
| Media pesca recreativa | | | | | | |
| 3,91 | | | | | | |
| Caza recreativa | | | | | | |
| E | Elaboración propia | DAP por jornada | 2006 | 11,63 (1) | 11,63 | 12,06 |
| E | Elaboración propia | DAP por jornada | 2006 | 3,76 (2) | 3,76 | 3,90 |
| Media caza recreativa | | | | | | |
| 7,98 | | | | | | |
| Servicios de educación ambiental | | | | | | |
| E | Sitio Web JCyL | Gasto por alumno | 2005 | 54,85 | 54,85 | 59,18 |
| Media servicios de educación ambiental | | | | | | |
| 59,18 | | | | | | |

1 Regresión logística binaria.

2 Media simple.

Fuente: elaboración propia.

4.4.4 Valores no extractivos indirectos

4.4.4.1 Datos y métodos

En la estimación del valor del **paisaje como insumo** se ha intentado calcular el efecto que tienen los ecosistemas forestales sobre el activo de la vivienda. Utilizando el método de los precios hedónicos se estima el efecto de los bosques sobre su valor estudiando la influencia que tiene sobre su precio. Así, se calcula el valor capital que sobre una vivienda tienen las variables hedónicas ambientales como puede ser el paisaje que se puede ver desde ella, la tranquilidad que provoca en el entorno, etc. De los tres estudios trasferidos, dos corresponden al efecto del bosque sobre las viviendas, uno para el caso del Reino Unido (Garrod y Willis, 1991⁵¹) y otro para el de Alemania (Bergen, 1993⁵²). Estos valores no se ajustan ya que las estimaciones se basan en aislar el porcentaje de su precio que se corresponde con este valor (aproximaciones semilogarítmicas) y se aplica al precio de la vivienda en Castilla y León⁵³. Para intentar compensar esas posibles diferencias existentes entre los mercados inmobiliarios de estos países en relación con el del Castilla y León, se ha tenido también en cuenta el estudio realizado por (Frutos, Esteban 2006b) en el que se analiza, usando también el método de los precios hedónicos, la influencia sobre el precio de la vivienda de los parques y jardines urbanos sobre el precio de las viviendas de Soria Capital, bajo el supuesto de que el efecto en el precio de unas vistas a un parque urbano sería similar al de unas vistas a un ecosistema forestal. Es decir, la disposición a pagar por unas buenas vistas no variaría sustancialmente entre ambos tipos de paisaje (urbano y forestal).

Para el valor del **secuestro de CO₂**, se transfieren directamente los datos por hectárea aportados por el tercer inventario forestal nacional (IFN3) para Castilla y León (Junta de Castilla y León 2005) y los calculados por (Campos et al. 2001) para un ecosistema forestal de pino silvestre de la Sierra de Guadarrama de Madrid y limítrofe con Segovia, por ser los más adaptados al caso que nos ocupa. Como complemento, también se transfiere un estudio de (Mogas, Riera 2005) que calculan, usando modelos de elección y una muestra de 1200 encuestas, la disposición a pagar por los ciudadanos de Cataluña por una tonelada de CO₂ secuestrado derivado de los programas de forestación. Este dato se transforma posteriormente para calcular un valor por hectárea susceptible de ser comparado con los anteriores. Como complemento de las tres medidas anteriores se realiza también una estimación basada en cantidades secuestradas de CO₂ por los bosques de Castilla y León (Junta de Castilla y León 2005) pero valoradas a precios medios internacionales generalmente aceptados. Todos estos valores se han expresado en términos netos.

Por último, y para calcular el efecto de los ecosistemas forestales sobre la **prolongación en la vida útil de las infraestructuras** se transfieren los resultados de los trabajos de Brechtel de 1986 y de Löwenstein de 1995⁵⁴. El primer autor calcula, utilizando el método de los costes evitados, el valor anual de la protección que generan los bosques alemanes contra desprendimientos y torrentes. Los datos obtenidos, se corrigen por la superficie forestal y la densidad

⁵¹ Datos tomados de (Soler 1997).

⁵² Datos tomados de (Soler 1997).

⁵³ Sería como asimilar que las preferencias paisajísticas son iguales en ambas zonas. En caso contrario no se dispondría de datos para ajustar estas posibles diferencias.

⁵⁴ Datos tomados de (Soler 1997).



de población en este país en relación a las de nuestra comunidad utilizando datos del IFN3 y de Eurostat. Este autor plantea dos escenarios, asumiendo en el presente estudio el más conservador, tal y como aconseja la teoría de la valoración de los atributos ambientales. El segundo estudio también se refiere a este país donde, utilizando el método de valoración contingente, se calcula la disposición a pagar de los habitantes de Baviera por la protección que ofrecen los bosques contra avalanchas de nieve y desprendimientos de tierra. Este dato se corrige por la diferencia de renta existente entre ambas zonas (Eurostat).

4.4.4.2 Estimación/transferencia de la medida individual

Se procede en primer lugar a la interpretación del valor relacionado con el **paisaje como insumo**. Así, una vivienda situada en Castilla y León, que tenga vistas a un ecosistema forestal, genera una renta inmobiliaria anual media, imputada a su dueño, de unos 190 euros.

En cuanto al **secuestro de CO₂**, los bosques regionales absorben una cantidad de dióxido de carbono cada año valorada en unos 10€ netos de media por hectárea.

Por último, y en cuanto a la interpretación de los valores relativos a la **prolongación de la vida útil de las infraestructuras** por parte de la acción de los bosques, tampoco puede hacerse en términos medios, debido a la diferente definición de las medidas individuales. Por una parte, cada hectárea de ecosistema forestal estaría evitando unos costes, en términos de mantenimiento, de unos 47€ por ha. Por otra parte, la segunda interpretación que podemos hacer de este tipo de valor es que cada habitante de la comunidad estaría dispuesto a pagar unos 41€ anuales por evitar los gastos derivados de los efectos de riadas, colmatación de pantanos o de cualquier otro efecto negativo derivado de una ausencia de protección de sus infraestructuras por parte de los ecosistemas forestales.

Todos estos datos pueden consultarse en el cuadro 4.10. En el mismo, para cada tipo de valor, se presenta si las medidas han sido estimadas o transferidas, la fuente utilizada para la transferencia/estimación, la definición de la medida individual, el año en el que fue calculada y los distintos valores obtenidos (individual, ajustado y actualizado).

Al igual que en los casos anteriores tampoco puede realizarse, de momento, una interpretación del peso porcentual de cada uno de los distintos tipos de valor sobre el total de los no extractivos indirectos.

Cuadro 4.10 Valores no extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007

| E/T | Fuente | Medida individual | Año cálculo | Valor individual | Valor ajustado | Valor actualizado |
|---|--------------------------------|-----------------------------|-------------|------------------|----------------|-------------------|
| Paisaje como insumo | | | | | | |
| T | Frutos y Esteban, 2006 (b) | Renta imputada por vivienda | 2002 | 238,60 | 238,60 | 273,50 |
| T | Garrod y Willis, 1991 | Renta imputada por vivienda | 1990 | 73,19 | 73,19 | 109,58 |
| T | Bergen, 1993 | Renta imputada por vivienda | 1992 | 109,72 | 109,72 | 157,86 |
| Media paisaje como insumo | | | | | | |
| Secuestro de CO₂ | | | | | | |
| T | Junta de Castilla y León, 2005 | Renta anual por ha. | 2002 | 5,22 | 5,22 | 6,06 |
| T | Caparrós et al, 2001 | Renta anual por ha. | 1999 | 6,53 | 6,53 | 8,44 |
| T | Amorós y Riera, 2005 | Renta anual por ha. | 1999 | 21,68 | 16,26 | 21,01 |
| E | Junta de Castilla y León, 2005 | Renta anual por ha. | 2007 | 7,84 | 7,84 | 7,84 |
| Media secuestro de CO₂ | | | | | | |
| Prolongación vida útil de las infraestructuras | | | | | | |
| T | Brechtel, 1986 | Costes evitados por ha. | 1985 | 39,29 | 19,64 | 47,07 |
| T | Lövenstein, 1995 | DAP por persona | 1994 | 41,42 | 27,61 | 41,44 |
| Media prolongación vida útil de las infraestructuras | | | | | | |
| 10,83 | | | | | | |

Fuente: elaboración propia.



4.4.5 Valores de opción

4.4.5.1 Datos y métodos

Dada la falta absoluta de datos susceptibles de servir para estimar los valores de opción en los aspectos seleccionados, **turismo natural, recolección recreativa de setas, pesca y caza recreativa y servicios educativos**, se asume que los valores calculados para las variables individuales (en forma de disposiciones a pagar, excedentes del consumidor o valores a coste de factores), son los mismos que los de los valores de uso. La diferencia estribará entonces en cual es el colectivo afectado al que hipotéticamente le causaría satisfacción poder realizar estas actividades en el futuro y la frecuencia con lo que lo haría, pero ésta es una cuestión que no tiene ninguna relevancia hasta que se proceda a calcular los valores agregados.

Así, las medidas individuales consideradas han sido las correspondientes medias simples de los valores de uso para cada uno de los cinco subvalores considerados.

4.4.5.2 Estimación/transferencia de la medida individual

Como se puede observar en el cuadro 4.11, y debido a la forma de cálculo expuesta, los valores actualizados son los mismos que para sus correspondientes de uso, con lo que no procede realizar una nueva interpretación. Lo que si que diferirán son las correspondientes valoraciones globales de ambos tipos de valor recreativo (de uso y de opción), cuestión está que se analizará en el apartado correspondiente.

Cuadro 4.11 Valores de opción de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007

| | E/T | Fuente | Medida individual | Año cálculo | Valor actualizado |
|---------------------------------|-----|----------------|---------------------------|-------------|-------------------|
| Turismo natural de opción | T | Varios autores | DAP por visita | Varios años | 4,19 |
| Rec. Recr. de setas de opción | T | Varios autores | Excedente/DAP por jornada | Varios años | 20,77 |
| Pesca recreativa de opción | E | Varios autores | Excedente por jornada | Varios años | 3,91 |
| Caza recreativa de opción | E | Varios autores | DAP por jornada | Varios años | 7,98 |
| Serv. educ. ambiental de opción | E | Varios autores | Gasto anual por alumno | Varios años | 59,18 |

Fuente: elaboración propia.

4.4.6 Valores de existencia

4.4.6.1 Datos y métodos

En la valoración de la existencia del bosque para los ciudadanos de Castilla y León, se transfieren cuatro valores procedentes de otros tantos trabajos. Tres de ellos utilizan el método de valoración contingente y un cuarto un modelo de elección. De los tres primeros, uno de ellos corresponde a disposiciones a pagar por habitantes de Castilla y León por la existencia de nuestro bosque (Junta de Castilla y León 2005), otro por ciudadanos españoles por la del bosque nacional (Ministerio de Medio Ambiente 2002) y el tercero por la de los visitantes a la Sierra de Guadarrama (Campos et al. 2001). En el cuarto estudio, (Mogas, Riera 2001) diseñan un experimento de elección entre dos alternativas de reforestación. Estos autores definen 64 conjuntos, distribuidos proporcionalmente en 16 versiones de cuatro, que reparten entre 1200 encuestados. A partir de aquí, calculan la media de la disposición a pagar en el formato dicotómico simple.

Todos ellos, independientemente de sus unidades de medida originales, se expresan en euros anuales por persona.

4.4.6.2 *Estimación/transferencia de la medida individual*

Los valores individuales de cada uno de los estudios transferidos pueden consultarse en el cuadro 4.12. En el mismo, para cada tipo de valor, se presenta si las medidas han sido estimadas o transferidas, la fuente utilizada para la transferencia/estimación, la definición de la medida individual, el año en el que fue calculada y los distintos valores obtenidos (individual, ajustado y actualizado).

Cuadro 4.12 Valores de existencia de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007

| | E/T | Fuente | Medida individual | Año cálculo | Valor individual | Valor ajustado | Valor actualizado |
|------------------------------------|-----|--------------------------------|-------------------|-------------|------------------|----------------|-------------------|
| Valores de existencia | T | Plan forestal español, 2002 | DAP por persona | 2000 | 37,00 | 35,71 | 44,38 |
| | T | Junta de Castilla y León, 2005 | DAP por persona | 2002 | 86,64 | 86,64 | 100,50 |
| | T | Mogas y Riera, 2003 | DAP por persona | 1998 | 56,14 | 42,10 | 55,78 |
| | T | Caparrós et al, 2001 | DAP por persona | 1998 | 45,23 | 43,20 | 57,23 |
| Total valores de existencia | | | | | | | 64,47 |

Fuente: elaboración propia.

La media de los cuatro estudios transferidos alcanza un valor de casi 65€ por persona, que sería lo que estaría dispuesto a pagar un castellano o leonés cada año de forma indefinida por conservar, o preservar, la existencia a lo largo del tiempo de los bosques de nuestra comunidad autónoma.

4.5 AGREGACIÓN DE VALORES

El siguiente paso consiste en el cálculo del valor total para cada uno de los tipos de valores para posteriormente convertirlo en un valor homogéneo y comparable, ya sea dividiéndolo entre el número de hectáreas arboladas en Castilla y León, ya sea entre el número de habitantes de la comunidad autónoma (mayores de 18 años o totales).

El valor total se calcula multiplicando el valor actualizado, obtenido en el apartado anterior, por el tamaño del colectivo que se beneficia de ese valor y por la frecuencia anual en la que éste se produce. En el cuadro 4.14 podemos encontrar para cada uno de esos valores la medida actualizada, el colectivo afectado por ella, las unidades en las que aparece medido ese colectivo, su tamaño en número de unidades y la frecuencia anual en la que ese valor se produce. Con estos datos, en las cuatro últimas columnas, se calcula para cada tipo su valor total, por hectárea (dividiendo el anterior entre el número de hectáreas arboladas según el tercer inventario forestal nacional) y por habitante (adulto y total, dividiendo por la población mayor de 18 años y la población total respectivamente del año 2006 según el anuario estadístico regional).

Hay que tener en cuenta que para algunos valores las medidas actualizadas vienen expresadas en distintas unidades y no se puede calcular su media ni, por lo tanto, el valor total de forma directa. Es decir, o el colectivo beneficiado o las unidades en las que se mide ese colectivo o la frecuencia anual con la que se produce ese valor son distintos⁵⁵. Este es el caso de la prolongación de la vida útil de las infraestructuras y la calidad del agua y del aire. En estos tres casos se multiplica cada valor, estimado o transferido según cada fuente,

⁵⁵ Esta es la razón por la que en el cuadro correspondiente no aparece dato en valor actualizado o aparecen varias unidades o frecuencias para esos tres valores. Es con esos datos múltiples con los que se ha calculado el valor total promedio para cada uno de ellos.



por sus datos correspondientes para obtener el valor total para cada caso. Posteriormente se calcula el total medio del correspondiente valor como promedio de todos ellos, que es el que aparece en el cuadro 4.14.

4.5.1 Interpretación general de los valores agregados

Los ecosistemas forestales de Castilla y León, según los datos estimados/transferidos, generan para los habitantes de la región algo más de 1000 millones de euros al año (1.090.786.853€). Esto significa que cada hectárea adicional de bosque reporta a los ciudadanos unos 365 euros anuales. En términos per cápita, cada castellano y leonés se beneficia, directa o indirectamente, de una media de 432€ al año (504€ si consideramos solamente la población mayor de 18 años). Estos datos para cada tipo de valor (uso, opción y existencia) pueden consultarse en los gráficos 4.9 y 4.10 respectivamente.

De esa totalidad, la gran mayoría corresponde a valores de uso (81%), ocupando el segundo lugar los de existencia (13%) y el último los de opción (6%) (ver gráfico 4.8).

Gráfico 4.8 Importancia relativa de los distintos tipos de valor de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007

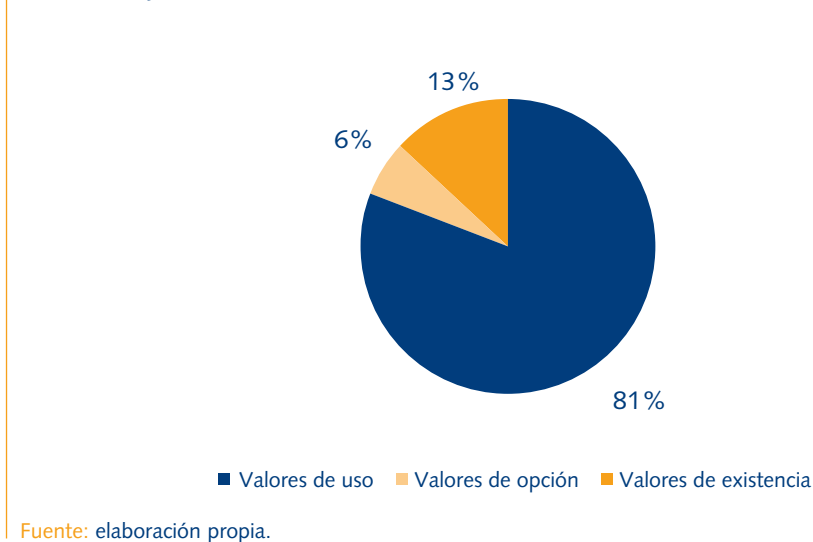


Gráfico 4.9 Valores de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 (euros por hectárea de bosque)

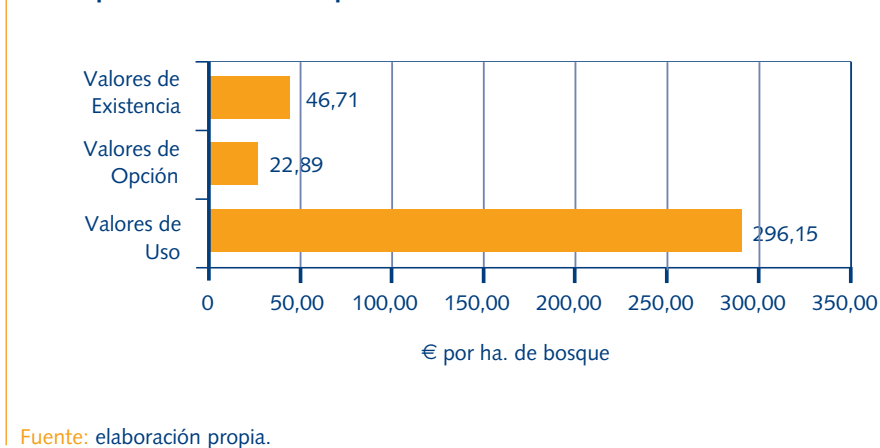
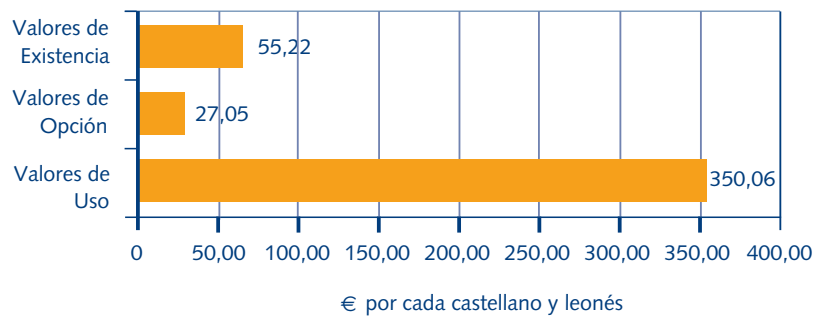


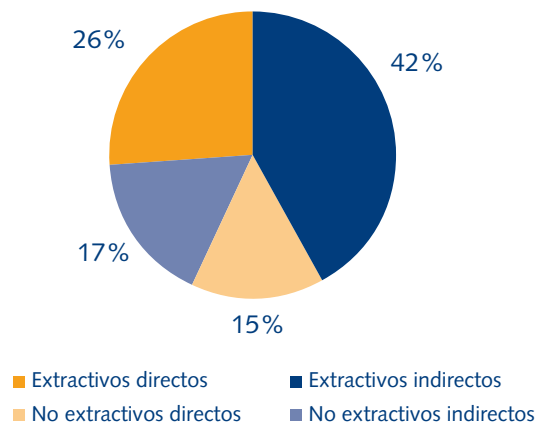
Gráfico 4.10 Valores de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 (euros por habitante)



Fuente: elaboración propia.

En relación con los **valores de uso**, los más importantes son los extractivos indirectos (agua y calidad el agua, calidad del aire y productividad agrícola), con 371 millones de euros, que representan el 42% de los 883 millones de euros anuales estimados en valores de uso. En segundo lugar, se encuentran los extractivos directos (aprovechamientos maderables y no maderables) con aproximadamente la cuarta parte del total (227 millones). En tercer lugar, los no extractivos indirectos (paisaje como insumo, secuestro de CO₂ y prolongación de la vida útil de las infraestructuras) con un 17% del total de los valores de uso (154 millones). En última posición, y con un peso similar al anterior, están los no extractivos directos (actividades recreativas y de educación ambiental) con un 15% del total (130 millones) (gráfico 4.11).

Gráfico 4.11 Importancia relativa de los distintos valores de uso de los ecosistemas forestales de Castilla y León

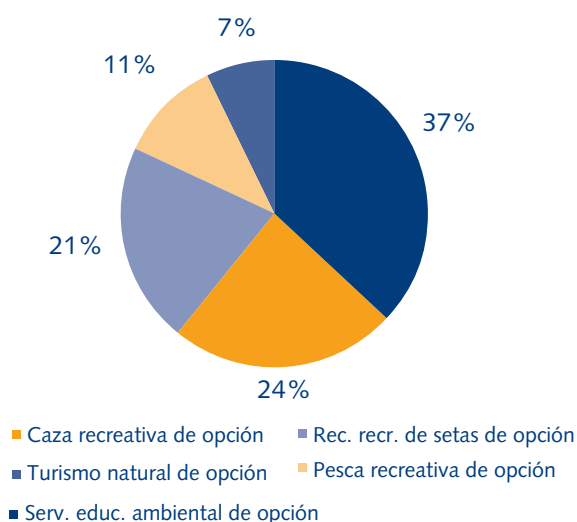


Fuente: elaboración propia.



Los **valores de opción**⁵⁶ más importantes los representan los servicios educativos que representan el 37% del total de los 68 millones de euros anuales. En segundo lugar, se encuentra la caza recreativa con un 24% y con un valor muy similar la recolección recreativa de setas, que ocupa el tercer lugar. Cierran la clasificación, por orden de importancia la pesca recreativa (11%) y el turismo natural (7%)⁵⁷ (gráfico 4.12).

Gráfico 4.12 Importancia relativa de los distintos valores de opción de los ecosistemas forestales de Castilla y León (en %)



Fuente: elaboración propia.

Por último, los **valores de existencia** alcanzan una cifra anual de 139 millones de euros, unos 46€ por hectárea de bosque y 55€ por habitante.

4.5.2 Interpretación de los valores extractivos directos agregados

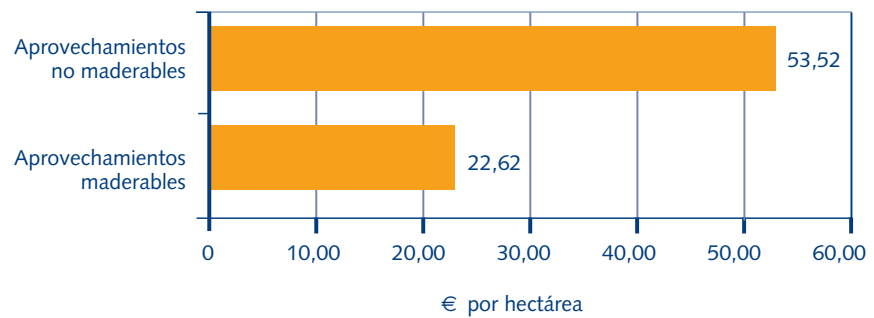
La interpretación en términos de pesos relativos de cada uno de los tipos de valor se corresponde con la misma que se realizó para los valores individuales actualizados, por lo que se remite al lector al punto 4.4.1.2.

En cuanto a la interpretación por hectárea y por habitante, puede consultarse en los gráficos 4.13 y 4.14. Los **aprovechamientos maderables** generan una renta anual estimada en unos 22€ por hectárea de bosque (26€ por habitante), mientras que en los **aprovechamientos no maderables** ese valor aumenta hasta los 53€ (63€ por habitante).

⁵⁶ Para el cálculo de los valores agregados de opción se supone que la población beneficiada es la autonómica menos la que ya realiza cada una de las actividades o servicios. Además, se supone que sólo se pagaría por la opción de probar ese bien o servicio, con lo que se ha considerado una frecuencia anual de uno.

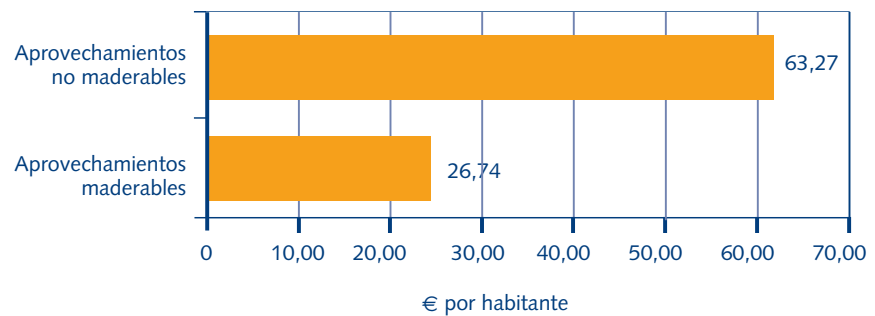
⁵⁷ Llama la atención la poca importancia de los valores del turismo natural de opción. La explicación podemos encontrarla en el hecho de que ya mucha gente practica esta actividad y, por lo tanto, se reduce considerablemente el colectivo que valora la opción para el futuro.

Gráfico 4.13 Valores extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 (euros por hectárea de bosque)



Fuente: elaboración propia.

Gráfico 4.14 Valores extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 (euros por habitante)



Fuente: elaboración propia.

4.5.3 Interpretación de los valores extractivos indirectos agregados

El valor más alto de esta clasificación corresponde al efecto de los bosques sobre el sector primario (**productividad agrícola**). En concreto se ha estimado que estos beneficios podrían rondar los 180 millones de euros al año, representado casi la mitad del total de los valores extractivos indirectos. Así, cada hectárea de bosque añadiría unos 60€, lo que representaría unos 71€ para cada castellano y leonés.

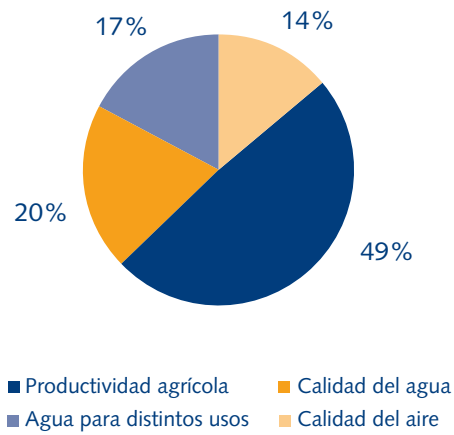
En segundo lugar, tendríamos el efecto beneficioso sobre la **calidad del agua**, estimado en aproximadamente 75 millones de euros anuales, con un 20% del total. En términos relativos cada hectárea de ecosistema forestal agregaría unos 25€, lo que supone casi 30€ por cada habitante de nuestra comunidad autónoma.

Le seguiría la producción de **agua para distintos usos** con unos 64 millones, con un 17% del total (21€ por hectárea y 25 por habitante) y, en último lugar, nos encontraríamos con el efecto beneficioso sobre la **calidad del aire** con 52 millones de euros, con un 14% del total (17€ por hectárea y 20 por habitante).

Todos estos datos pueden consultarse en los gráficos 4.15, 4.16 y 4.17.

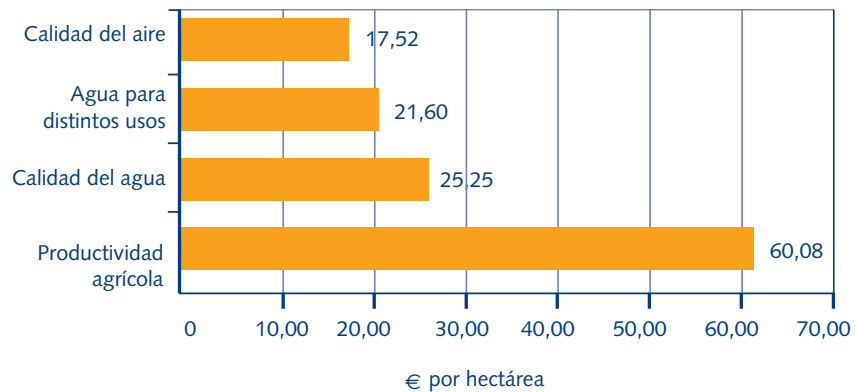


Gráfico 4.15 Importancia relativa de los distintos valores extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León (en %)



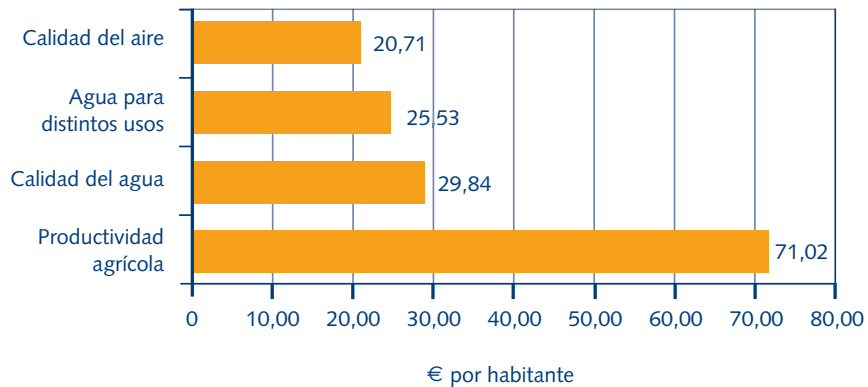
Fuente: elaboración propia.

Gráfico 4.16 Valores extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 (euros por hectárea de bosque)



Fuente: elaboración propia.

Gráfico 4.17 Valores extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 (euros por habitante)



Fuente: elaboración propia.

4.5.4 Interpretación de los valores no extractivos directos agregados

En cuanto a este tipo de valores, el mayor viene derivado de la **recolección recreativa de setas**, con 60 millones de euros al año, representado casi la mitad del total de los valores no extractivos directos. Así, cada hectárea de bosque añadiría unos 20€, lo que representaría unos 23€ por cada castellano y leonés.

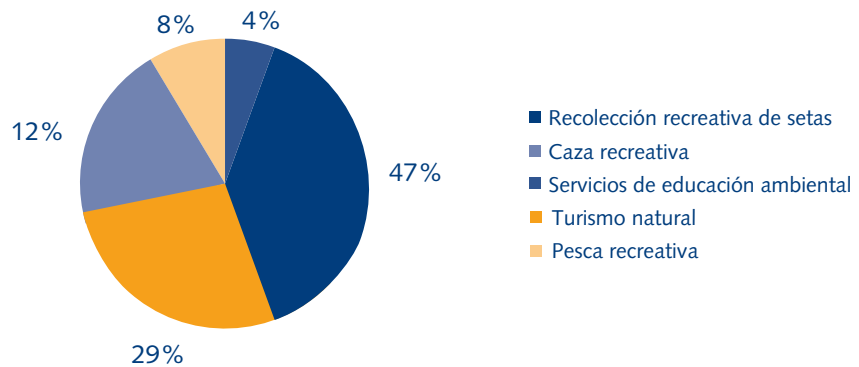
En segundo lugar, tendríamos las **actividades turísticas en espacios naturales**, con casi 38 millones de euros anuales, con un 29% del total. En términos relativos cada hectárea de ecosistema forestal agregaría unos 12€, lo que supone casi 15€ por cada habitante de nuestra comunidad autónoma.

En tercer lugar, estaría la **caza recreativa** (16 millones de euros al año), con un 12% del total (5€ por hectárea y 6€ por habitante).

En cuarto lugar, la **pesca recreativa** (11 millones de euros al año), con un 8% del total (3€ por hectárea y 4€ por habitante). Por último, nos encontraríamos con los **servicios de educación ambiental** con algo más de 5 millones de euros, y solamente un 4% del total (aproximadamente 2€ por hectárea y habitante).

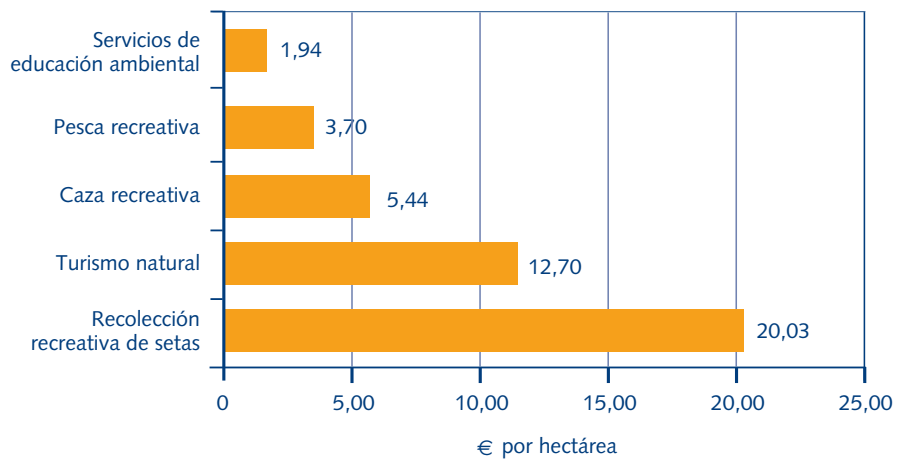
Todos estos datos pueden consultarse en los gráficos 4.18, 4.19 y 4.20.

Gráfico 4.18 Importancia relativa de los distintos valores no extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León



Fuente: elaboración propia.

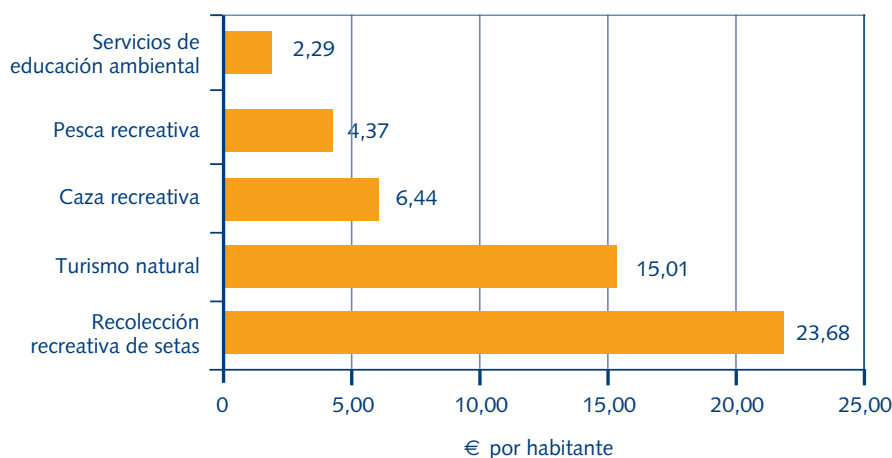
Gráfico 4.19 Valores no extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 (euros por hectárea de bosque)



Fuente: elaboración propia.



Gráfico 4.20 Valores no extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 (euros por habitante)



Fuente: elaboración propia.

4.5.5 Interpretación de los valores no extractivos indirectos agregados

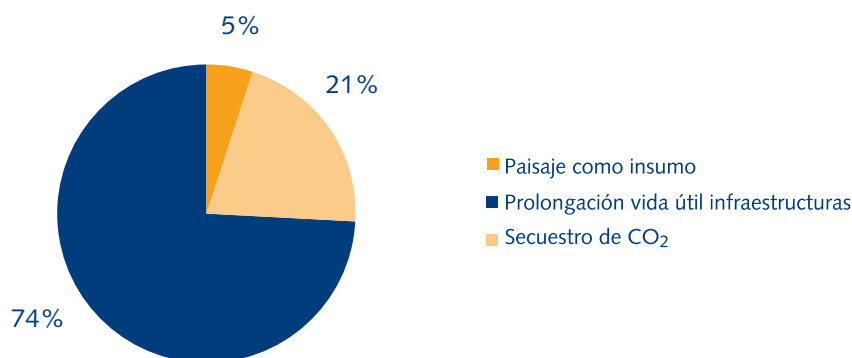
En este caso, el guarismo más elevado corresponde al efecto que tienen los bosques sobre la **defensa de las infraestructuras** de la comunidad autónoma, con unos 115 millones de euros anuales. Este dato representa casi tres cuartas partes del total de los valores no extractivos indirectos. Exactamente, cada hectárea de bosque añadiría unos 38€ a esta protección, lo que supone en términos per cápita unos 45€ por cada ciudadano de la región.

En segundo lugar, estaría el efecto beneficioso del **secuestro de CO₂** por parte de las masas forestales de la Castilla y León, que se cuantifica en unos 32 millones de euros anuales, con un 21% del total. En términos relativos, cada hectárea de ecosistema forestal absorbería dióxido de carbono por valor de 10€ cada año, lo que representa 12€ por cada habitante de nuestra comunidad autónoma.

Por último, y ya bastante lejano de los dos valores anteriores, está el incremento en el valor de las viviendas que supone la existencia de paisaje, estimado en 7 millones de euros, con sólo un 5% del total (21€ por hectárea y 25 por habitante).

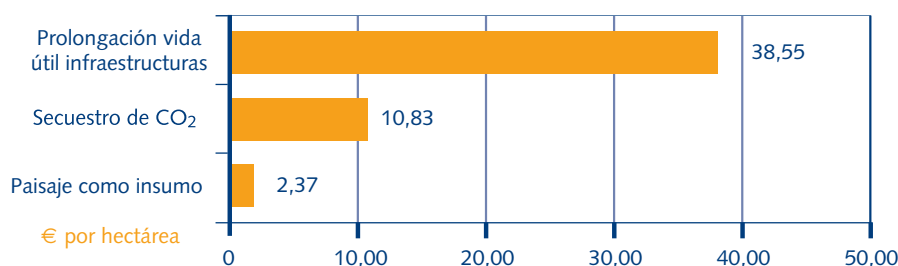
Todos estos datos pueden consultarse en los gráficos 4.21, 4.22 y 4.23.

Gráfico 4.21 Importancia relativa de los distintos valores no extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León



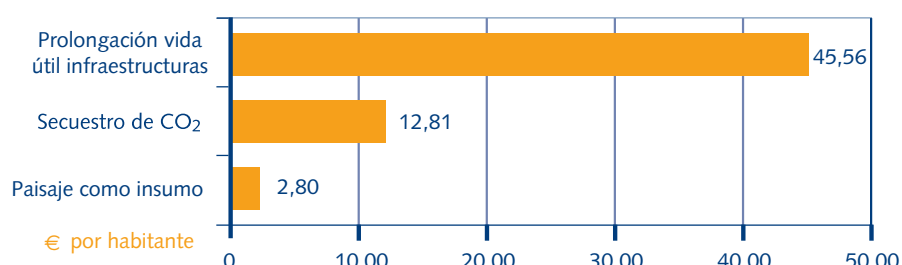
Fuente: elaboración propia.

Gráfico 4.22 Valores no extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 (euros por hectárea de bosque)



Fuente: elaboración propia.

Gráfico 4.23 Valores no extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 (€ por habitante)



Fuente: elaboración propia.

Para terminar con este apartado presentamos, clasificados de mayor a menor, todos los valores estimados para los ecosistemas forestales de Castilla y León.

Cuadro 4.13 Ranking de los valores estimados

| | Valor por ha. | Valor por habitante |
|--|---------------|---------------------|
| Productividad agrícola | 60,08 | 71,02 |
| Aprovechamientos no maderables | 53,52 | 63,27 |
| Valores de existencia | 46,71 | 55,22 |
| Prolongación vida útil de las infraestructuras | 38,55 | 45,56 |
| Calidad del agua | 25,25 | 29,84 |
| Aprovechamientos maderables | 22,62 | 26,74 |
| Agua para distintos usos | 21,60 | 25,53 |
| Recolección recreativa de setas | 20,03 | 23,68 |
| Calidad del aire | 17,52 | 20,71 |
| Turismo natural | 12,70 | 15,01 |
| Secuestro de CO ₂ | 10,83 | 12,81 |
| Servicios de educación ambiental de opción | 8,52 | 10,07 |
| Caza recreativa | 5,44 | 6,44 |
| Caza recreativa de opción | 5,41 | 6,39 |
| Recolección recreativa de setas de opción | 4,80 | 5,67 |
| Pesca recreativa | 3,70 | 4,37 |
| Pesca recreativa de opción | 2,58 | 3,05 |
| Paisaje como insumo | 2,37 | 2,80 |
| Servicios de educación ambiental | 1,94 | 2,29 |
| Turismo natural de opción | 1,59 | 1,88 |

Fuente: elaboración propia.



Cuadro 4.14 Valores agregados de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007

| | Valor actualizado | Colectivo afectado | Unidad de cuenta | Unidades | Frecuencia | Valor total | Valor por ha. | Valor por habitante adulto |
|---|-------------------|---|---|------------------------|------------|--------------------|---------------|----------------------------|
| Aprovechamientos maderables | 14,03 | Propietarios forestales | Hectáreas de uso forestal | 4.807.732 | 1 | 67.474.774 | 22,62 | 31,23 |
| Aprovechamientos no maderables | 33,20 | | | | | 159.628.009 | 53,52 | 73,88 |
| Total extractivos directos | | | | | | 227.102.783 | 76,15 | 105,11 |
| Agua para distintos usos | 21,60 | Habitantes | Hectáreas arboladas | 2.982.318 | 1 | 64.416.548 | 21,60 | 29,81 |
| Calidad del agua | - | Hogares | M ³ de agua residual tratada diaria y hogares totales | 1.453.871 y 899.178,92 | 365 y 1 | 75.290.612 | 25,25 | 34,85 |
| Productividad agrícola | 60,08 | Propietarios forestales y agricultores | Hectáreas arboladas | 298.2318 | 1 | 179.191.430 | 60,08 | 82,93 |
| Calidad del aire | - | Habitantes urbanos | Población de núcleos mayores de 100.000 hab. mayores de 18 años y hectáreas arboladas | 277.303 y 2.982.318 | 1 | 52.246.455 | 17,52 | 24,18 |
| Total extractivos indirectos | | | | | | 371.145.044 | 124,45 | 171,77 |
| Turismo natural | 4,19 | Turistas en espacios naturales | Turistas mayores de 18 años | 1.030.659 | 8,76 | 37.865.244 | 12,70 | 17,52 |
| Recolección recreativa de setas | 23,60 | Recolectores rurales no comerciales | Recolectores mayores de 18 años | 262.831 | 9,63 | 59.742.777 | 20,03 | 27,65 |
| Pesca recreativa | 3,91 | Pescadores legales | Licencias de pesca | 195.030 | 14,46 | 11.025.285 | 3,70 | 5,10 |
| Caza recreativa | 7,98 | Cazadores legales | Licencias de caza | 140.681 | 14,46 | 16.235.675 | 5,44 | 7,51 |
| Servicios de educación ambiental | 59,18 | Personas que han recibido educación ambiental | Alumnos participantes en la estrategia educación ambiental | 97.607 | 1 | 5.776.690 | 1,94 | 2,67 |
| Total no extractivos directos | | | | | | 130.645.671 | 43,81 | 60,46 |

Continúa

Continuación

| | Valor actualizado | Colectivo afectado | Unidad de cuenta | Unidades | Frecuencia | Valor total | Valor por ha. | Valor por habitante adulto |
|---|-------------------|---|---|-----------------------|------------|----------------------|---------------|----------------------------|
| Paisaje como insumo | 191,54 | Propietarios de viviendas con vistas a ecosistemas forestales | Viviendas con vistas a ecosistemas forestales | 36.864 | 1 | 7.060.912 | 2,37 | 2,80 |
| Secuestro de CO₂ | 10,83 | Habitantes | Hectáreas arboladas | 2.982.318 | 1 | 32.311.600 | 10,83 | 14,95 |
| Prolongación vida útil de las infraestructuras | - | Habitantes | Hectáreas arboladas y habitantes mayores de 18 años | 2.982.318 y 2.160.710 | 1 | 114.954.458 | 38,55 | 53,20 |
| Total no extractivos indirectos | | | | | | 154.326.970 | 51,75 | 71,42 |
| Total valores de uso | | | | | | 883.220.469 | 296,15 | 408,76 |
| Turismo natural de opción | 4,19 | Habitantes | Habitantes mayores de 18 años | 2.160.710* | 1 | 4.739.361 | 1,59 | 2,19 |
| Rec. Recr. de setas de opción | 20,77 | Habitantes | Habitantes mayores de 18 años | 2.160.710* | 1 | 14.309.009 | 4,80 | 6,62 |
| Pesca recreativa de opción | 3,91 | Habitantes | Habitantes mayores de 18 años | 2.160.710* | 1 | 7.684.806 | 2,58 | 3,56 |
| Caza recreativa de opción | 7,98 | Habitantes | Habitantes mayores de 18 años | 2.160.710* | 1 | 16.122.197 | 5,41 | 7,46 |
| Serv. educ. ambiental de opción | 59,18 | Alumnos en sistema educativo | Alumnos matriculados en el sistema educativo | 429.191 | 1 | 25.400.875 | 8,52 | 11,76 |
| Total valores de opción | | | | | | 68.256.248 | 22,89 | 31,59 |
| Total valores de existencia | 64,47 | Habitantes | Habitantes mayores de 18 años | 2.160.710 | 1 | 139.310.136 | 46,71 | 64,47 |
| Total valores | | | | | | 1.090.786.853 | 365,75 | 504,83 |

Fuente: elaboración propia.

* El colectivo real afectado en este caso es ese valor (población de Castilla y León mayor de 18 años) menos los que realmente ya practican cada una de esas actividades. Así, el valor total no se corresponde con el producto de los dos valores que aparecen en la tabla.

Conclusiones

1. Castilla y León cuenta con una importante riqueza natural que aporta a sus habitantes calidad de vida y posibilidades de uso y disfrute. Actualmente el 31% de la superficie total de la región se encuentra arbolada, lo que supone el 15% del total nacional y situándonos como la comunidad autónoma con una mayor superficie boscosa total. En este sentido, casi tres millones de hectáreas tienen algún tipo de cobertura arbórea, de las cuales más de 2/3 partes se considera cerrada o densa.
2. El bosque de la región se encuentra en pleno proceso de expansión. Como dato significativo podemos citar el incremento de un 40% su superficie arbolada en la última década, porcentaje sensiblemente superior al de otras regiones como Cataluña o Galicia.
3. Dentro de nuestros bosques, las frondosas ocupan el 54% de las masas arboladas y las coníferas el 38%, estando el 8% restante ocupado por mezclas y mosaicos de frondosas y coníferas. Entre las frondosas, la que mayor superficie ocupa es la encina y le sigue de cerca el rebollo. En zonas de montaña, el haya se presenta acompañada a veces por otras frondosas como el álamo temblón o el abedul. Los robledales se localizan en áreas reducidas de montaña. Otras frondosas presentes en nuestra comunidad autónoma son los castañares, los alcornocales y las formaciones de ribera: chopos, fresnos, alisos, etc. Entre las coníferas, la que mayor superficie ocupa es el pino resinero, seguido del pino silvestre y del pino piñonero.
4. Castilla y León cuenta con una importante superficie de matorrales, la mayor parte con origen en incendios reiterados durante siglos. Estos han provocado una notable degradación de los suelos lo que ha dificultado o impedido en muchos sitios la regeneración de los árboles. Esto ha traído como consecuencia que las formaciones de matorral y pastizal han acabado dominando muchos de nuestros paisajes. En este sentido, los matorrales más abundantes en Castilla y León son los brezales, los escobonales y los jarales.
5. La provincia de la comunidad autónoma de Castilla y León que más masa forestal aporta al total regional es Salamanca, seguida de cerca por León y Burgos. En el otro extremo se encuentra Valladolid y ya, a cierta distancia, Ávila.
6. Algo más de la tercera parte de la superficie de los montes regionales están catalogados de utilidad pública y aproximadamente el 40% están gestionados directamente por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León. Por otra parte, casi la mitad de la superficie forestal regional está en manos públicas, lo que da una idea de la importancia de este patrimonio para los habitantes de la comunidad.
7. La Red Natura 2000 ocupa en Castilla y León cerca de 2,5 millones de hectáreas, lo que supone algo más del 25 % de la comunidad. Este dato nos puede dar una idea de la riqueza de la fauna y la flora castellano y leonesa, con más de 120 lugares catalogados como de interés comunitario.
8. La valoración del medio ambiente en general y de los ecosistemas forestales en particular, es un aspecto polémico con dimensiones éticas de difícil conjugación con la ciencia económica del medio ambiente. En este sentido, la ética antropocéntrica, que

le otorga un valor instrumental para las personas, puede servir para sentar las bases en el proceso de cuantificación de beneficios. Así, en función de la tangibilidad que se perciba en el activo ambiental se puede descomponer ese valor en varios tipos como el de uso directo, uso indirecto, opción, cuasi-opción, legado y existencia.

9. Los fundamentos microeconómicos que utilizan las técnicas de valoración del medio ambiente no difieren de forma sustancial de los de la economía general. Así, los conceptos de variación y excedente compensatorios y equivalentes, aportados por Hicks en el año 1941, y su relación con la variación en el excedente marshalliano de la demanda, se convierten en las medidas a estimar por los distintos métodos de valoración económica de bienes sin mercado.
10. Los métodos que el análisis económico proporciona para la valoración del medio ambiente se apoyan en el hecho de que muchos de los bienes, que podríamos considerar ambientales, se combinan con insumos productivos para dar lugar a determinados bienes y servicios o para generar directamente un flujo de utilidad. Este es el caso de los métodos de valoración indirectos entre los que se encuentran el método de los precios hedónicos, el del coste del viaje y los basados en funciones de producción. Cuando esa combinación no se produce no queda más remedio que simular el mercado, lo que puede hacerse con los métodos de valoración directos, siendo los más utilizados el método de valoración contingente y los modelos de elección.
11. El método de los precios hedónicos se basa en el hecho de que algunos bienes que se comercian habitualmente en el mercado son un agregado de características individuales que no se pueden intercambiar de forma independiente, entre las que se encuentra el atributo ambiental. Cada una de ellas tendrá un precio implícito o precio hedónico, que se define como la disposición marginal a pagar del consumidor por una unidad adicional de la característica componente. Estimando la función de demanda del bien privado podemos calcular el precio implícito del atributo medioambiental y a partir de aquí su correspondiente valoración en unidades monetarias. Los principales problemas que surgen en la aplicación de esta metodología, y que pueden invalidar las medidas obtenidas, son el incumplimiento de los supuestos de partida, los problemas econométricos y los relacionados con la conversión del precio implícito estimado en valoración del cambio en el excedente de consumidor.
12. El método del coste del viaje se basa en la relación de complementariedad entre bienes públicos y privados dentro de la función de utilidad de los consumidores. Esa relación se produce cuando el disfrute del bien ambiental requiere la participación del individuo en otro mercado a través del consumo de otros bienes sin los cuales no sería posible el disfrute del primero. Más concretamente, para poder disfrutar de un espacio natural hay que acceder a él, con el correspondiente coste para el visitante. Observando la función de demanda de ese bien privado podemos obtener la correspondiente función de gasto, con lo que sería posible derivar el precio implícito del bien ambiental o, lo que es lo mismo, la disposición del consumidor a pagar por él, de la que se puede obtener la correspondiente variación del excedente. Los principales problemas que surgen en la aplicación de esta metodología, y que pueden invalidar las medidas obtenidas, son la forma de medir el coste de acceder al lugar, la elección errónea de la variable dependiente, la exclusión de sustitutivos o complementarios y los problemas econométricos.
13. Los métodos basados en funciones de producción se fundamentan en el hecho de que los servicios o indicadores ambientales forman parte de la función de producción de las empresas como cualquier otro insumo. Su principal problema es la complejidad que supone estimar las funciones dosis-respuesta como paso previo a la obtención de beneficios. Los dos métodos más utilizados, el de los costes evitados y el de las medidas defensivas, adolecen de ese contratiempo.
14. La idea fundamental del método de valoración contingente es la obtención de valoraciones mediante encuestas directas a la población, cercanas a aquellas que se revelarían



si existiera un mercado verdadero para el bien objeto de estudio. A través de la construcción de un mercado hipotético se estiman las distintas medidas de excedente del consumidor pudiéndose utilizar diversas aproximaciones estadísticas y econométricas. Al igual que el resto de las metodologías de valoración, la contingente no está exenta de críticas y detractores. Además de la polémica suscitada por la idoneidad en su aplicación y del debate sobre cuál es la mejor forma de proceder a la hora de estimar los valores, las principales críticas se han dirigido a un doble frente: el diseño del estudio y la divergencia entre la disposición a pagar hipotética y la real.

15. Al igual que el método de valoración contingente, los modelos de elección están basados en encuestas que sirven para modelizar preferencias por bienes pero, a diferencia de aquel, los bienes son descritos en términos de sus atributos y de los niveles que estos pueden alcanzar. En la actualidad se están imponiendo al primero, pero sus detractores argumentan en su contra la dificultad asociada a la complejidad de la elección y el efecto fatiga en el entrevistado, que puede dar lugar a elecciones inconsistentes e irracionales, la falacia incluida en estos experimentos de que el todo tenga que ser igual a la suma de sus partes y la influencia de la fase de diseño del experimento, que no es neutral respecto a las medidas estimadas de bienestar.
16. La transferencia de valores ambientales, también conocida como transferencia de beneficios, se define normalmente como la transposición de los valores ambientales monetarios estimados con técnicas de valoración medio ambiental en un sitio (sitio del estudio) a otra situación distinta en la que se pretende actuar (sitio de la política). La razón más importante para estas aplicaciones es el ahorro de costes que supone no tener que volver a aplicar nuevamente la metodología de valoración a la nueva circunstancia. La aplicación de resultados previos de otras investigaciones es una alternativa muy atractiva para los gestores del medio ambiente frente a los caros, y a veces largos, procesos de valoración con las técnicas expuestas anteriormente.
17. Esta metodología se ha aplicado de forma profusa en los varios contextos de la política de gestión de los recursos naturales, como el de la calidad del agua y sus riesgos asociados a la salud, de los residuos o la gestión forestal.
18. Existen varios problemas prácticos en la aplicación de la metodología de transferencia de beneficios. En primer lugar, los valores ambientales no están a menudo bien definidos. En segundo lugar, como resultado de esa definición confusa, hay un riesgo real de doble contabilización al agregar estos valores para distintos colectivos implicados. En tercer lugar, aunque se solucione el problema de la agregación, la inclusión de determinados valores, especialmente de los de no-uso, parece solamente agravar el problema. Finalmente, no está claro que se pueda proceder a la agregación de valores obtenidos con diferentes métodos de valoración.
19. Para soslayar estos problemas es importante que la aplicación de esta metodología se base en un protocolo de buenas prácticas que tenga en cuenta de forma ordenada los siguientes aspectos: definición de los bienes y servicios ambientales a valorar, identificación de sus beneficiarios, identificación de los valores para cada uno de esos grupos, decisión de la forma en la que se van a calcular esos beneficios, selección y validación de los estudios a transferir, corrección de los efectos de la aproximación metodológica seleccionada y ajuste de los valores obtenidos.
20. A la hora de proceder a la valoración de los ecosistemas forestales es necesario distinguir procesos ecológicos, funciones y bienes y servicios ambientales. Un proceso puede tener más de una función y una función proceder de más de un proceso. Además, las funciones pueden tener o no tener correspondencia con un bien o servicio, dependiendo de si es o no es valorado por la sociedad. Entonces, lo único susceptible de valoración son estos últimos.
21. Se pueden diferenciar al menos diez grandes funciones de los bosques susceptibles de generar bienes y servicios valorados por las personas. Estas son las genéticas (reserva biológica de flora y fauna y contribución a la diversidad biológica), acuíferas (lluvia

horizontal, amortiguación del impacto de la lluvia, aumento de la infiltración, aumento del tiempo de permanencia del agua en el ciclo y mejora en la calidad del agua), edáficas (formación del suelo, fijación del suelo, agua y nutrientes y fertilización del suelo), productivas, recreativas, climáticas (regulación del clima y creación de microclimas), científicas (investigación básica y aplicada) y educativas, históricas, generales (fijación de la energía solar y regulación atmosférica) y otras funciones (influencia del bosque hacia su entorno inmediato, funciones asemejables a las de los parques y jardines y satisfacción humana por la existencia del bosque).

22. Esas funciones se pueden transformar en los siguientes bienes y servicios susceptibles de valoración con distintas metodologías. Entre los valores de uso estarían, en primer lugar, los extractivos directos como los aprovechamientos maderables (madera, leña, etc.) y los no maderables (pastos, productos micológicos, cinegéticos, piscícolas, frutos silvestres, etc.). En segundo lugar, tendríamos los extractivos indirectos, como el agua y su calidad, la influencia en la productividad agrícola y la calidad del aire. En tercer lugar, los no extractivos directos como los servicios recreativos (turismo de naturaleza, pesca, caza y recolección de setas recreativas) y educativos. Por último, los no extractivos indirectos como el paisaje como insumo, el efecto sobre la prolongación de la vida útil de las infraestructuras y la producción de oxígeno y secuestro de CO₂. Entre los valores de opción se encontrarían los servicios recreativos de opción (al igual que los de uso) y los educativos de opción. Por último, habría que tener en consideración los valores de existencia, como la herencia, cultura, etc.
23. Los ecosistemas forestales de Castilla y León, según los datos estimados/transferidos, generan para los habitantes de la región algo más de 1.000 millones de euros al año (1.090.786.853€). Esto significa que cada hectárea adicional de bosque reporta a los ciudadanos unos 365 euros cada año. En términos per cápita, cada castellano y leonés se beneficia, directa o indirectamente, de una media de 432€ al año (504€ si consideramos solamente la población mayor de 18 años). De esa totalidad, la gran mayoría corresponde a valores de uso (81%), ocupando el segundo lugar los de existencia (13%) y el último los de opción (6%).
24. En relación con los valores de uso, los más importantes son los extractivos indirectos (agua y calidad del agua, calidad del aire y productividad agrícola) que, con 371 millones de euros anuales, representan el 42% de los 883 millones de euros al año estimados en valores de uso. En segundo lugar, se encuentran los extractivos directos (aprovechamientos maderables y no maderables), con aproximadamente la cuarta parte del total (227 millones de euros). En tercer lugar, los no extractivos indirectos (paisaje como insumo, secuestro de CO₂ y prolongación de la vida útil de las infraestructuras), con un 17% del total de los valores de uso (154 millones de euros). En última posición, y con un peso similar al anterior, están los no extractivos directos (actividades recreativas y de educación ambiental), con un 15% del total (130 millones de euros).
25. Los valores de opción más importantes los representan los servicios educativos que representan el 37% del total de los 68 millones de euros anuales. En segundo lugar, se encuentra la caza recreativa con un 24% y valor muy similar al de la recolección recreativa de setas, que ocupa el tercer lugar. Cierran la clasificación, por orden de importancia la pesca recreativa (11%) y el turismo natural (7%).
26. Los valores de existencia alcanzan una cifra anual de 139 millones de euros, unos 46€ por hectárea de bosque y 55€ por habitante.
27. Los bosques de Castilla y León generan en valores extractivos directos una renta anual por hectárea productora, tanto para sus propietarios como para otros productores, de aproximadamente 47€, de los cuales más del 70% corresponde, en contra de lo que pueda parecer, a aprovechamientos no maderables. Aquí son los pastos y los productos micológicos los mayores generadores de renta con 16€ y 11€ respectivamente



por hectárea. Muy lejos se encuentran el resto, siendo los productos piscícolas los que menos aportan a la renta forestal, con 21 céntimos por hectárea. En cuanto a los aprovechamientos maderables, los más importantes son las maderas, con casi 10€ por hectárea, representando casi tres cuartas partes del total y ocupando el tercer lugar de los valores extractivos directos. Entre estos tres (pastos, productos micológicos y maderas) representan el 80% del total de los valores extractivos directos. Las leñas, son el menos importante de este concepto ocupando el segundo lugar por la cola del total de aprovechamientos, superando solamente a los piscícolas. En cuanto a la interpretación por hectárea y por habitante, los aprovechamientos maderables generan una renta anual estimada en unos 22€ por hectárea de bosque (26€ por habitante), mientras que en los no maderables ese valor aumenta hasta los 53€ (63€ por habitante).

28. El valor más alto de los extractivos indirectos corresponde al efecto de los bosques sobre el sector primario. En concreto se ha estimado que estos beneficios podrían rondar los 180 millones de euros al año, representado casi la mitad del total de los valores extractivos indirectos. Así, cada hectárea de bosque añadiría unos 60€, lo que representaría unos 71€ por cada castellano y leonés. En segundo lugar, tendríamos el efecto beneficioso sobre la calidad del agua, estimado en aproximadamente 75 millones de euros anuales, con un 20% del total. En términos relativos cada hectárea de ecosistema forestal agregaría unos 25€, lo que supone casi 30€ por cada habitante de nuestra comunidad autónoma. Le seguiría la producción de agua con unos 64 millones, con un 17% del total (21€ por hectárea y 25 por habitante) y, en último lugar, nos encontraríamos con el efecto beneficioso sobre la calidad del aire con 52 millones de euros, con un 14% del total (17€ por hectárea y 20€ por habitante).
29. De los valores no extractivos directos, el más elevado viene derivado de la recolección recreativa de setas, con 60 millones de euros al año, representado casi la mitad del total de los valores no extractivos directos. Así, cada hectárea de bosque añadiría unos 20€, lo que representaría unos 23€ por cada castellano y leonés. En segundo lugar, tendríamos las actividades turísticas en espacios naturales, con casi 38 millones de euros anuales, con un 29% del total. En términos relativos cada hectárea de ecosistema forestal agregaría unos 12€, lo que supone casi 15€ por cada habitante de nuestra Comunidad Autónoma. En tercer lugar, estaría la caza recreativa (16 millones de euros al año), con un 12% del total (5€ por hectárea y 6€ por habitante). En cuarto lugar, la pesca recreativa (11 millones de euros al año), con un 8% del total (3€ por hectárea y 4€ por habitante). Por último, nos encontraríamos con los servicios de educación ambiental con algo más de 5 millones de euros, y solamente un 4% del total (aproximadamente 2€ por hectárea y habitante).
30. En cuanto a los valores no extractivos indirectos, el guarismo más elevado corresponde al efecto que tienen los bosques sobre la defensa de las infraestructuras de la Comunidad Autónoma, con unos 115 millones de euros anuales. Este dato representa casi tres cuartas partes del total de los valores no extractivos indirectos. Exactamente, cada hectárea de bosque añadiría unos 38€ a esta protección, lo que supone en términos per cápita unos 45€ por cada ciudadano de la región. En segundo lugar, estaría el efecto beneficioso de captación de CO₂ por parte de las masas forestales de la Castilla y León, que se cuantifica en unos 32 millones de euros anuales, con un 21% del total. En términos relativos cada hectárea de ecosistema forestal absorbería dióxido de carbono por valor de 10€ cada año, lo que representa 12€ por cada habitante. Por último, y ya bastante lejano de los dos valores anteriores, está el incremento en el valor de las viviendas que supone la existencia de paisaje, estimado en 7 millones de euros, con sólo un 5% del total (21€ por hectárea y 25 por habitante).
31. Todas estas estimaciones pueden considerarse como muy conservadoras, ya que por razones de prudencia, como aconsejan los investigadores, se han realizado valoraciones

a la baja. Por otra parte, no es posible valorar por varias razones todos los bienes y servicios proveídos por los ecosistemas forestales. Además, todas ellas son en términos netos tratándose, por lo tanto, de beneficios en sentido estricto para los habitantes de la región. Además, tampoco se han tenido en cuenta todos los efectos hacia delante que generan estos valores y que posteriormente se convierten en nuevas generaciones de valor añadido en sectores como el del mueble, la restauración, etc.

32. Estas valoraciones deberían de servir a los gestores públicos como información relevante a la hora de tomar decisiones que afecten de alguna manera a nuestro patrimonio medioambiental. Así, los procesos de decisión basados en el análisis coste beneficio serían más racionales y más cercanos a la función de preferencias de los habitantes de Castilla y León. En cualquier caso, sería deseable la realización de estudios de estimación directa del valor total de los ecosistemas forestales regionales para poder contrastar así los valores transferidos y justificarlos convenientemente de cara a su utilización en esos procesos.
33. Como conclusión final, podemos afirmar que todos estos valores son un argumento más que suficiente para conservar este patrimonio medioambiental. Cuando un bosque de la región desaparece, o se degrada, toda la sociedad pierde bienestar de una manera o de otra, tal y como se ha demostrado con la estimación/transferencia de todos esos valores. En definitiva, tanto la administración regional como todos los habitantes de la comunidad autónoma de Castilla y León tenemos la responsabilidad de protegerlo y preservarlo, ya sea para las generaciones presentes o para las futuras.

Referencias bibliográficas

- ABKARI, H. S., Davis, S., Dorsano, S., Huang, J. and Winnett, S., 1992. Cooling our Communities: A Guidebook on Tree Planting and Light-Colored Surfacing. Environmental Protection Agency. Washington, D. C.
- ADAMOVICH, W., BOXAL, P. C., WILLIAMS, M. and LOUVIERE, J. J., 1998. Stated preference approaches for measuring passive use values: choice experiments and contingent valuation. *American Journal of Agricultural Economics*, 80, pp. 65-75.
- ADAMOWICZ W. L., 1998. Behavioural implications of non-market valuation models. *Canadian journal of agricultural economics*, 36, pp. 926-939.
- ADAMS, R. M., Crocker, T.D. and Thanavibulchai, N., 1982. An economic assessment of air pollution damages to selected annual crops in Southern California. *Journal of Environmental Economics and Management*, 9 (1), pp. 42-58.
- AGUILÓ, P. M., 2002. El método de valoración de los precios hedónicos. Una aproximación al sector residencial de las islas Baleares. Departamento de economía y empresa. Universitat de les Illes Balears.
- ALBERINI, A., BOYLE, K. and WELSH, M., 2003. Analysis of contingent valuation data with multiple bids and response options allowing respondents to express uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management*, 45 (1), pp. 40-62.
- ALBERT, C. y MALO, M. A., 1994. Valoración económica de la vida humana con el método de los salarios hedónicos. Universidad de Alcalá. Madrid: Mimeo, departamento de fundamentos del análisis económico.
- ANGULO, A. M., GIL, J. M., GRACÍA, A. y SÁNCHEZ, M., 2000. Hedonic prices for Spanish red quality wine. *British Food Journal*, 102 (7), pp. 481.
- ARAÑA, J. E., LEÓN, C. J. y GONZÁLEZ, M., 2003. Valoración múltiple de bienes públicos urbanos mediante técnicas de preferencias declaradas. X encuentro de economía pública. Santa Cruz de Tenerife.
- ARROW, K. J., 1974. Elección social y valores individuales. Instituto de estudios fiscales.
- ARROW, K. J. and FISHER, A. C., 1974. Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility. *Quarterly Journal of Economics*, 88, pp. 313-319.
- AZQUETA, D., 1996. Valoración económica del medio ambiente: una revisión crítica de los métodos y sus limitaciones. *Información comercial española*, 751, pp. 37-46.
- 1994. Valoración económica de la calidad ambiental. McGraw-Hill.
- 1985. Teoría de los precios sociales. Biblioteca básica de la administración pública, INAP.
- BACHILLER, J., BADOS, R. y PINILLOS, F., 2006. El turismo en la Laguna Negra. Algunas reflexiones para su ordenación. *Ería*, 70, pp. 211-223.

- BALKAN, E. and KAHN, J. R., 1988. The value of changes in deer hunting quality. A travel cost approach. *Applied economics*, 20, pp. 533-539.
- BARREIRO, J., CASADO, J. M., PÉREZ Y PÉREZ, J. L. y MUÑOZ, M. A., 2003. Valoración de las especies y espacios protegidos de Aragón. Evidencia de un modelo spike e inclusión de preferencias inciertas en un modelo de valoración contingente. VII encuentro de economía aplicada. Granada.
- BARREIRO, J. y PÉREZ Y PÉREZ, L., 1997. Efecto del formato de pregunta en valoración contingente. XI congreso Asepelt. Bilbao.
- BARRIOS, M. C. y MARTÍNEZ, M. A., 1999. El valor del tiempo en los desplazamientos al trabajo: una estimación en el caso de Cadiz. *Estudios de economía aplicada*, 12, pp. 5-16.
- BARTON, D. N., 1994. Valoración Económica Parcial de Alternativas de Manejo para los Manglares de Terralba-Sierpe, Costa Rica. Costa Rica: Universidad Nacional de Costa Rica.
- BATEMAN, I. J., BRAINARD, J. S. and LOVETT, A. A., 1995. Modelling woodland recreation demand using geographical information systems: a benefits transfer study. Global Environmental Change Working Paper edn. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College London and University of East Anglia, Norwich.
- BEAMONTE, C., BERMUDEZ, J., CASINO, A. y VERES, E., 2007. Medición de la calidad del agua del trasvase del Ebro (Tramo Castejón-Mijares): valoración del coste económico asociado a la adecuación de calidades. *Estudios de economía aplicada*, 25 (2), pp. 573-586.
- BENGOECHEA, A., 2000. Valoración económica de zonas verdes. Una aplicación para la ciudad de Castellón. Terceras conferencias sobre medio ambiente: municipio y urbanismo. Castellón.
- BERLANG, O. K., Magnussen, S. and Navrud, A., 1995. Benefit Transfer: testing for accuracy and reliability. Discussion paper edn. Department of economics and social sciences. University of Norway.
- BERRENS, R., JENKINS-SMITH, H., BOHARA, A. and 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 (1), pp. 144-168.
- BILBAO, C., 2000. Relación entre el precio de venta de una vivienda y sus características: un análisis empírico para Asturias. *Revista asturiana de economía*, 18, pp. 141-150.
- BILBAO, R., 2005. Valoración económica y del uso de la Laguna de la Nava. Proyecto fin de carrera. Escuela técnica superior de ingenierías agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid.
- BISHOP, R. C. and HEBERLEIN, T. A., 1979. Measuring values of extra-markets goods: are indirect measures biased? *American journal of agricultural economics*, 61, pp. 926-930.
- BOLITZER, B. and NETUSIL, N.R., 2000. The impact of open spaces on property values in Portland, Oregon. *Journal of Environmental Management*, 59 (3), pp. 185-193.
- BONINI, N., BIEL, A., GÄRLING, T. and KARLSSON, N., 2002. Influencing what the money is perceived to be worth: Framing and priming in contingent valuation studies. *Journal of Economic Psychology*, 23 (5), pp. 655-663.
- BOVER, O. y VELILLA, P., 2001. Precios hedónicos de la vivienda sin características. El caso de las promociones de viviendas nuevas. Madrid: Estudios económicos. Banco de España.



- BOWES, D. and IHLANFELDT, K., 2001. Identifying the Impacts of Rail Transit Stations on Residential Property Values. *Journal of Urban Economics*, 50 (1), pp. 1-25.
- BOX, G. and COX, D., 1964. An analysis of transformations. *Journal of the royal statistical society, Serie B*, pp. 211-252.
- BOXALL, P., ADAMOWICZ, W., SWAIT, J., WILLIAMS, M. and LOUVIERE, J., 1996. A comparison of stated preference methods for environmental valuation. *Ecological Economics*, 18 (3), pp. 243-253.
- BRAÑAS, P. y CARIDAD, J. M., 1996. Demanda de características de la vivienda en Córdoba. Un modelo de precios hedónicos. *Estudios regionales*, 46, pp. 139-153.
- BRENT, R. J., 1991. On the estimation technique to reveal government distribution weights. *Applied economics*, 23 (5), pp. 985-992.
- BRISSON, I. and PEARCE, D. W., 1995. Benefits transfer for disamenity from waste disposal. Global Environmental Change Working Paper edn. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College London and University of East Anglia, Norwich.
- BROUWER, R., 2000. Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics*, 32 (1), pp. 137-152.
- BROUWER, R. and SPANINKS, F.A., 1999. The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing. *Environmental and Resource Economics*, 14 (1), pp. 95.
- BROWN, T. C. and SLOVIC, P., 1988. Effects of context on economic measures of value. In: G. L. Peterson, B. L. Driver and R. Gregory, eds, *Amenity Resource Valuation: Integrating Economics and Other Disciplines Venture*. Philadelphia State College.
- CABRERA, E., 2006. La tarificación, herramienta esencial en la gestión sostenible del agua. Documento web.
- CALIA, P. and STRAZZERA, E., 2000. Bias and efficiency of single versus doubled bound models for contingent valuation studies. A Monte Carlo analysis. *Applied economics*, 32, pp. 1329-1336.
- CAMERON, T., 1988. A new paradigm for valuing non-market goods using referendum data: Maximum likelihood estimation by censored logistic regression. *Journal of Environmental Economics and Management*, 15 (3), pp. 355-379.
- CAMERON, T., POE, G., ETHIER, R. and SCHULZE, W., 2002. Alternative Non-market Value-Elicitation Methods: Are the Underlying Preferences the Same? *Journal of Environmental Economics and Management*, 44 (3), pp. 391-425.
- CAMPOS, P., 1993a. Sistemas agrarios (análisis aplicado al monte mediterráneo). *Hacia una ciencia de los recursos naturales*. Siglo XXI, pp. 281-304.
- 1993b. Valores comerciales y ambientales de las dehesas españolas. *Agricultura y sociedad*, 66, pp. 9-41.
- 1994. Economía de los espacios naturales: el valor económico total de las dehesas ibéricas. *Agricultura y sociedad*, 73, pp. 103-120.
- CAMPOS, P. y RIERA, P., 1996. Rentabilidad social de los bosques. Análisis aplicado a las dehesas y montados ibéricos. *Información comercial española*, 751, pp. 47-62.
- CAMPOS, P. y CAPARRÓS A., 2002. Valoración de los usos recreativo y paisajístico en los pinares de la sierra de Guadarrama. *Revista española de estudios agro-sociales y pesqueros*, (195), pp. 121-146.
- CAMPOS, P., CAPARRÓS, A. and RODRÍGUEZ, Y., 2001. Applied multiple use forest accounting in the Guadarrama pinewoods (Spain). *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales*, 10 (1), pp. 91-108.

- CARSON, R. T., FLORES, N. E., MARTIN, K. M. and WRIGHT, J.L., 1996. Contingent valuation and revealed preference methodologies: Comparing the estimates for quasi-public goods. *Land Economics*, 72 (1), pp. 80.
- CASTILLA, C., 1994a. Economía Ecológica: estudio de valoración de los ecosistemas forestales de Canarias. Universidad de la Laguna.
- 1994b. Estudio de los beneficios de los ecosistemas forestales de Canarias desde una perspectiva de la economía ecológica. *Agricultura y sociedad*, 73, pp. 261-280.
- CHILTON, S. M. and 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 the environmental good. *Journal of Economic Psychology*, 24 (1), pp. 65-75.
- CICCHETTI, C. and SMITH, V. K., 1973. Congestion, quality deterioration, and optimal use: Wilderness recreation in the Spanish peaks primitive area. *Social Science Research*, 2 (1), pp. 15-30.
- CIRIACY-WANTRUP, S. V., 1947. Capital returns from soil conservation practices. *Journal of farm economics*, 29, pp. 1181-1196.
- CLINCH, J. P. and MURPHY, A., 2001. Modelling winners and losers in contingent valuation of public goods. Appropriate welfare measures and econometric analysis. *Economic journal*, 111, pp. 420-443.
- CORRELL, M. R., LILLYDAHL, J. H. and SINGELL, L. D., 1978. The effects of greenbelts on residential property values: some findings on the political economy of open space. *Land Economics*, 54 (2), pp. 207.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P. and VAN DEN BELT, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp. 253-260.
- DAVIS, R., 1963. The value of outdoor recreation. A study of the Main woods. Harvard University.
- DIEF-VALONSADERO, 2007. MICODATA (Sistema de información geográfica para la gestión del recurso micológico en Castilla y León). Consejería de medio ambiente. Junta de Castilla y León.
- DO A. Q. and GRUDNISTSKI, G., 1995. Golf courses and residential house prices: an empirical examination. *Journal of real state finance and economics*, 10 (3), pp. 261-270.
- ECKERLUND, I., JOHANNESSON, M., JOHANSSON, P., TAMBOUR, M. and ZETHRAEUS, N., 1995. Value for money? A contingent valuation study of the optimal size of the Swedish health care budget. *Health Policy*, 34 (2), pp. 135-143.
- ERVIN, D. E. and MILL, J. W., 1985. Agricultural land markets and soil erosion: policy relevance and conceptual issues. *American journal of agricultural economics*, 67, pp. 938-942.
- FIGUEROA, E., RUIZ-TAGLE, V., HERRERA, P. y PINTO, P., 2002. Disposición a pagar por eliminar la disposición clandestina de basuras en Santiago. Encuentro anual de economistas de Chile. Punta de Tralca.
- FIGUEROA, E., SÁNCHEZ, J. M., KUNZE, N. y 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 de Chile.
- FISCHHOFF, B. and FURBY, L., 1988. Measuring values: a conceptual framework for interpreting transactions with special reference to contingent valuation of visibility. *Journal of Risk and Uncertainty*, 1, pp. 147-184.



- FISHBEIN, M. and AJZEN, I., 1975. *Belief, Attitude, Intention and Behaviour: An Introduction to Theory and Research*. Addison-Wesley, Reading, MA.
- FLEISCHER, A. and TSUR, Y., 2000. Measuring the recreational value of agricultural landscape. *European Review of Agricultural Economics*, 27 (3), pp. 385.
- FOSTER, V. and MOURATO, S., 1999. Elicitation format and part-whole bias. Do contingent valuation and contingent ranking give the same results? Cserge working paper.
- 1997. Behavioural consistency, statistical specification, and validity in the contingent ranking method. Evidence from a survey on the impacts of pesticide use in U.K. Cserge working paper.
- FREEMAN III, A. M., 1974. On estimating air pollution control benefits from land values studies. *Journal of environmental economics and management*, 1 (1), pp. 74-83.
- 1990. Non Use Values in National Resources Damage Assessment. Bowdoin College: Mimeo.
- 1993. The measurement of environmental and resources values. Theory and methods. Washington, D.C.: Resources for the future.
- FRUTOS, P. D., 1999. Valoración Medioambiental del Entorno de la Laguna Negra de Soria: Una aproximación desde la perspectiva del Mercado. Presentado para la concesión del título del Curso Superior en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible en la Gestión Empresarial (Escuela de Organización Industrial).
- FRUTOS, P. de y ESTEBAN, S., 2006a. Valoración medioambiental de lugares de esparcimiento en espacios naturales. aplicación del método de valoración contingente al espacio recreativo de playa pita (Soria). X Congreso de Economía Regional de Castilla y León. Valladolid.
- 2006b. El Valor de las Zonas Verdes Urbanas. Aplicación del Método de los precios Hédonicos al Mercado Inmobiliario de la Ciudad de Soria. XXXII Reunión de Estudios Regionales de la AEER. Ourense.
- FRUTOS, P. de, MARTÍNEZ, F. and ESTEBAN, S. (próxima publicación), A demand model to recreational harvest of wild edible mushrooms in Pinar Grande (Soria-Spain). Consumer Surplus Estimation and its Explanations Factors. *Forest ecology*.
- FÜRST, E., BARTON, D. N. and JIMÉNEZ, G., 2000. Total economic value of forest in Mexico. In: J. Rietbergen and H. Abaza, eds, *Environmental valuation: a worldwide compendium of case studies*. Earthscan, pp. 182-195.
- GANS, J. S., 1999. Limited information, the possibility of rational choice and the contingent valuation method. *International Journal of Social Economics*, 26 (1/2/3), pp. 402.
- GARCÍA, L. y COLINA, A., 2004. Métodos directos e indirectos en la valoración económica de bienes ambientales: Aplicación al valor de uso recreativo del parque natural de Somiedo. *Estudios de economía aplicada*, 22 (3), pp. 811-838.
- GARROD, G. D. and WILLIS, K. G., 1998. Using contingent ranking to estimate the loss of amenity value for inland waterways from public utility service structures. *Environmental and resource economics*, 12 (247), pp. 241-247.
- GENIUS, M. and STRAZZERA, E., 2002. A note about model selection and tests for non-nested contingent valuation models. *Economics Letters*, 74 (3), pp. 363-370.
- GÓMEZ, C. M., 2002. El precio hedónico de la contaminación del aeropuerto de Madrid-Barajas. *Evaluación económica del impacto ambiental del aeropuerto de Madrid-Barajas*. Madrid: AENA-Universidad de Alcalá.
- GÓMEZ, M. y 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.

- GONZÁLEZ, M., 2000. Preferencias de los individuos por los espacios recreativos: dos aplicaciones en Galicia. *Estudios de economía aplicada*, 16, pp. 93-110.
- GORE, A., 1992. *Earth in Balance*. Barcelona: Emecé.
- GRACÍA, A., PÉREZ Y PÉREZ, L., SAN JUAN, A. y BARREIRO, J., 2003. Análisis hedónico de los precios del suelo rústico. VI Encuentro de economía aplicada, Granada.
- GREEN, P. and SRNIVASAN, V., 1978. Conjoint analysis in consumers research: *issues and outlook*. *Journal of consumers research*, 5, pp. 103-123.
- GREENE, W. H., 1993. *Econometric analysis*. McMillan.
- GRILICHES, S., 1971. Price indexes and quality changes. *Studies in new methods of measurement*. Massachusetts: Harvard university press.
- GUERRERO DE LIZARDI, C. y PÉREZ, J., 2002. Comparación del precio de los ordenadores en Estados Unidos y en España, 1990-2000: un enfoque hedónico. *Estudios de economía aplicada*, 20 (3), pp. 549-564.
- HALSTEAD, J. M., BOUVIER, R.A. and HANSEN, B.E., 1997. On the issue of functional form choice in hedonic price functions: further evidence. *Environmental Management*, 21 (5), pp. 759-765.
- HAMMACK, J. and BROWN, O., 1974. *Waterflows and wetlands: toward bioeconomic analysis*. Baltimore: Johns Hopkins university press.
- HANEMANN, M., 1984. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses. *American journal of agricultural economics*, 66.
- 1989. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses data: reply. *American journal of agricultural economics*, 71, pp. 332-341.
- HANLEY, N., 1997. *Environmental economics in theory and practice*. Londres: McMillan texts in economics.
- HANLEY, N., MCMILLAN, D., WRIGHT, R. E., BULLOCK, C., SIMPSON, I., PARISSON, D. and CRABTREE, B., 1998. Contingent valuation vs choice experiments: estimating the benefits of environmentally sensitive areas in Scotland. *Journal of agricultural economics*, 49 (1), pp. 1-15.
- HANLEY, N., MOURATO, S. and WRIGHT, R., 2001. Choice modelling approaches: a superior alternative for environmental valuation? *Journal of economic surveys*, 15 (3), pp. 435-462.
- HANLEY, N. and SPASH, C. L., 1993. *Cost-benefit analysis and the environment*. Edward Elgar.
- HANLEY, N., WRIGHT, R. and KOOP, G., 2000. *Modelling recreation demand using choice experiments: climbing in Scotland*. Discussion paper in economics edn. University of Glasgow.
- HARRISON, G. W. and KRISTÖM, B., 1995. On the interpretation of responses in contingent valuation surveys. In: JOHANSON, P., KRISTÖM, B. and MÄLER, K., eds, *Current issues in environmental economics*. Manchester university press.
- HARTIG, T., MANG, M. and EVANS, G. W., 1991. Restorative effects of natural environment experiences. *Environment and behaviour*, 23, pp. 3-26.
- HAVLICEK, J., RICHARDSON, R. and DAVIES, J., 1971. Measuring the impacts of solid waste disposal site location on property values. 65.
- HEISLER, G., 1990. Mean Wind Speed Below Building Height in Residential Neighbourhoods with Different Tree Densities. *ASHRAE Transactions*, 96 (1), pp. 1389-1396.
- HELLER, H. R., 1973. *Comercio internacional: teoría y evidencia empírica*. Tecnos.
- HENSHER, D. A., 1994. Stated preference analysis of travel choices: the state of practice. *Transportation* (1986-1998), 21 (2), pp. 107-133.



- HICKS, J. R., 1941. The rehabilitation of consumer's surplus. *Review of economic studies*, 8, pp. 108-116.
- 1939. The foundations of welfare economics. *Economic journal*, 49, pp. 696-712.
- IMBER, D., 1991. A contingent valuation survey of the Kakadu conservation zone. Canberra: Australian government publishing service for the resource assessment commission.
- IZKO, X. y BURNEO, D., 2003. Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques sudamericanos. Unión mundial para la naturaleza. Oficina Regional para América del Sur.
- JOHANNESSON, M. and JÖNSSON, B., 1991. Economic evaluation in health care: Is there a role for cost-benefit analysis? *Health Policy*, 17 (1), pp. 1-23.
- JOHANSSON, P. O., 1990. Valuing Environmental Damage. *Oxford Review of Economic Policy*, 6 (1), pp. 34-50.
- Junta de Castilla y León, 2000. Plan Forestal de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente.
- 2005. Castilla y León crece con el bosque. Consejería de Medio Ambiente.
- KALDOR, N., 1939. Welfare propositions of economics and interpersonal comparison of utility. *Economic journal*, 49, pp. 549-551.
- KAMER, M., 1974. Clima y vegetación en Tenerife. Universidad de Gottinga: Scripta geobotánica.
- KASK, S. B. and SHOGREN, J. F., 1994. Benefit transfer protocol for long-term health risk valuation: a case of surface water contamination. *Water Resources Research*, 30 (10), pp. 2813-2823.
- KIRSHNER, D. and MOORE, D., 1989. The effect of San Francisco bay water quality on adjacent property values. *Journal of Environmental Management*, 27, pp. 263-274.
- KNETSCH, J. L., 1962. Land values and parks in urban finger areas. *Journal of farm economics*, pp. 1717-1729.
- KOWALSKI, J. and PARASKEVOPOULOS, C., 1990. The impact of location on urban industrial land prices. *Journal of Urban Economics*, 27 (1), pp. 16-24.
- KRISTÖM, B., 1990. A Non-Parametric Approach To The Estimation Of Welfare Meas. *Land Economics*, 66 (2), pp. 135.
- Spike models in contingent valuation models. *American journal of agricultural economics*, 79, pp. 1013-1023.
- KUNZE, V., 1998. Estimación de la demanda de recursos naturales. Método del coste del viaje: lago Llanquihue. Seminario de tesis de magister en economía ambiental. Facultad de ciencias económicas y administrativas. Universidad de Santiago de Chile.
- LANCASTER, K. J., 1966. A new approach to consumer theory. *Journal of political economy*, 84, pp. 132-157.
- LAYARD, P., KRISTÖM WALTERS, A. A., 1978. Microeconomic theory. McGraw-Hill.
- LEÓN, C., 1995. El método dicotómico de valoración contingente. Una aplicación a los espacios naturales protegidos en Gran Canaria. *Investigaciones económicas*, XIX (1), pp. 83-106.
- LEÓN, C. y VÁZQUEZ-POLO, F., 2000. Modelización del aprendizaje en valoración contingente. *Investigaciones económicas*, XXIV (1), pp. 117-138.
- LEÓN, C., VÁZQUEZ-POLO, M., GUERRA, N. y RIERA, P., 2002. A bayesian model for benefit transfer: application to national parks in Spain. *Applied economics*, 34, pp. 749-757.

- LOOMIS, J. B., 1992. The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer: benefit function transfer. *Water Resources Research*, 28 (3), pp. 701-705.
- 1993. An investigation into the reliability of intended visitation behaviour. *Environmental and resource economics*, 3, pp. 183-191.
- 1996. How large is the extend of market publics goods. Evidence from a nationwide contingent valuation survey. *Applied economics*, 28, pp. 779-782.
- LÓPEZ, F., 1984. El agua recurso natural renovable. *El Campo. Boletín de información agraria*, 96.
- LOUREIRO, M. L. and McCLUSHEY, J. J., 2000. Assessing consumer response to protected geographical identification labelling. *Agribusiness*, 16 (3), pp. 309-320.
- LUKEN, R. A., Johnson, F.R. and Kibler, V., 1992. Benefits and costs of pulp and paper effluent controls under the Clean Water Act. *Water Resources Research*, 28 (3), pp. 665-674.
- MACKENZIE, J., 1993. A comparison of contingent preference models. *American journal of agricultural economics*, 75, pp. 593-603.
- MADDISON, D., 2000. A hedonic analysis of agricultural land prices in England and Wales. *European Review of Agricultural Economics*, 27 (4), pp. 519-532.
- MÄLER, K., 1974. *Environmental economics: a theoretical inquiry*. Baltimore: The Johns Hopkins university press.
- MARTÍNEZ, F., 2003. Producción y aprovechamiento del boletus edulis bull.: FR. en un bosque de pinus sylvestris L. Junta de Castilla y León.
- MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J., 2005. Producción de esporocarpos de hongos ectomicorrízicos y valoración socioeconómica. Respuesta de estas comunidades a incendios forestales. Tesis doctoral. Universidad de Lleida y Centro Tecnológico Forestal de Cataluña.
- MC NEELY, M., 1990. *Conserving The World's Biological Diversity*. Varios editores.
- MCFADDEN, D., 1973. Conditional logit analysis of qualitative choice behaviour. In: P. ZAREMBKA, ed, *Frontiers in econometrics*. New York: Academic press, pp. 105-142.
- MIESZKOWSKI, P. and SAPER, A., 1978. An estimate of the effects of airport noise on property values. *Journal of Urban Economics*, 5 (4), pp. 425-440.
- MILON, J. W., GRESSEL, J. and MULKEY, D., 1984. Hedonic Amenity Valuation and Functional Form Specification. *Land Economics*, 60 (4), pp. 378.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2002. Plan forestal español. Documento web.
- 2006. Perfil ambiental en España.
- MIRANOWSKI, J. A. and HAMMES, D.B., 1984. Implicit prices of soil characteristics for farmland in Iowa. *American journal of agricultural economics*, 66, pp. 745-749.
- MOGAS, J. y RIERA, P., 2001. Comparación de la ordenación contingente y del experimento de elección en la valoración de las funciones no privadas de los bosques. *Economía agraria y recursos naturales*, 2, pp. 125-147.
- 2005. El valor de la fijación de carbono en los programas de forestación. *Boletín económico de ICE*, 2834, pp. 13-28.
- MORILLO, C., 1991. El uso de los espacios naturales para mantener la diversidad biológica. Seminario sobre la gestión de espacios naturales. ECBA-Colegio de Biólogos.
- MORRISON, M., BENNETT, J., BLAMEY, R. and LOUVIERE, J., 2002. Choice modeling and test of benefit transfer. *American journal of agricultural economics*, 84 (1), pp. 161-170.



- MÚGICA, M., 1994. Modelos de demanda paisajística y uso recreativo de los espacios naturales. Soto del Real. Madrid: Centro de Investigación de espacios protegidos Fernando González Bernáldez.
- MYERS, N., 1990. Lessons of the rainforest. Susanne Head.
- NAVARRO, J. L. y HERNÁNDEZ, E., 2004. La incidencia del gasto público sanitario en España. Un Meta-análisis. *Estudios de economía aplicada*, 22 (2), pp. 317-348.
- NELSON, A. C., Genereux, J. and Genereux, M., 1992. Price effects of landfills on house values. *Land Economics*, 68 (4), pp. 359.
- NELSON, J., 1978. Residential choice, hedonic prices, and the demand for urban air quality. *Journal of Urban Economics*, 5 (3), pp. 357-369.
- Noaa, 1993. Natural resource damage assessments under the oil pollution act of 1990. *Federal register*, 58(10), pp. 4601-4614.
- ONWUJEKWE, O. and NWAGBO, D., 2002. Investigating starting-point bias: a survey of willingness to pay for insecticide-treated nets. *Social Science & Medicine*, 55 (12), pp. 2121-2130.
- PALMQUIST, R. B., 1991. Hedonic methods. In: BRANDEN, J. B. and KOLSTAD, C. D., eds, *Measurement the demand for environmental improvement*. Amsterdam: Elsevier.
- PARRY-JONES, W. L., 1990. Natural Landscape, psychological wellbeing and mental health. *Landscape research*, 15 (2), pp. 7-11.
- PASTOR, V. J., 1999. Un análisis de los precios hoteleros empleando funciones hedónicas. *Estudios turísticos*, 139, pp. 65-87.
- PEARCE, D.W., ADGER, W. N., BROWN, K., Cervigni, R. and Moran, D., 1993. Mexico forestry and conservation sector (review substudy of economic valuation of forest). Cserge edn. University of East Anglia and University College London.
- PEARCE, D. W. and PUROSHOTHURUM, S., 1992. Protecting biological diversity: the economic value of pharmaceutical plants. Global environmental change working paper. Cserge edn. University of East Anglia and University College London.
- PEARCE, D.W. and TURNER, K.R., 1990. Economics of natural resources and the environment. London: Harvester wheatheaf.
- PÉREZ Y PÉREZ, L. y SAZ, S., 1997. Valoración contingente de los servicios recreativos de los espacios protegidos. El caso del parque natural de la dehesa del Moncayo. *Cuadernos aragoneses de economía*, 7(1), pp. 135-145.
- PERMAN, R., Ma, Y., MCGILVRAY, J. and COMMON, M., 1999. Natural resources and environmental economics. Longman.
- PINTO, J.L. y PUIG-JUNOY, J., 2001. El coste de oportunidad del tiempo no remunerado en la producción de salud. Centre de recerca en economia i salut. Universitat Pompeu Fabra.
- PIPER, S. and MARTIN, W.E., 2001. Evaluating the Accuracy of the Benefit Transfer Method: A Rural Water Supply Application in the USA. *Journal of Environmental Management*, 63, pp. 223-235.
- POWE, N.A., GARROD, G.D. and WILLIS, K.G., 1995. Valuation urban amenities using a hedonic price model. *Journal of property research*, 12, pp. 137-147.
- READY, R.C., MALZUBRIS, J. and SENKANE, S., 2002. The relationship between environmental values and income in a transition economy. Surface water quality in Latvia. *Environmental and development economics*, 7, pp. 147-156.
- RIDKER, R., 1967. The economic cost of air pollution. New York: Praeger.

- RIERA, A., 2000. Valoración económica de los atributos ambientales mediante el método del coste del viaje. *Estudios de economía aplicada*, 14, pp. 173-198.
- RIERA, P., 1992. Posibilidades y limitaciones del instrumental utilizado en la valoración de externalidades. *Información comercial española*, 711, pp. 59-68.
- 1995. Beneficio social del pasillo verde ferroviario de Madrid. Madrid: Noesis.
- 1997. El valor del tiempo de desplazamiento al campo español. *Revista española de economía agraria*, 179, pp. 191-201.
- ROSEN, S., 1974. Hedonic prices and implicit markets. product differentiation in pure competition. *Journal of political economic*, 82, pp. 34-55.
- SAZ, S., 1996. La demanda de servicios recreativos de espacios naturales. Aplicación del método de valoración contingente al parque natural de la l'Álbufera. Departamento de estructura económica. Universitat de València.
- 2003. Los beneficios sociales de la recuperación de zonas portuarias para usos recreativos: un estudio comparativo. *Revista valenciana de economía y hacienda*, 7, pp. 47-63.
- SAZ, S. y GARCÍA, L., 2002. Disposición a pagar versus disposición a ser compensado por mejoras medioambientales: evidencia empírica. IX Encuentro de economía pública. Vigo.
- 2003. Provisión pública versus provisión privada de suelo industrial. Una aproximación hedónica. X Encuentro de economía pública. Santa cruz de Tenerife.
- SAZ, S. y MONTAGUD-MARQUÉS, J., 2003. Valuing the benefits of restoring and arab tower in Spain: a contingent valuation approach. VII encuentro de economía aplicada, 5-7 de junio, Granada.
- SCOTT, M.J., BILYARD, G., LINK, S., ULIBARRI, C., WESTERDAHL, H., RICCI, P. and SECLY, H., 1998. Valuation of ecological resources and functions. *Environmental management*, 22(1), pp. 49-68.
- SEGADO, I., 1996. Aplicación del método de valoración contingente en el contexto de la calidad del recurso del agua: el caso de los muelles de Salford. Documento de Trabajo. Facultad de ciencias económicas y empresariales. Universidad de Murcia.
- SMITH, V.K. and HUANG, J., 1995. Can markets value air quality? A meta-analysis of hedonic property value models. *The Journal of Political Economy*, 103(1), pp. 209.
- SMITH, V.K. and KAORU, Y., 1990. What have we learned since hotelling's letter?: A meta-analysis. *Economics Letters*, 32(3), pp. 267-272.
- SMITH, V.K., POULOS, C. and KIM, H., 2002. Treating open space as an urban amenity. *Resource and Energy Economics*, 24(1-2), pp. 107-129.
- SOLER, M., 1997. Manual de gestión del medio ambiente. Ariel.
- SOLER, F., GIL, J.M. and SÁNCHEZ, M., 2002. Consumers' acceptability of organic food in Spain. *British Food Journal*, 104(8/9), pp. 670.
- SORENSEN, M., BARZETTI, V., KEIPI, K. and WILLIAMS, J., 1998. Manejo de las áreas verdes urbanas. División de Medio Ambiente del Departamento de Desarrollo Sostenible. Banco Interamericano de Desarrollo.
- STIGLIZ, J., 1988. La economía del sector público. Anthoni Bosch.
- STRAZZERA, E., SCARPA, R., CALIA, P., Garrod, G.D. and Willis, K.C., 2003. Modelling zero values and protest responses in contingent valuation surveys. *Applied economics*, 35, pp. 133-138.
- TAMAMES, R., 2001. Informe forestal. Documento web.



- TRAIN, K., 1986. Qualitative choice analysis. Massachusetts institute of technology.
- TRÁNCHEZ, J.M., 2001. Estimación de las diferencias de precios entre viviendas con distinta localización: una aproximación a través del modelo hedónico. VIII Encuentro de economía pública, Cáceres.
- TVERSKY, A. and KAHNEMAN, D., 1991. Loss aversion in riskless choice. a reference-dependent model. *Quarterly journal of economics*, 106(4), pp. 1039-1061.
- VADNJAL, D. and O'CONNOR, M., 1994. What is the value of Rangitoto Island? *Environmental values*, 3, pp. 369-390.
- VAN DEN BERGH, M., BUTTON, K.J., NIJKAMP, P. and PEPPING, G.C., 1997. Meta-Analysis in Environmental Economics. Kluwer, Dordrecht.
- VÁZQUEZ, M.X., 2002. Estimación económica de los beneficios para la salud del control de la contaminación del aire. El caso de Vigo. *Revista Galega de Economía*, 11(2), pp. 1-18.
- VÁZQUEZ, M.X. y LEÓN, C., 2002. Consistencia de los experimentos de elección. Una aplicación a los efectos de la calidad ambiental en la salud. IX Encuentro de economía pública. Vigo.
- VÁZQUEZ, M.X. y PRADA, A., 2003. Valoración económica de alternativas de gestión en paisajes de montaña de la red natura 2000. VI Encuentro de economía aplicada, Granada.
- VILLAVILA, H., BLÁZQUEZ, A. y SÁNCHEZ, J., 2001. Deporte y naturaleza. El impacto de las actividades deportivas y de ocio en el medio natural. Madrid: Talasa ediciones.
- VOITH, R., 1993. Changing Capitalization of CBD-Oriented Transportation Systems: Evidence from Philadelphia, 1970-1988. *Journal of Urban Economics*, 33(3), pp. 361-376.
- WARD, B., 1988. LEP: An Alternative Criterion for Socio-Economic Valuation. *Journal of Economic Issues*, 22(3), pp. 763.
- WILLIG, R.D., 1976. Consumer's Surplus without Apology. *The American Economic Review*, 66(4), pp. 589.
- WILLIS, K.G. and GARROD, G.D., 1994. The ultimate test. Measuring the benefits of ESAs. In: M. WHITBY, ed, for Countryside Management; *The Case of Environmentally Sensitive Areas*. Incentives CAB International. Wallingford: pp. 179-217.
- WOLF, F.M., 1986. Meta-Analysis. Quantitative methods for research synthesis. Quantitative Applications in the Social Sciences. Sage University Paper.
- WU, P. and HUANG, C., 2001. Actual averting expenditure versus stated willingness to pay. *Applied economics*, 33, pp. 277-283.
- 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, pp. 487-500.

Anexos

ANEXO 1. CUENTA DE RENTA DEL SECTOR FORESTAL. PROMEDIO 2005-06

| Aprovechamientos maderables | | | |
|--|---------------------|------------------|-------------------|
| Aprovechamientos | Precio | Volumen | Producción |
| Maderas | €/100m ³ | m ³ | € |
| Pino Pinaster (trituración) | 1.226 | 141.722 | 1.737.511 |
| Pino Silvestre (aserrío) | 5.125 | 475.794 | 24.384.909 |
| Pino Laricio (aserrío) | 1.886 | 145.141 | 2.736.636 |
| Pino Pinaster (aserrío) | 2.936 | 384.669 | 11.294.661 |
| Pino Pinea (aserrío) | 2.123 | 1.770 | 37.579 |
| Pino Radiata (aserrío) | 2.380 | 3.022 | 71.936 |
| Otras coníferas | 2.613 | 37.606 | 982.527 |
| Total coníferas | - | 1.189.725 | 41.245.758 |
| Eucaliptus (trituración) | 961 | 839 | 8.055 |
| Eucaliptus (aserrío) | 1.385 | 2841 | 39.345 |
| Chopo (aserrío) | 4.553 | 294.439 | 13.404.917 |
| Haya (aserrío) | 2.008 | 3.947 | 79.247 |
| Castaña (aserrío) | 7.010 | 3.947 | 276.662 |
| Quercíneas | 3.183 | 4.033 | 128.372 |
| Total frondosas | - | 310.045 | 13.936.599 |
| TOTAL MADERAS | - | 1.499.770 | 55.182.358 |
| Leñas | €/estereo | Nº estereos | € |
| Coníferas | 3,90 | 159.572 | 621.940 |
| Quercíneas | 4,96 | 548.965 | 2.720.981 |
| Otras frondosas | 4,33 | 42.089 | 182.089 |
| Matorrales | 7,83 | 36.211 | 283.676 |
| TOTAL LEÑAS | - | 786.838 | 3.808.686 |
| Otros aprovechamientos maderables | €/tonelada | Toneladas | € |
| Corcho | 2320,85 | 586 | 1.374.543 |
| Plantones | n.d | n.d | 4.777.678 |
| Reforestación | n.d | n.d | 13.591.012 |
| Otros productos | n.d | n.d | 313.687 |
| TOTAL OTROS APROV. MADERABLES | - | - | 20.056.920 |
| TOTAL APROVECHAMIENTOS MADERABLES | - | - | 79.047.963 |

Fuente: elaboración propia.

| Aprovechamientos no maderables | | | |
|---|-------------------|------------------|--------------------|
| Aprovechamientos | Precio | Volumen | Producción |
| Pastos | €/ha. | Ha. | € |
| Prados naturales | 100 | 401.122 | 40.035.987 |
| Pastizales | 40 | 1.189.561 | 47.558.629 |
| Erial a pastos | 3 | 1.008.939 | 3.299.231 |
| Matorral y monte bajo pastado | 3 | 280.071 | 829.010 |
| TOTAL PASTOS | - | 2.879.693 | 91.722.856 |
| Productos micológicos | €/kg. | Toneladas | € |
| Boletus | 4,22 | 5.927 | 25.008.994 |
| Lactarius deliciosus | 3,01 | 9.190 | 27.660.696 |
| Trufas | 195,49 | 2 | 411.115 |
| Otras especies comestibles | 5,14 | 2.426 | 12.458.048 |
| TOTAL PRODUCTOS MICOLÓGICOS | - | 17.545 | 65.538.853 |
| Productos cinegéticos | €/pieza | piezas | € |
| Ciervo | 260,03 | 5.720 | 1.487.372 |
| Jabalí | 95,74 | 16.482 | 1.577.987 |
| Otra caza mayor | 141,92 | 6.007 | 852.513 |
| Liebre | 9,86 | 102.168 | 778.290 |
| Conejo | 4,99 | 199.696 | 767.851 |
| Otra caza menor (mamíferos) | 13,94 | 54.590 | 630.807 |
| Perdiz | 5,73 | 159.322 | 653.945 |
| Codorniz | 0,97 | 562.779 | 394.734 |
| Otra caza volátil | 0,98 | 426.605 | 312.750 |
| TOTAL PRODUCTOS CINEGÉTICOS | - | 1533.369 | 7.456.248 |
| Productos piscícolas | €/pieza | piezas | € |
| Trucha | 1,26 | 628.182 | 652.405 |
| Cangrejo | 0,22 | 1.983.125 | 424.011 |
| Otras especies | 0,20 | 974.504 | 166.319 |
| TOTAL PRODUCTOS PISCÍCOLAS | - | 5331087 | 1.242.734 |
| Frutos silvestres | €/tonelada | Toneladas | € |
| Castañas | 773 | 6.000 | 4.640.910 |
| Piñones | 1.955 | 4.186 | 7.191.083 |
| Montaneras | 58 | 372 | 21.502 |
| Bellotas | 75 | 272 | 49.470 |
| Otros frutos silvestres | 294 | 19 | 5.581 |
| TOTAL FRUTOS SILVESTRES | - | 10.668 | 11.908.545 |
| Otros aprovechamientos no maderables | €/tonelada | Toneladas | € |
| Resinas | 1.379 | 2.214 | 2.730.583 |
| Plantas medicinales | 23 | 51 | 1.176 |
| Colmenas | N.d | n.d | 39.468 |
| Ocupaciones | N.d | n.d | 1.208.285 |
| Roturaciones | N.d | n.d | 914.233 |
| Otros | N.d | n.d | 4.244.224 |
| TOTAL OTROS APROVECHAMIENTOS NO MADERABLES | - | - | 9.137.969 |
| TOTAL APROVECHAMIENTOS NO MADERABLES | - | - | 187.007.206 |
| TOTAL EXTRACTIVOS DIRECTOS | - | - | 266.055.170 |

Fuente: elaboración propia.



| Consumos intermedios | %/s producción | Valor |
|--|----------------|-----------------------|
| Plantones | 2,29% | 2.296.203,598 |
| Energía; Lubricantes | 1,86% | 3.249.315,051 |
| Abonos | 0,04% | 37.141,804 |
| Productos fitosanitarios | 0,48% | 485.158,796 |
| Mantenimiento de material | 4,84% | 4.842.315,685 |
| Servicios forestales | 1,21% | 1.206.175,424 |
| TOTAL CONSUMOS INTERMEDIOS | 10,72% | 12.116.310,360 |
| VALOR AÑADIDO BRUTO A PRECIOS BÁSICOS | - | 253.938.859 |
| CONSUMO DE CAPITAL FIJO (BIENES DE EQUIPO) | 1,82% | 3.171.797 |
| VALOR AÑADIDO NETO A PRECIOS BÁSICOS | - | 250.767.062 |
| Remuneración de asalariados | 37,51% | 37.544.985 |
| Otros impuestos sobre la producción | 0,51% | 884.957 |
| Otras subvenciones a la producción | 6,36% | 6.842.481 |
| EXCEDENTE DE EXPLOTACIÓN MIXTO | - | 219.179.601 |
| INTERESES PAGADOS | 0,10% | 179.811 |
| RENTA EMPRESARIAL | - | 218.999.791 |

Fuente: elaboración propia.



ANEXO 2. ESTIMACIÓN POR MCO DEL MODELO DE DEMANDA DE PESCA RECREATIVA

Cuadro A2.1 Resumen del modelo estimado de la función de demanda de pesca recreativa

| R | R Square | Adjusted R Square | Std. Error of the Estimate |
|-------|----------|-------------------|----------------------------|
| 0,927 | 0,860 | 0,813 | 0,335 |

* Variables predictoras: (Constante), 1/CV, donde CV es el coste del viaje (en euros) en términos de combustible en acceder al círculo concéntrico i.

** Variable dependiente: Ln (PORVISITAS), donde PORVISITAS es el porcentaje sobre el total de las jornadas de pesca en el círculo concéntrico i.

Fuente: Elaboración propia.

Cuadro A2.2 Resumen del modelo estimado de la función de demanda de pesca recreativa (continuación –ANOVA–)

| | Sum of Squares | df | Mean Square | F | Sig. |
|--------------|----------------|----------|-------------|--------|-------|
| Regression | 2,066 | 1 | 2,066 | 18,429 | 0,023 |
| Residual | 0,336 | 3 | 0,112 | | |
| Total | 2,402 | 4 | | | |

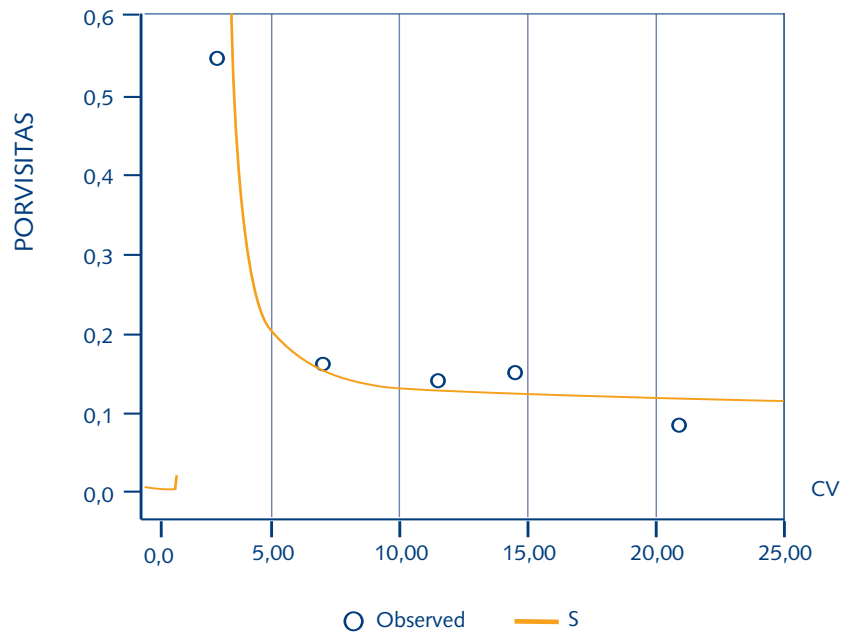
Fuente: Elaboración propia.

Cuadro A2.3 Resumen del modelo estimado de la función de demanda de pesca recreativa (continuación –coeficientes–)

| | Unstandardized Coefficients | | Standardized Coefficients | t | Sig. |
|------------|-----------------------------|------------|---------------------------|---------|-------|
| | B | Std. Error | Beta | | |
| 1 / CV | 3,883 | 0,904 | 0,927 | 4,293 | 0,023 |
| (Constant) | -2,540 | 0,216 | - | -11,758 | 0,001 |

Fuente: Elaboración propia.

Gráfico A2.2 | Representación gráfica de la función de demanda estimada de pesca recreativa



Fuente: Elaboración propia.



ANEXO 3. ESTIMACIÓN LOGÍSTICA BINARIA DEL MODELO DE DEMANDA DE CAZA RECREATIVA

Cuadro A3.1 Resumen del modelo Logit de la función de demanda de caza

| -2 Log likelihood | Cox & Snell R Square | Nagelkerke R Square |
|-------------------|----------------------|---------------------|
| 31,256 | 0,032 | 0,045 |

* La estimación ha finalizado en el número de iteración 4 porque las estimaciones de los parámetros han cambiado en menos de 0,001.

Fuente: Elaboración propia.

Cuadro A3.2 Resumen del modelo Logit de la función de demanda de caza (Tabla de clasificación)

| Observado | Pronosticado | | |
|--------------------------|--------------|----|-------------|
| | 0 | 1 | % correcto |
| 0 | 2 | 6 | 25 |
| 1 | 1 | 17 | 94,4 |
| Porcentaje global | | | 73,1 |

*El valor de corte es 0,5.

Fuente: Elaboración propia.

Cuadro A3.2 Resumen del modelo Logit de la función de demanda de caza (variables en la ecuación)

| | B | S.E. | Wald | df | Sig. | Exp(B) |
|----------|--------|-------|-------|----|-------|--------|
| PSALIDA2 | -0,007 | 0,007 | 0,853 | 1 | 0,356 | 0,993 |
| Constant | 1,177 | 0,597 | 3,891 | 1 | 0,049 | 3,246 |

* $ACEPTA = \alpha + \beta * PSALIDA$

Fuente: Elaboración propia.

ÍNDICE DE GRÁFICOS

| | | |
|---------------------|--|-----|
| Gráfico 2.1 | Derivación de las funciones de demanda Marshalliana y Hicksianas | 35 |
| Gráfico 4.1 | Relación entre procesos ecológicos, funciones, servicios y valores económicos..... | 61 |
| Gráfico 4.2 | Valor económico total de un activo ambiental..... | 72 |
| Gráfico 4.3 | Clasificación de los valores de los ecosistemas forestales según Izko y Burneo, 2003 | 72 |
| Gráfico 4.4 | Importancia relativa de los distintos aprovechamientos sobre los valores extractivos directos totales..... | 82 |
| Gráfico 4.5 | Importancia relativa de los distintos aprovechamientos sobre los maderables totales | 83 |
| Gráfico 4.6 | Importancia relativa de los distintos aprovechamientos sobre los no maderables totales | 83 |
| Gráfico 4.7 | Valor del excedente individual de las actividades recreativas en los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 88 |
| Gráfico 4.8 | Importancia relativa de los distintos tipos de valor de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 95 |
| Gráfico 4.9 | Valores de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007.... | 95 |
| Gráfico 4.10 | Valores de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007.... | 96 |
| Gráfico 4.11 | Importancia relativa de los distintos valores de uso de los ecosistemas forestales de Castilla y León | 96 |
| Gráfico 4.12 | Importancia relativa de los distintos valores de opción de los ecosistemas forestales de Castilla y León | 97 |
| Gráfico 4.13 | Valores extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 98 |
| Gráfico 4.14 | Valores extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 98 |
| Gráfico 4.15 | Importancia relativa de los distintos valores extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León | 99 |
| Gráfico 4.16 | Valores extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 99 |
| Gráfico 4.17 | Valores extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 99 |
| Gráfico 4.18 | Importancia relativa de los distintos valores no extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León | 100 |
| Gráfico 4.19 | Valores no extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 100 |

| | | |
|---------------------|--|-----|
| Gráfico 4.20 | Valores no extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 101 |
| Gráfico 4.21 | Importancia relativa de los distintos valores no extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León | 101 |
| Gráfico 4.22 | Valores no extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 102 |
| Gráfico 4.23 | Valores no extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 102 |

ÍNDICE DE CUADROS

| | | |
|--------------------|--|-----|
| Cuadro 1.1 | Superficie de las principales especies según inventarios forestales en Castilla y León | 26 |
| Cuadro 1.2 | Distribución provincial de la superficie arbolada | 27 |
| Cuadro 1.3 | Clasificación general de los montes de Castilla y León según la propiedad y el régimen de gestión | 28 |
| Cuadro 1.4 | La red Natura 2000 en Castilla y León | 30 |
| Cuadro 2.1 | Medidas monetarias para efectos de cambios en los precios | 36 |
| Cuadro 2.2 | Medidas monetarias para efectos de cambios en las cantidades/calidades | 37 |
| Cuadro 4.1 | Funciones y Sub-funciones del bosque | 68 |
| Cuadro 4.2 | Relación entre las funciones de los bosques y los bienes y servicios proveídos por ellos | 69 |
| Cuadro 4.3 | Bienes y servicios proveídos por los ecosistemas forestales de Castilla y León susceptibles de valoración | 74 |
| Cuadro 4.4 | Bienes y servicios proveídos por los ecosistemas forestales de Castilla y León no susceptibles de valoración | 75 |
| Cuadro 4.5 | Elección de los beneficiarios de los valores de los ecosistemas forestales de Castilla y León y de las medidas individuales de excedente | 76 |
| Cuadro 4.6 | Procedimientos y técnicas de valoración utilizados en el cálculo de los valores de los ecosistemas forestales de Castilla y León | 78 |
| Cuadro 4.7 | Valores extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 82 |
| Cuadro 4.8 | Valores extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 85 |
| Cuadro 4.9 | Valores no extractivos directos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 89 |
| Cuadro 4.10 | Valores no extractivos indirectos de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 92 |
| Cuadro 4.11 | Valores de opción de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 93 |
| Cuadro 4.12 | Valores de existencia de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 94 |
| Cuadro 4.13 | Ranking de los valores estimados | 102 |
| Cuadro 4.14 | Valores agregados de los ecosistemas forestales de Castilla y León. Año 2007 | 103 |

