

Valoración de los activos naturales de España

Documento Científico

vane



- Diciembre 2008 -



MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO

INDICE

1	Introducción	1
1.1	La valoración de los servicios de los ecosistemas: revisión bibliográfica y principios generales	2
1.1.1.	Justificación y definiciones previas	2
1.1.2.	La valoración de los servicios de los ecosistemas: antecedentes bibliográficos	4
1.2.	El ejercicio de valoración de VANE: objetivos y particularidades	8
1.3.	Cuestiones transversales	10
1.3.1.	Los límites del ejercicio de valoración: la frontera entre lo artificial y lo natural	10
1.3.2.	La selección de servicios de los ecosistemas en el proyecto VANE	11
1.3.3.	Valoración de servicios y sostenibilidad. Capital natural y renta hicksiana	13
1.3.4.	Metodologías de valoración	14
1.4.	Aspectos espaciales: la asignación de valores al territorio	18
2	Producción de alimentos y materias primas	26
2.1.	Introducción	28
2.1.1.	Definición del servicio	28
2.1.2.	Importancia del servicio en España	30
2.1.3.	Criterios y metodologías de valoración	31
2.2.	Producción agrícola y ganadera en suelo agrícola y pasto	35
2.2.1.	Definición del servicio en activo	35
2.2.2.	Método de valoración en el activo	35
2.3.	Pesca en activo océano abierto y plataforma continental	46
2.3.1.	Definición del servicio en el activo	46
2.3.2.	Metodología de valoración del activo	48
2.3.3.	Resultados en el año de referencia 2005	60
2.3.4.	Asignación del valor al territorio nacional en el año de referencia 2005	75
2.4.	Productos forestales maderables, no maderables y ganaderos en activo bosque	85
2.4.1.	Productos forestales maderables	85
2.4.2.	Productos forestales no maderables	98
3	Provisión de agua	120
3.1.	Introducción	122
3.1.1	Definición del servicio en el marco de VANE	122
3.1.2	Importancia y demanda del servicio en España	124
3.1.3	Valor del agua y renta económica	129
3.1.4	Valor del agua y renta económica	136
3.2.	Provisión de agua para riego en la agricultura	147
3.2.1.	El método del valor residual	150
3.2.2.	Análisis de sensibilidad de los valores obtenidos por el método del valor residual	166
3.3.	Provisión de agua para uso doméstico	169
3.3.1.	Introducción	169
3.3.2.	Metodología	169
3.4.	Provisión de agua para uso industrial	178
3.5.	Provisión de agua para uso hidroeléctrico	187
3.5.1.	Introducción	187
3.5.2.	Metodología	188
3.5.3.	Valor del servicio por centrales hidroeléctricas	199
3.5.4	Resultados	201
4	Servicios recreativos	209

4.1. Introducción	210
4.1.1. Definición del servicio en VANE	210
4.1.2. Importancia de los servicios recreativos en España	211
4.1.3. Metodologías de valoración	211
4.2. Uso recreativo del activo zona costera para la población residente. El caso de estudio de la Bahía de Santa Ponça	216
4.2.1. Definición del servicio en la zona de estudio	216
4.2.2. Metodología de valoración	216
4.2.3. Diseño de la aplicación empírica	218
4.2.4. Estimación y resultados	220
4.2.5. Transferencia del valor de uso recreativo de la Bahía de Santa Ponça al resto de municipios costeros del litoral español	227
4.2.6. Valor de uso turístico-recreativo del activo zona costera	236
4.3. Uso recreativo del activo bosque	299
4.3.1. Definición del servicio	299
4.4. El servicio recreativo en los espacios naturales protegidos	314
4.4.1. Introducción	314
4.4.2. Estimación del número de visitantes a espacios protegidos en España	314
4.5. Uso recreativo de zonas de alta montaña y roquedos	322
4.5.1. Definición del servicio	322
4.5.2. Metodología de valoración y resultados preliminares	324
4.5.3. Asignación territorial del servicio	326
5. Caza y pesca recreativas	331
5.1. Introducción	332
5.1.1. Definición del servicio	332
5.1.2. Importancia del servicio en España	332
5.1.3. Revisión de metodologías	334
5.2. Caza mayor y menor en zona de bosque	337
5.2.1. Definición del servicio	337
5.2.2. Valoración del servicio	338
5.3. Pesca recreativa en aguas continentales	359
5.3.1. Métodos de valoración de la pesca deportiva	359
5.3.2. Aproximaciones a la valoración del servicio en VANE	360
5.3.3. Dificultades para la asignación de valores al territorio	365
6. Control de la erosión	368
6.1. Introducción	369
6.1.1. Definición del servicio	369
6.1.2. Importancia del servicio en España	369
6.1.3. Revisión de metodologías	370
6.2. Control de la erosión en el activo bosque	377
6.2.1. Definición del servicio en el activo bosque	377
6.2.2. Metodología de valoración	377
6.2.3. Resultados y asignación del valor al territorio	380
6.3. Control de la erosión in situ en zonas agrícolas y pastizales	382
6.4. Transferencia de valores de las pérdidas de suelo evitada a provincias sin INES	391
7. Tratamiento de vertidos (autodepuración de las aguas)	395
7.1. Introducción	396
7.2. Metodología.	398
7.3. Tratamiento de vertidos por las aguas continentales	404
7.4. Tratamiento de vertidos por las aguas marinas	409
8. Fijación de carbono	413

8.1. Introducción	414
8.1.1. Flujos anuales y stock de carbono en los ecosistemas terrestres y marinos	414
8.1.2. El ciclo global del C: ¿dónde se almacena el C en los ecosistemas?	415
8.1.3. El tiempo de residencia medio y nivel de saturación del C en los ecosistemas	417
8.1.4. Una aproximación a las metodologías de estudio: ¿se compara lo mismo?	419
8.2. Captura de carbono en bosques	427
8.2.1. Definición del servicio	427
8.2.2. Valoración del servicio	427
8.3. Captura de carbono en mares y océanos	431
8.4. Captura de carbono en turberas	435
8.5. Captura de carbono en suelo agrícola y pastizales	439
9 Conservación de diversidad biológica	452
9.1. Introducción	453
9.1.1. Definición del servicio	453
9.1.2. Importancia del servicio en España	454
9.1.3. Revisión de metodologías	456
9.2. El valor del servicio de la conservación de la diversidad biológica en España	458
9.2.1. Los costes de protección de la naturaleza como aproximación a los valores de no uso	458
9.2.2. Los costes de gestión los espacios naturales protegidas	458
9.3. La conservación de la diversidad biológica en el activo suelo agrícola y pastizales	470
9.3.1. Descripción del servicio: la multifuncionalidad en la agricultura	470
9.3.2. Metodologías para la estimación del valor de no uso del activo suelo agrícola y pasto	470
9.3.3. Resultados y asignación del valor al territorio	471
10 Conclusiones	481
10.1. Valores comerciales vs. valores ambientales: el uso óptimo del territorio	484
10.2. Consistencia microeconómica de las estimaciones	487
10.3. Posibilidades de agregación de resultados	490
10.4. La utilidad de las estimaciones en un contexto de análisis coste-beneficio para la toma de decisiones sobre ordenación del territorio	492

Apendice: Actualizaciones

1· Introducción

1.1 · La valoración de los servicios de los ecosistemas: revisión bibliográfica y principios generales

1.1.1. *Justificación y definiciones previas*

Es cada vez más patente la importancia de la Biosfera como fuente de una amplia colección de funciones clave para generar unas condiciones de vida adecuadas y sostener los niveles de bienestar que disfrutaban las sociedades. Se percibe ampliamente un aumento sostenido en la presión sobre los activos naturales y los servicios prestados por los mismos, como consecuencia de los cambios en los patrones de producción y consumo y del crecimiento continuado de la población mundial, como algunas estimaciones de carácter global apuntaban ya a finales del siglo XX (Vitousek *et al.*, 1986; 1997; Postel *et al.*, 1996; May y Tregonning, 1998)¹ y la Evaluación de Ecosistemas del Milenio ha puesto claramente de manifiesto en fechas recientes. En concreto, algunas de las conclusiones de su informe de síntesis (MEA, 2005) establecen lo siguiente:

- Los seres humanos han modificado los ecosistemas a mayor velocidad e intensidad en los últimos 50 años que en cualquier otro periodo de su historia, como algunos indicadores ilustran. Así, se transformó más superficie en tierra agrícola en los treinta años siguientes a 1950 que entre 1700 y 1850, o que la mitad de cantidad total de fertilizantes nitrogenados sintetizados desde 1913 han sido utilizados desde 1985. En la actualidad, entre el 10% y el 30% de las especies de mamíferos, aves y anfibios están bajo algún tipo de amenaza de extinción.
- La transformación de los ecosistemas ha contribuido sustancialmente al desarrollo económico y a la mejora de las condiciones de vida pero no ha podido hacerse sin evitar una serie creciente de impactos ambientales. De los analizados, tan sólo cuatro servicios han aumentado sus niveles de provisión (producción agrícola, ganadera y de la acuicultura y captura de carbono atmosférico), mientras que dos servicios – provisión de agua dulce y pesca – están probablemente siendo utilizados de forma no sostenible.
- Las condiciones de degradación de los servicios de los ecosistemas aumentará de forma significativa en la primera mitad de este siglo y constituye una barrera para la consecución de los Objetivos de Desarrollo del Milenio de Naciones Unidas.

¹ De acuerdo con Vitousek *et al.* (1986), la especie humana estaría capturando en torno al 50% de la producción primaria neta del globo. Una ampliación de esas estimaciones afirma que entre un tercio y la mitad de la superficie de la tierra ha sido transformada por la acción humana, que las concentraciones atmosféricas de CO₂ han aumentado un 30% desde el comienzo de la Revolución Industrial, que la especie humana es ya el principal agente fijador de nitrógeno, que más de la mitad del agua dulce superficial está siendo utilizada con fines económicos y que cerca de una cuarta parte de las especies de aves del planeta han sido extinguidas por el ser humano (Vitousek *et al.*, 1997). Postel *et al.* (1996) estiman que la humanidad está empleando el 26% de la evapotranspiración y el 54% de la escorrentía globales para satisfacer sus necesidades. Por su parte, May y Tregonning (1998) estiman que la tasa de extinción global de especies podría haber aumentado hasta cuatro órdenes de magnitud en décadas recientes.

Esa percepción no es resultado único de un cambio de mentalidad, sino del hecho de que cada vez es más explícita la relación de dependencia entre los niveles de bienestar de una sociedad con los parámetros de calidad ambiental del medio habitado. En ese proceso ha ido tomando forma y generándose un cuerpo de conocimiento articulado en torno al estudio de los bienes y servicios que proporcionan los ecosistemas. Éstos abarcan un rango amplio de beneficios, desde la generación de materias primas hasta la provisión de hábitats de especies emblemáticas, que son demandados por las personas (en cuanto que consumidores y ciudadanos) y que contribuyen de forma efectiva a la satisfacción de sus necesidades y deseos. Aunque el término había aparecido con antelación (King 1966; Helliwell 1969, en MEA, 2003), no es hasta la década de los años noventa del siglo pasado cuando se empieza a trabajar de forma más sistemática con estas ideas y aparecen las primeras definiciones reseñables como la de Daly (1997) o Costanza *et al.* (1997), que ya establecía por ejemplo la diferencia entre funciones y servicios de los ecosistemas: “las funciones de los ecosistemas se refieren a la variedad de propiedades biológicas, sistemas y hábitats. Los bienes de los ecosistemas (como los alimentos) y los servicios de los ecosistemas (como la asimilación de residuos) representan los beneficios que las poblaciones humanas derivan, directa o indirectamente, de las funciones de los ecosistemas. Por conveniencia, al hablar de ‘servicios de los ecosistemas’ estaremos refiriéndonos tanto a los bienes como a los servicios de los ecosistemas” (Costanza *et al.*, 1997, p. 253). La expresión “servicios de los ecosistemas” como palabra clave también ha sido adoptada por la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2003) y, por conveniencia, se ha tomado también como concepto central de la terminología del proyecto VANE. Como elementos de contraste, puede mencionarse en este punto que otros autores hablan también de “beneficios de la naturaleza” o de “servicios de la naturaleza” (Cork y Shelton, 2000) o la reciente crítica de Boyd y Banzhaf (2007), quienes consideran que bajo esta expresión se esconden varios significados y medidas diferentes y proponen una definición ajustada a la corrección del PIB con criterios ambientales². Paralelamente, el desarrollo de esquemas de pagos por servicios ambientales ha popularizado una expresión equivalente (“servicios ambientales”) vinculada a proyectos con un carácter más aplicado (Pagiola *et al.*, 2007; Kosoy *et al.*, 2007; Zbinden y Lee, 2005).

Por último, es necesario hacer referencia al término de “activos naturales” aunque sólo sea por el hecho de que es parte constituyente del título del proyecto. Por activo se entiende todo aquello que genera un flujo de rentas para su poseedor, con base en la utilidad que proporciona su posesión³ y, considerando a la sociedad en su conjunto (como es el propósito de este proyecto), todos aquellos elementos que permiten satisfacer los deseos y necesidades de las personas, por lo que, en este contexto, el

² La propuesta de Boyd y Banzhaf (2007, p. 619) es la siguiente: “los servicios finales de los ecosistemas son componentes de la naturaleza directa o indirectamente aprovechados o utilizados para obtener bienestar por el ser humano”. Esta definición se diferencia de las más convencionales (y menos precisas) en que enfatiza el carácter de uso final de los servicios para asegurar su correcta introducción en la estructura contable del PIB, por lo que, en la práctica, los servicios de regulación no serían objeto de estudio, en la medida que son insumos intermedios necesarios para la producción final de bienes y servicios. Esta cuestión se trata de forma más específica en el epígrafe 1.3.2.

³ El derecho de propiedad referido debe entenderse como un derecho de uso y aprovechamiento de los activos, incluso aquellos como los ríos y costas, que tienen carácter de bien público.

significado de activo natural no está lejos del de capital natural. El apelativo “natural” debe interpretarse en sentido amplio, dado que muy pocas partes del territorio de España están funcionando de forma parecida a como lo harían en ausencia de la especie humana, si bien en este caso se sigue el criterio adoptado por Costanza *et al.* (1997) de considerar en su ejercicio tanto los ecosistemas naturales como los modificados. En resumen, en el proyecto VANE se empleará por conveniencia el término “activo natural” para referirse tanto a ecosistemas no transformados como a los transformados (a excepción de los que puedan ocupar suelo urbanizado), en la medida en que genera servicios para los cuales es posible identificar un valor. Además, dado que uno de los objetivos específicos de este proyecto es asignar cifras de valor económico al territorio, términos como “coberturas”, “usos del suelo” y otros relacionados estarán empleándose para enfatizar el carácter espacial de esos activos o ecosistemas y, en general, del ejercicio de valoración.

1.1.2. La valoración de los servicios de los ecosistemas: antecedentes bibliográficos

Constatada la gravedad de los procesos de degradación ambiental, la estimación del valor económico de los servicios de los ecosistemas cobra sentido e importancia ya que los recursos empleados (no necesariamente monetarios) en sostener o ampliar unas determinadas funciones de la Biosfera tienen un coste de oportunidad en la medida en que podrían haberse empleado en otras cuestiones también determinantes para el bienestar humano, como pueden ser las mejoras en sanidad, educación o infraestructuras, con las que compiten en la asignación de tales recursos económicos (Pagiola *et al.*, 2004). Existen, sin embargo, reticencias a la aplicación de los métodos de valoración económica como forma de estimar, tomando como numerario de referencia el bienestar expresado en unidades monetarias, la importancia de los cambios en la calidad y cantidad de las funciones prestadas por los ecosistemas. Algunas de estas críticas proceden de ámbitos ajenos al análisis económico, como sería el caso del reciente comentario de McCauley (2006) en la revista *Nature*, para quien, independientemente del uso que puedan tener los servicios de los ecosistemas, la naturaleza tiene en sí misma un valor intrínseco que es primordial. Otros autores prefieren buscar el valor en la medida de elementos o recursos como la energía, tal como sucede con la denominada “teoría energética del valor”, que toma la energía solar como unidad de referencia (Farber *et al.*, 2002). Y otras posturas igualmente contrarias a la valoración por medidas de bienestar individual argumentan, basándose en los principios microeconómicos de la valoración, que la noción de satisfacción de preferencias individuales, sobre la que se basa la economía del bienestar y otras disciplinas derivadas, debe ser revisada por la incapacidad de la teoría económica de trazar con precisión la relación entre preferencias y elecciones y, por tanto, de describir el comportamiento de los individuos (Sagoff, 2003; 2005).

Sin perder de vista estas anotaciones críticas, existe un cierto consenso en torno a la idea de que disponer de información sobre el valor económico de los servicios de los ecosistemas puede ayudar a frenar en alguna medida los procesos de destrucción de *capital natural*, y ser aplicada en la gestión de recursos (Reid, 2006). Eso probablemente explica la repercusión del ampliamente difundido y comentado artículo de Costanza *et*

al. (1997), un trabajo de referencia para un ejercicio de las características del proyecto VANE. El artículo trata de estimar la contribución al bienestar del capital natural por medio de una matriz de 17 servicios de los ecosistemas que, potencialmente, podrían estar siendo producidos por 16 biomas diferentes. El valor unitario de aquellos servicios para los que existía información se obtuvo por medio de un meta-análisis que recogía una extensa revisión bibliográfica y algunos cálculos propios, de manera que el valor agregado de la Biosfera, en el momento de realización del estudio, estaba comprendido en un rango de entre 16 y 54 (con una media de 33) billones (10^{12}) de dólares de 1994 al año (cifra contrastada con la de 18 billones de dólares del Producto Nacional Bruto global), si bien los propios autores advierten que su objetivo, además de ofrecer una aproximación de primer orden a esa magnitud era “plantear un marco de análisis para investigaciones futuras, señalar vacíos de información y estimular el debate y la investigación” (Costanza *et al.* 1997, p. 253). Prueba de su impacto es que, poco después de su aparición, la revista *Ecological Economics* le dedicó un número monográfico (volumen 25, número 1, de abril de 1998), con una reimpresión del artículo y una serie larga de comentarios firmados por diversos autores que iban desde “aquellos que básicamente están de acuerdo con que este trabajo es importante [...] hasta aquellos que cuestionan la misma racionalidad del ejercicio de valoración o que ponen en duda la validez de los métodos empleados” (Costanza, 1998, p. 1). Precisamente, la expresión de los resultados en términos de valor total de los servicios de los ecosistemas (y su comparación con cifras de renta nacional global agregada para un año concreto) es la parte que posteriormente ha concentrado una buena parte de las críticas, ya que se argumenta que un ejercicio de ese tipo no tiene significado económico (Pearce y Pearce, 2001; Pagiola *et al.*, 2004). Y ello básicamente porque el contexto apropiado para este tipo de trabajos es la estimación del valor de un cambio discreto en la provisión de servicios de los ecosistemas debido a la variación en las condiciones o extensión de dicho activo.

Sin perder de vista estas consideraciones, puede ponerse de relieve que, frente a estudios más convencionales y localizados en un espacio y/o servicio concreto, el trabajo de Costanza *et al.* (1997) se caracterizaba por tratar múltiples servicios de los ecosistemas a una escala de poco detalle. De hecho, quizás su importancia radica en que es el primer y casi único ejemplo a escala global (en realidad, la escala de menor detalle posible). Sin embargo, pueden encontrarse trabajos anteriores que ya habían abierto esta línea de investigación y cuyas estimaciones fueron en ocasiones empleadas como información de base. Uno de los primeros es probablemente el de Peters *et al.* (1989), sobre el bosque tropical húmedo amazónico, que trataba de poner de relieve los beneficios diferentes de la extracción de madera en ese ecosistema y que fue ampliamente criticado con posterioridad (Pearce, 1996; Sheil y Wunders, 2002). En esa misma línea de ambientes tropicales cabe señalar el estudio del valor económico total⁴ de los bosques en México de Adger *et al.* (1995), y, a una escala de mayor detalle, el

⁴ El valor económico total (Randall y Stoll, 1983), una expresión frecuente en la literatura sobre valoración de servicios de los ecosistemas, es un esquema de clasificación de los diversos valores que proporcionan los ecosistemas con las siguientes categorías básicas: valores de uso directo (consuntivo y no consuntivo), valores de uso indirecto, valores de opción y valores de no uso. Aplicaciones extendidas de esta teoría son los trabajos de Pearce y Moran (1994 y 1998) sobre valoración de la biodiversidad.

estudio de Eade y Moran (1996) sobre valoración del área protegida de Río Bravo (Belice), pionero por el empleo de sistemas de información geográfica (SIG), lo que permitió a sus autores ofrecer resultados referidos a celdas georreferenciadas de 50 por 50 metros que describían toda la extensión analizada. A escala global, pero sin la intención de ofrecer valores referidos a una unidad de superficie, el trabajo sobre los beneficios de la biodiversidad de Pimentel *et al.* (1995) constituye probablemente un antecedente directo de Costanza *et al.* (1997).

Tras la publicación de este artículo seminal, la línea de investigación ha seguido consolidándose y ampliándose. El propio Costanza ha participado en posteriores extensiones de su artículo seminal como Sutton y Costanza (2002), en el que a los resultados del trabajo de 1997, añadía una cartografía del PIB del mundo basada en la energía lumínica capturada por imágenes de satélite nocturnas, para calcular lo que se denominaba “subtotal de producción ecológica-económica”, y que permitiría determinar la importancia relativa de los servicios de los ecosistemas frente a los bienes y servicios producidos. Además, en la actualidad, el propio Costanza colabora con el proyecto EcoValue⁵ de la Universidad de Vermont y el *Gund Institute for Ecological Economics*, que utiliza la misma técnica de transferencia de resultados, sobre una base de datos de estudios locales con valores representativos para zonas templadas de Estados Unidos y Europa, que fuera aplicada por Costanza *et al.* (1997). Entre los resultados generados por esta iniciativa, cabe destacar el artículo de Troy y Wilson (2006), en el que se plantean algunos principios básicos para la denominada “transferencia de resultados espacialmente explícita” y se aborda el empleo de sistemas de información geográfica como base para ofrecer estimaciones con significación territorial. Otras derivaciones del artículo de Costanza *et al.* (1997) son las de Kreuter *et al.* (2001) y Zhao *et al.* (2004), en las que se estima el impacto sobre el bienestar debido a cambios en el uso del suelo (urbanización de superficie agrícola o forestal) o el trabajo de evaluación económica de un proyecto de restauración de humedales de Tong *et al.* (2007).

Ya fuera de la órbita de los resultados de meta-análisis de Costanza *et al.* (1997) y el artículo de *Nature*, cabe mencionar otros ejercicios con carácter ilustrativo, como Guo *et al.* (2001) o Hein *et al.* (2005), y con carácter aplicado, la estimación –también por medio de meta-análisis– del valor económico total de la deforestación del Amazonas entre 1978 y 1993 de Torras (2000) y, a escala de más detalle, el análisis coste-beneficio de tres alternativas de desarrollo en el monte Camerún (Yaron, 2001) y otros ejercicios aplicados recogidos por Turner *et al.* (2003), la cuantificación económica del impacto de cambio de usos del suelo ocurrido en la provincia china de Pingbian Miao (Ren-Qiang *et al.*, 2006) y la evaluación espacial de costes y beneficios de la conservación de la Reserva de la Biosfera del bosque Mbaracayu (Paraguay) de Naidoo y Ricketts (2006). Más cercano es el proyecto MEDFOREX (*MEDiterranean FORest EXternalities*)⁶, una iniciativa encaminada a descubrir el valor de las externalidades (en el sentido en este caso de beneficios proporcionados según el esquema del valor

⁵ Proyecto EcoValue. [URL: <http://ecovalue.uvm.edu/evp/default.asp>]

⁶ Proyecto MEDFOREX. [URL: <http://www.medforex.net/>]

económico total) de los bosques mediterráneos de países del sur de Europa, Oriente medio y norte de África, (Merlo y Croitoru, 2005; Croitoru, 2007). Ya en España, investigadores del Instituto de Economía y Geografía del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) han elaborado como marco de análisis las Cuentas Económicas Agroforestales (CAF), una propuesta propia, lanzada en paralelo al sistema IEEAF (*Integrated Environmental and Economic Accounting for Forests*) del grupo de trabajo en cuentas ambientales de la Unión Europea, que pretende superar las deficiencias del sistema normalizado de contabilidad nacional (ESA-95). El CAF toma como fundamento teórico el concepto de renta *hicksiana* y aborda la valoración de rentas comerciales y ambientales (Campos y Caparrós, 2006; Caparrós *et al.*, 2003; Caparrós *et al.*, 2001), en ejercicios con enfoque y metodología (aunque no escala y dimensiones) comparables a VANE. En síntesis, puede apreciarse a grandes rasgos una evolución desde el carácter descriptivo de los primeros trabajos hacia una mayor sofisticación e interés por aplicar el concepto de (valor de) los servicios de los ecosistemas a la evaluación de los impactos producidos por la modificación del territorio.

Por último pero no menos importante, es necesario hacer referencia en esta revisión de antecedentes a la ya mencionada Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, por sus siglas en inglés)⁷, una iniciativa promovida por un conjunto de agencias de Naciones Unidas y otras organizaciones internacionales, cuyo objetivo ha sido evaluar el estado y evolución de los ecosistemas del mundo al inicio del tercer milenio. Si bien el énfasis de este trabajo está en la descripción, evaluación cualitativa y previsión de tendencias futuras (la valoración económica se aborda de manera cualitativa), la idea de que los servicios ambientales contribuyen de forma clara a garantizar la supervivencia y los niveles de bienestar de las sociedades ha quedado definitivamente establecida. Además, llama la atención sobre la evolución negativa a escala global de los niveles de provisión de muchos de estos servicios como consecuencia de un aumento sostenido de la presión sobre los ecosistemas que los generan. De alguna manera, el MEA ha contribuido de forma importante a definir la trama institucional necesaria para justificar los esfuerzos por cuantificar económicamente la contribución de los activos naturales al bienestar humano.

⁷ *Millenium Ecosystem Assessment*. [URL: <http://www.maweb.org/en/index.aspx>]

1.2 El ejercicio de valoración de VANE: objetivos y particularidades

Es claro, como muestra la revisión bibliográfica previa, que el proyecto de valoración de los activos naturales de España no es único en su género, sino que está vinculado a una línea de investigación consolidada y de actualidad. A pesar de eso, el proyecto VANE es único en dicho ámbito ya que no existe, dado el conocimiento que se tiene de la literatura hasta el momento, ningún trabajo que trate de valorar los servicios de los ecosistemas a escala nacional con el grado de detalle y atención a las particularidades del territorio empleado en el ejercicio.

En cuanto que proyecto de investigación, el proyecto VANE presenta como señas de identidad:

- Los resultados de valor atribuibles a los activos naturales se ofrecen en unidades de euros por hectárea y año, una unidad de flujo de valor económico habitual en la literatura. Frente a ejercicios de valoración que incorporan consideraciones espaciales, la elección de esta unidad de medida implica tomar decisiones al menos sobre la forma en que se asignan los valores estimados al territorio (epígrafe 1.4) y sobre el significado y forma de agregación de los resultados obtenidos. Como resultado de ello, el proyecto también reflexiona sobre cuestiones conceptuales y metodológicas que, como las dos mencionadas, aún son temas de discusión abierta, dado el estado del conocimiento actual.
- A diferencia de otros trabajos que siguen la línea iniciada por Costanza *et al.*, 1997 (Torras, 2000; Troy y Wilson, 2006; proyecto EcoValue), el ejercicio no consiste en una transferencia de resultados basada en una revisión meta-analítica de estudios de valoración puntuales, sino en el diseño de metodologías de valoración (entre las que la transferencia de resultados es una opción), adaptadas al ámbito y escala del estudio (la superficie terrestre y oceánica de España), de una serie de servicios generados por ecosistemas tipo. Se considera que este enfoque es más correcto y representa mejor la realidad estudiada.
- Por esta razón, el proyecto ha aspirado a manejar toda aquella información estadística y cartográfica accesible sobre el estado y evolución de los activos naturales de España, reconociendo que las metodologías de valoración económica pueden ofrecer información tanto más de interés cuantos más datos descriptores de los servicios de los ecosistemas haya disponibles. La obtención de resultados y conclusiones se ha llevado a cabo a través de un enfoque de aproximaciones sucesivas: en una primera fase del proyecto se ofrecieron resultados para zonas de estudio o áreas piloto; en una segunda etapa, el proyecto ofrece resultados al mayor nivel de detalle que, con criterios racionales, permita la información de base y las metodologías de valoración económica existentes.

No se contempla de forma explícita el uso de los resultados obtenidos del proyecto VANE, si bien es lógico suponer puedan ser prudentemente aplicados, por ejemplo, a la

corrección de indicadores macroeconómicos (Torras, 2000; Campos y Caparrós, 2006) o la modificación de la contabilidad nacional (Boyd y Banzhaf, 2007), la evaluación de políticas de protección del territorio (Naidoo y Adamowicz, 2005; Naidoo y Ricketts, 2006), el análisis de rentabilidad económica para la planificación o toma de decisiones con carácter territorial (Yaron, 2001; Turner et al, 2003) o la estimación de impactos sobre el bienestar que son el resultado del cambio en la distribución territorial de usos de suelo (Kreuter *et al.*, 2001; Ren-Qiang *et al.*, 2006; Zhao *et al.* (2004). El proyecto VANE es similar, por tanto, a estudios más ilustrativos como Guo *et al.* (2001), Hein *et al.* (2005), (Troy y Wilson, 2006) o incluso Costanza *et al.* (1997), y apunta a un posterior desarrollo en el que los resultados y conclusiones del ejercicio pueden servir como cifras orientativas y metodologías de referencia en España.

1.3 · Cuestiones transversales

1.3.1. Los límites del ejercicio de valoración: la frontera entre lo artificial y lo natural

La definición del objeto de estudio del ejercicio de valoración exige no sólo tomar decisiones referentes a los servicios de los ecosistemas que se van a valorar y el ámbito territorial a analizar, sino también sobre hasta qué punto se considera que una parcela del territorio sigue siendo un activo natural (entendida esta propiedad en sentido laxo, como se proponía en el epígrafe 1.1.1), es decir, hasta qué punto la intervención humana respeta el funcionamiento de ciertos procesos del ecosistema que son el origen de los servicios. Estas consideraciones tienen sentido en la medida que hay ciertos servicios que ocurren prácticamente sin intervención del ser humano, como los de regulación o valores de uso indirecto (captura de carbono, control de la erosión, tratamiento de residuos), pero otros (producción de alimento y materias primas, provisión de agua, servicios recreativos) necesitan la participación humana o la aportación de capital artificial para su aprovechamiento efectivo.

No es muy frecuente encontrar menciones explícitas a estas observaciones en la literatura. Sin embargo, puede comprobarse que la literatura sitúa la frontera de lo natural en los agro-ecosistemas, de manera que espacios más transformados por el ser humano quedan normalmente fuera del ámbito de valoración (así, Costanza *et al.*, 1997, incluyeron en su meta-análisis las zonas urbanas para después afirmar que estos espacios sólo son capaces de proporcionar servicios recreativos y una ambigua categoría de “servicios culturales”). Además, trabajos como los de Kreuter *et al.* (2001) y Zhao *et al.* (2004) ponen de manifiesto que la utilidad de este tipo de valoraciones de los ecosistemas reside precisamente en la cuantificación de las pérdidas de bienestar debidas a la expansión de las superficies artificiales a costa de los ecosistemas *naturales*.

Recogiendo estas ideas, se ha tomado la decisión de valorar únicamente las coberturas naturales o seminaturales, es decir, todas aquellas unidades de la cartografía de referencia que no se hallen en su mayor extensión construidas o urbanizadas y cuya principal fuente de valor se encuentre en los procesos de los ecosistemas (sin los cuales el servicio no tendría lugar), aunque éstos se encuentren más o menos modificados por el aprovechamiento económico de los recursos. Esto elimina de forma automática las superficies artificiales que recogen tanto zonas urbanas y periurbanas como vías de comunicación, zonas de extracción minera, escombreras y vertederos. Dicho esto, se reconoce que este criterio plantea dificultades en la medida que ciertos tipos de usos de suelo pueden considerarse en la frontera entre lo natural y lo artificial. Este sería el caso, por ejemplo, de los embalses, cuya capacidad de provisión de servicios recreativos, o de provisión de agua o energía dependen casi a partes iguales tanto de la capacidad de la cuenca de hacer fluir el agua en unas determinadas condiciones hasta estas infraestructuras como a la presencia del embalse mismo, por lo que se puede afirmar que, de hecho, los servicios mencionados no podrían generarse sin ninguno de

esos dos tipos de capital natural y artificial⁸. Esto pone de relieve que puede estarse estimando de forma simultánea e indiferenciada rentas del capital natural y artificial. A este respecto, el procedimiento de calcular el valor de los servicios de producción en términos netos (esto es, descontado el coste de los recursos consumidos para su aprovechamiento) y de tomar como referencia los precios del bien extraído como insumo intermedio de un proceso de transformación más amplio (ver epígrafe 2.1.1.3) permite incorporar este efecto al análisis numérico.

1.3.2. La selección de servicios de los ecosistemas en el proyecto VANE

Para determinar los servicios de los ecosistemas que articulan el proyecto se ha realizado una revisión de las aportaciones previas de la literatura. Aunque muchos de los trabajos mencionados en el epígrafe 1.1.2 informan sobre las categorías que cabría encontrar en un ejercicio de valoración, pueden mencionarse algunos documentos que reflexionan de forma específica sobre esta cuestión, algo no trivial ya que, como afirman Bingham *et al.* (1995, p. 77), “la decisión sobre qué atributos de los ecosistemas se debe valorar es en sí misma parte del ejercicio de valoración”. Probablemente una de las primeras clasificaciones es la de Kellert y Clark (1991)⁹, quienes también hacen su propia propuesta. Ambas anteceden a los listados de Daly (1997) y, sobre todo, Costanza *et al.* (1997), que se caracteriza por no distinguir entre grupos de servicios y por la estrecha similitud entre los denominados servicios de los ecosistemas (la contribución concreta de los sistemas biológicos al bienestar humano) y las funciones de los ecosistemas (procesos biofísicos que sustentan a los servicios). Posteriormente, las aportaciones de de Groot (2002), Hein *et al.* (2005) y Farber *et al.* (2006) coinciden en una clasificación más elaborada con tres tipos básicos de servicios, muy en la línea de lo propuesto por la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2003) y que sintetiza la FIGURA 1: servicios de provisión, regulación y culturales. Esta iniciativa del Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, además propone una cuarta tipología de servicios denominada “de soporte” que se corresponde en parte con el valor primario de sustento de la vida de Turner *et al.* (2000). En general, y a pesar de las excepciones y de que la forma de denominar los servicios varía de unas clasificaciones a otras, puede observarse un acuerdo básico en la literatura sobre el tipo de servicios que estos trabajos manejan.

⁸ Puede pensarse igualmente que una presa localizada en el territorio al azar no sería de ninguna utilidad, así como que los servicios mencionados podrían seguir produciéndose, aunque con menor intensidad, aún en el caso de que no existiese la construcción, de manera parecida a como la tecnología e insumos empleados en la agricultura potencian la capacidad *natural* de los ecosistemas de producir alimentos o materias primas.

⁹ La clasificación de Kellert y Clark (1991) distingue entre servicios recreativos de la naturaleza al aire libre, servicios ecológicos (como el ciclado de nutrientes), servicios de existencia, servicios científicos, servicios estéticos, bienes o servicios utilitarios y servicios culturales, simbólicos, morales o históricos. Por su parte, la lista no exhaustiva de Bingham *et al.* (1995) incluiría: alimentos, fuentes de plantas medicinales, purificación de aguas, control de inundaciones, control de la erosión, captura de carbono, hábitat para especies salvajes, reserva de diversidad biológica, reciclado de nutrientes, tratamiento de contaminantes químicos, recreación y actividades al aire libre y disfrute estético, soledad y espiritualidad.

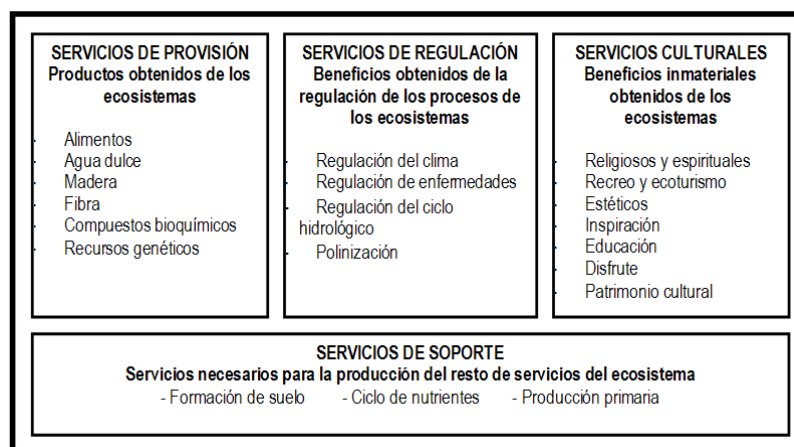


FIGURA 1: Clasificación de los servicios de los ecosistemas propuesta en la Evaluación de Ecosistemas del Milenio. Fuente: MEA (2003).

Debe señalarse en este punto la postura de Boyd y Banzhaf (2007), que abogan por distinguir entre bienes y servicios intermedios y de producción final, y sólo valorar estos últimos para evitar caer en doble contabilización de valores. Esta apreciación es algo a tener en mente en los productos y activos que tienen un precio de mercado, y que pueden estar encubriendo con tal precio el valor de otros activos (es el caso del agua en el precio de la tierra); y, especialmente, en los servicios de regulación o valores de uso indirecto, es decir, en aquellas funciones que crean las condiciones necesarias para que el resto de servicios puedan tener lugar. A este respecto, Hein *et al.* (2005) proponen que este tipo de servicios de regulación sólo sea tenido en cuenta si: i) tienen impactos fuera del espacio que está siendo analizado (lo que está íntimamente relacionado con la escala del estudio); y/o ii) si de algún modo proporcionan un beneficio directo a los habitantes del lugar objeto de estudio (como podría ser la protección contra el ruido y el polvo que proporciona un cinturón verde en una vía de comunicación rápida a un área residencial).

CUADRO 1. Listado de servicios de los ecosistemas considerados en el ejercicio de valoración

Servicio	Descripción
Producción de alimentos y materias primas	Producción de biomasa forestal y agrícola, ganadería, pesca, acuicultura y cualquier tipo de producción de seres vivos que no se extraiga con fines recreativos
Provisión de agua	Satisfacción de la demanda de agua para usos consuntivos urbanos, industriales y agrícolas
Servicios recreativos	Uso de activos naturales y de sus atributos como lugar de recreo con carácter eventual o no residencial
Caza y pesca deportiva	Captura y recogida de especies y productos vivos con fines recreativos
Control de la erosión	Retención de suelo por la cubierta vegetal frente a procesos erosivos
Tratamiento de residuos (por las aguas)	Deposición, dispersión y depuración de vertidos al medio hídrico
Captura de carbono y gases de efecto invernadero	Captura y almacenamiento de CO ₂ y otros gases de efecto invernadero
Conservación de la diversidad biológica	Valores de no uso asociados a la conservación de especies y espacios

Fuente: Elaboración propia.

Sobre esta base se ha construido el listado de servicios de los ecosistemas para el proyecto VANE, que es una propuesta *ad hoc* para este trabajo (CUADRO 1), que se desarrolla en el resto de este informe. En este listado, que refleja fundamentalmente valores de uso directo e indirecto (a excepción del servicio de conservación de la diversidad biológica), se ha tratado de adaptar a la escala y objetivos del trabajo la diversidad de tipos de servicios que muestra la literatura. Se trata de un esquema de referencia que ha sido desarrollado en función de la información disponible, de la existencia de metodologías adecuadas y de la posibilidad de ofrecer resultados numéricos consistentes.

1.3.3. Valoración de servicios y sostenibilidad. Capital natural y renta hicksiana

Una de las primeras decisiones tomadas para definir las líneas conceptuales y metodológicas básicas del proyecto VANE fue seleccionar como objetivo fundamental la obtención de resultados en unidades de flujo o de renta (referidas además a una unidad de superficie): € ha⁻¹ año⁻¹. Esto no significa que deba evitarse cualquier referencia a la perspectiva de capital o stock, con la que el concepto de renta está necesariamente ligado por medio de conceptos como el valor actualizado neto y la tasa de descuento. De hecho, la conversión de rentas (unidades flujo) a capital (unidades *stock*) y viceversa puede hacerse sin demasiados problemas, si se conoce: i) la tasa de descuento; ii) el horizonte temporal; y iii) la forma en que se distribuirán los beneficios a lo largo de ese periodo.

La dualidad flujos-stocks es equivalente a la dicotomía renta-capital, que es relevante para analizar las relaciones entre las economías y la base de recursos naturales de los países a nivel macroeconómico. Desde esta perspectiva, la renta que disfrutaban anualmente los ciudadanos de un país es producto de la combinación de diferentes tipos de capital (capital físico, capital humano, capital social, entre otros), incluido el *capital natural* (Banco Mundial, 2006). De forma generalizada, se asume que la renta es un indicador de los niveles de bienestar de que disfruta una sociedad. Sin embargo, en un contexto en el que hay evidencias de una depreciación sostenida del capital natural, esta magnitud, para ser un indicador de bienestar realista, debería tomar la forma de la renta *hicksiana*, es decir, tendría que ser equivalente al consumo máximo al que se puede aspirar durante un periodo de tiempo, manteniendo la expectativa de poder disfrutar de un nivel equivalente de consumo al final de dicho periodo en relación con el que se disfrutaba al principio (Hicks, 1939). Esta idea ha sentado la base conceptual de todo un conjunto de técnicas de corrección de la contabilidad nacional, que tratan de incorporar la depreciación del capital natural al cálculo de magnitudes macroeconómicas de renta y riqueza.

¿Qué aportan estas reflexiones a la hora de aplicar las metodologías de valoración? Por analogía entre conceptos, nos indican que valorar los activos ambientales de España a partir del flujo de servicios (renta) no informa necesariamente sobre cómo de sostenible es la intensidad de uso del capital natural, esto es, de cómo variarán en el futuro los stocks por causa de su aprovechamiento en el presente. En otras palabras, significa que la valoración de los flujos de servicios no debe perder de vista la categoría de stocks (capital que genera rentas a lo largo del tiempo) que detentan los activos

ambientales. De ese modo, un ejercicio de valoración de estas características, a la hora de valorar un activo en forma de flujo de servicios ambientales, debe tomar en consideración, de alguna manera, el hecho de que se puede estar debilitando la capacidad del activo para prestar dichos servicios en el futuro (es decir, de que se esté alterando su pauta de explotación sostenible)¹⁰. Estas consideraciones son especialmente relevantes (pero no sólo) para el servicio de producción de alimentos y materias primas, como puede verse en el epígrafe 2.1.3, que trata de manera específica su aplicación en el ejercicio.

1.3.4. Metodologías de valoración

El proyecto VANE emplea las herramientas (ya conocidas) del análisis económico para la valoración de cambios en la calidad ambiental. Así, se parte de la idea de que, en general, lo ideal es disponer de información procedente de mercados bien establecidos y funcionando con pocas distorsiones. Los precios (que actúan como señales) permiten, una vez descontados los costes de explotación del recurso, estimar una buena parte de los valores de uso directo consuntivos de un activo natural. Sin embargo, otra buena parte del valor económico de los activos se corresponde con funciones del ecosistema (fundamentalmente valores de uso indirecto), que carecen de mercado, si bien su cuantía puede derivarse de los mercados de bienes y servicios en cuya producción intervienen (por ejemplo, como ocurre con la metodología de la función de precios hedónicos, el precio de una vivienda, un bien de mercado, depende, entre otras cosas, del nivel de calidad ambiental de su entorno, para el que no existe un mercado explícito). Por eso, cuando el mercado no captura adecuadamente su valor, puede aplicarse una serie de métodos indirectos de valoración que utilizan las preferencias reveladas por los consumidores, como mecanismo para acceder al mismo. Para ello, estos métodos se apoyan en las relaciones establecidas en las funciones de producción (de bienes y servicios o, directamente, de utilidad), entre los bienes y servicios ambientales objeto de valoración y otros bienes y servicios o insumos productivos que circulan en el mercado. Estas relaciones son de complementariedad cuando el disfrute de los servicios ambientales requiere la concurrencia de otros tipos de bienes y servicios. Este sería el caso del método del coste del viaje y de la función de precios hedónicos. Por el contrario, se establecerán relaciones de sustituibilidad cuando los bienes ambientales se incorporen a la función de producción junto con otro tipo de insumos procedentes del mercado que podrían reemplazarlos (al menos hasta cierto punto). Los métodos basados en la estimación de costes evitados, los costes de reposición y en las funciones de producción estarían en esta categoría. Una descripción sintética de los métodos basados en preferencias reveladas (es decir, en la observación del comportamiento de los individuos en el mercado) incluiría, por tanto, los siguientes (MEA, 2003; Farber *et al.*, 2002; 2006; de Groot *et al.*, 2002):

¹⁰ Por ejemplo, la renta *hicksiana* es un concepto esencial en algunos trabajos del Instituto de Economía y Geografía del CSIC. Para investigadores como Campos o Caparrós, se define “la renta total social sustentable de un sistema forestal como aquel flujo (renta) de dinero (real o imputado) generado durante un periodo contable (un año) que, gastado en su totalidad en dicho ejercicio, deja al sistema forestal con el mismo fondo de riqueza económica (capital) al final del periodo contable, que el que disponía el sistema al inicio del ejercicio en términos reales, en ausencia de nuevos descubrimientos de riquezas y de transferencias netas exteriores al sistema forestal” (Campos *et al.*, 2007, p.11).

- Coste evitado: permite estimar el valor de un servicio ecológico como el coste en que habría sido necesario incurrir si ese servicio no se prestase o se hiciese en condiciones deficientes (daños a las propiedades evitados por la menor frecuencia e intensidad de inundaciones o costes de salud evitados gracias a la función de tratamiento de la contaminación del agua de los humedales).
- Coste de reposición: el valor económico del bien o servicio ecológico se estima como el coste financiero de su sustitución por medio de una tecnología creada por el ser humano (la función de depuración de aguas residuales de un humedal podría estimarse como el coste de construcción y funcionamiento de una estación de tratamiento de aguas residuales).
- Métodos basados en la función de producción: la provisión de un servicio ambiental es determinante para una función de producción de bienes y servicios, modificando por ejemplo las rentas de explotación (una mejora en la calidad del agua incrementa las capturas en un banco de pesca y por tanto las rentas de los pescadores), o para una función de producción de utilidad.
- Coste del viaje: estima, a partir de los costes de todo tipo en que debe incurrir una persona para llegar a un lugar, al valor de uso recreativo de dicho espacio (concretamente, el excedente del consumidor obtenido por una persona por visitar un espacio con valor recreativo).
- Precios hedónicos: la demanda por un servicio ecológico puede verse reflejada en el precio de un bien al que ese servicio está asociado (*ceteris paribus*), el precio de una vivienda en una zona silenciosa excederá el de una vivienda similar en una zona ruidosa (el diferencial de precios permite aislar el efecto o valor marginal del atributo “ambiente silencioso”).

Por su parte, los métodos de preferencias declaradas, en los que el individuo expresa directamente, normalmente frente a un escenario hipotético pero creíble, sus propias preferencias, tratan de acceder al valor de los servicios cuando no es posible determinar la relación entre la valoración que hace una persona de un bien o servicio ambiental objetivo y el comportamiento en mercados reales de los bienes y servicios con los que está relacionado dicho bien o servicio objetivo (como sí ocurre con los métodos de preferencias reveladas). Estas metodologías están orientadas fundamentalmente al descubrimiento de valores de no uso y de valores basados en el reconocimiento explícito de un derecho previo sobre el activo objeto de valoración. La más representativa es la valoración contingente (Hanemann, 1984; Mitchell y Carson, 1989; Carson *et al.*, 1992), una herramienta que trata de descubrir la disposición a pagar o la compensación exigida de una persona por la variación en las condiciones de un activo (una encuesta de valoración contingente permitiría, en teoría, aproximarse a ese valor preguntando directamente por la cantidad monetaria que estaría dispuesto a percibir o desembolsar un encuestado enfrentado a una situación hipotética). La valoración contingente puede presentarse como un caso particular de un modelo de utilidad aleatoria, que de forma específica propone la realización de experimentos de elección (entre los cuales, la valoración contingente sería una opción) para modelizar la importancia (utilidad marginal) que conceden los consumidores, a la hora de tomar una decisión, a ciertos atributos o características de los bienes y servicios, entre los que

pueden estar las funciones ecológicas asociadas a dichos bienes o servicios (Hanley *et al.*, 1998).

Las metodologías que han sido presentadas están diseñadas para su aplicación a escalas de detalle, pero el ejercicio VANE trata de estimar la aportación neta al bienestar del conjunto de los ecosistemas españoles, no siendo viable la valoración de cada unidad de superficie atendiendo a sus características particulares. Esta dificultad no es nueva en el ámbito de la valoración económica: la denominada transferencia de resultados es la técnica a emplear para trascender la especificidad geográfica de valores estimados en ejercicios concretos. Aunque en ocasiones se defina como uno más de los métodos de valoración de la calidad ambiental, lo cierto es que se trata más bien de una herramienta complementaria al meta-análisis. Consiste en una transposición del valor monetario de un activo o función que ha sido determinado empíricamente en una localización concreta (lugar de origen) a una localización alternativa o lugar de destino de los valores que se desean transferir. Estas técnicas han ganado interés en la medida en que son coste-efectivas (permitirían emplear repetidamente los resultados de un único ejercicio en aquellos lugares donde las condiciones lo permitan) y su desarrollo ha estado ligado al uso del análisis coste-beneficio como herramienta para informar decisiones de carácter público (Brouwer *et al.*, 2000).

Son varias las formas que puede adoptar una transferencia de resultados, de manera que las tres variantes que se presentan a continuación son los referentes en un continuo de posibilidades que van desde una transposición simple de valores entre dos localizaciones distintas, hasta sofisticados modelos que tratan de tomar en consideración de forma sistemática las diferencias existentes entre los lugares de origen y de destino. Sin embargo, a pesar de lo que pudiera pensarse a priori, no siempre un mayor grado de sofisticación implica un mayor éxito en la transferencia (Bateman *et al.*, 2000). De lo más simple a lo más complejo, las tres posibilidades que maneja la literatura son (Hanley *et al.*, 2006):

- Transferencia de valores unitarios no ajustados: la más simple de las tres alternativas, consiste en la aplicación del valor estimado en un cierto lugar de origen (extraído habitualmente de un estudio de meta-análisis) al lugar de destino para el que se requiere dicha estimación. En la práctica se suelen transponer la media o la mediana de los valores objetivo. Por su sencillez, esta técnica es atractiva, pero –al menos en teoría– su alcance sería limitado, ya que no hace frente a la diferencia de condiciones existentes entre los lugares de origen y destino. Se argumenta que sería necesario tener en cuenta las siguientes fuentes de error: i) diferencias en las características socioeconómicas de las poblaciones; ii) diferencias en las características biofísicas de lugares y activos; iii) diferencias en los cambios en las condiciones de los activos; y iv) diferencias en las condiciones de mercado que rodean a cada uno de los activos (por ejemplo, los sustitutivos de los lugares de origen y destino).
- Transferencia de valores unitarios ajustados: tiene en cuenta la variabilidad de las condiciones entre los lugares de origen y destino. Es posible distinguir tres tipos de ajuste. En primer lugar, el denominado “juicio de expertos” consiste en

tomar en cuenta opiniones cualificadas para orientar la transferencia de valores. En segundo lugar, la técnica de identificación de submuestras transferibles busca, en el conjunto de toda la muestra de donde proceden los valores que se quieren trasponer, el subconjunto de individuos cuyas características personales (edad, renta, tipo de usuario, etc.) sean asimilables a las características de la población del lugar de destino.

- Transferencia de funciones: esta opción permite incorporar de forma más sofisticada las diferencias existentes entre los lugares de origen y destino. Una función de transferencia de resultados consiste en una regresión que explica las variaciones entre las disposiciones a pagar o las preferencias entre individuos a partir de las diferencias entre los factores socioeconómicos y, en ocasiones, de las características biofísicas de los activos. Es más compleja que la transposición de escalares de las dos alternativas anteriores y ha sido señalada como la solución más robusta a un problema de transferencia de resultados (Kirchoff *et al.*, 1997).

Como se puso de manifiesto en el epígrafe 1.2, este ejercicio de valoración se diferencia de la línea de Costanza *et al.* (1997) en que no se persigue hacer una revisión bibliográfica amplia para encontrar valores promedio (una transferencia de escalares, en definitiva), aunque debe reconocerse que esta técnica de meta-análisis puede ser especialmente útil en aquellos casos en los que no exista una mejor alternativa posible. Hay autores que rechazan, en todo caso, que la transferencia de resultados pueda ser una herramienta de utilidad, incluso en esas circunstancias, por la magnitud de los errores que conllevan (Bergland, 1995; Barton, 2002; Rozan, 2004), aunque se argumenta al respecto que “es posible que los estándares de precisión que requieren los trabajos académicos excedan aquellos considerados como tolerables por los tomadores de decisiones” (Hanley *et al.*, 2006, p. 185), lo que explicaría su uso continuado en diversos ámbitos.

1.4 · Aspectos espaciales: la asignación de valores al territorio

Las funciones naturales que sustentan los servicios de los ecosistemas son procesos que no ocurren en el vacío, sino espacialmente vinculados a partes concretas del territorio. Esta propiedad explica la concentración de servicios (y, por tanto, de valor) en ciertas localizaciones y, además, que los activos naturales que los generan (un banco de peces, un humedal o un bosque especialmente atractivo) se encuentran inevitablemente fijados a ciertas regiones del espacio. Así, tiene sentido pensar, de acuerdo con Boyd y Banzhaf (2007, p. 622), en “el significado espacial tanto de la escasez de servicios de los ecosistemas como de la existencia de bienes complementarios y sustitutivos a los mismos”. Por esa razón, prosiguen estos autores, “si los beneficios que proporcionan están sujetos a cuantificación y son especialmente explícitos, las unidades en que se expresa el servicio también deben ser espacialmente explícitas”. Si además se tiene en cuenta que el valor unitario de dichos servicios depende de las preferencias de las personas (también sujetas a variaciones regionales de renta, actitudes, percepciones, prácticas culturales, etc.), puede decirse que la introducción explícita del componente geográfico hace que el ejercicio de valoración sea más representativo de la realidad estudiada y justifica la unidad de referencia en que se expresan los resultados ($\text{€ ha}^{-1} \text{año}^{-1}$). Esto constituye uno de los elementos distintivos del proyecto VANE y es también una de las cuestiones transversales del proyecto que, dada su relevancia, se ha preferido tratar en este epígrafe independiente.

El hecho de que se haya vinculado explícitamente la valoración a una base cartográfica de coberturas de suelo y que los resultados a ofrecer estén referidos a una unidad espacial, condiciona, cuando no determina, la forma en que deben emplearse las metodologías de valoración. A este respecto, se ha argumentado que la valoración económica adolece de una dimensión geográfica y que falla en apreciar suficientemente la variabilidad del espacio (Brazee y Southgate, 1992; Eade y Moran, 1996). Sin embargo, y a pesar de que en ocasiones los resultados de este tipo de investigaciones están ciertamente desvinculados de la realidad geográfica que representan, o proceden de metodologías que han simplificado en gran medida la variabilidad geográfica del espacio estudiado¹¹, la valoración económica de los cambios en la calidad ambiental sí incorpora de forma más o menos implícita las cuestiones espaciales. Los métodos de coste de viaje y de precios hedónicos son claros ejemplos de ello, y en general, en la medida en que lo que se estima son los cambios en el bienestar percibidos por grupos concretos de personas (físicamente vinculados a un territorio), no se puede decir que la valoración está totalmente desligada de la realidad geográfica que estudia. El desarrollo de la vertiente geográfica de estos métodos ha estado ligado al uso de sistemas de información geográfica (SIG), que proporcionan información abundante y

¹¹ Este sería el caso, por ejemplo, del modelo de mundo uniforme (Spadaro y Rabl, 1999a; 1999b) empleado en la valoración de los impactos ambientales de las emisiones de contaminantes atmosféricos asociados a la generación de energía eléctrica y que complementa al proyecto *ExternE* (que analiza estos impactos en una localización específica). Este modelo trabaja con el supuesto de que los agentes receptores de estos impactos son homogéneos en el espacio circundante al punto de emisión.

georreferenciada con precisión. Pueden citarse algunos ejemplos de interés (en Bateman *et al.*, 2002):

- El método de los precios hedónicos es probablemente el que ha llevado a cabo un uso más extendido de herramientas SIG para inferir el valor de los atributos ambientales en el precio de las propiedades inmobiliarias. Esto ha sido gracias a que le ha permitido tanto aumentar el tamaño de las muestras analizadas como el número de variables y la precisión de su medida. Existen ejemplos de estudios de precios hedónicos que han empleado esta técnica para determinar la influencia de variables como la cercanía a zonas de bosque (Powe *et al.*, 1997), el tamaño y calidad de las cuencas visuales (Lake *et al.*, 2000a; 2000b) y la diversidad y fragmentación del paisaje (Geoghegan *et al.*, 1997) sobre el precio de las propiedades.
- Para los estudios de coste de viaje, el empleo de SIG ha permitido superar el supuesto de la distancia en línea recta (que generaba distribuciones de isocronas perfectamente concéntricas en torno al espacio natural que se pretendía valorar) para dar paso a estimaciones del tiempo de viaje basadas en cartografías reales de las vías de comunicación, que incorporan información sobre la velocidad media de los diferentes tramos en función de las características del trazado y de su grado de congestión. Esto permite mejorar la precisión de las estimaciones del coste real soportado por un visitante al dirigirse no sólo al emplazamiento objeto de análisis, sino también a los destinos que suponen potenciales alternativas.
- Al menos al nivel de hipótesis, se ha planteado la existencia de una relación funcional entre las cifras de disposición a pagar obtenidas por medio de encuestas de valoración contingente y la distancia del encuestado hasta el activo objeto de valoración, algo que puede tener relevancia al calcular valores agregados en este tipo de estudios, tal y como revelan Pate y Loomis (1997).

Dicho esto, no hay que olvidar que el análisis económico no se caracteriza especialmente por haber incorporado aspectos geográficos en sus fundamentos, y por tanto, que este proyecto se suma a una línea de investigación en desarrollo. El ejercicio coincide con trabajos previos que manejan conceptos como la valoración de los servicios de los ecosistemas espacialmente explícita (Grêt Regamey y Straub, 2006; Grêt Regamey, 2005), la valoración económica espacial, los mapas de valor económico (Eade y Moran, 1996) y la transferencia de resultados espacialmente explícita (Kreuter *et al.*, 2001; Mass Audubon, 2003; Wilson y Troy 2005; Troy y Wilson, 2006). Todos éstos –aunque especialmente los cinco últimos– son ejercicios de valoración planteados en términos similares a este ejercicio y constituyen un referente para el mismo. Además, las aportaciones de Jones *et al.* (2001), Bateman y Lovett (2000), Bateman *et al.* (2003), Bateman *et al.* (2006), Rygnestad (2000) y Rygnestad *et al.* (2002) marcan algunas pautas para la incorporación de la dimensión espacial en el análisis económico, por medio del uso de sistemas de información geográfica, algo cada vez más frecuente gracias a la mayor disponibilidad de información cartográfica en formato digital y a la creciente accesibilidad de las herramientas informáticas necesarias para el tratamiento de bases de datos georreferenciados para usuarios no especializados.

En general, las experiencias que recoge la literatura sobre valoración económica de los servicios ambientales con base cartográfica tratan de generar mapas capaces de recoger la diversidad en las condiciones biofísicas y de coberturas y usos del suelo de un determinado territorio y expresarla en términos de flujo de valor económico (€ ha⁻¹ año⁻¹). Siguiendo la lógica de los sistemas de información geográfica, el trabajo consiste en definir nuevas capas, cada de una de ellas conteniendo el valor de cada uno de los servicios en cada unidad del territorio (píxeles o polígonos, en función de si el formato de la cartografía digital de base es raster o vectorial) que, sumadas, dan idea de la contribución agregada al bienestar de los servicios presentes en esa parcela del espacio concreta. De forma muy simplificada, para un tipo *i* de cobertura de suelo, esta idea se puede expresar como (Kreuter *et al.*, 2001; Troy y Wilson, 2006),

$$V(SE_i) = \sum_{k=1}^n A(CS_i) \times V(SE_{ki}) \quad [\text{Ec.1}]$$

donde $A(CS_i)$ representa el área ocupada por la cobertura del suelo *i* y $V(SE_{ki})$ es el valor económico del servicio del ecosistema *k* generado anualmente por una unidad de área de cobertura de suelo *i*. De esta manera, $V(SE_i)$ –el valor económico asociado a la cobertura del suelo *i*– procede de la suma de los *n* servicios de los ecosistemas que dicha cobertura proporciona.

Sin embargo, debe recordarse en este punto que aplicar una ecuación como la Ec.1 conduce a resultados del tipo de Costanza *et al.* (1997), ampliamente criticados por su escaso significado económico (ver epígrafe 1.1.2), y que un mapa de valores económicos tan sólo debe tomarse como una ilustración gráfica de los valores obtenidos. Por tanto, se interpreta que estos principios generales son válidos en tanto que el ejercicio aspire a evaluar decisiones sobre usos del suelo y ordenación del territorio. Como ejemplo de aplicación concreta, puede pensarse en un análisis coste-beneficio económico para contrastar los costes para una Administración pública (o para el conjunto de la sociedad) de conservar ciertas propiedades de un determinado espacio (por ejemplo, un área protegida) con los beneficios – muchos de ellos con carácter de bien público – de su conservación. Como puede verse en la FIGURA 2, para un espacio determinado, la conservación de sus activos naturales en unas condiciones concretas tendrá sentido hasta el punto en que el beneficio marginal de no alterar el ecosistema (el valor de los servicios ambientales que genera en dichas condiciones) sea igual al coste marginal de restringir los usos en esa porción del territorio. Estas ideas han sido recogidas en trabajos de actualidad como Naidoo y Ricketts (2006) y Naidoo y Adamowicz (2005).

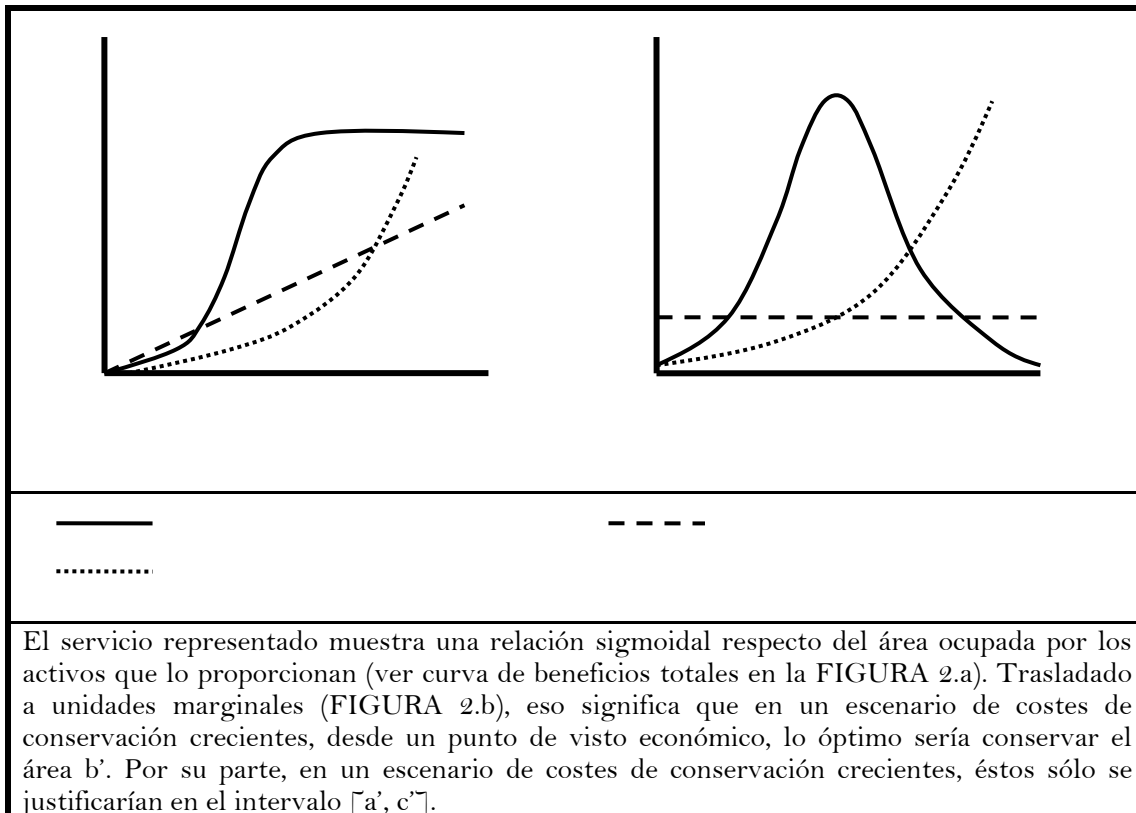


FIGURA 2. El nivel óptimo de conservación del territorio. Fuente: Kremen, 2005.

REFERENCIAS

- Adger, N., Brown, K., Cervigni, R., Moran, D. 1995. Total Economic Value of Forests in Mexico. *Ambio* 24(5), 286–296.
- Aquavir, 2005. Superficies de los cultivos de regadío y sus necesidades de riego, en la demarcación de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. CHG. España.
- Arriaza, M., Gómez-Limón, J.A., Kallas, Z., Nekhay, O., 2006. Andalusian demand for non-market goods from mountain olive groves, XXVI Congreso de la Asociación Internacional de Economistas Agrarios (IAAE). Brisbane (Australia) 12-18 de agosto de 2006.
- Atance, I., Gómez Limón, J.A., 2004. Identificación de objetivos públicos para el apoyo del sector agrario. *Revista Española de Estudios Agrosociakles y Pesqueros* 203, 49–84.
- Banco Mundial, 2006. Where is the wealth of nations? Measuring capital for the 21st century. The World Bank, Washington, D.C.
- Barton, D., 2002. The transferability of benefits transfer. *Ecological Economics* 42, 147–164.
- Bateman, I. J., Day, B.H., Georgiou, S., Lake, I. 2006. The aggregation of environmental benefit values: Welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological Economics* 60(2), 450–460.
- Bateman, I. J., Lovett, A. A. 2000. Modelling and valuing carbon sequestration in softwood and hardwood trees, timber products and forest soils. CSERGE Working Paper GEC 2000-13.
- Bateman, I. J., Lovett, A. A., Brainard, J. S. 2003. Applied environmental economics. A GIS-approach to cost-benefit analysis. Cambridge University Press, Cambirdge, United Kingdom.

- Bateman, I.J., Jones, A. P., Lovett, A. A. Lake, I. R., Day, B. H. 2002. Applying Geographical Information Systems (GIS) to Environmental and Resource Economics. *Environmental and Resource Economics* 22, 219–269.
- Bergland, O., Magnussen, K., Navrud, S., 1995. Benefit Transfer: Testing for Accuracy and Reliability. Discussion Paper #D-03/1995. Department of Economics and Social Sciences, The Agricultural University of Norway.
- Bickel, P., Friedrich, R. (eds.), 2005. ExternE Externalities of Energy Methodology 2005 Update. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung — IER, Universität Stuttgart, Germany.
- Bingham, G., Bishop, R. Brody, M., Bromley, D. Clark, E.(T.), Cooper, W. Costanza, R., Hale, T. Hayden, G., Kellert, S. Norgaard, R. Norton, B. Payne, J., Russell, C., Sutter, G. 1995. Issues in ecosystem valuation: improving information for decision-making. *Ecological Economics* 14, 73-90.
- Boyd, J., Banzhaf, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 62, 616–626.
- Braze, R. J., Southgate, D.J. 1992. Development of ethnobiologically diverse tropical forests. *Land Economics* 68, 454-461.
- Brouwer, R. 2000. Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics* 32, 137–152
- Camacho, E., 2005. Análisis de la eficiencia y el ahorro de agua en el regadío de la cuenca del Guadalquivir. Inversiones en la modernización de regadíos. FERAGUA. Spain.
- Campos, P., 1994. Economía de los espacios naturales. El valor económico total de las dehesas ibéricas. *Agricultura y Sociedad* 73, 103–120.
- Campos, P., Caparrós, A., 2006. Social and private total Hicksian incomes of multiple use forests in Spain. *Ecological Economics* 57, 545-557.
- Campos, P., Caparrós, A., Montero, G., 2007. Rentas comerciales y ambientales de los Pinares de la Sierra de Guadarrama. Cuartas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Páular.
- Campos, P., Martínez Jáuregui, M. y Roselló, F., 2003. Economía de los servicios ambientales disfrutados por los propietarios de pinares y robledales de los Sistemas Central e Ibérico. Instituto de Economía y Geografía del CSIC, Madrid. Documento de trabajo interno.
- Caparrós, A., Campos, P., Montero, G., 2001 Applied multiple use forest accounting in the Guadarrama pinewoods. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 10(1),91-108.
- Carson, R., Hanemann, W., Kopp, R., Presser, R., Ruud, P., 1992. A contingent valuation study of lost passive use values resulting from the Exxon Valdez oil spill. Technical report, Anchorage: Attorney General of the State of Alaska, November
- CHG y MMA (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y Ministerio de Medio Ambiente), 2006. Plan Especial Sequía. Borrador.
- Cork, S. J., Shelton, D., 2000. The Nature and Value of Australia's Ecosystem Services: A Framework for Sustainable Environmental Solutions. In Sustainable Environmental Solutions for Industry and Government Proceedings of the 3rd Queensland Environmental Conference, May 2000, Environmental Engineering Society, Queensland Chapter, The Institution of Engineers, Australia, Queensland Division, and Queensland Chamber of Commerce and Industry, pp151-159.
- Costanza, R. R., 1998. The value of ecosystem services. Introduction. Special section: forum on valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 25(1),1–2.
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van Den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Croitoru, L., 2007. How much are Mediterranean forests worth? *Forest Policy and Economics* 9, 536–545.

- Daily, G.C., 1997. Introduction: What are ecosystem services? En: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, G.C. Daily (ed.), Island Press, Washington, DC, 1–10.
- Eade, J.D. O. Moran, D. 1996. Spatial Economic Valuation: Benefits Transfer using Geographical Information Systems. *Journal of Environmental Management* 58, 97–110.
- EEA, 1993. CORINE Land Cover. Technical Guide. European Environment Agency – Joint Research Centre.
- EEA, 2006. The thematic accuracy of Corine Land Cover 2000. Assessment using LUCAS (land use/cover area frame statistical survey). European Environment Agency.
- Farber, S. C., Costanza, R. R., Wilson, M. A. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41: 375–392.
- Farber, S., Costanza, R. Childers, D.L., Erickson, J., Gross, K. Grove, M., Hopkinson, C.S., Kahn, J., Pincetl, S. Troy, A. Warren, P., Wilson, M., 2006. Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *Bioscience* 56(2), 117–129.
- Grêt Regamey, A 2005. Spatially explicit valuation of ecosystem services in the Alps as a support tool for regional decision making. *Alp.relève 2005 – Les Alpes sous la loupe des jeunes chercheurs / PNR 48*
- Grêt Regamey, A., Straub, D. 2006. Spatially explicit valuation of avalanche risks using Bayesian networks. *Geophysical Research Abstracts* 8. European Geosciences Union.
- Guo, Z., Xiao, X., Gan, Y., Zheng, Y., 2001. Ecosystem functions, services and their values – a case study in Xingshan County of China. *Ecological Economics* 38, 141–154.
- Hanemann, W.M., 1984. Welfare Evaluations in Contingent Valuation Experiments with Discrete Responses. *American Journal of Agricultural Economics* 66, 332–41
- Hanley, N., Wright, R.E., Adamowicz, W. 1998. Using choice experiments to value the environment, *Environmental and Resource Economics* 11(3-4), 413–428.
- Hanley, N., Wright, R.E., Alvarez-Farizo, B., 2006. Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: an application to the water framework directive. *Journal of Environmental Management* 78, 183–193
- Hein, L., Koppen, K.V., de Groot R.S., van Ierland, E.C., 2005. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological economics* 57(2), 209–228.
- Helliwell, D.R., 1969. Valuation of wildlife resources. *Regional Studies*, 3, 41–49.
- Hicks, J.R., 1939. *Value and Capital: An Inquiry into Some Fundamental Principles of Economic Theory*. Oxford: Clarendon Press.
- IGN (Instituto Geográfico Nacional), 2002. CORINE 2000. Descripción de la nomenclatura del Corine Land Cover al nivel 5°. Instituto Geográfico Nacional.
- IGN (Instituto Geográfico Nacional), 2004. CORINE Land Cover - Proyecto I&CLC2000 España. Actualización de la Base de Datos Corine Land Cover Proyecto I&CLC2000. Informe final. Instituto Geográfico Nacional. Centro Nacional de Información Geográfica. Ministerio de Fomento.
- Jones, A. P., Bateman, I. J., Wright, J. 2001. Predicting and valuing informal recreation use of inland waterways: report to British waterways. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia and University College London.
- Kellert, S., Clark, T. 1991. The theory and application of a wildlife policy framework. En: W.R. Mangun y S.S. Nagel (eds.), *Public Policy and Wildlife Conservation*, Greenwood, Nueva York.
- King, R.T., 1966. Wildlife and man. *NY Conservationist*, 20(6), 8–11.
- Kirchhoff, S. Colby, B.G., LaFrance, J.T. 1997. Evaluating the Performance of Benefit Transfer: An Empirical Inquiry. *Journal of Environmental Economics and Management* 33, 75–93.
- Kosoy, N., Martinez-Tuna, M., Muradian, R., Martinez-Alier, J. 2007. Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics* 61(2-3), 446–455.

- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8, 468–479
- Kreuter, U.P., Harris, H.G., Matlock, M.D., Lacey, R.E. 2001. Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas. *Ecological Economics* 39, 333–346.
- Lake, I. R., Bateman, I.J. Day, B.H., Lovett, A.A. 2000b. Improving Land Compensation Procedures via GIS and Hedonic Pricing', *Environment and Planning C* 18, 681–696.
- Lake, I. R., Lovett, A.A., Bateman, I.J., Day, B. 2000a. Using GIS and Large-Scale Digital Data to Implement Hedonic Pricing Studies', *International Journal of Geographical Information Systems* 14(6), 521–541.
- Loomis, J. 2005. Updated outdoor recreation use values on national forests and other public lands. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-658. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Mass Audubond, 2003. Accounting for the economic value of ecosystem services in Massachusetts, en *Losing Ground: At What Cost? Changes in Land Use and Their Impact on Habitat, Biodiversity, and Ecosystem Services in Massachusetts*. Summary Report. Massachusetts Audubon Society.
- Matthews, E. 1983. Global vegetation and land-use: new high-resolution data base for climate studies. *Journal of Climate and Applied Meteorology* 22, 474–487
- McCauley, D.J., 2006. Selling out on nature. *Nature* 443, 27–28.
- MEA (Millenium Ecosystem Assessment), 2003. *Ecosystems and human well-being. A framework for assessment*. Island Press. Washington, D.C.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Merlo, M., Coritoru, L., 2005. *Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value*. CABI, 448 pp.
- Mitchell, R.C., Carson, R.T. 1989. *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Washington, DC: Resources for the Future
- MMA (Ministerio de Medio Ambiente), 1998. *Libro blanco del agua*. Madrid
- MMA-CHG (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y Ministerio de Medio Ambiente), 2005. *Informe Art 5 Guadalquivir*.
- Naidoo, R. Ricketts, T.H., 2006. Mapping the economic costs and benefits of conservation. *PLOS Biology* 4(11), 2153–2164.
- Naidoo, R., Adamowicz, V., 2005. Economic benefits of biodiversity exceed costs of conservation at an African rainforest. *Proceedings of the National Academy of Science* 102(46), 16712–16716.
- Pagiola, S., Ramírez, E., Gobbi, J., de Haan, C., Ibrahim, M., Murgueitio, E., Ruíz, J.P., 2007. Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua. *Ecological Economics* [en prensa].
- Pagiola, S., von Ritter, K., Bishop, J., 2004. *Assessing the economic value of ecosystem conservation*. Environmental Department paper no. 101. World Bank.
- Paniagua, A., 1999. Cambio rural y política agroambiental. El caso del Programa de Estepas Cerealistas de Castilla y León. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 19, 169-189.
- Parias, P., 2007. *Perspectiva del Regadío Andaluz desde la óptica del Regante*. Jornadas Sobre Recursos Hídricos De Andalucía: Evaluación y Uso Sostenible. Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Andalucía. Sevilla, Enero 2007.
- Pate, J., Loomis, J. 1997. The effect of distance on willingness to pay values: a case study of wetlands and salmon in California. *Ecological Economics* 20,199-207.
- Pearce, D. y Moran, D. 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. London: Earthscan.

- Pearce, D. y Moran, D. 1998. The economics of biological diversity conservation. In: Conservation Biology for the Coming Decade (Ed. by P.L.Fiedler & M.Kareiva), pp. 384-409. New York: Chapman and Hall.
- Pearce, D.W., 1996. Can non-market values save the world's forests? International Symposium on the Non-market Benefits of Forestry. Forestry Commission, Edinburgh, June 1996.
- Pearce, D.W., Pearce, C., 2001. The value of ecosystems. Convention on Biological Diversity, Montreal.
- Peco, B., Oñate J.J., Requena, S., 2002. Dehesa grasslands: natural values, trends and agrienvironmental measures in Spain. En: Recognising European pastoral farming systems and understanding their ecology: a necessity for appropriate conservation and rural development policies. European Forum on Native Conservation and Pastoralism, 2002. Ennistymon, County Clare, Irlanda.
- Peters, C. M., Gentry, A. H., Mendelsohn, R. O., 1989. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature* 339, 655 – 656.
- Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J. Tran, Q., Saltman, T., Cliff, B., 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *Bio- Science* 47(11), 747-757.
- Postel, S., Daily, G., Ehrlich, P. 1996. Human appropriation of renewable fresh water. *Science* 271, 785-788.
- Randall, A., Stoll, J.R., 1983. Existence Value in a Total Valuation Framework. In A. Randall and J. R. Stoll, eds., *Managing Air Quality and Scenic Resources at National Parks and Wilderness Areas*. Boulder: Westview Press.
- Ren-Qiang, L., Ming, D., Jian-Yong, C., Zhang, L.L., Qing-Guo, C., Wei-Ming, H. 2007. Quantification of the Impact of Land-Use Changes on Ecosystem Services: A Case Study in Pingbian County, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 128, 503-510.
- Rivas Martínez, S., 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España, 1: 400.000 — Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. I.C.O.N.A. Madrid.
- Rojo, A., Montero, G., 1996. El Pino Silvestre en la Sierra de Guadarrama. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Rozan, A., 2004. Benefit transfer: a comparison of WTP for air quality between France and Germany. *Environmental and Resource Economics* 29(3), 295-306.
- Rygnestad H., Dejgaard Jensen, J., Dalgaard, T. 2002. Integrated economic and spatial analyses of afforestation strategies in Denmark. *Geografisk Tidsskrift, Danish Journal of Geography, Special Issue* 3.
- Rygnestad, H. 2000. Integrating environmental economics and policy analyses in a geographical information system. SJFI – Working Paper no. 4/2000.
- Sagoff, M., 2003. On the relation between preference and choice. *Journal of Socio-Economics* 31, 587-598.
- Sagoff, M., 2005. An aggregate measure of what? A reply to Zerbe, Bauman, and Finkle. *Ecological Economics* 60(1), 9-13.
- Sheil, D., Wunder, S., 2002. The value of tropical forest to local communities: complications, caveats, and cautions. *Conservation Ecology* 6(2), 9.
- Spadaro, J.V., Rabl, A. 1999a. Air pollution damage estimates: the cost per kg of pollutant. *Ecoles des Mines*. París
- Spadaro, J.V., Rabl, A. 1999b. Estimates of real damage from air pollution: site dependence and simple impact indices for LCA, *International Journal of Life Cycle Analysis*, 4(4): 229-243.
- Sutton, P.C., Costanza, R. 2002. Global estimates of market and non-market values derived from nighttime satellite imagery, land cover, and ecosystem service valuation. *Ecological Economics* 4, 509-527
- Tong, C. Feagin, R.A., Lu, J., Zhang, X., Zhu, X., Wang, W., He. W., 2007. Ecosystem service values and restoration in the urban Sanyang wetland of Wenzhou, China. *Ecological engineering* 29, 249-258.

- Torras, M., 2000. The total economic value of Amazonian deforestation, 1978-1993. *Ecological Economics* 33, 283 – 297.
- Troy, A., Wilson, M. A. 2006. Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics* 60(2), 435–449.
- Turner, R.K., R. Brouwer, S. Georgiou, I.J. Bateman, 2000. Ecosystem functions and services: an integrated framework and case study for environmental evaluation. CSERGE Working Paper GEC 2000-21.
- Vitousek, P., Mooney, H., Lubchenco, J., Melilo J., 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277, 494 – 499.
- Vitousek, P., P. Ehrlich, A. Ehrlich y P. Matson, 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *Bioscience* 36, 368–373.
- Wilson M. A., Troy, A. 2005. Accounting for ecosystem services values in a spatially explicit format: value transfer and geographic information systems. Paper presented at the International Workshop on Benefits Transfer and valuation databases: Are we heading in the right direction? US Environmental Protection Agency and Environment Canada. March 21-22, 2005, Washington DC.
- Yaron, G., 2001. Forest plantation crops or small-scale agriculture? An economic analysis of alternative land use options in the Mount Cameroon area. *Journal of Environmental Planning and Management* 44 (1), 85–108.
- Zbinden, S., Lee, D.R., 2005. Paying for Environmental Services: An Analysis of Participation in Costa Rica's PSA Program. *World Development*, 33(2), 255-272.
- Zhao, B., Kreuter, U., Bo, L., Zhijun, M., Jiakuan, C., Nobukazu, N. 2004. An ecosystem service value assessment of land-use change on Chongming Island, China. *Land Use Policy* 21, 139–148.

2. Producción de alimentos y materias primas

2.1. Introducción

2.1.1. Definición del servicio

La provisión de bienes aprovechables por el ser humano es una categoría común en los trabajos sobre servicios de los ecosistemas. Costanza *et al.* (1997) distinguían inicialmente tres categorías (producción de alimentos, materias primas y recursos genéticos), que fueron posteriormente completadas con las de recursos medicinales y recursos ornamentales para formar la clase de servicios de producción (de Groot *et al.*, 2002; Hein *et al.*, 2006). En estas clasificaciones se define a los alimentos y materias primas como la porción de la producción primaria bruta¹ (procedente de la fotosíntesis) aprovechable por el ser humano y se pone de relieve que los recursos genéticos, medicinales y ornamentales tienen su origen en procesos evolutivos y en la variabilidad de los organismos vivos y de los compuestos bioquímicos que se encuentran en ellos. La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2003, p. 57) incluye los siguientes elementos en su descripción de los servicios de producción:

- Alimentos y fibras, que incluyen una amplia variedad de productos comestibles derivados de plantas, animales y microorganismos además de materiales como la madera, el yute, la seda y muchos otros.
- Combustibles, como la madera, los excrementos y otros materiales biológicos que sirven como fuentes de energía. Al respecto, puede adelantarse que la literatura ya reconoce una línea de investigación definida sobre el potencial de producción primaria de biomasa para alimentos humanos y animales o para uso en combustión y su relación con los usos de la tierra (Bendes *et al.*, 2003; Turkenburg, 2003; Hoogwijk *et al.*, 2003a; 2003b).
- Recursos genéticos, que incluye los genes y la información genética empleados para la reproducción de plantas y animales y en biotecnología.
- Productos bioquímicos, medicinas naturales y fármacos, ya que muchos de estos biocidas, aditivos alimentarios y compuestos con propiedades curativas tienen su origen en las relaciones bióticas entre los organismos de los ecosistemas (competencia, parasitismo, simbiosis,...).
- Recursos ornamentales, es decir, productos animales (pieles y conchas) o vegetales (flores), si bien el valor de estos recursos está en ocasiones culturalmente determinado.
- Agua dulce, lo que constituye un ejemplo claro de nexos entre los servicios de regulación y de provisión. Farber *et al.* (2006) también consideran la provisión de este recurso como un servicio de producción.

La propuesta de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio puede tomarse como referencia para la definición de este servicio en VANE, si bien se separa de ella en que este proyecto ha identificado como categoría específicamente diferenciada la provisión

¹ Es necesario precisar en este punto que quizás otras medidas de la actividad trófica de un ecosistema, como la producción primaria neta (PPN) y la producción neta del ecosistema (PNE), que descuentan el efecto la respiración de organismos autótrofos y heterótrofos de la producción primaria bruta, pueden ser aproximaciones más ajustadas a la cifra de biomasa que puede ser aprovechada de forma efectiva.

de agua, que se trata en el capítulo 3. El servicio de producción de alimentos y materias incluye, a grandes rasgos, los bienes materiales proporcionados por la agricultura, la ganadería, la silvicultura, la pesca comercial, la acuicultura y la recolección comercial² de otros productos no cultivados. Además de los productos vegetales y animales más habituales (cultivos de secano y regadío³, pescado, carne, leche, huevos, madera, fibras vegetales de diverso tipo, lana, cueros y pieles), se consideran también productos más específicos como los biocombustibles⁴, el corcho y los productos apícolas, las algas, las resinas, los hongos y las bayas y otras plantas silvestres (entre las que destacan en España, por ejemplo, las plantas officinales y aromáticas). Debe señalarse en cualquier caso que valorar la producción de recursos genéticos, medicinales y ornamentales es más común en ecosistemas tropicales que en latitudes medias, como ponen de manifiesto Eade y Moran (1996), Torras (2000), Pearce y Pearce (2001) o Costanza *et al.* (1997). Por ello, aunque son parte del objeto de estudio (de hecho ya se ofrecen metodologías de valoración para algunos de estos bienes en los epígrafes siguientes), lo cierto es que el énfasis está en los productos más utilizados y para los que hay información de base disponible.

Es necesario, por último, precisar que no se consideran las materias primas de origen mineral, decisión que es coherente con la práctica habitual en ejercicios de valoración análogos revisados⁵, por dos razones que van en la línea de lo planteado por de Groot *et al.* (2002) en su definición del servicio de producción de materias primas. En primer lugar, a diferencia del resto de servicios, no tienen su origen en la energía solar. En segundo lugar, no dependen de las condiciones en que se encuentren los ecosistemas y, de hecho, no sería posible vincular el servicio a un ecosistema concreto, por lo que la decisión no está en cómo deben conservarse los ecosistemas para asegurar su provisión sino en diseñar una senda de extracción óptima según la regla de Hotelling (1931).

² A pesar de las precisiones en la definición de los servicios de producción de alimentos y caza, pesca deportiva y recolección recreativa de productos vivos (capítulo 5), en la práctica es complejo distinguir entre las dimensiones productiva y recreativa de las actividades de recolección en la naturaleza con el fin de valorarlas. Así, por exigencias de la información disponible, en el epígrafe 2.5. se ha incluido la recogida de setas como uno más de los servicios de producción haciendo prevalecer este carácter frente al recreativo.

³ El Anuario de Estadística Agroalimentaria (MAPA, 2004) señala las siguientes categorías de cultivos: cereales, leguminosas de grano, tubérculos para consumo humano, cultivos industriales, cultivos forrajeros, hortalizas, flores y plantas ornamentales, cítricos, frutales de fruto fresco no cítricos, frutales de fruto seco, viñedo, olivar y otros cultivos leñosos.

⁴ La biomasa empleada con fines energéticos se puede dividir en cuatro clases de productos (Bemdes *et al.*, 2003): i) biomasa de cultivos energéticos especializados; ii) residuos agrícolas; iii) residuos de la industria maderera (incluyendo la propia biomasa forestal); y, por último, iv) purines y residuos orgánicos.

⁵ Tan sólo Costanza *et al.* (1997) introducen la aportación de los océanos al crecimiento de los depósitos de caliza, aunque puede argumentarse en este caso que se trata de un proceso también originado en la radiación solar: la actividad de los microorganismos en la transformación de CO₂ en carbonato cálcico está generada en su origen por procesos de fotosíntesis en la superficie del océano. Por su parte, el Banco Mundial (2006) sí incorpora el cálculo de los stocks de este tipo de capital (que también denomina natural), en sus estimaciones de la riqueza y de las tasas de ahorro genuino de los países del mundo. Aunque relacionada, esa línea de trabajo responde a preguntas diferentes planteadas en un contexto distinto, ya que trata de llamar la atención sobre la necesidad de convertir parte de las rentas de explotación de los recursos naturales en flujos de inversión en otros tipos de capital (físico, humano o social), para lograr objetivos de desarrollo.

Además de estas dificultades, su inclusión se ajustaría con dificultad al propósito de asignar valores al territorio, ya sea porque estos recursos se explotan en profundidad, porque estas explotaciones son invisibles a la escala que maneja el mapa de usos del suelo básico (CORINE Land Cover) o, en el caso de que se trate de grandes extensiones visibles a la escala de CORINE, porque este tipo de uso del suelo pertenece a la clase 1.3.1. (zonas de extracción minera), integrada en la categoría de superficies artificiales que queda fuera del ejercicio de valoración.

2.1.2. Importancia del servicio en España

El sector agrícola en España representaba, según estimaciones de 2006, el 3,9% del PIB y daba empleo al 5,3% de la población activa, cifras que están en consonancia con las de otros Estados miembros de la UE (muy similares, por ejemplo, a las de Italia), aunque son superiores a países como Francia, Alemania y Reino Unido, donde la contribución de esta actividad económica a la producción total y al empleo es menor (CIA, 2007). Por actividades, puede verse en el CUADRO 2 que, en términos de superficie ocupada, las tierras de cultivo son el uso más importante frente a los prados y pastizales dedicados o las tierras forestales. La tendencia registrada a lo largo de los últimos 20 años indica, no obstante, un descenso en la superficie destinada a la agricultura (debido exclusivamente a la reducción de áreas de secano ya que el regadío incrementó su superficie), que ha ido acompañada de una reducción en su peso específico en el conjunto de la economía. Aún así, la producción agrícola representaba en 2004 el 13,2% de la producción agrícola total de la UE25 y España era el segundo miembro de la UE que más fondos comunitarios para subvenciones de explotación percibe (el 10,37% del total en 2004), sólo por detrás de Francia. Estas subvenciones han representando en los últimos años el 17% de la producción final agraria y un 27% de la renta agraria (MAPA, 2006). Por su parte, el sector pesquero ha sufrido también en el pasado reciente una paulatina reducción de su actividad, como indican tanto las cifras de capturas totales como de capturas en aguas adyacentes (CUADRO 3).

CUADRO 2. Serie histórica, a nivel nacional, de la distribución de la superficie geográfica según grandes grupos de aprovechamientos (miles ha)

AÑOS	Tierras de cultivo								
	Ocupación por cultivos herbáceos		Barbechos y otras tierras no ocupadas		Ocupación por cultivos leñosos		TOTAL		
	Secano	Regadío	Secano	Regadío	Secano	Regadío	Secano	Regadío	Total
1985	8.818,8	2.171,7	4.399,8	173,2	4.190,4	661,5	17.409,0	3.006,4	20.415,4
1990	8.898,7	2.274,4	3.979,1	183,2	4.095,6	741,4	16.973,4	3.199,0	20.172,4
2001	7.338,1	2.215,8	3.407,9	102,5	3.924,9	1.054,6	14.670,8	3.372,9	18.043,7
2004	7.452,0	2.173,4	3.014,1	386,4	3.819,0	1.113,0	14.285,1	3.672,8	17.957,8

AÑOS	Prados naturales		Pastizales	Terrenos forestales			Otras superficies	Asoc. cultivos herbáceos o barbecho con monte abierto
	Secano	Regadío		Monte maderable	Monte abierto	Monte leñoso		
1985	1.246,6	210,5	5.270,7	7.252,1	3.499,6	4.862,5	7.719,1	372,9
1990	1.185,5	204,2	5.368,3	7.188,7	3.636,4	4.981,4	7.734,3	269,4
2001	1.309,5	353,8	5.547,2	7.661,9	4.045,6	4.752,3	8.788,1	180,9
2004	1.280,9	127,5	5.569,6	7.733,1	7.733,1	5.046,6	8.728,0	112,0

Fuente: MAPA (2006).

CUADRO 3. Capturas pesqueras de la flota española, 1995-2004 (miles t)

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Capturas totales	1.097	1.179	1.174	1.204	1.242	1.170	1.069	1.109	893	897	854
Capturas aguas adyacentes	381	406	432	474	479	430	415	428	325	277	285

Fuente: MMA (2007a).

Por coberturas CORINE, como referencia a una base espacial conocida, el servicio de producción de alimentos y materias primas se concentra primariamente en los siguientes tipos de uso del suelo:

- Clase 2 (zonas agrícolas), donde se concentran los usos de suelo más relevantes para valorar la producción agrícola y parte de la ganadera.
- Algunas coberturas de la clase 3 (zonas forestales con vegetación natural y espacios abiertos), concretamente las categorías 3.1.1., 3.1.2. (bosques de frondosas y de coníferas y bosques mixtos) y, sobre todo, 3.1.3. (bosques de frondosas, donde parecen concentrarse a nivel 4 y 5 de CORINE las plantaciones forestales), si bien no en todos los polígonos CORINE son aprovechados para la producción silvícola.
- Clase 5, entre los que destacan las categorías 5.2.1. (lagunas costeras), 5.2.2. (estuarios) y, sobre todo, 5.2.3. (mares y océanos) para la producción pesquera.

2.1.3. Criterios y metodologías de valoración

Dada la disponibilidad de información sobre precios y producción de alimentos, materias primas y otros bienes proporcionados por los ecosistemas, existe acuerdo en la comunidad científica en que éstos deben ser los datos de partida para valorar los servicios de producción. Así, de Groot *et al.* (2002) señalan como técnicas más usadas, por este orden, las basadas en precios de mercado, en funciones de producción y, en tercer lugar, la valoración contingente. Farber *et al.* (2006) coinciden en recomendar las dos primeras, además de mencionar los costes evitados y de reposición (métodos en cualquier caso asimilables a la función de producción), e incluso la función de precios hedónicos, para la producción de recursos genéticos, medicinales y ornamentales (de menor importancia en ecosistemas de latitudes medias). La aparente sencillez de aplicación de los métodos basados en precios y producciones ha hecho que este servicio sea casi un apartado fijo en ejercicios de valoración de los activos naturales. Sin embargo, hay una serie de cuestiones no menores que es necesario considerar, tanto por el lado de los niveles de producción como de los precios observados.

En primer lugar, es necesario determinar el nivel de producción de bienes materiales a partir del cual se estima el valor del servicio. En principio, las estimaciones de valor económico deben estar basadas en cifras que reflejen la productividad real del activo, y no el flujo potencial máximo que podría ofrecer en ausencia de restricciones tecnológicas o económicas. Como ilustración, pueden mencionarse las deficiencias en el

trabajo de Peters *et al.* (1989)⁶ señaladas por Sheil y Wunders (2002), quienes consideraban que los valores obtenidos estaban sobreestimados entre otras razones porque el valor del servicio de producción de productos forestales no maderables se había calculado a partir de la cantidad máxima de estos bienes que podría obtenerse teóricamente de la parcela estudiada (es decir, no se tuvo en cuenta que sólo una parte de esos productos se estaba aprovechando realmente dados unos precios de mercado y unos costes de aprovechamiento). Esto coincide con una de las críticas de Pearce y Pearce (2001) a los estudios de valoración de productos no maderables en bosques, que no siempre definen si los resultados obtenidos representan el flujo de valor potencial o real.

Otra fuente potencial de error consiste en no tener en cuenta que los niveles de producción del servicio pueden ser insostenibles. Esto significa que debe reflexionarse sobre si el nivel de producción real es tan elevado que puede estar debilitando la capacidad del activo de prestar dichos servicios en el futuro (es decir, el flujo de producción se consigue a costa de la disminución del volumen acumulado), algo que se produciría si la tasa de extracción es superior a la tasa de regeneración del ecosistema. La sobreexplotación de stocks es un proceso ya registrado en algunos caladeros de pesca y puede no ser evidente si las pérdidas en la producción se evitan por medio de un uso más intensivo de insumos o de tecnología, como de hecho se hace en los suelos agrícolas (MEA, 2003). En tales casos, se recomienda sustraer de la estimación del flujo actual de beneficios el denominado coste del usuario, es decir, la reducción en los beneficios futuros debida a la sobreexplotación del activo en el presente. Alternativamente, deberá ofrecerse una estimación de esa reducción en los beneficios futuros como información de contraste o, en última instancia, hacer notar que la intensidad de uso sobre la que se calcula el valor de activo no es sostenible (Pagiola *et al.*, 2004). Como ilustración de este principio, cabe referirse al servicio de producción de setas en Caparrós *et al.* (2001) y Campos *et al.* (2007), cuyo valor se calculó a partir del supuesto de que la exclusión del 20% de la superficie del pinar de la recolección anual de forma rotativa, permitiría mantener la regeneración natural del recurso.

En segundo lugar, el uso de precios observados debe hacerse teniendo en cuenta que estas cantidades monetarias pueden estar distorsionadas por la intervención del gobierno por medio de impuestos, subsidios, subvenciones, etc., por lo que no reflejarán de forma adecuada el valor del servicio para la sociedad. Esta apreciación es relevante, ya que el análisis se realiza desde la perspectiva de toda la sociedad (y no de un grupo individual, para el que sí tiene sentido mantener estas distorsiones con el fin de comprender su comportamiento) (Pagiola *et al.*, 2004). Además, como se puso de manifiesto en el epígrafe 2.1.2., España se ha beneficiado de un sistema muy favorable de subvenciones, precios intervenidos y aranceles establecidos para una gran variedad

⁶ El artículo de Peters *et al.* (1989) fue pionero en la valoración económica de servicios diferentes de la producción maderera en bosques tropicales. Concretamente, estimó que el valor presente neto de los productos forestales no maderables (frutos, plantas medicinales, etc.) de una hectárea de bosque tropical en Iquitos (Perú) era de 700 US\$ ha⁻¹, diez veces más que el potencial de producción de madera del mismo terreno. Las cifras obtenidas, a pesar de haberse señalado posteriormente una serie de limitaciones y aspectos controvertidos en su estimación que probablemente sobreestiman el valor real de dicho servicio, han sido empleadas en otros estudios, como Torras (2000).

de productos agrícolas y ganaderos en el marco de la Política Agrícola Común (PAC), si bien el sistema de pagos directos a la producción se ha sustituido por un esquema de pagos vinculados a la superficie (EC, 2006). En la práctica, puede verse un ejemplo de corrección del efecto de las distorsiones de la acción gubernamental (subsidios a plantaciones de caucho y palma de aceite) en el estudio de aplicación de Yaron (2001).

La necesidad de depurar subvenciones y subsidios en los precios observados es parte de la distinción entre un análisis de rentabilidad financiera y otro de rentabilidad económica y social (Azqueta *et al.*, 2007), por lo que, siguiendo esa línea de razonamiento, puede pensarse también en considerar en la valoración de los costes externos de las actividades de cultivo, extracción o recolección (contaminación del agua por residuos de agricultura y ganadería, simplificación del paisaje y pérdida de atractivo como espacio recreativo, afección a especies y espacios con valores de no uso, etc.). Esta no parece ser una práctica habitual en la literatura, sin embargo, a pesar de que estas actividades tienen impactos evidentes, como muestra el trabajo de Pretty *et al.* (2000) que valora los daños sobre la salud humana, el agua, el aire y el suelo derivados de la actividad agraria en el Reino Unido. Para España, puede mencionarse que las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas al sector agricultura⁷ han supuesto entre un 10% y un 14% del total inventariado de estas emisiones para España entre 1990 y 2005 (MMA, 2007b).

En tercer lugar, la literatura establece con claridad que debe distinguirse entre valores brutos y valores netos, es decir, pese a que la provisión de muchos servicios no comporta ningún coste para el sistema económico (son resultado del funcionamiento de los ecosistemas), eso no significa que no se incurra en unos costes determinados para poder aprovecharlos de manera efectiva. En el caso de un bosque con producción maderera, esto significa que, para calcular el valor del servicio correspondiente, deben deducirse los costes de tiempo y recursos necesarios para el aprovechamiento del activo (Turner *et al.*, 2003). No llevar a cabo esta operación, o hacerlo de forma poco realista⁸, puede resultar en una sobreestimación del valor real del servicio (Pagiola *et al.*, 2004). A esto debe añadirse el hecho de que lo que se analiza es la demanda intermedia de estos bienes, ya que raramente son aprovechados directamente porque, tras ser extraídos o recolectados, se envían para su transformación y posterior distribución a los consumidores finales. Por ello, para que el valor del servicio realmente refleje la contribución neta del capital natural al bienestar, debe pensarse que los precios empleados deben referirse a un punto muy próximo al ecosistema que

⁷ Este inventario identifica cuatro fuentes principales de gases de efecto invernadero en el sector agricultura: la fermentación entérica en ganado doméstico (CH₄), la gestión de estiércoles (CH₄), los suelos agrícolas (N₂O) y la gestión de estiércoles (N₂O).

⁸ Uno de los errores habituales consiste en suponer que esos costes no varían con la distancia (Pearce y Pearce, 2001). Por ejemplo, Peters *et al.* (1989) en su estudio sobre el valor del bosque amazónico, consideraron estos costes siempre como un porcentaje de los ingresos obtenidos por la venta de productos forestales no maderables, cuando estos productos son sólo aprovechados en aquellas partes del ecosistema donde los costes de extracción y transporte permiten obtener unos márgenes que aseguran la rentabilidad de la actividad. Así, se sabe por ejemplo que las dificultades de transporte son, entre otros factores, una de las causas por las que las pequeñas comunidades de la Amazonia brasileña no pueden comercializar sus productos forestales no maderables (Shanley *et al.*, 2002).

proporciona el servicio. En la práctica, todo esto complica la valoración de un servicio que, por tener mercado, sería *a priori* sencillo de estimar. Como afirman Pearce y Pearce (2001), para el caso de la producción de madera en bosques, si bien existen datos sobre los precios pagados por exportadores o industrias de transformación, no existen demasiadas estimaciones fiables de los costes de extracción y transporte, por lo que el valor de una masa forestal se calcula normalmente a partir de la disposición máxima a pagar por la concesión para talar que debe pagarse al propietario de la tierra (*stumpage value*). Un ejemplo de aplicación práctica de estas recomendaciones se encuentra en la valoración del servicio de producción de madera en Naidoo y Ricketts (2006).

Por último y en relación con lo anterior, la deducción de los costes de acceso o de aprovechamiento no debe confundirse con el coste de oportunidad del mantenimiento de un flujo de servicios, es decir, con el hecho de que los servicios de producción pueden estar alterando la capacidad del ecosistema de proporcionar bienestar a la sociedad por medio de otras funciones (Turner *et al.*, 2003). Esto implica además que deben tenerse en cuenta las incompatibilidades en la provisión de diferentes servicios por un mismo ecosistema. Aunque no son los únicos que plantean esta dificultad (por ejemplo, el hábitat de una especie en peligro de extinción no puede ser empleado como espacio recreativo), los servicios de producción son los que más fácilmente pueden ser incompatibles con el resto de funciones de los ecosistemas. Para un ecosistema concreto, puede tomarse como ejemplo para organizar la información sobre la compatibilidad de usos del territorio la matriz que plantean Campos *et al.* (2007) en la que los servicios se definen por su relación con el resto como compatible, compatible complementario, compatible condicionado, incompatible temporal o incompatible.

2.2. Producción agrícola y ganadera en suelo agrícola y pasto

2.2.1. Definición del servicio en el activo

La tendencia global en la producción agro-alimentaria en España sigue un patrón similar al de otros países desarrollados, consistente en un estancamiento, con ligeras variaciones anuales, de la producción agraria medida en términos reales (por ejemplo sobre una base 100 en 1990, la renta agraria en 2006 equivale a 120,6). A pesar de eso, el valor de la producción agraria representa un porcentaje cada vez menor en el conjunto del valor de la producción nacional.

El valor de la producción final agraria en España ascendió en 2006 a 35.846 millones de euros, con un 58% de producción vegetal y un 41% de producción animal (el 1% restante corresponde a servicios). La renta agraria en euros corrientes de 2006 alcanzó 23.484 millones de euros y el valor añadido bruto 20.801, la diferencia es debida al impacto de las subvenciones. Asociada al sector primario de la rama agraria figura una importante industria agro-alimentaria, con unas ventas en 2005 de 76.462 millones de euros.

2.2.2. Metodología de valoración en el activo

Aunque en principio, pueda parecer sencillo calcular el valor de la capacidad productiva de un territorio mediante la sencilla operación de multiplicar la producción de una hectárea por el precio de mercado de la variedad cultivada, numerosos autores proponen que en este ejercicio se deben descontar los costes de la producción (valor neto de la producción) (Costanza *et al.*, 1997; Pagiola *et al.*, 2004). Aún así, la estimación del valor neto de la producción a través de los precios de mercado plantea la dificultad añadida de que, en el caso de la UE, la Política Agrícola Común (PAC), con una visión proteccionista, ha fomentado durante mucho tiempo los subsidios a la producción⁹. Esto sin considerar que los precios de los productos agrícolas no son estables y sufren fuertes oscilaciones anuales e interanuales debidas, por un lado, a la variabilidad climática (sequías, inundaciones o plagas) y, por otro lado, a las fluctuaciones de los mercados.

Por lo tanto, para evitar este tipo de problemas a la hora de utilizar los precios de los productos agrícolas en el mercado nacional, se propone utilizar como una estimación de la función productiva del suelo agrícola y pasto, el precio de la tierra, ya que de acuerdo con la base de datos del MAPA, los precios de la tierra agrícola han permanecido constantes en los últimos años (MAPA, 2006). Esto se ajusta con la teoría económica, que establece que el precio de un activo que no se deprecia es un indicador de la corriente de rentas proyectada hacia el futuro (Caballer, 2002). Además, matiza la precisión de la fórmula clásica $P=V/r$, donde P es el precio del activo, V la renta neta anual y r el tipo de interés, sugiriendo otras formulaciones basadas en la teoría de los precios hedónicos. De esta forma, variables como la distancia a los centros urbanos o la densidad de población influirían en las valoraciones del precio de la tierra.

⁹ Aún cuando en la actualidad las ayudas a la producción (pagos directos) han sido sustituidas, aún quedan pendientes los aranceles de los cultivos subtropicales como el plátano o el tabaco.

La teoría de la valoración de la tierra agraria, de igual modo que la teoría que explica las variaciones del precio de mercado de tierra, recoge diversos enfoques alternativos. De un lado, la fórmula clásica del Valor Presente Neto, esto es: $VPN = S (B_i - C_i) / (1+r)^t$ [Ec. 1] (donde $B_i - C_i$ es la rentabilidad marginal neta (RMN) de la actividad agraria, es decir, los beneficios que se obtienen descontados los costes de la actividad, r es la tasa de interés o de descuento y t es la vida útil de la actividad agraria), da origen a la fórmula simplificada: $P = V/r$ [Ec. 2], (donde P es el precio de la tierra, V es la renta neta marginal y r el tipo de interés), si la tierra mantiene su productividad *ad infinitum*. La equivalencia de los títulos a perpetuidad en Gran Bretaña, ‘consol’, cuya valoración sigue la Ec.2 con la tierra agraria es directa. Sin embargo, Varela Ortega (1986) sugiere un número de razones por las que el precio de la tierra puede no coincidir con una valoración resultante de la aplicación de la Ec.2; entre ellas destacan el hecho de que la tierra sea un depósito de valor o que los tipos de interés y que la inflación crean distorsiones en los mercados financieros que se trasladen a los precios de los bienes raíces. Nótese que la literatura sobre valoración agraria está en buena parte dirigida a valorar la tierra cuando no hay información sobre precios de mercado (Caballer, 2002). Existiendo éstos en series estadísticas largas y geográficamente representativas el problema se centraría en confirmar si la unidad geográfica a la que se refieren es compatible con la precisión geográfica exigida en el proyecto VANE. Esta cuestión se examinará en el siguiente epígrafe.

La influencia de factores extra-productivos ha sido objeto de muchos estudios, además de los dirigidos a desarrollar y aplicar métodos de valoración. Recientemente Decimavilla *et al.* (2008) han estudiado las variaciones del precio de la tierra en España, distinguiendo elementos “internos”, relacionados con la renta agraria esperada, y elementos externos o *especulativos*, vinculados a cambios en el uso del suelo. De un lado, estos autores señalan que el crecimiento del valor de la tierra en términos reales en España fue de 9% entre los años 1983 y 2001, si bien se aprecian períodos crecientes y decrecientes. Sin embargo, desde el año 1993 prácticamente todos los parajes han experimentado un débil y gradual crecimiento hasta 2006, (con base 100 en 1983, el precio medio fue de 77 en 1993 y 123 en 2006). Le Mouel (2004) revisa la literatura sobre precios de la tierra y concluye que las políticas de apoyo a la agricultura contribuyen a elevar el precio de la tierra. Sin embargo, a largo plazo parece que los factores fundamentales (propios de la producción agraria) son los que explican en mayor medida las variaciones del precio de la tierra.

Además de analizar el impacto de las políticas agrarias sobre los precios de la tierra, otros autores emplean modelos de precios hedónicos como una herramienta para conocer la varianza (o el error) que introducen otras variables en el precio de la tierra y que no tiene que ver con la actitud ecológica de ésta, lo cual viene dado por $P_{t_h} = f(A_h, G_h, P_h)$ [Ec. 3] (donde el precio de la tierra (P_{t_h}) depende de una función que viene dada por A_h , G_h y P_h , correspondiendo A_h a las características agrológicas (productividad, nº cosechas al año), G_h con características geográficas (distancia a núcleos urbanos o mercados locales, densidad de población de la comarca agrícola) y P_h con características socioeconómicas. En este sentido, García Flecha (2004) relaciona los precios de la tierra con variables climáticas para ajustar un modelo econométrico con el objeto de analizar el efecto del calentamiento global sobre el precio de la tierra. Así, según sus modelos, la densidad de población de la provincia o la renta per

cápita son factores que explican las diferencias entre precios de la tierra entre provincias, además de las geográficas y climáticas.

Además del trabajo de García Flecha (2004), otros autores tratan de evaluar los efectos del cambio climático en la agricultura, empleando el modelo ricardiano, utilizando los precios de la tierra como variable clave para evaluar los efectos del cambio climático (Schlenker *et al.*, 2005; Mendelsohn *et al.*, 1994; Mendelsohn y Nordhaus, 1996). Gracia *et al.* (2004), empleando modelos hedónicos, muestran que las diferencias en la orientación productiva –junto a otros factores del entorno socioeconómico– afectan muy directamente a los precios de la tierra en Zaragoza.

No cabe duda de que el precio de la tierra sintetiza las características productivas de un terreno agrario, como la aptitud del terreno para el cultivo, proximidad a núcleos urbanos, y posición geográfica. Sin embargo, evita una referencia directa a una determinada situación coyuntural de la agricultura española, puesto que no es tan vulnerable –sobre todo a nivel de Comunidad Autónoma– a los cambios de la política agraria y de los mercados, especialmente ahora que la mayor parte de las ayudas están desvinculadas de la producción. En este sentido, la reforma de la PAC de 1999 (recogida en la Agenda 2000), y posteriormente la reforma de 2003, en la que se desvincularon las ayudas de la producción (pagos directos), aminora la distorsión de precios de mercado y refuerza la utilidad del precio de la tierra en España. Prueba de ello puede ser la escasa variación de los precios de la tierra que están disponibles en el MAPA (CUADRO 4).

CUADRO 4. Precios de la tierra por CC.AA. para cultivos de secano a precios corrientes (€/ha⁻¹)

	Precios de la tierra				Canon arrendamiento		Tasa de interés implícita	
	2002	2003	2004	2005	2004	2005	2004	2005
Olivar								
Andalucía	22.384	23.650	25.143	25.751	317	434	1,26%	1,69%
Extremadura	5.092	5.298	5.523	5.537	-	-	-	-
Tierra de labor secano								
Andalucía	8.141	9.133	9.680	11.077	-	-	-	-
Castilla y León	40.473	4.314	4.387	4.463	101	102	2,30%	2,29%
Extremadura	2.718	2.943	3.082	3.090	63	66	2,04%	2,14%
Pastizales de secano								
Andalucía	2.379	2.661	3.074	3.766	47	48	1,53%	1,27%
Castilla y León	1.869	1.926	2.061	2.202	45	47	2,18%	2,13%
Extremadura	2.028	2.062	2.182	2.212	77	77	3,53%	3,48%
Prados naturales¹								
Castilla y León	3.286	3.468	3.599	3.766	97	105	2,70%	2,79%

Nota: La fuente no ofrece precios de la tierra en Extremadura o Andalucía. Fuente: Encuesta precios de la tierra (MAPA, 2006); Encuesta de cánones de arrendamiento (MAPA, 2005).

CUADRO 5. Cocientes entre precios de la tierra y cánon de arrendamiento, y tasas de interés implícitas

		Cociente Precio/Cánon de Arrendamiento					Tasa de interés implícita				
		2002	2003	2004	2005	2006	2002	2003	2004	2005	2006
Labor seco	España	52	52	54	58	61	1.92%	1.92%	1.85%	1.72%	1.64%
	Castilla y León	39	41	40	40	41	2.56%	2.44%	2.50%	2.50%	2.44%
	Castilla-La Mancha	53	49	48	49	49	1.89%	2.04%	2.08%	2.04%	2.04%
	Andalucía	42	42	46	49	56	2.38%	2.38%	2.17%	2.04%	1.79%
	Extremadura	40	37	37	36	36	2.50%	2.70%	2.70%	2.78%	2.78%
Pastizales	España	50	50	53	55	56	2.00%	2.00%	1.89%	1.82%	1.79%
	Olivar Trans Secano	68	67	64	50	52	1.47%	1.49%	1.56%	2.00%	1.92%

Fuente: MAPA (2008).

La relación entre precios y cánones de arrendamiento proporcionan una fuente de r , de acuerdo con la ecuación 2, que permite establecer una relación directa entre valor de stock y valor de flujo. El CUADRO 5 contiene los cocientes entre precios y cánones, así como el r implícito que se deriva de ellos, para diversos parajes y ámbitos geográficos. Las tasas de interés implícitas se sitúan entre 1,5% (para el olivar en seco, 1,3 en Andalucía) y 2,8% (la tierra de labor seco en Extremadura). Parece deducirse que esa tasa de interés es más alta en las tierras menos productivas, pero en todo caso, parecen centradas en el 2%.

Las series de precios de la tierra (MAPA, 2006) también tienen inconvenientes: i) están distorsionadas por otros factores distintos de la fertilidad o productividad de la tierra (como ejemplo, se puede citar el precio de la tierra del cultivo de plataneras en Canarias que es de 70.000€ ha⁻¹; ya que se encuentra localizado en las zonas de costa donde el uso urbano compite con el agrícola), en el caso de Madrid y Barcelona las tierras también tienen un valor muy superior a las de las provincias limítrofes; ii) no son muy detalladas, puesto que los datos son por Comunidad Autónoma o provinciales y no se distinguen más de cinco orientaciones productivas, lo cual dificulta su utilización en coberturas CORINE; iii) en algunos 'parajes'¹⁰ no se distinguen precios de la tierra entre seco y regadío, debido a que en algunos casos, no existen estos cultivos en España en régimen de seco. En los siguientes epígrafes se analiza el alcance y la forma de abordar cada uno de estos inconvenientes.

Influencia de factores extra-productivos

Dos son los factores extra-productivos cuya influencia en el precio de la tierra ha sido confirmada en numerosos estudios (Decimavilla *et al.* 2008; Le Mouel, 2004). De un lado, las subvenciones y diversas modalidades de apoyo a la agricultura tienen un efecto al alza de los precios de la tierra. Sin embargo, éste es más acentuado cuanto

¹⁰ La denominación 'paraje' es la empleada por el MAPA para compilar los precios de la tierra en España. En síntesis, se definen tres grandes grupos: tierra de labor, prados, pastizales y otras tierras agrarias con plantaciones permanentes como olivar, viñedo, frutales de hueso, frutales de pepita, cítricos, platanera.

más vinculada esté la ayuda a la producción, vía subvenciones a los precios de los productos, o a producciones específicas (ayuda al olivar, algodón o tabaco, por mencionar algún programa ya conocido). De esta forma, el total desacoplamiento de las ayudas de la PAC post-2003, fijadas sobre la base de los perceptores de 2000, 2001 y 2002, hace sospechar que el precio de la tierra de 2005 ya no esté muy afectado por dichas ayudas, por cuanto las transacciones de ese año ya no tienen capitalizadas las ayudas en la medida que el comprador no tiene derecho a ellas.

Sin embargo, el impacto que tiene la proximidad geográfica a grandes núcleos urbanos sí es una fuente de distorsión, pero también una oportunidad. Es fuente de distorsión para la evaluación de los servicios de producción de alimentos y fibras, en la medida de que el precio de la tierra observado sobreestima el valor de flujo de esos servicios. El CUADRO 6 recoge el precio de la tierra de las CC.AA. de Madrid, Castilla-La Mancha y Castilla y León.

CUADRO 6. Comparación de precios de Madrid y Barcelona con respecto a provincias y CC.AA. Limitrofes (€ corrientes por hectárea)

	Precios medios		Tierra Labor		Pastizales		Prados Naturales		Olivar transf.		Viñedo Trans	
	2005	2006	2005	2006	2005	2006	2005	2006	2005	2006	2005	2006
C.Madrid	9.015	9.563	9.334	9.214	6.344	7.342	10.091	11.330	7.640	9.412	10.213	10.424
Castilla-León	4.373	4.554	4.463	4.585	2.202	2.267	3.766	3.667	nd	nd	10.256	15.817
Castilla-La Mancha	6.049	5.965	4.419	4.336	1.810	1.688	3.240	3.394	10.440	10.770	10.477	10.295
Barcelona	17.742	nd	11.897	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	15.949	nd
Girona	8.262	nd	9.465	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd		nd
Lleida	7.453	nd	4.739	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	9.441	nd
Tarragona	13.149	nd	9.713	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	16.344	nd
Cataluña	10.253	10.809	8.016	8.535	nd	nd	nd	nd	nd	nd	15.862	15.553

Fuente: MAPA (2007)

A la vista de los precios de la tierra de Madrid y Barcelona, se pone en evidencia el fuerte efecto distorsionador que, sin duda, produce la proximidad a grandes núcleos urbanos, pero sólo en los precios de tierra de labor, pastizales y prados naturales. En el caso del olivar y viñedo de transformación, las diferencias no son apreciables, lo que demuestra que en estas tierras la existencia de plantaciones podría ser un freno a la posible transformación a suelo urbano. Como se verá en la ficha metodológica, la forma de resolver este problema de sobre-estimación del precio de la tierra será asignar a Madrid y Barcelona, los precios de los términos municipales limítrofes, una vez segmentados los territorios de ambas provincias en varios sectores.

La existencia de categorías demasiado agregadas en los precios de la tierra

Al descender a las coberturas CORINE, y asignar valores, resulta evidente que la provincia, y en mayor medida la CC.AA., proporcionan escalas excesivamente grandes. Emplear solo un dato provincial, da lugar a errores derivados de no asumir diferentes calidades de tierra, orientación, cota, etc., todos ellos factores críticos en la valoración de la tierra. La forma de resolver el problema será, como se explica en la ficha

metodológica, promediar el precio con un factor que recoge la diferente valoración catastral de la tierra –que tiene escala comarcal–, imputando así más valor en las comarcas en las que la referencia catastral es mayor.

Otra dificultad surge de la diferente categorización de suelos entre CORINE y los precios de la tierra y valores catastrales. En la ficha metodológica se explica la asignación de coberturas CORINE a las categorías existentes en los datos de precios de la tierra.

Los precios de la tierra de algunos parajes solo compilan para tierras de regadío

De muchos cultivos y CC.AA., como los cítricos, los frutales de hueso y pepita, y el plátano, no se dispone de precios de tierras de secano. Ello es así, porque son cultivos que difícilmente se pueden desarrollar bien en régimen de secano. Si se emplea el precio de la tierra de regadío, en lugar del de secano, se estaría asignando al territorio el valor del agua además de la producción de fibras y alimentos. La forma más lógica de evitar esta doble valoración de servicios, que se tratan de manera diferenciada en este proyecto, es restar en las coberturas de los cultivos de los que solo se conoce el precio de la tierra en regadío el valor del servicio del agua.

Ficha metodológica

Para valorar el servicio de producción agraria del suelo rústico se utiliza el **método de asignación de rentas**. Este método se integraría en el grupo de los *métodos analíticos o de capitalización*. En este contexto, el Valor Presente Neto es una medida de la renta que se puede obtener de una cierta actividad a lo largo del tiempo en que ésta dura o tiene lugar. En el caso de que la tierra mantuviera su productividad indefinidamente, y los posibles arrendamientos sobre ella tuvieran lugar de forma igualmente ininterrumpida, el Valor Presente Neto se simplifica en la expresión $VPN = R / r$, en la que R simboliza una renta anual constante y r es el tipo de interés o la tasa de capitalización o descuento. Además, en una estimación de este tipo, en la que se obtiene una renta constante de manera continua o permanente, el valor del activo que la genera -la tierra- es equiparable a su precio, siempre y cuando tal precio sea reflejo de un mercado representativo. La relación entre precio P y renta R de la tierra se expresa entonces como $P = R / r$.

Dado que la información de precios de la tierra en España apenas alcanza el nivel provincial, insuficiente en el proyecto VANE, se recurre a la base de datos del Catastro, utilizando los valores catastrales como elementos de inferencia a nivel municipal. Es preciso por ello relacionar la cartografía CORINE con las otras clasificaciones que se manejan: la del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), en la determinación de precios provinciales de la tierra, y la de la Dirección General del Catastro en la identificación de valores catastrales municipales. Por añadidura, la valoración de este servicio exige matizar o completar la clasificación de coberturas CORINE, dado que ésta presenta ciertas carencias a la hora de identificar algunos cultivos que sí distingue la Encuesta de Precios de la Tierra. Es por este motivo que se recurrirá a las hojas 1T en las provincias y municipios en los que se registren cultivos que, disponiendo de precios específicos, resulten imposibles de distinguir en la cartografía CORINE.

1. Identificación de precios de la tierra, como valores de anclaje

Se obtienen de la Encuesta de Precios de la Tierra que elaboró el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA) para el año de referencia utilizado en VANE, el 2005, a precios corrientes de ese año. Dicha Encuesta proporciona, para cada cultivo registrado en cada provincia -bajo la clasificación utilizada por esta fuente- y para el año 2005, los precios medios provinciales de la tierra agrícola (en €₂₀₀₅ ha⁻¹).

Estos precios, como valores medios de mercado, pueden ser equiparados a *valores de stock* de la tierra agrícola. Para convertir dichos valores stock en valores flujo, en unidades de €₂₀₀₅ ha⁻¹ año⁻¹, basta con multiplicarlos por una cierta tasa de capitalización. Después de haber comparado las encuestas de precios y arrendamientos, y de haber revisado la bibliografía al respecto, se opta por tomar una tasa única del **2%** (ver CUADROS 4 y 5).

Sólo para las provincias en las que se han detectado claramente unos precios de la tierra excesivamente elevados, en concreto, *Madrid* y *Barcelona*, no se tomarán los precios que para ellas da la Encuesta.

2. Identificación de valores catastrales, para la inferencia territorial

Los valores catastrales por municipios se obtienen fácilmente de la web del Catastro: <http://www.catastro.meh.es/esp/estadistica/estadisticas2.asp>. Sin embargo, los relativos al País Vasco y la Comunidad Foral de Navarra deben ser localizados en las bases de datos de estas dos comunidades, debido a la gestión autonómica del Catastro que allí tiene lugar.

De la información contenida en el enlace anterior, únicamente interesan los datos de rústica del año 2005. Y dentro de esa hoja, de todos los campos que aparecen, sólo se utilizarán las cifras de superficie (SUPER) y de valores catastrales (VC), ambas desglosadas en las doce categorías de cultivos que establece el Catastro.

Para cada uno de los cultivos, se podrán determinar por tanto los valores catastrales medios municipales, referidos en €₂₀₀₅ por ha, sin más que haciendo el cociente entre VC (miles de €) y superficies catastrales (ha) en cada caso.

3. Corrección estadística de valores stock y flujo

Existiendo considerable dispersión en los valores catastrales para un mismo cultivo en una determinada comarca, cabe corregir o depurar la muestra mediante algún tratamiento estadístico, integrando entonces los valores extremos dentro de un cierto intervalo de confianza.

En concreto, se toman como valores extremos para cada conjunto de municipios que componen una cierta comarca agraria, los valores $m-2s$ y $m+2s$, siendo m el valor catastral medio comarcal correspondiente a cada cultivo en cuestión, y s la desviación típica de dicha muestra. A todos los datos que queden fuera de este rango se les asignará estos valores, según lo siguiente:

Si $VC < m - 2s$? $VC = m - 2s$

Si $VC > m + 2s$? $VC = m + 2s$

De este modo, una vez efectuado el filtrado de VC extremos, se obtienen los VC *depurados* por municipios. Estos últimos son los que se aplicarán para calcular las relaciones de inferencia, por comarcas agrarias.

4. Cálculo de relaciones de inferencia territorial, por comarcas agrarias

En cada provincia interesa considerar sus comarcas agrarias, como grupos de municipios de similar tendencia agronómica, pues otorgan mayor precisión al estudio. Estas comarcas se toman del último Censo Agrario publicado por el INE. De este modo, para cada cultivo, se pueden hallar valores catastrales medios (depurados) por comarca, ponderando oportunamente por la superficie catastrada de cada municipio.

La división entre precios o valores stock medios provinciales y valores catastrales medios depurados por comarcas agrarias, medidos ambos en unidades de €₂₀₀₅ ha⁻¹, permite obtener unas *relaciones de inferencia*, $u_{vs/vc}$, particularizadas por comarcas agrarias:

$$u_{vs/vc} = \frac{\text{valor stock (provincial)}}{\text{VC medio depurado (comarcal)}}$$

Procediendo de este modo, no es necesario asumir para toda una provincia unas proporciones constantes entre valores de mercado y valores catastrales, a pesar de no ser factible conseguir datos de precios de la tierra por comarcas.

En el CUADRO 7 se muestran las relaciones de inferencia comarcales halladas en el estudio de caso, para la valoración del olivar de secano en Córdoba:

CUADRO 7. Relaciones de inferencia para las comarcas de Córdoba

Comarcas agrarias	$u_{vs/vc} = v. \text{ stock} / v. \text{ cat. dep.}$
1. Pedroches	50,12
2. La Sierra	35,01
3. Campiña Baja	19,82
4. Las Colonias	17,45
5. Campiña Alta	29,06
6. Penibética	37,73

Fuente: Elaboración propia, a partir de MAPA (2006 y 2007) y MEH (2007).

5. Determinación de valores stock y flujo de la tierra agrícola, a nivel municipal

La ratio propuesta en el paso previo permite inferir los precios de la tierra, como valores de anclaje, a los terrenos de los correspondientes municipios, por simple multiplicación de aquéllos por los valores catastrales medios municipales registrados para cada cultivo, una vez han sido debidamente depurados:

$$\text{valor stock (municipal)} = u_{vs/vc} \cdot \text{VC medio depurado (municipal)}$$

Estos valores inferidos representan una buena aproximación del valor de stock (en euros por hectárea) del servicio de producción agraria que proporcionan las tierras agrícolas en cada municipio. Su paso a valores flujo (euros por hectárea y año) es inmediato al multiplicarlos por la tasa de descuento o (des)capitalización, en tanto por uno: 0,02.

6. *Deducción, para cultivos en regadío, de los valores del agua en parcela y del capital en infraestructura de riego*

Únicamente las *tierras de regadío* estarán sujetas a un tratamiento adicional, de manera que, para éstas, los resultados alcanzados en el paso anterior no serían los definitivos. En la Encuesta de Precios de la Tierra, estas tierras pueden aparecer como Tierras de labor de regadío, Hortalizas aire libre regadío, Cultivos protegidos regadío, Fresón, Arroz, y también Prados naturales, Olivar, Viñedo y Frutales, todos ellos en regadío.

En estos casos, una vez se disponga del valor del agua en parcela, para cada cultivo y comarca, así como del capital propio invertido en infraestructura de riego, se descontará al valor flujo correspondiente para cada tipo de tierra en regadío. Ambos valores se obtendrán del trabajo de valoración del servicio de provisión de agua para usos agrarios.

Con esta operación se intentan eliminar los factores no agrológicos, es decir, aquéllos ajenos o no vinculados estrictamente a la tierra -como es el agua de riego-, que inducen sin duda en unos mayores rendimientos en las tierras de regadío. De este modo, se aproxima a la capacidad o aptitud del suelo agrícola para la producción agraria, la cual, en estas zonas, se presupone más elevada que en otras de secano.

7. *Correspondencia entre clasificaciones de cultivos y asignación de valor al territorio*

Mediante las correspondencias que se han definido entre las cartografías que se manejan se podrá asignar a cada unidad o tipo de cobertura CORINE un valor stock medio para el servicio de producción agraria, calculado por el método explicado, a partir de los correspondientes precios provinciales de la Encuesta del MAPA y los pertinentes valores catastrales por municipios.

Casos particulares: hortalizas al aire libre, fresón y platanera

La tabla de correspondencias pone de manifiesto no obstante unas ciertas limitaciones, derivadas de la indefinición de CORINE con respecto a tres tipos de cultivos que sí distingue la Encuesta de Precios de la Tierra: hortalizas, fresón y platanera, los cuales presentan precios realmente elevados. Para solventar esta imprecisión, se recurre a las *hojas 1T*, publicadas por el MAPA (2003), que ofrecen las superficies ocupadas por estos cultivos en aquellos municipios en que se dan.

Esta última información no se facilita sin embargo sobre un mapa. Admitiendo como nivel máximo de detalle para este servicio el municipal, al igual que sucederá con otros servicios, para afrontar estas tres situaciones se procederá como sigue:

- Para los municipios en los que las hojas 1T tengan registrados cultivos de hortalizas y/o fresón, se calculará un valor stock municipal por media ponderada, a partir de las superficies existentes de éstos y de las tierras de labor de regadío que puedan existir en aquéllos, así como de sus respectivos valores flujo que se hayan inferido por municipio. Esta media ponderada se asignará a la clase CORINE “Cultivos herbáceos en regadío” (2121 y 21210, en los niveles 4 y 5, respectivamente),
- Para los municipios para los que las hojas 1T tengan registrado el cultivo de platanera, se calculará un valor stock municipal por media ponderada, a partir de las superficies existentes de platanera y, si existieran, de otros frutales no cítricos en regadío (de hueso, pepita, carnosos y secos), así como de sus respectivos valores flujo que se hayan inferido para tales municipios. Esta media ponderada se asignará a la clase CORINE de nivel 5 “Frutales tropicales” (22220), dentro de “Frutales en regadío” (2222), en el nivel 4.

8. *Modificaciones de los precios de la tierra de Madrid y Barcelona*

Para cada una de estas provincias se delimita una zonificación que permitirá la asignación de los precios de las provincias limítrofes, del siguiente modo:

- Para Madrid, segmentar la provincia en 4 sectores, y asignar los precios de las provincias más próximas:
 - Al este del río Jarama y norte del río Tajo: aplicar precios de Guadalajara.
 - Al Oeste del río Jarama, al este del río Guadarrama y norte del Tajo: precios de Segovia.
 - Al oeste del río Guadarrama y norte del río Tajo: aplicar precios de Ávila.
 - Al sur del Tajo: Toledo.
- Para Barcelona, se divide la provincia en tres zonas, de similares superficies:
 - Norte de la capital: se toman precios de Girona.
 - Oeste de la capital: precios de Lleida.
 - Sur de la capital: precios de Tarragona.

Para facilitar esta zonificación, sería conveniente hacer uso de la delimitación geográfica de comarcas agrarias, de manera que se mantengan los mismos precios dentro de una misma comarca.

- Se calculan los precios medios provinciales para cada clase de cultivo, en las provincias limítrofes a las que han sido excluidas. Así, habrá que calcular los precios medios en Guadalajara, Segovia, Ávila y Toledo, para el caso de Madrid, y de Girona, Lleida y Tarragona, para Barcelona.
- Para cada tipo de cultivo, se hallan los valores catastrales (VC) medios por comarcas agrarias de las provincias cuyos precios de la tierra han sido

excluidos: Madrid y Barcelona. Y ello, porque, en teoría, los VC no responden a criterios ajenos a la renta de la tierra.

- Se calculan las relaciones de inferencia, tomando como valores de anclaje los precios medios en las provincias limítrofes, y como valores para inferencia a los VC medios de las comarcas de esas provincias que han sido excluidas.
- Para cada clase de cultivo de los municipios que integran las provincias excluidas, se realiza la inferencia, a partir de las relaciones de inferencia calculadas por comarcas agrarias y los correspondientes VC municipales.

Sin embargo, un tratamiento adecuado de los datos (por ejemplo, considerar secano y regadío por separado) puede permitir encontrar un valor de anclaje de la valoración bastante robusto. Por otro lado, al existir datos de *parajes* distintos a la tierra de labor, como frutales de hueso, frutos secos, olivar y viñedo, se cubre la necesidad de distinguir entre diferentes coberturas de suelo o agro-ecosistemas.

2.3. Pesca en activo océano abierto y plataforma continental

2.3.1. Definición del servicio en el activo

Dentro del servicio de provisión del océano abierto y la plataforma continental hay que distinguir entre los tres siguientes servicios: producción de alimentos, producción de materias primas y el valor de opción de la producción pesquera, que se explican de forma separada en las secciones siguientes.

Producción de alimentos.

El valor de la biodiversidad marina es función del valor de cada uno de los servicios de los ecosistemas que proporcionan los océanos. Uno de los servicios que los océanos proporcionan a la sociedad lo constituye la producción de alimentos a partir de las capturas del sector pesquero extractivo así como, de lo obtenido a partir del recurso extraído por el sector pesquero cultivador (explotaciones de acuicultura).

Bajo el presente epígrafe se aborda la valoración de este servicio, uno de los más importantes prestado por el activo océano abierto: la producción de alimentos derivada tanto de la actividad de pesca extractiva como de las especies cultivadas. En esta cuantificación de la producción se incluyen tanto las especies que son comercializadas en estado natural, como las que son elaboradas o transformadas en la industria alimentaria¹¹.

La actividad de pesca extractiva está directamente vinculada con la actividad desarrollada por las pesquerías en los caladeros en aguas nacionales. En aras a la claridad conceptual se adopta como definición de pesquería la que se expone a continuación.

Def. Pesquería: “Grupo de barcos que desarrolla una actividad pesquera orientada a la extracción, con tecnología similar, de un mismo grupo de especies, en la/s misma/s zona/s de pesca, y durante el mismo período de tiempo”¹².

Por su parte, el valor económico de la producción del sector cultivador está directamente vinculado con el valor económico de la actividad desarrollada en las principales instalaciones de acuicultura dedicadas al cultivo de moluscos, algas, crustáceos, y peces. Nótese que esta actividad se subdivide en acuicultura marina y acuicultura continental, aunque esta última no constituye un servicio proporcionado por el océano (no obstante se proporciona información sobre la misma).

¹¹ Así, existen algunas especies con usos alternativos, tales como el verdel-caballa del Cantábrico, que además de ser comestible, también se utiliza para la producción de harinas.

¹² Definición propuesta por el grupo de trabajo del Consejo Internacional para la Exploración del Mar, CIEM (ICES, en inglés): “Study Group on the Development of Fishery-Based Forecast”.

Producción de materias primas.

Autores como Beaumont *et al.* (2007) manifiestan que la producción de alimentos es sólo una parte de los servicios de provisión prestados por los océanos y la biodiversidad marina, identificando como segundo grupo de este tipo de servicios el de producción de materias primas, que se definen como aquellos organismos marinos que son utilizados con usos diferentes del consumo humano. La biodiversidad marina provee de una gran variedad de materias primas susceptible de distintos usos, como por ejemplo, las algas para uso industrial y como fertilizantes, o la harina de pescado para acuicultura, agricultura, bienes farmacéuticos y ornamentales como las conchas, etc.

En Defra (2006), estudio para calcular el valor económico de la biodiversidad marina para el Reino Unido, se destacan dos fuentes principales de materias primas de origen marino: las algas, por un lado, y la harina y el aceite de pescado por otro.

La harina y el aceite de pescado se usan en agricultura y acuicultura como un importante componente nutricional de la alimentación animal. Además, el aceite de pescado se utiliza en la fabricación de productos farmacológicos, de productos auxiliares para el curtido, textil, metalurgia, de ácidos grasos destilados y saturados para la industria de los detergentes, de pinturas y resinas sintéticas, de velas y ceras, de productos cosméticos y de pastas, masillas, etc.

Habría que sumar, además, el uso industrial de los aceites de hígado, principalmente de tiburón y bacalao, que es beneficioso para la salud. Este sector es considerablemente más pequeño que el del resto de aceite de pescado. Se usa para la fabricación de complementos para la salud y es de hacer notar que el aceite de hígado de tiburón se exporta a Japón para su uso en la fabricación de drogas inhibidoras del cáncer y el SIDA.

En particular, las principales materias primas consideradas en VANE, que produce el sector pesquero extractivo y cultivador español, son las algas, los aceites y harinas de pescado. Asimismo, el sector pesquero cultivador produce peces, crustáceos, y moluscos para su uso en el ciclo cultivador, así como, peces con uso ornamental y otros usos.

Valor de opción de la producción pesquera.

A la hora de llevar a cabo un ejercicio de valoración completo y riguroso del aspecto que se está considerando relativo al servicio de producción de alimentos es preciso tener en cuenta, además de lo ya mencionado, una consideración adicional: la disposición a pagar una determinada cantidad de dinero por mantener la opción de utilizar o capturar el recurso pesquero en una fecha futura (Pearce y Moran, 1994), respetando el posible aprovechamiento del recurso en una fecha futura, y en general, por las generaciones futuras. En este sentido, además de considerar el valor de mercado de los recursos capturados por el hombre, se debe valorar la oportunidad de explotar o capturar los recursos pesqueros en el futuro, esto es, el denominado *valor de*

opción del uso potencial de los recursos pesqueros (todavía no capturados por el hombre, y, por lo tanto, un valor flujo asociado a la existencia presente y futura de stocks).¹³. El valor de opción estima el valor que se deriva de poder tomar decisiones en un futuro incierto. Puede pensarse en el valor de la opción de cerrar temporalmente una pesquería explotada, o en el valor de reabrir una pesquería que pudiera estar cerrada en la actualidad. A modo de ejemplo, tómesese el caso extremo de la pesquería de la anchoa que, aunque cerrada desde el año 2005, tiene un elevado potencial productivo futuro cuyo valor viene recogido por el valor de opción. El contexto de elevada incertidumbre y flexibilidad (en la toma de decisiones) que caracteriza a la actividad pesquera contribuye a potenciar la importancia de este valor de opción.

2.3.2. Metodología de valoración del activo

La valoración de los servicios de los ecosistemas es, en general, un tema difícil y controvertido (Primack, 1993; Pearce y Moran, 1994; Ruijgrok, 1999; Ledoux y Turner, 2002; Farber *et al.*, 2002; Turner *et al.*, 2003; Christie *et al.*, 2006), que se complica aún más si cabe cuando el activo estudiado es el océano abierto, por ser un entorno muy diverso, de difícil muestreo y monitorización (Ray y Grasse, 1991; Hooper *et al.*, 2005), y por generarse gran parte de su valor económico (a excepción de las pesquerías) fuera del mercado. La literatura que se puede encontrar, por el momento, sobre valoración del activo océano es escasa exceptuando la valoración de activos pesqueros. Se han publicado trabajos sobre los entornos marinos, pero la práctica totalidad de los mismos se restringen a la valoración de entornos costeros. Por ejemplo, en Pendleton *et al.* (2007) se revisan 73 estudios de valor de no mercado sobre las costas y océanos estadounidenses en el periodo 1977-2005. En los mismos, 77 de los 91 activos recogidos en el análisis se refieren al entorno costero y los 14 activos restantes no siempre coinciden exclusivamente con el océano. En la revisión realizada por Ledoux y Turner (2002) sobre estudios marinos y costeros de todo el mundo en los últimos 30 años, o en el estudio de Alban *et al.* (2006) sobre áreas marinas protegidas, la conclusión que se obtiene es similar. La mayoría de los análisis llevados a cabo se refieren, por tanto, a las zonas costeras y, además, los estudios que valoran el activo natural océano abierto se centran fundamentalmente en las pesquerías.

Dado que no existe un marco de valoración internacionalmente aceptado, este trabajo obtiene el valor de la pesca como servicio de provisión (producción de alimentos, materias primas y valor de opción) a partir del marco de valoración que se expone en el CUADRO 8. Éste muestra una clasificación de los bienes y servicios de provisión prestados por el activo océano abierto y plataforma continental a partir de la clasificación establecida en los trabajos previos: Pearce y Moran (1994), Primack (1993) y Beaumont *et al.* (2007). En particular, el trabajo de Beaumont *et al.* (2007)

¹³ Nótese que el valor de opción se diferencia del valor de cuasi opción en el sentido siguiente. Mientras que el valor de opción estima el valor actual de las oportunidades de usar el recurso en el futuro, el valor de cuasi-opción estima el valor actual de la oportunidad de desarrollar en el futuro usos alternativos de los recursos (como ejemplo podría pensarse, entre otros, en el valor que se hubiera asignado a la implantación de mecanismos para proteger la costa ante los posibles efectos del cambio climático).

forma parte de un gran proyecto organizado por la European Network of Excellence Marine Biodiversity and Ecosystem Function con el objetivo de adaptar y refinar las distintas aproximaciones a los bienes y servicios presentadas en los trabajos de Costanza *et al.* (1997), Turner, Brouwer, Georgiou y Bateman (2000), de Groot, Wilson y Boumans (2002), Millenium Ecosystem Assessment (2003) y Hein, van Koppen, de Groot y van Ierland (2006).

CUADRO 8. Servicios de provisión y valor de opción asociado proporcionados por los océanos

Uso directo/ indirecto	Bien/Servicio	Sector	Definición
Valor de uso directo	Producción de alimentos	Pesquero extractivo	La extracción de organismos marinos para consumo humano (usos consuntivo y/o productivo)
		Pesquero cultivador	El cultivo de organismos marinos para consumo humano (uso productivo)
	Materias primas	Pesquero extractivo y cultivador: - algas - organismos marinos	La extracción de organismos marinos para cualquier propósito, excepto el consumo humano.
		Transformador: - Harinas - Aceites	
Valor de uso indirecto	Valor de opción	Pesquero extractivo	Potencial productivo futuro asociado a la producción de alimentos.

En el CUADRO 9 se contempla que los servicios de producción pesquera se clasifican como valores de uso directo (recursos capturados por el hombre) y valores de uso indirecto (valores asociados al potencial futuro de los recursos no capturados). Los valores de uso directo, a su vez, pueden ser valores de uso productivo y de uso consuntivo, independientemente de si el recurso capturado pasa o no por un mercado organizado. En este estudio, el valor de uso directo obtenido se limita al valor de los recursos que son de uso productivo y para los que existe un mercado¹⁴. La justificación de esta decisión se encuentra en el hecho de que el peso relativo del valor de la producción para uso consuntivo es muy bajo en relación con el relativo a la captura de

¹⁴ Pearce y Moran (1994) identifican también los valores recogidos en el Cuadro 9 aunque estableciendo una clasificación diferente: consideran el valor de opción (OV) como un valor de uso (UV) a añadir a los valores de uso directo (DUV) e indirecto (IUV), de manera que se satisface la igualdad siguiente: $UV = DUV + IUV + OV$.

recursos para uso productivo que pasa por el mercado. Como parte de los servicios de provisión, además de la producción pesquera, se identifica la producción de materias primas.

El valor de mercado se identifica como método para valorar la producción de los recursos (extraídos y cultivados) así como de las materias primas. Por su parte, el valor de opción se identifica como método para obtener el valor asociado a las expectativas de producción futuras. No obstante, el valor de opción depende del propio valor de mercado de los recursos pesqueros.

En el CUADRO 9 se sintetizan los valores que hay que calcular para cada uno de los servicios identificados en el CUADRO 8.

CUADRO 9. Valoración de los servicios de provisión y valor de opción proporcionados por los océanos

A/ Valor de uso productivo de los recursos capturados por el hombre para el consumo humano.

- A.1) Valor de la renta.
- A.2) Valor de los ingresos.

B/ Valor de uso productivo de los recursos cultivados por el hombre para el consumo humano.

- B.1) Valor de la renta.
- B.2) Valor de los ingresos.

C/ Valor de las materias primas procedentes del sector pesquero y cultivador.

- C.1) Ingresos procedentes de las algas y otros recursos pesqueros
- C.2) Renta procedente de las algas y otros recursos pesqueros
- C.3) Ingresos procedentes de las harinas y aceites de pescado.
- C.4) Renta procedente de las harinas y aceites de pescado.

D/ Valor de las “expectativas de producción futuras” de los recursos pesqueros que todavía no han sido capturados por el hombre. Valor o Prima que los productores están dispuestos a pagar.

- D. Valor de opción.

La producción pesquera de España viene referida a aquellos caladeros ubicados dentro de la denominada Zona Económica Exclusiva, ZEE, en las que el Estado español tiene derechos soberanos a los efectos de la exploración y explotación de los recursos pesqueros. A su vez, la producción de materias primas y el valor de opción dependen de esta actividad pesquera. Finalmente, la actividad del sector acuícola se lleva a cabo en las plantas acuícolas situadas en las zonas costeras, así como a partir de instalaciones de acuicultura continental.

Como puede observarse en el CUADRO 10, la ZEE española es tan amplia que son pocas las pesquerías que se desarrollan fuera de los límites de la Plataforma Continental, si bien el derecho de explotación se extiende a toda la ZEE.

CUADRO 10. Extensión de la ZEE y la Plataforma Continental

Zona Económica Exclusiva (Plataforma continental)	Km ² ZEE (Plataforma continental)	Ha ZEE (Plataforma continental)
España	589.349 (71.702)	58.934.900 (7.170.200)
Islas Canarias	449.884 (6.218)	44.988.400 (621.800)
TOTAL	1.039.233 (76.920)	103.923.300 (7.792.000)

Fuente: <http://www.seaaroundus.org/eez/eez.aspx>.

A continuación, se explican los métodos de valoración que se van a aplicar para la obtención del valor de mercado de los diferentes servicios.

A/ Valor de uso productivo de los recursos pesqueros capturados por el hombre para el consumo humano

El valor de la producción extraída a través de las capturas se obtiene, habitualmente, a partir del valor del flujo de renta que se genera, expresado a precios de mercado, calculando el valor añadido como la diferencia entre los ingresos derivados de la actividad y los consumos intermedios. Alternativamente, algunos autores como Pearce y Moran (1994) mencionan que el valor de la producción podría obtenerse directamente del valor de los ingresos de la actividad. Estos ingresos se derivan del precio pagado en el primer punto de venta (lonja) pero no del precio pagado en algún eslabón posterior de la denominada cadena de valor. En realidad, este valor suele aplicarse cuando no se dispone de información estadística relativa a la estructura de costes de las embarcaciones, o cuando no es posible hacer una asignación de tales costes a las diferentes pesquerías o especies (en el caso de pesquerías dedicadas a la captura de una única especie).¹⁵ Los trabajos previos que obtienen el valor de la producción en sistemas marinos (Costanza *et al.*, 1997; Beaumont *et al.*, 2007) adoptan el método de valoración a partir de los ingresos, si bien estos trabajos mencionan que debería estimarse el valor añadido cuando sea posible.

En este trabajo el valor de uso productivo de la actividad desarrollada por el conjunto de pesquerías de España –sector extractivo– se obtiene a partir de la macromagnitud de Renta (aunque también se proporciona información relativa a los ingresos). Para obtener este valor se utilizan las estadísticas oficiales del MAPA que hacen uso del Sistema Europeo de Cuentas del año 1995 (SEC-95). El esquema que se presenta en el CUADRO 11 explica la forma en que se calcula la renta.

¹⁵ El significado de ambas alternativas es diferente, ya que el valor añadido podría interpretarse como el valor de la producción pesquera, mientras que el valor de los ingresos podría interpretarse como el valor de los recursos pesqueros.

CUADRO 11. La macromagnitud Renta a partir de los Ingresos (SEC-95).

Ingresos derivados actividad
+ subvenciones a los productos
= Producción valorada a precios básicos
- Consumos Intermedios
= Valor Añadido Bruto a precios básicos, VABpb
- Consumo de Capital Fijo (Amortizaciones)
= Valor Añadido Neto a precios básicos, VANpb
+ Impuestos – Subvenciones a la producción
= Valor Añadido Neto a coste factores =
Renta, VANcf

Nótese que:

- ❖ La macromagnitud Renta incluye los impuestos (netos de subvenciones) tanto sobre los productos como sobre la producción. En particular, la producción valorada a precios básicos incluye el valor de la producción a precios de productor más los impuestos netos de subvenciones a los productos.
- ❖ Los consumos intermedios agrupan el conjunto de bienes y servicios que son empleados como insumos productivos necesarios para el desarrollo de la actividad extractiva pesquera. Se pueden subdividir en consumos intermedios referidos a la actividad en las embarcaciones (CUADRO 12) y en consumos intermedios de las empresas en tierra asociadas a los barcos.

CUADRO 12. Consumos intermedios referidos a los buques

Cebo, sal, hielo, envases y embalajes
Aprovisionamientos
Aparejos
Repuestos, reparación y mantenimiento
Combustible y lubricantes
Otros servicios
Gastos portuarios
Otros gastos del buque
Otros gastos de actividades no pesqueras

- ❖ El Valor Añadido Bruto se obtiene como diferencia entre el valor de la producción a precios básicos y los consumos intermedios. Restando de este valor las amortizaciones del capital fijo (embarcaciones, principalmente) se obtiene el Valor Añadido en términos Netos.
- ❖ La macromagnitud Renta se obtiene a partir del Valor Añadido Neto a precios básicos al que se le suman los impuestos (netos de subvenciones) a la

producción. A este valor también se le denota como Valor Añadido Neto a coste de los factores.

B/ El valor de uso productivo de los recursos pesqueros cultivados por el hombre para el consumo humano

B.1. El valor de uso productivo de los recursos pesqueros cultivados se obtiene a partir del valor de los ingresos que genera el sector de acuicultura diferenciándose entre los diferentes subsectores: sector mitilícola, sector piscícola y, por último, el sector del marisqueo. La información utilizada procede de las estadísticas del MAPA.

B.2. El valor de uso productivo de los recursos cultivados también se obtiene a partir de la Renta o Valor Añadido Neto a coste de los factores que se genera. Para la obtención de este valor se hace preciso el uso de las Tablas Input Output del Sector Gallego, 1999 (Xunta de Galicia, 1999), así como la información de las cuentas de resultados de las diferentes empresas del sector acuícola.

C/ Valor de las materias primas procedentes del sector pesquero extractivo y cultivador

Como se ha mencionado previamente las algas y otros recursos pesqueros, las harinas y aceites de pescado, constituyen las materias primas que proporciona el océano más importantes en España. La forma en que se lleva a cabo la valoración de estas materias primas se explica a continuación:

C.1. El valor de mercado de las algas procedentes del sector cultivador se obtiene, exclusivamente, a partir del valor de los Ingresos ya que no es posible identificar los consumos intermedios de esta producción. Por su parte, el valor de la renta de las algas procedentes del sector extractivo, si bien no puede identificarse por separado para estos organismos marinos, se obtiene como parte del valor total de la renta que genera el sector extractivo de producción pesquera. Esta información se deriva de las estadísticas oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA).

Por su parte el valor de los ingresos del resto de materias primas identificadas se obtiene igualmente de las estadísticas del MAPA.

C.2. El valor de uso productivo del resto de organismos marinos diferentes de las algas también se obtiene a partir de la Renta o Valor Añadido Neto a coste de los factores que se genera. Para la obtención de este valor, se utilizan las Tablas Input Output del Sector Gallego, 1999 (Xunta de Galicia, 1999), así como información de las cuentas de resultados de las diferentes empresas del sector acuícola.

C.3. El valor productivo de la harina y el aceite de pescado se obtiene a partir de los ingresos que pueden obtenerse de fuentes estadísticas como la Encuesta Industrial de Productos (PRODCOM) del Instituto Nacional de Estadística (INE) así como del

informe European Parliament Report (2004). Por su parte, la Renta o Valor Añadido de este sub-sector productivo se obtiene a partir de las cuentas de resultados de las 10 únicas factorías que se dedican a dicha actividad productiva en España.

D/ Valor de las expectativas de producción futuras de la producción pesquera

El valor de las expectativas de producción futura se obtiene a partir del denominado valor de opción. Las opciones reales se valoran de forma similar a las opciones financieras, que son aquellas que dependen de un activo financiero en lugar de un activo real como puede ser en particular, el recurso pesquero. Si bien es cierto que en la actualidad las opciones reales sobre recursos pesqueros no se comercializan en los mercados, el objetivo de valorarlas reside en el interés por conocer cuál sería su precio teórico de mercado si se comercializasen. Este valor teórico representa una aproximación al valor de la “Prima” que los productores están dispuestos a pagar por utilizar y disponer del recurso en fechas futuras.

El marco general de valoración de opciones reales se deriva a partir del propuesto para opciones financieras por Black y Scholes en el año 1973¹⁶. A partir de este marco general se pueden derivar múltiples modelos de opciones dependiendo del recurso a valorar, en este caso recursos pesqueros, los supuestos que finalmente se adopten, así como de las características particulares de cada pesquería. La literatura existente relativa a la aplicación de la teoría de opciones para valorar recursos renovables pesqueros es escasa ya que principalmente la mayor parte de los trabajos publicados se han centrado en la obtención del valor de opción de recursos naturales no renovables -recursos mineros, recursos petrolíferos- así como de recursos naturales renovables forestales.

La literatura de opciones referida al medio marino se concreta en los trabajos de Weninger y Just (1997) quienes aplican la Teoría de Opciones para valorar la oportunidad de invertir en una pesquería regulada por medio de Cuotas Individuales Transferibles (ITQs). Este trabajo presta especial interés a la determinación de un precio crítico de las ITQs. Por su parte, el trabajo de Li (1998) extiende la Teoría de Opciones Reales a la valoración de la oportunidad de explotar una pesquería bajo condiciones de incertidumbre en relación al stock explotado. El autor muestra en este artículo que la política de capturas se vuelve más conservadora incrementándose la eficiencia económica. El modelo desarrollado se aplica a la pesquería “Victorian rock lobster”. Murillas (2003) desarrolla un modelo de opción para valorar y gestionar recursos pesqueros cultivados aplicado, en particular, al sector mitilícola gallego. Finalmente, Murillas y Chamorro (2006) desarrollan un modelo de opciones a partir de los trabajos previos de Li (1998) y Weninger y Just (1997). Este modelo, que ha sido

¹⁶ El modelo Black-Scholes de valoración de derivados financieros fue empleado por Merton para estimar el valor actual de una opción de compra o venta de acciones en una fecha futura. Después se aplicaría a otras áreas de la economía tales como el crecimiento económico neoclásico en un contexto incierto o el crecimiento en una economía abierta en ambiente de incertidumbre. Produjo un auge de nuevos instrumentos financieros y facilitó un manejo más eficaz del riesgo, haciendo posible lo que algunos denominan la “administración científica del riesgo”, generando con ello un rápido crecimiento de los mercados de derivados en las tres últimas décadas.

aplicado para valorar la pesquería del Atún de aleta amarilla del Pacífico, introduce no sólo incertidumbre biológica sino también económica.

En las secciones siguientes se explica en detalle el concepto que se esconde detrás del modelo de valoración de opciones que se utiliza.¹⁷

La filosofía de las opciones reales

La incertidumbre como fuente de oportunidades.

La teoría de las opciones reales descansa sobre la filosofía de que la incertidumbre que habitualmente rodea el mundo real, lejos de representar una amenaza para los gestores, debe ser entendida como una fuente de oportunidades. Una mayor incertidumbre puede conducir a un valor superior de las explotaciones si los gestores son capaces de identificar y responder, de la mano de una gestión flexible, al desarrollo de los acontecimientos. La relación entre el tiempo y la incertidumbre se representa en la FIGURA 3. A medida que aumenta el horizonte temporal, se contempla que también aumenta el rango de posibles valores futuros, lo que se conoce en la literatura con el nombre del “cono de la incertidumbre”.

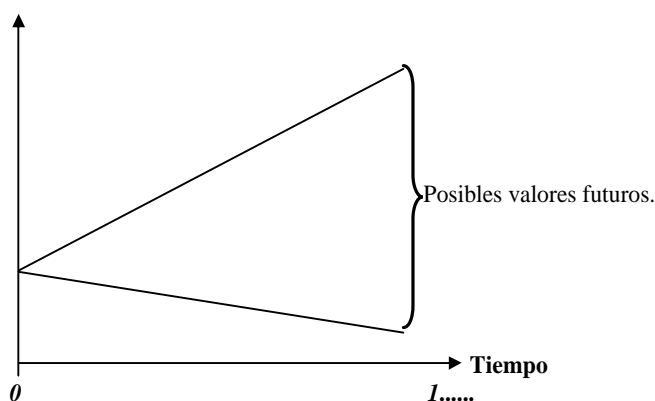


FIGURA 3. El cono de la incertidumbre.

Esta figura podría representar los posibles valores de una explotación pesquera entre dos periodos, los cuales dependerán, entre otros, de la evolución de los precios de mercado, así como de la evolución del recurso pesquero.

En la FIGURA 4 se muestra de qué forma la evolución del valor incierto de una explotación pesquera, a lo largo de un período de tiempo concreto, se traduce en términos de la distribución de probabilidades de dichos valores. La incertidumbre en relación a las variables aleatorias (precio, recurso, etc.) se mide a través de la volatilidad de la tasa de rentabilidad esperada.

¹⁷ Amram y Kulatilaka (2000) y Trigeorgis (1996) ofrecen una amplia introducción y revisión de la filosofía de las opciones reales.

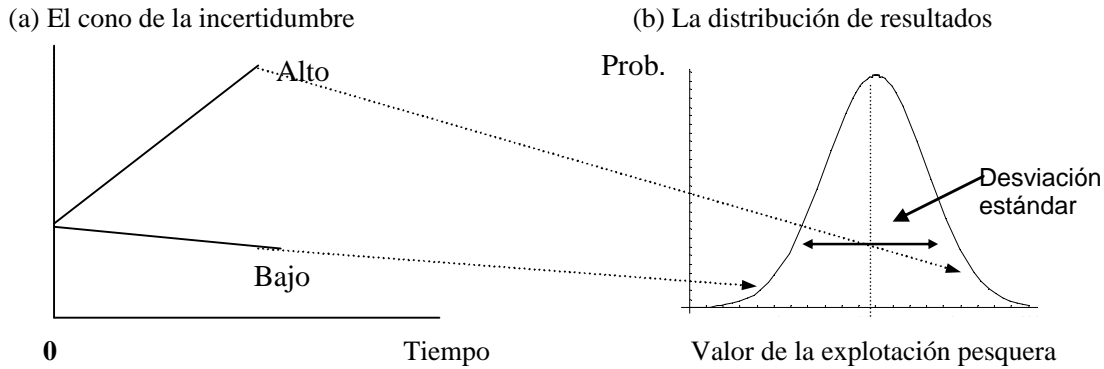


FIGURA 4. La distribución de probabilidades del cono de la incertidumbre.

Las opciones reales y el cono de la incertidumbre

A continuación se identifica de qué manera la teoría de opciones modifica el cono de la incertidumbre, y en consecuencia, la distribución de probabilidades del valor futuro de una explotación pesquera. Para ello, en primer lugar se introduce el concepto de opción real.

Una opción real (de compra) se define como un contrato entre dos partes, por el cual la parte compradora de la opción tiene el derecho (que no la obligación) de tomar una decisión en una fecha determinada (la fecha de ejecución de la opción). Si todo ha transcurrido bien, el comprador de la opción tomará una decisión pero si ha transcurrido mal, tomará otra distinta. Esto significa que el valor de la opción cambia en función de la decisión que se adopte, “decisión contingente”.

Tómese como ejemplo el caso de un gestor o pescador que adquiere una opción real por la cual tiene el derecho a extraer (ó no) el recurso pesquero en una fecha t determinada. De manera que, llegada dicha fecha t , si el precio del recurso es “suficientemente elevado” y el volumen de stock es “aceptable”, según el criterio científico de evaluación del recurso, el gestor tomará la decisión de extraer el recurso y comercializarlo. Si por el contrario, una ó ambas variables no alcanzasen unos valores mínimos, el gestor tomará la decisión de no extraer el recurso y esperar para su comercialización, esto es, la opción de ver y esperar. Se trata de una decisión contingente que el gestor lleva a cabo siempre y cuando decida adaptarse a la incertidumbre existente y gestionar la explotación del recurso con “flexibilidad de gestión”.

Los pagos (cash-flow) que proporciona una opción sobre un recurso pesquero son los mismos que se derivan de la explotación pesquera (pesquería) y, por lo tanto, el valor de ambos (al menos teórico) debería ser idéntico. Motivo por el que la Teoría de valoración de Opciones se utiliza para valorar la producción de las pesquerías.

Bajo la filosofía de las opciones reales se identifica y cuantifica no sólo el valor actual del flujo futuro derivado de la explotación productiva (valor tradicional de la producción pesquera), sino también las opciones que la incertidumbre crea y, por lo

tanto, la Prima o valor que recoge la disponibilidad a pagar por explotar el recurso en el futuro.

El derecho que otorgan las opciones reales modifica el cono de la incertidumbre como se representa en la FIGURA 5.

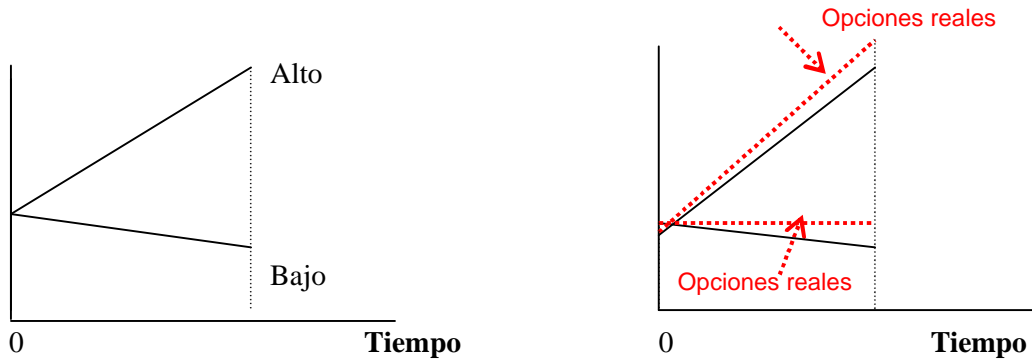


FIGURA 5. Las opciones reales y el cono de la incertidumbre.

En la FIGURA 6 se muestra como “la flexibilidad de gestión” introduce una asimetría en la distribución de probabilidades del valor de la explotación pesquera que expande el verdadero valor de la misma, incrementando las ganancias potenciales, por un lado, y limitando las pérdidas relativas a las expectativas iniciales derivadas de una gestión pasiva del recurso, por otro.

El valor esperado de la producción pesquera según un modelo de opciones, $E(VAN)$ estratégico, es igual al valor esperado de la producción (valor añadido) según un modelo tradicional de valoración, $E(VAN)$ estático, más una prima P de forma que se cumple:

$$E(VAN)_{\text{estratégico}} = E(VAN)_{\text{estático}} + P.$$

Valor de la producción (modelo de opciones) = Valor de la producción pesquera (modelo tradicional) + expectativas futuras de producción

Esta prima P cuantifica el valor de la flexibilidad para tomar decisiones en el futuro en relación con la extracción de los recursos y, en consecuencia, en relación a su potencial productivo (por ejemplo, valor de la opción de reabrir una pesquería, valor de la opción de cerrar temporalmente una pesquería, etc.). No incluir el valor de la prima, recogido por el valor de opción de los recursos pesqueros, implicaría subestimar el valor de la producción.

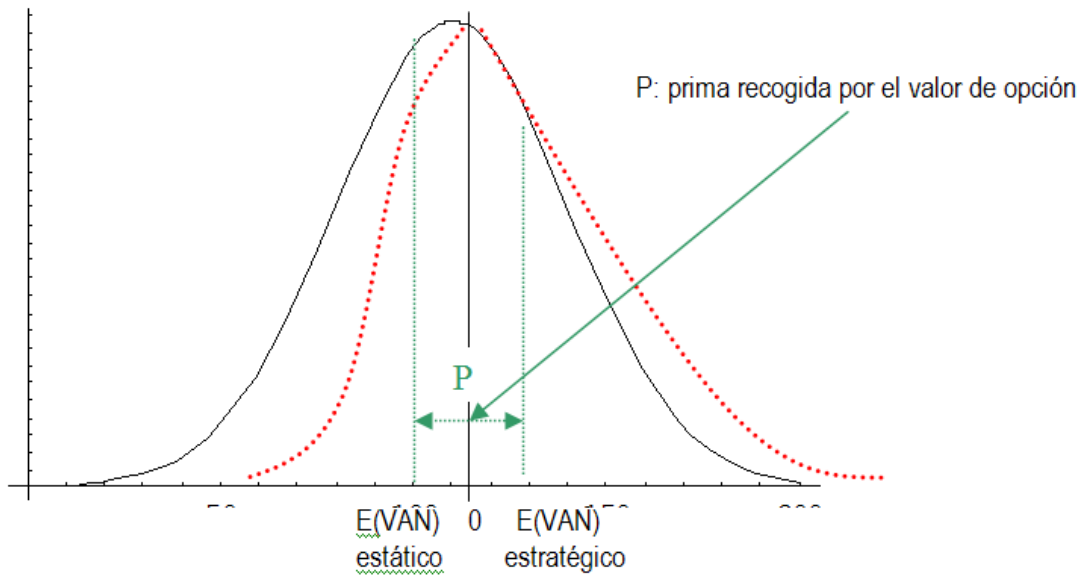


FIGURA 6. Distribución de probabilidades del valor de la producción pesquera potencial.

Marco general del modelo de valoración de opciones.

Los supuestos generales del modelo son:

- i) La valoración se lleva a cabo por gestores adversos al riesgo y bien diversificados.
- ii) No existen oportunidades de arbitraje.
- iii) No hay costes de transacción ni impuestos.
- iv) El precio al contado del recurso pesquero S viene descrito por el siguiente proceso browniano geométrico¹⁸:

$$\frac{dS}{S} = \mathbf{m}dt + \mathbf{s}dz, \quad [1]$$

Donde:

\mathbf{m} : valor esperado en el cambio del precio del recurso pesquero. Bajo condiciones de certeza se puede demostrar que se satisface la igualdad siguiente: $\mathbf{m} = r$, siendo r el tipo de interés libre de riesgo del mercado.

\mathbf{s} : volatilidad del cambio inesperado en el precio del recurso.

dz : diferencial de un proceso de Gauss-Wiener o proceso browniano. Este proceso se caracteriza por la relación siguiente:

$$dz = \mathbf{e}\sqrt{dt}, \text{ siendo } \mathbf{e} \sim N(0,1). \quad [2]$$

¹⁸ Se utiliza un proceso de difusión lognormal (también denominado progresión geométrica browniana) para representar la evolución estocástica del precio del recurso pesquero.

v) La dinámica de evolución del stock del recurso X es función de su función de crecimiento, $F(X)$, y de la tasa de capturas del mismo, que depende del stock y del esfuerzo de pesca, $h(E, X(t))$. La dinámica del stock, en condiciones de certeza, se puede modelar a partir de la expresión siguiente:

$$dX = [F(X) - h(E, X(t))] dt. \quad [3]$$

vi) El beneficio derivado de la actividad productiva se obtiene de la multiplicación de las capturas, h , por el beneficio unitario que se obtiene descontando del precio el coste unitario, C ,

$$B = (S - C)h \quad [4]$$

vii) Las expectativas de escasez del recurso se recogen a través de la denominada tasa de conveniencia, k .

El valor del potencial productivo futuro -valor de opción real- se obtendrá a partir del problema de maximización [5], donde v representa el valor de opción de la pesquería si ésta permanece abierta/explotada en el momento de la valoración y w representa el valor de la pesquería si ésta está cerrada en el momento de la valoración.

$$\begin{aligned} \text{Max}_{h \in (0, h)} \left[\frac{1}{2} v_{ss} s^2 s^2 + v_s s(r - k) - rv + v_X [F(X) - h] + (s - c)h \right] &= 0; \\ \frac{1}{2} w_{ss} s^2 s^2 + w_s s(r - k) - rw &= 0 \end{aligned} \quad [5]$$

Este modelo general ha sido adaptado a VANE introduciendo para ello un supuesto simplificador dadas las características particulares del ejercicio de valoración. Nótese que el ejercicio de valoración se lleva a cabo para un año concreto por lo que se asume que la explotación de los recursos se desarrolla en un marco de sostenibilidad, ya que de otro modo, el consejo científico de tipo biológico de los stocks comerciales habría supuesto el cierre temporal o incluso, permanente de las pesquerías -como es el caso de la pesquería de la anchoa del Cantábrico-, el cual ya se habría considerado en el ejercicio de valoración abordado. Este consejo científico y el resultado derivado del mismo se conoce durante el mes de diciembre de cada año. La sostenibilidad de los recursos no puede, sin embargo, asegurarse si el ejercicio de valoración comprende un período multianual.

En consecuencia, en la aplicación de este modelo al ejercicio VANE no se tiene en cuenta la dinámica de cada uno de los stocks bajo explotación comercial (supuesto v). Sin embargo, se consideran unas expectativas de escasez del recurso que pudieran afectar a los recursos en el corto plazo (supuesto vii).

El modelo [5] de valoración multianual se simplifica pudiéndose aplicar el modelo de Black y Scholes, siguiente:

$$V/h(t) = \{S(t)e^{-kj}N(d_{1j}) - C(T)e^{-rj}N(d_{2j})\} \quad [6]$$

Donde:

$$d_{1j} = \frac{\ln(S/C) + (r - k + \frac{\mathbf{s}^2}{2})j}{\mathbf{s}\sqrt{j}};$$

$$d_{2j} = \frac{\ln(S/C) + (r - k - \frac{\mathbf{s}^2}{2})j}{\mathbf{s}\sqrt{j}} = d_{1j} - \mathbf{s}\sqrt{j}.$$

$$\mathbf{g} = \left[-(\mathbf{b} - 1) + \sqrt{(\mathbf{b} - 1)^2 + \frac{4\mathbf{a}}{h}} \right] / 2,$$

$$\mathbf{b} = \frac{2(r - k)}{\mathbf{s}^2},$$

$$\mathbf{a} = \frac{2r}{\mathbf{s}^2}$$

[7]

$N(\cdot)$: función de distribución de probabilidades acumuladas de una variable normal con media cero y varianza uno.

2.3.3. Resultados en el año de referencia 2005

A/ Valor de uso productivo de los recursos capturados por el hombre para el consumo humano

A1/ Renta (Valor Añadido Neto a coste de los factores) de la producción pesquera capturada. Resultados para todo el territorio nacional

En el CUADRO 12 se proporciona el valor de mercado, tanto en aguas nacionales como en aguas no nacionales, de la producción pesquera obtenida por la flota española.

Se trata de un valor para todo el territorio nacional. Recuérdese que por aguas nacionales se entiende aquéllas que discurren desde la costa hasta la línea exterior de las 200 millas náuticas, comprendiendo, por tanto, los caladeros ubicados dentro de la Zona Económica Exclusiva (ZEE). Sin embargo, la evidencia empírica muestra que la mayor parte de la actividad pesquera se lleva a cabo en aguas de la Plataforma continental.

Aunque en el CUADRO 12 también se proporciona el valor de la producción pesquera atribuible a la actividad de la flota española en aguas no nacionales, se considera que este valor de producción no debe ser tenido en cuenta para el ejercicio de valoración que se propone en VANE. La razón es evidente; el contexto de análisis de VANE es el referido al ámbito geográfico de España y, para este servicio, esto se concreta en el ámbito de los caladeros nacionales.

CUADRO 12. Renta de la producción pesquera capturada en el caladero nacional (ZEE) y no nacional.

Estrato	Renta de la pesca = VAN _{cf} (€)
Arrastre	177.121.898,52
Artesanales	50.110.840,06
Cerco	115.278.108,80
Palangre	32.882.061,93
Volantas	8.655.831,87
Aguas nacionales	384.048.741,18
Arrastre	125.791.832,96
Artesanales	2.721.687,07
Cerco	108.416.118,05
Palangre	109.402.355,88
Cañeros atuneros	9.501.689,10
Aguas no nacionales	355.833.683,06

Fuente: Encuesta al sector pesquero extractivo. Subdirección General de Estadísticas Agroalimentarias del MAPA. MAPA (2005).

En el marco de este ejercicio de valoración de la producción pesquera en términos agregados, esto es, incluyendo el valor de la producción pesquera de todas las especies explotadas por la flota española en caladeros nacionales, no se incluye la estimación de un coste asociado al efecto que sobre el valor de la producción pudiera tener la sobreexplotación de alguna de las especies. Se considera que este ajuste adquiriría mayor importancia en el caso de una única pesquería. Como, además, al valor de la producción se le agrega el valor de opción de las expectativas de producción futuras el posible sesgo es despreciable. En otros términos, se supone que el coste ocasionado por la sobre explotación será menor cuanto mayores sean las expectativas de escasez de los recursos explotados.

A2/ Ingresos de la producción pesquera capturada. Resultados para todo el territorio nacional

Como se ha indicado previamente, la macromagnitud de renta se considera como mejor indicador que los ingresos del valor de mercado de la producción pesquera. No obstante, en el CUADRO 13 se proporciona información sobre los ingresos derivados de la producción pesquera, a partir de los cuales se obtiene el valor de la renta presentado en el CUADRO 12.

CUADRO 13. Ingresos derivados de la producción pesquera capturada.

Estrato	Ingresos (millones euros, M€)
Aguas nacionales	815,95
Aguas no nacionales	1.068,59

Fuente: Subdirección General de Estadísticas Agroalimentarias del MAPA.

B/ Valor de uso productivo de los recursos cultivados por el hombre para el consumo humano

B1/ Ingresos de la producción pesquera cultivada (acuicultura y piscicultura). Resultados para todo el territorio nacional

Los ingresos derivados de la producción acuícola total cuyo uso final es tanto el consumo humano como no humano se muestran en el CUADRO 14. Como puede observarse en el CUADRO 15 el valor de los ingresos procede además de la producción acuícola marina (el origen del agua es el mar y zonas intermareales sálobres) de la producción acuícola continental (aunque en términos comparativos el valor de esta última es mucho menor). En particular, la producción acuícola del año 2005 procede de Andalucía, Castilla la Mancha, Castilla y León, Comunidad Valenciana, Galicia, Principado de Asturias, Cantabria, Islas Baleares y Cataluña.

Se destaca que el 71% del valor de los ingresos de la producción acuícola de moluscos tiene su origen en el sector mitilícola gallego. A su vez, casi el 92% de la producción de crustáceos y moluscos procede de Galicia.

CUADRO 14. Ingresos de la producción pesquera cultivada para consumo humano y no humano.

Tipo de cultivo	Ingresos (€)
Crustáceos	1.809.370,56
Peces	303.633.660,05
Moluscos	113.801.492,18
- Mejillón gallego	81.649.284,39
Macrófitos (algas)	225.000,00
TOTAL ACUICULTURA	419.469.522,79

Fuente: Subdirección General de Estadísticas Agroalimentarias del MAPA.

CUADRO 15. Ingresos de la producción pesquera cultivada según el uso del agua.

Origen del agua	Tipo de cultivo	%	Ingresos (€)
Peces	Origen marino	76	231.760.550,46
	Origen continental	24	71.873.109,59
TOTAL peces		100	303.633.660,05
Crustáceos, moluscos y plantas	Origen marino	99,99	115.829.862,74
	Origen continental	0,01	6000,00
TOTAL crustáceos, moluscos y plantas		100	115.835.862,74
TOTAL acuicultura		100	419.469.522,79

En el CUADRO 16 se identifica la producción correspondiente por especie cuyo destino es el consumo humano (el 9% de la producción total tiene como destino un consumo no humano).

CUADRO 16. Ingresos de la producción pesquera cultivada para consumo humano.

Tipo de cultivo	Ingresos (€)
Crustáceos	1.783.870,56
Peces	268.480.417,02
Moluscos	112.341.733,92
TOTAL ACUICULTURA consumo humano	382.606.021,50

B2/ Renta de los recursos cultivados por el hombre para el consumo humano. Resultados para todo el territorio nacional

Dado que la práctica totalidad de la producción de crustáceos y moluscos en España procede del sector cultivador gallego, se toma como principal referencia para la obtención del Valor Añadido de este subsector las Tablas Input Output de los subsectores del sector pesquero gallego. Por su parte, para el subsector piscícola es preciso recurrir a las cuentas de resultados de las empresas de este sector. Los resultados de la estimación se presentan en el CUADRO 17.

CUADRO 17. Renta de la producción pesquera cultivada para consumo humano.

Tipo de cultivo	Renta (€)
Crustáceos	1.618.763,71
Peces	132.860.487,65
Moluscos	74.113.410,19
TOTAL ACUICULTURA consumo humano	208.592.661,54

C/ Valor de las materias primas procedentes del sector pesquero y cultivador

C1/ Ingresos asociados a las algas y otros recursos procedentes del sector extractivo y cultivador. Resultados para todo el territorio nacional

El valor de las materias primas algas rojas¹⁹, descargadas por el sector pesquero extractivo procedentes de la Zona 27 de FAO (Atlántico Noreste) alcanzaba los 66.000 euros en el año 2005. Este valor se contempla como parte del valor obtenido en el CUADRO 12. Por su parte, como ya se ha visto en el CUADRO 14, el valor de la producción de macrófitos (algas) cultivados asciende a un total de 225.000 euros. A estos valores debe agregarse aquél correspondiente a la producción de peces, moluscos y crustáceos cuyo uso es distinto del consumo humano (ciclo acuicultura, ornamental, otros) y que representa aproximadamente el 9% del valor de la producción acuícola contemplada en el CUADRO 14. Los ingresos derivados de las materias primas se muestran en el CUADRO 18.

CUADRO 18. Ingresos de la producción de materias primas.

Tipo de cultivo	Sector	Ingresos (€)
Algas rojas	Extractivo	66.000,00
Algas	Cultivador	225.000,00
Crustáceos	Cultivador	25.500,00
Moluscos	Cultivador	1.459.758,26
Peces	Cultivador	35.153.243,04
TOTAL	-----	36.929.501,30

C2/ Renta asociada a las algas y otros recursos procedentes del sector extractivo y cultivador. Resultados para todo el territorio nacional.

Los consumos intermedios derivados de la producción de los organismos marinos (peces, crustáceos y moluscos) del sector cultivador con usos diferentes a los del consumo humano se estiman de forma similar a los consumos intermedios de los mismos tipos de cultivo cuyo destino es el consumo humano (véase CUADRO 17). La información estadística utilizada no permite diferenciar entre el proceso productivo de los diferentes organismos marinos según su uso o destino final. A partir de éstos se obtiene el valor de la renta recogida por el CUADRO 20.

Por otra parte, para la producción de algas procedentes del sector cultivador no se dispone de información relativa a los consumos intermedios por lo que no se obtiene el valor de la magnitud renta. Finalmente, el valor de la renta de la producción de algas del sector extractivo se ha contemplado como parte del valor de la producción

¹⁹ Según la clasificación de CEIUAPA: Clasificación Estadística Internacional Uniforme de los Animales y Plantas Acuáticos.

pesquera extractiva (CUADRO 12) no siendo posible identificar de forma individual la renta que aporta al conjunto de la producción pesquera dicho organismo marino.

CUADRO 20. Renta de las materias primas procedentes del sector cultivador.

Tipo de cultivo	Sector	Renta (€)
Crustáceos	Cultivador	23.139,84
Moluscos	Cultivador	963.022,90
Peces	Cultivador	17.395.969,00
TOTAL	-----	18.382.131,74

C3/ Ingresos procedentes de las harinas y aceites de pescado. Resultados para todo el territorio nacional

Para analizar los ingresos y la renta procedentes de las harinas y aceites de pescado se utilizan dos fuentes distintas: un completo estudio del sector realizado a iniciativa del Parlamento Europeo (PE) y que se plasma en un documento de trabajo (European Parliament Report, 2004) y los datos que proporciona la Encuesta Industrial de Productos (PRODCOM) del INE sobre la producción de harina de pescado. La razón de utilizar estas dos fuentes es que, si bien el estudio del PE es más completo, sus datos se refieren al año 2003 y anteriores, y se tiene que usar los datos del INE para estimar el valor de renta de este servicio para el año 2005.

Se van a presentar los datos del valor de la producción de la harina y el aceite de pescado. El primer valor es el calculado para el año 2003 con la información más completa (PE), y donde se presentan datos de la producción de harina y aceite de pescado. El segundo valor sería el que se corresponde con el año de interés del estudio VANE, 2005, con la información proporcionada por la Encuesta Industrial de Productos del INE y donde se calcula el valor de la producción de la harina de pescado, siendo el valor de la producción de aceite de pescado una estimación.

Valor de la Producción para el año 2003 (fuente: European Parliament Report, 2004):

En el año 2001 se consumieron en España unas 177.000 toneladas de harina de pescado y 42.000 toneladas de aceite de pescado. Su uso principal fue para la alimentación de Cerdos y Aves (más del 50%), la acuicultura (entre el 15 y el 20%), los rumiantes (25%) y un pequeño resto para la alimentación de mascotas y otros usos.

Sólo un tercio de este consumo se debe a la producción nacional, importándose el resto. En España hay 10 factorías, en las que trabajan unos 250 empleados, que se dedican a su producción. El detalle de su producción para el año 2003 aparece en el CUADRO 21.

CUADRO 21. Producción de harina y aceite de pescado en España. Año 2003.

Región	Factorías	Harina de Pescado (Tn)	Aceite de Pescado (Tn)
Galicia	5	35.000	5.000
Cantabria	2	3.000	1.000
País Vasco	1	1.000	200
Andalucía	2	3.000	500
TOTAL	10	42.000	6.700

El 100% de la producción tiene como materia prima los restos de pescado (trimmings) de los que se necesitaron 160.500 toneladas para obtener la producción anterior. En el año 2003 el precio medio de la tonelada de harina de pescado fue de 543 euros y el del aceite de 467 euros. Así, el valor de la producción fue de aproximadamente unos 22,81 millones de euros para la harina de pescado y de unos 3,13 millones para el aceite, sumando un valor total de casi 26 millones de euros. En el CUADRO 22 se puede ver que el valor de la producción de harina de pescado supone en promedio para los últimos años el 86,5% del valor total del sector, mientras que el aceite supone el 13,5% restante.

CUADRO 22. Ingresos derivados de la producción de harina y aceite de pescado. 1999-2003.

Año	Ingresos Harina (miles de euros)	%	Ingresos Aceite (miles de euros)	%	Total (miles de euros)
1999	20262	87,0	3032	13,0	23294
2000	29053	87,1	4310	12,9	33363
2001	37282	83,9	7151	16,1	44433
2003	22806	87,2	3129	12,1	25935

A estas cifras habría que sumar el valor de las 900 a 2000 toneladas de aceite de hígado de tiburón, que se exporta a Japón para su uso en la fabricación de drogas inhibidoras del cáncer y el SIDA, y las 4500 toneladas de aceite de hígado de bacalao usado para la fabricación de complementos para la salud.

Valor de la Producción para el año 2005 (fuente: Encuesta Industrial de Productos. INE).

Para el año 2005 sólo se han encontrado datos de la producción de harina de pescado en la Encuesta Industrial de Productos (PRODCOM) del INE. La producción de ese año fue de 34.593 toneladas con un precio medio de 521,9 euros por tonelada resultando en un valor de la producción de 18,1 millones de euros.

Para estimar el valor total de la producción de harina y aceite se utiliza el promedio calculado en la sección anterior, en la que se señalaba que la producción de harina supone aproximadamente el 86,5% del valor total del sector, mientras que el valor del aceite se lleva el 13,5% restante (véase CUADRO 22). Así, una estimación del valor de la producción de aceite de pescado para el año 2005 sería de 2,8 millones de euros,

alcanzando el valor total de la producción de harina y aceite de pescado un valor estimado de 20,9 millones de euros (CUADRO 23).

CUADRO 23. Ingresos derivados de la producción de la harina y el aceite de pescado para el año 2005.

Producto	Valor de la producción (millones euros, M€)
Harina de pescado	18,1
Aceite de pescado	2,8
TOTAL	20,9

Compatibilidad de valores del INE y del informe del PE.

Para calcular el valor de la producción del apartado anterior se han utilizado dos fuentes de datos distintas, las del documento de trabajo del PE y las de la Encuesta Industrial de Productos del INE. Cabe preguntarse si ambas fuentes presentan una imagen similar de la producción o si por el contrario proporcionan resultados distintos, con lo que sería problemático utilizar los promedios calculados con una fuente para estimar valores de la producción con los datos de la otra. El CUADRO 24 muestra la evolución de la producción de harina de pescado con los datos de las dos fuentes, y cómo se puede observar, si bien los valores no son idénticos, su evolución es la misma por lo que se consideran compatibles.

CUADRO 24. Producción de harina de pescado en España: valores INE y PE.

Año	Producción PE (Tn)	Producción INE (Tn)
1999	55000	35688
2000	65000	63827
2001	70000	76517
2002	-----	39192
2003	42000	45306
2004	-----	35211
2005	-----	34593
2006	-----	35366

Evolución del valor de la producción de harinas y aceites de pescado a lo largo del tiempo.

El cuadro anterior también permite observar una importante variabilidad en las cifras de producción, con una gran reducción en la producción de harina de pescado a partir del año 2001, debida a la prohibición de utilizar este producto en la alimentación de los rumiantes impuesta por la Comisión Europea en 2001²⁰.

²⁰ Medida de precaución establecida por la Decisión 2000/766/CE del Consejo, de 4 de diciembre de 2000, relativa a determinadas medidas de protección contra las encefalopatías espongiformes transmisibles y la utilización de proteínas animales en la alimentación animal.

Esta situación ha cambiado con la resolución del Parlamento Europeo del 10 de julio de 2007 que pide a la Comisión y al Consejo que levanten la prohibición de utilizar aceites y harinas de pescado en la alimentación de los rumiantes, al no existir pruebas científicas para sostener una prohibición total de las harinas de pescado en razón de que pueden transmitir la Encefalopatía Espongiforme Bovina, EEB u otras Encefalopatías Espongiformes Transmisibles (European Parliament, 2005), con lo que es previsible que la producción vuelva a remontar en los próximos años.

Por otra parte, la evolución de los precios no muestra menor variabilidad. Como se puede observar en la **FIGURA 7**, los precios han pasado de 460 euros por tonelada en el año 1999 a casi duplicarse en el 2007. La escalada del precio de la harina de pescado se debe en gran medida a dos razones. Por un lado, al aumento de su demanda por parte de la acuicultura, que ha pasado de utilizar el 44% de la producción total de harina de pescado en el año 2002 a consumir el 57% en el 2006. En el caso particular del aceite de pescado, esta industria consume el 87% de la producción global. En segundo lugar, hay que tener en cuenta el auge de la economía china que capta el 25% de la producción total de harina de pescado.

Precio de la harina de pescado

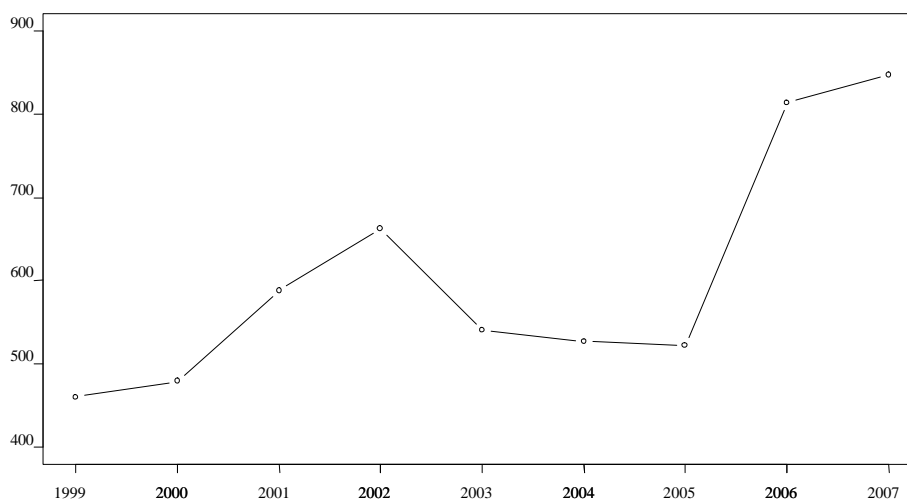


FIGURA 7. Evolución del precio de la harina de pescado. Euros/Tn.

La evolución del valor de la producción de harinas y aceites de pescado hereda, por tanto, los fuertes vaivenes tanto de la producción como del precio a lo largo de los últimos años, por lo que elegir un único año para valorar este servicio tiene el riesgo de ser una referencia no demasiado representativa. En la FIGURA 8 se presentan las estimaciones para el valor de la producción del sector de harina y aceite de pescado de los últimos años, y en ella se puede observar valoraciones tan diferentes de este servicio como las del año 1999, con valor estimado de 18,9 millones de euros, y la del año 2001, con una estimación del valor de 51,7 millones. El valor de la producción para el año 2005, el de referencia para el estudio VANE, se encuentra entre los menores valores.

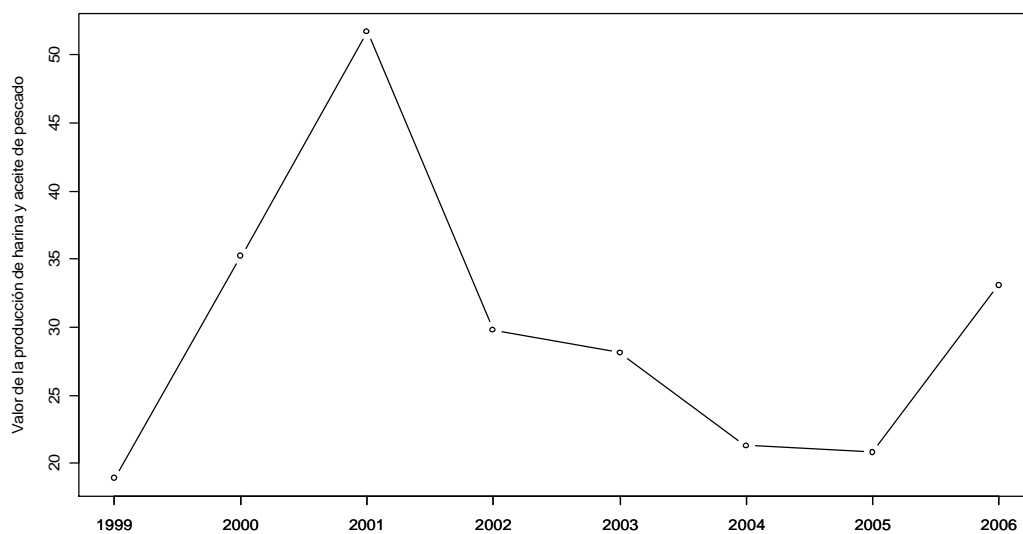


FIGURA 8: Evolución del valor de la producción de la harina y el aceite de pescado.
Millones de euros.

C4/ Renta procedente de las harinas y aceites de pescado. Resultados para todo el territorio nacional

Con los datos de las cuentas de resultados de las cinco factorías gallegas que se dedican a la producción de harina y aceite de pescado y que suponen el 83,33% de la producción de harina y el 74,62% de la aceite, se ha calculado el porcentaje del valor total de la producción que suponen los costes intermedios, el 74,4%, y el porcentaje que suponen las cantidades dedicadas a la amortización, el 7,6%. Descontando del valor de producción las cantidades estimadas de consumos intermedios y amortización se obtiene el valor de la renta de este servicio.

En el año 2005 el valor de la producción fue de 20,9 millones de euros. Por tanto, la estimación del valor de los costes intermedios será de 15,55 millones de euros (el 74,4%) y la estimación de las cantidades dedicadas a amortización de 1,6 millones (el 7,6%), dejando el valor de renta del servicio de producción de harina y aceite de pescado para el año 2005 en un montante de 3,75 millones de euros (véase el CUADRO 25).

CUADRO 25. Renta procedente de la producción de la harina y el aceite de pescado.

Producto	Valor de la producción (millones euros, M€)
Valor de la producción	20,9
Consumos intermedios	15,55
Amortizaciones	1,6
Valor Añadido Neto	3,75

D/ Valor de opción de la producción pesquera. Resultados para el caso de estudio seleccionado

El caso de estudio se subdivide en dos partes. Por un lado, bajo el epígrafe D.1. se muestra un ejemplo de obtención del valor de opción de la pesquería asociada a la costera de la anchoa (pesquería mono-específica) desarrollada por la flota de bajura española en la División ICES VIIIIC, con descargas en el País Vasco. De otro, bajo el epígrafe D.2. se muestra una segunda aplicación estimándose el valor de opción de toda la actividad pesquera de la flota española en la División ICES VIIIIC. Esta actividad incluye otras costeras además de la costera de la anchoa, hablándose entonces del valor de opción del conjunto de pesquerías multi-específicas. A partir de ambos casos se obtiene la evidencia que permitirá derivar el valor de opción de la producción pesquera de España. Este valor está estrechamente vinculado con la renta obtenida por la flota española en aguas nacionales (CUADRO 12).

Para llevar a cabo el desarrollo del modelo de opción y su aplicación al caso de estudio definido previamente, se hace uso de la información estadística de la Base de Datos de AZTI - Tecnalia.²¹

D1/ Valor de opción de una pesquería mono-específica: la pesquería de la anchoa en la División VIIIIC

En esta sección se presenta la estimación del valor de opción de la pesquería mono-específica de la costera de la anchoa capturada por la flota de cerco (bajura) española en la División ICES VIIIIC y descargada en puertos vascos. Para ello, se hace uso del modelo de opciones general presentado en la sección de metodología.

La elección de esta pesquería mono-específica como ejemplo responde a un criterio doble:

- ❖ Su importancia como especie objetivo: hasta el año 2004 sólo la pesquería de la anchoa ha representado aproximadamente el 50% del valor de las descargas de la flota de bajura española en puertos vascos.
- ❖ Representa un ejemplo claro sobre la bondad del uso de la metodología de opciones: la producción de mercado de esta especie ha ido decreciendo en los últimos años debido a la situación biológica del stock de anchoa, habiéndose alcanzado una situación de cierre técnico para esta pesquería en el año 2005 que se mantiene en la actualidad (véase en la FIGURA 9 la evolución de las capturas en los últimos años). El valor comercial de mercado de esta especie se ha visto reducido llegando a ser cero en el año 2005, lo que no significa que el valor productivo de esta pesquería sea nulo, por lo que es preciso cuantificar la prima (FIGURA 6) asociada con su potencial productivo futuro, dado que su

²¹ Datos generados por la Unidad de Investigación Marina del centro tecnológico para la Investigación Marina y Alimentaria, AZTI - Tecnalia (<http://www.azti.es>).

pesca no ha sido abandonada permanentemente sino con carácter temporal, pudiendo ser reabierta en cualquier momento.²²

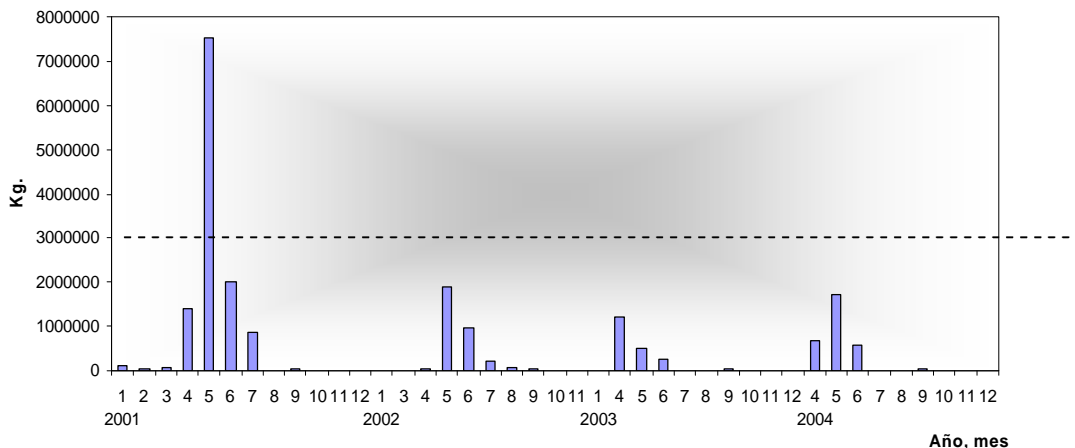


FIGURA 9. Descargas de anchoa por la flota vasca en el periodo 2001-2004.

El valor de la Prima se estima considerando los siguientes valores e información estadística:

- ❖ Tipo de interés libre de riesgo del mercado en 2005, fraccionado mensual, r_{12} : 0,20-0,25%. El valor de opción se obtiene como una suma del valor de opción mensual.²³
- ❖ Se consideran varios valores para la Tasa de Conveniencia anual, $k=0$; 0,05.
- ❖ Volatilidad, σ : 0,5.
- ❖ Precio inicial, $S_{0,t}$: se toma como precio inicial el precio promedio del año inmediatamente anterior: $S_{0,t} = \bar{S}_{t-1}$. A partir de la información estadística de la Base de Datos generada por la Fundación AZTI se obtiene el valor: $S_{0,2005} = 3,98 \text{ euros / Kg}$.
- ❖ Dado que la pesquería de la anchoa permanece cerrada en 2005, el valor de opción se obtiene a partir de la información relativa a los costes de explotación y a los Kg de anchoa descargados por mes para el período inmediatamente anterior, 2004 (último año de explotación de la pesquería).
- ❖ Aunque existen tablas para la función de distribución acumulada, $N(\cdot)$, se utiliza la aproximación polinómica siguiente (exacta hasta 4 decimales):

²² No obstante, la metodología de opciones se puede aplicar a cualquier pesquería incluso si está siendo explotada.

²³ El valor se obtiene por mes ya que se trata de una pesquería cuyo patrón de explotación depende de la costera concentrada, principalmente, en los meses de abril a junio.

$$N(x) = \begin{cases} 1 - N'(x)(a_1z + a_2z^2 + a_3z^3) & \text{cuando } x > 0 \\ 1 - N(-x) & \text{cuando } x < 0 \end{cases}$$

donde :

$$z = \frac{1}{1 + gx}$$

$$g = 0.33267,$$

$$a_1 = 0,4361836,$$

$$a_2 = -0.1201676,$$

$$a_3 = 0.9372980,$$

$$N'(x) = \frac{1}{\sqrt{2p}} e^{-\frac{x^2}{2}}$$

El resultado de la estimación del valor de la prima obtenido para la pesquería de la anchoa se presenta en el CUADRO 27

D2/ Valor de opción de pesquerías multi-específicas: las pesquerías de la flota de bajura en la División VIIIIC

En el caso anterior el ejercicio de valoración se ha centrado en la costera de la anchoa, pero si se quiere identificar todo el valor que genera la flota española en la División VIIIIC con descargas en el País Vasco será preciso tener en cuenta el resto de costeras.

La flota española descarga en el País Vasco hasta un total de 90 especies diferentes procedentes de caladeros en la División ICES VIIIIC. Aproximadamente el 90% de las descargas tanto en términos de Kg como de valor se atribuye a 7 especies: verdel, anchoa, sardina, chicharro negro, lirio, estornino y chicharro blanco, que son capturadas por la flota de bajura. En el CUADRO 26 se muestra la importancia de cada una de estas especies en volumen de capturas respecto a las capturas totales descargadas.

CUADRO 26. Especies objetivo de la flota española en la División ICES VIIIIC.

		Peso (%) de las descargas (Kg) por especie sobre el total de descargas de la flota.				
Especie		2001	2002	2003	2004	2005
1	Verdel, Caballa	42,73	46,03	26,48	50,51	61,27
2	Anchoa, Boquerón	26,77	9,90	8,93	11,61	0
3	Sardina	9,44	8,43	16,05	9,94	11,45
4	Chicharro Negro	7,37	16,79	27,58	10,61	10,46
5	Lirio, Bacaladilla	4,68	6,18	7,19	5,03	3,21
6	Estornino	1,74	1,87	2,92	2,33	3,29
7	Chicharro Blanco	1,64	2,41	3,44	1,73	1,98
% 7 especies objetivo		94,38	91,60	92,59	91,75	91,65
8	Otras	-----	-----	-----	-----	-----
% total		100	100	100	100	100

Nótese que si una flota se implica en pesquerías multiespecíficas consigue diversificar y reducir su exposición a la incertidumbre, tanto biológica como económica, repartiendo la actividad de pesca entre las diferentes costeras. En este sentido, en el CUADRO 26 se pueden observar las diferentes combinaciones de capturas de la flota en el período 2001 a 2004. En particular, la anchoa ha ido perdiendo importancia relativa en los últimos años debido a la mala situación biológica del stock, pasando de ser la segunda especie que más contribuye al valor de la producción pesquera en el año 2001 a ser la tercera en 2002, la cuarta en 2003 y, finalmente, recuperando la segunda posición en el año 2004. Al mismo tiempo que se reducen las capturas de anchoa se van incrementando las de otras especies como, por ejemplo, las de chicharro negro.

El valor de opción para la pesquería multi-específica se obtiene a partir del modelo general de valoración de opciones considerando el valor de opción sobre un “índice de especies”. Dicho índice de especies estaría constituido por las especies objetivo incluidas en el CUADRO 26.

El valor de la prima se obtiene a partir de la información estadística contemplada en el caso anterior (pesquería de la anchoa) excepto por los aspectos siguientes:

- ❖ Se toma como precio inicial, $S_{o,t}$, el precio promedio del año inmediatamente anterior: $S_{o,2005} = 0,96 \text{ euros} / \text{Kg}$.
- ❖ El valor de opción se obtiene por mes a partir de la información estadística relativa a los costes de explotación y a los Kg descargados para el conjunto de las especies objetivo, del año de estudio 2005.

Los resultados de la estimación del valor de la prima para la pesquería multi-específica se presentan en el CUADRO 27.

CUADRO 27. Prima de la producción pesquera extractiva para pesquerías de la División ICES VIIIIC.

Tipo interés	Pesquería de la anchoa		Pesquería multi-especie	
	Prima (€)		Prima (€)	
r12 (%)	K=0	K=0,005	K=0	K=0,005
0,20	1.883.402,17	1.653.624,72	19.062.789,5	18.117.754,2
0,25	1.901.417,64	1.671.576,99	19.119.051,6	18.174.016,2

D.3/ Valor de opción de los recursos pesqueros capturados en aguas nacionales, ZEE.

A partir de los modelos anteriores se obtiene el valor de opción asociado a la producción pesquera de España en los caladeros ubicados en la Zona Económica Exclusiva. En este caso general, se procede como si la flota española desarrollase el conjunto de su actividad en el marco de una pesquería ficticia multi-específica por cada

una de las áreas de mar siguientes: Canarias y Golfo de Cádiz, Cantábrico Noroeste y Mediterráneo. Estas pesquerías ficticias integran el conjunto de todas las especies descargadas por la flota española cuya evolución se recoge en la FIGURA 10. Véase que la evolución de las descargas muestra una importante variación a la baja en los años 2004 y 2005 respecto de la producción en 2003, lo que justifica en mayor medida el interés por conocer el valor de la prima asociada con las expectativas de explotación del recurso.

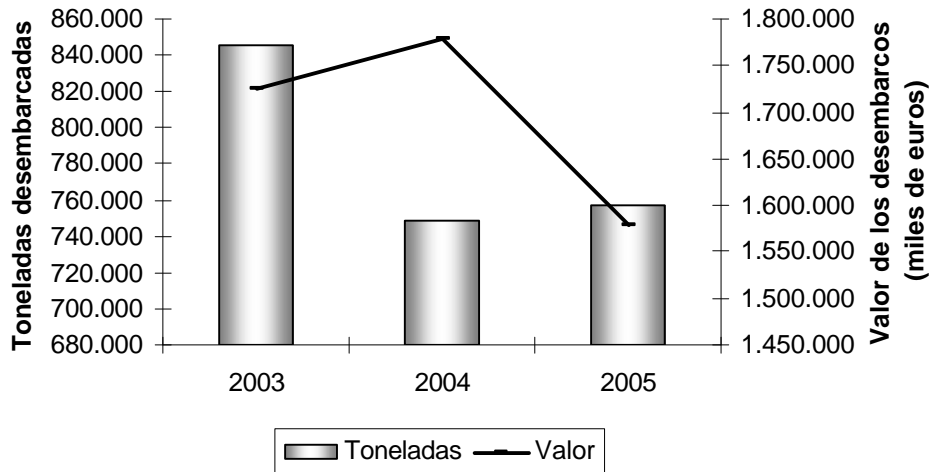


FIGURA 10. Capturas de la flota española en aguas nacionales.

Para llevar a cabo este ejercicio de valoración se tienen en cuenta, además de los parámetros utilizados para el caso de estudio, los aspectos siguientes:

- Precio inicial, $S_{0,t}$ por zonas FAO:
 - Cantábrico Noroeste: $S_{o,2005} = 1,95 \text{ euros} / \text{Kg}$.
 - Canarias-Golfo de Cádiz: $S_{o,2005} = 2,61 \text{ euros} / \text{Kg}$.
 - Mediterráneo: $S_{o,2005} = 3,07 \text{ euros} / \text{Kg}$.
- Tipo de interés libre de riesgo anual: $r = 2,5\text{-}3\%$.
- Tasa de conveniencia, $k=0,005$.
- Los consumos intermedios a precios de adquisición en los que incurre el sector extractivo en el año 2005 y que ascienden a 364,29 millones de euros (MAPA-SGEA, Encuesta de indicadores económicos del sector pesquero extractivo).
- La producción total pesquera que asciende en 2005 a 548,014 toneladas.

La prima resultante para la producción pesquera en aguas nacionales se muestra en el CUADRO.28 Nótese que este valor de opción es un valor mínimo ya que se obtiene la disponibilidad a pagar tomando como unidad del estudio un año completo (sin fraccionar el valor por mes). En base a los modelos que componen el caso de estudio (pesquería monoespecífica de la anchoa y pesquería multiespecífica) se conoce que

fraccionando la estimación del valor de opción éste se multiplica por 4/5 respecto de la estimación anual. Los modelos de opciones son modelos dinámicos en el tiempo, que tendrían que reajustarse incluso en el día a día, porque la disponibilidad a pagar depende en gran medida de la variable tiempo (como sucede con los mercados de opciones financieras).

CUADRO 28. Prima de la producción pesquera capturada en el caladero nacional (ZEE).

Zona	Prima (€) – valor máximo		Prima (€) – valor mínimo	
	k=0	k>0	k=0	k>0
Aguas nacionales	150.376.189,3	125.424.684	37.594.047,33	31.356.171

2.3.4. Asignación del valor al territorio nacional en el año de referencia 2005

La asignación del valor del servicio de producción de alimentos y materias primas, incluyendo el valor de opción asociado al océano, se lleva a cabo a partir de los criterios que se exponen en los apartados siguientes. Nótese que si bien para otros activos naturales puede resultar sencilla la interpretación de una medida de valor por hectárea, en el caso del activo océano abierto y plataforma continental esta interpretación no es obvia. Debe tenerse en cuenta que el valor de este activo está ligado a un recurso natural, el recurso pesquero, migratorio y que en este sentido no entiende de fronteras físicas. La ZEE y la Plataforma continental deben ser entendidas como zonas de pesca posible de la flota española, y no como superficie que realmente ocupan dichos recursos pesqueros. En consecuencia, la asignación del valor de la producción pesquera a una superficie no debe ser interpretada del mismo modo que cuando dicha asignación se lleva a cabo para un activo natural que no se mueve.

1. Asignación del valor de uso productivo –Renta– de los recursos capturados por el hombre para consumo humano al territorio.

La magnitud de renta generada por la actividad pesquera extractiva desarrollada en los caladeros ubicados dentro de la ZEE de España ha sido obtenida por zonas FAO (véase la primera columna del CUADRO 29). Con el objetivo de obtener una medida de la renta por hectárea para cada zona FAO, se estiman las hectáreas de Plataforma continental que le corresponde a cada una de las zonas FAO a partir de los kilómetros de la costa española bajo la influencia de dichas zonas FAO. Los resultados derivados se recogen en el CUADRO 29.

CUADRO 29. Asignación de la Renta de la producción pesquera capturada al territorio.

Estrato - Mar	Renta (€)	Ha Plataforma	Renta (€/ha)
Canarias-Golfo de Cádiz	43.216.825,76	1.085.532,941	39,81
Mediterráneo	147.945.739,75	3.938.881,519	37,56
Cantábrico Noroeste	182.263.716,52	2.767.585,539	65,86
Caladero sin determinar	10.622.459,15	-----	-----
Aguas nacionales	384.048.741,18	7.792.000	-----

Nótese que para un valor de la renta de 10.622.459 euros no se puede llevar a cabo la asignación al territorio porque se desconoce el caladero donde se ha llevado a cabo la actividad extractiva.

2. Asignación del valor de uso productivo –Renta– de los recursos cultivados por el hombre para consumo humano al territorio.

La renta de la producción pesquera cultivada en España se asigna al territorio por Comunidad Autónoma, en función del origen de dicha producción. Para obtener una medida de la renta por hectárea se aplica el criterio de kilómetros de la costa española bajo la influencia de cada Comunidad Autónoma. Con este objetivo, es preciso identificar, en primer lugar, qué parte de la producción de peces y la producción de crustáceos, moluscos y plantas es de origen marino y cuál es de origen continental. Nótese que el océano sólo presta el servicio relativo a la producción de origen marino, por lo que la asignación al territorio a partir del criterio de kilómetros de costa sólo es de aplicación para esta producción.

En el CUADRO 30 se recoge la renta de la producción acuícola según el uso del agua, esto es, renta derivada de la producción acuícola marina y continental. En el CUADRO 31 se muestra el origen de la producción acuícola por región.

CUADRO 30. Origen de la producción acuícola según el uso del agua (continental y marina).

Origen del agua	Tipo de cultivo	%	Renta (€)
Peces	Origen marino	76	101.411.087,8
	Origen continental	24	31.449.399,87
TOTAL peces		100	132.860.487,65
Crustáceos, moluscos	Origen marino	99,99	75.728.251,17
	Origen continental	0,01	3.922,731982
TOTAL crustáceos, moluscos	-----	100	75.732.173,90
TOTAL acuicultura	-----	100	208.592.661,54

CUADRO 31. Producción acuícola marina y continental por uso del agua y origen.

Tipo de cultivo	Uso del agua	Origen de la producción	%*	
Crustáceos, moluscos y plantas	Producción marina	Galicia	91,45	
		Andalucía	3,04	
		Cantabria	0,71	
		Cataluña	3,59	
		Principado de Asturias	0,33	
		Islas Baleares	0,15	
		Comunidad Valenciana	0,73	
		TOTAL	100	
	Producción continental	Castilla y León	100	
		TOTAL	100	
Peces	Producción marina	Galicia	17,89	
		Andalucía	18,82	
		Cataluña	7,57	
		Asturias	0,27	
		País Vasco	1,25	
		Cantabria	3,00	
		Comunidad Valenciana	10,36	
		Islas Baleares	2,28	
		Murcia	31,04	
		Canarias	7,52	
			TOTAL	100
		Producción continental	Galicia	33,26
	Andalucía		9,75	
	Cataluña		7,51	
	Asturias		3,73	
	País Vasco		1,33	
	Cantabria		1,08	
	Comunidad Valenciana		4,07	
	Islas Baleares		0,09	
	Murcia		0,00	
	Canarias		0,00	
	Navarra		0,89	
	La Rioja		2,07	
	Aragón		7,10	
	Castilla y León	19,39		
Castilla-La Mancha	8,62			
Extremadura	1,10			
	TOTAL	100		

* Porcentaje que representa la producción regional marina/continental respecto de la producción marina/continental en España.

A partir del CUADRO 31 y suponiendo que dichos porcentajes se mantienen cuando se pasa de la magnitud de ingresos a la de renta, se estima el valor de la renta de la producción acuícola por región. Además, como ya se ha mencionado más arriba, con el objetivo de obtener una medida de la renta por hectárea, se tienen en cuenta los kilómetros de la costa española bajo la influencia de las regiones productoras. Los resultados se presentan en el CUADRO 32.

CUADRO 32. Asignación de la Renta de la producción acuícola al territorio.

	Tipo de cultivo	Origen de la producción	Renta (€)	Ha costa	€/Ha
Crustáceos, moluscos y plantas	Producción marina	Galicia	69.253.485,69	149.800	462,31
		Andalucía	2.302.138,836	94.500	24,36
		Cantabria	537.670,58	28.400	18,93
		Cataluña	2.718.644,21	69.900	38,89
		Principado de Asturias	249.903,22	40.100	6,23
		Islas Baleares	113.592,37	142.800	0,79
		Comunidad Valenciana	552.816,23	13.500	40,94
	Producción continental	Castilla y León	3.922,73	-----	-----
Peces	Producción marina	Galicia	18.142.443,6	149.800	121,11
		Andalucía	19.085.566,72	94.500	201,96
		Cataluña	7.676.819,345	69.900	109,82
		Principado de Asturias	273.809,937	40.100	6,828
		País Vasco	1.267.638,597	24.600	51,53
		Cantabria	3.042.332,633	28.400	107,12
		Comunidad Valenciana	10.506.188,69	13.500	778,23
		Islas Baleares	2.312.172,801	142.800	16,19
		Murcia	31.478.001,65	27.400	1148,83
		Canarias	7.626.113,801	158.300	48,17
	Producción continental	Galicia	10.461.499,36	149.800	69,84
		Andalucía	3.067.045,92	94.500	32,46
		Cataluña	2.360.733,089	69.900	33,77
		Asturias	1.174.532,693	40.100	29,29
		País Vasco	419.190,5046	24.600	17,04
		Cantabria	339.312,3975	28.400	11,95
		Comunidad Valenciana	1.280.360,075	13.500	94,84
		Islas Baleares	29.667,13592	142.800	0,21
		Murcia		27.400	-----
		Canarias		158.300	-----
		Navarra	278.530,3213	-----	-----
		La Rioja	651.976,8808	-----	-----
		Aragón	2.232.773,788	-----	-----
		Castilla y León	6.098.027,499	-----	-----
Castilla y la Mancha	2.710.779,849	-----	-----		
Extremadura	344.970,3622	-----	-----		
	TOTAL	208.592.661,55	-----	-----	

3. Asignación del valor de uso productivo –Renta– de las materias primas procedentes del sector pesquero y cultivador al territorio

La asignación de la renta procedente de los organismos marinos del sector cultivador, diferentes de las algas, se lleva a cabo por Comunidad Autónoma de acuerdo al criterio ya utilizado para la asignación de la renta de la producción pesquera cultivada con destino al consumo humano (CUADRO 31 y CUADRO 32). El resultado de la asignación de muestra en el **CUADRO 33**.

CUADRO 33. Asignación de la Renta de las materias primas del sector acuícola al territorio

	Tipo de cultivo	Origen de la producción	Renta (€)	Ha costa	€/Ha
Crustáceos, moluscos y plantas	Producción marina	Galicia	901.799,112	149.800	6,02
		Andalucía	29.977,7944	94.500	0,31
		Cantabria	7.001,39278	28.400	0,24
		Cataluña	35.401,4086	69.900	0,50
		Principado de Asturias	3.254,16848	40.100	0,08
		Islas Baleares	1.479,16749	142.800	0,01
		Comunidad Valenciana	7.198,61511	13.500	0,53
	Producción continental	Castilla y León	51,0806956	-----	-----
Peces	Producción marina	Galicia	2.375.464,61	149.800	15,85
		Andalucía	2.498.951,59	94.500	26,44
		Cataluña	1.005.157,47	69.900	14,37
		Asturias	35.851,059	40.100	0,89
		País Vasco	165.977,125	24.600	6,74
		Cantabria	398.345,1	28.400	14,02
		Comunidad Valenciana	1.375.618,41	13.500	101,89
		Islas Baleares	302.742,276	142.800	2,12
		Murcia	4.121.543,96	27.400	150,42
		Canarias	998.518,383	158.300	6,30
	Producción continental	Galicia	1.369.767,05	149.800	9,14
		Andalucía	401.580,912	94.500	4,24
		Cataluña	309.100,473	69.900	4,42
		Asturias	153.786,387	40.100	3,83
		País Vasco	54.886,3334	24.600	2,22
		Cantabria	44.427,565	28.400	1,56
		Comunidad Valenciana	167.642,8	13.500	12,41
		Islas Baleares	3.884,43988	142.800	0,02
		Murcia	0	27.400	-----
		Canarias	0	158.300	-----
		Navarra	36.469,1182	-----	-----
		La Rioja	85.366,0092	-----	-----
		Aragón	292.346,237	-----	-----
		Castilla y León	798.439,771	-----	-----
		Castilla y la Mancha	354.933,533	-----	-----
		Extremadura	45.295,78	-----	-----
		TOTAL	18.382.131,74	-----	-----

En relación con la renta de las materias primas –aceites y harinas de pescado– producidas en España la asignación al territorio se efectúa en función del origen de dicha producción (CUADRO 34), y se asume que el porcentaje que se recoge en el mismo también se mantiene cuando se pasa de la magnitud ingresos a la magnitud renta.

CUADRO 34. Producción de aceites y harinas de pescado en España por origen.

Origen de la producción	% (Producción región/ Producción España)
Galicia	82,28
Cantabria	8,08
Andalucía	7,18
País Vasco	2,45
Total	100

Para obtener una medida de la renta por hectárea se tienen en cuenta los kilómetros de la costa española bajo la influencia de las regiones incluidas en el CUADRO 34. Los resultados se muestran en el CUADRO 35.

CUADRO 35. Asignación de la Renta de la producción de aceites y harinas de pescado al territorio.

Origen de la producción	Renta (€)	Ha costa	€/Ha
Galicia	3.085.875	149.800	20,60
Cantabria	303.000	28.400	10,67
Andalucía	269.250	94.500	2,85
País Vasco	91.875	24.600	3,73
TOTAL	3.750.000	-----	-----

4. Asignación del Valor de opción al territorio

El valor de opción se obtiene para cada una de las zonas FAO donde se lleva a cabo la actividad extractiva, a partir del modelo de opciones aplicado previamente. Asimismo, el criterio de asignación del valor al territorio es el mismo que el empleado para la obtención del CUADRO 29, es decir, pesca extractiva capturada. Los resultados se presentan en el CUADRO 36.

CUADRO 36. Asignación del valor mínimo de opción de la producción pesquera capturada al territorio.

Estrato - Mar	Renta (€), k=0	Ha Plataforma	Renta (€/ha)
Canarias-Golfo de Cádiz	8.048.937,982	1.085.532,94	7,41
Mediterráneo	9.655.090,826	3.938.881,52	2,45
Cantábrico Noroeste	19.890.018,52	2.767.585,54	7,19
Aguas nacionales	37.594.047,33	7.792.000	-----
Valor mínimo			
Canarias-Golfo de Cádiz	32.195.751,93	1.085.532,94	29,66
Mediterráneo	38.620.363,30	3.938.881,52	9,80
Cantábrico Noroeste	79.560.074,08	2.767.585,54	28,75
Aguas nacionales	150.376.189,32	7.792.000	-----
Valor máximo			

5. Mapa final de valor

El resultado final en el ejercicio de VANE son tres mapas de valor, uno para la producción pesquera capturada en el océano, otro para el valor de opción (máximo y mínimo) del océano, y el último es un mapa que fusiona el mapa de materias primas con el de producción pesquera cultivada.

REFERENCIAS

- Alban, F., Appéré, G. y Boncoeur, J. (2006), Economic analysis of marine protected areas. A literature review, Technical report, EMPAFISH Project.
- Amram, M., y Kulatilaka N. (2000), Real Options. Managing Strategic Investment in an Uncertain World, Boston, Massachussets, Harvard Business School Press.
- Black, F., and Scholes, M. (1973), The Pricing of Options and Corporate Liabilities. *Journal of Political Economy*, 81.
- Beaumont, N., Austen, M., Atkins, J., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T., Derous, S., Holm, P., Horton, T., van Ierland, E., Marboe, A., Starkey, D., Townsend, M. & Zarzycki, T. (2007), "Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach". *Marine Pollution Bulletin* 54, 253–265.
- Costanza, R. (1999), "The ecological, economic, and social importance of the oceans", *Ecological Economics*, 31, 199-213.
- 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. y van den Belt, M. (1997), "The value of the world's ecosystem services and natural capital". *Nature* 387, 253–260.
- Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K., Wright, R. & Hyde, T. (2006), "Valuing the diversity of biodiversity". *Ecological Economics* 58, 304–317.
- Defra (2006), Marine Biodiversity. An economic valuation. Building the evidence base for the Marine Bill, Technical Report Defra, July 2006, Department for Enviroment Food and Rural Affairs.
- European Parliament Report (2004), The fishmeal and fish oil industry – its role in the Common Fisheries Policy, Fish 113, Feb 2004.
- Farber, S., Costanza, R. & Wilson, M. (2002), 'Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services'. *Ecological Economics* 41, 375–392.
- de Groot, R., Wilson, M. y Boumans, R. (2002), "A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services". *Ecological Economics* 41, 393–408.
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R. y van Ierland, E. (2006), "Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services". *Ecological Economics* 57, 209–228.
- Hooper, D., F.S. Chapin, J.J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J.H. Lawton, D. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer y Wardle, D. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75, 3-35.
- INE (2005), Encuesta Industrial de Productos (PRODCOM). www.ine.es.
- Ledoux, L. y Turner, R. (2002), "Valuing ocean and coastal resources: a review of practical examples and issues for further action". *Ocean and Coastal Management* 45, 583–616.
- Li, E. (1998), "Option Value of Harvesting: Theory and Evidence". *Marine Resource Economics* 13, 135-141.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, MAPA (2005), Operación Estadística: "Indicadores Económicos del Sector Pesquero".
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, MAPA (2005), Operación Estadística: "Indicadores Económicos del Sector Pesquero".
- Millenium Ecosystem Assessment (2003), Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. Chapter 2: Ecosystems and Their Services, <http://www.millenniumassessment.org>.
- Murillas, A. (2003), Valor de opción y estrategias de gestión óptimas en explotaciones de acuicultura. En La pesca gallega en el escenario internacional. Fundación Caixa Galicia.

- Murillas, A., and Chamorro, J. M. (2006), "Valuation and Management of Fishing Resources under Price Uncertainty". *Environmental & Resource Economics* 33, 39–71.
- Pearce, D., and Moran, M. (1994), "Economic Value of Biodiversity". World Conservation Union EARTHSCAN. Earthscan Publications Ltd, London.
- Pendleton, L., Atiyah, P. & Moorthy, A. (2007), "Is the non-market literature adequate to support coastal and marine management?", *Ocean and Coastal Management* 50, 363–378.
- Primack, R. B. (1993). "Essentials of Conservation Biology", Sinauer Associates, Inc.
- Ray, G. y Grasle, J. (1991), "Marine biological diversity: A scientific program to help conserve marine biological diversity is urgently required". *BioSci* 41,453.
- Ruijgrok, E.C.M. (1999), Valuation of nature in coastal zones, Tesis Doctoral. Elinkwijk bv, Utrecht.
- Trigeorgis, L. (1996), *Real Options: Managerial Flexibility and Strategy in Resource Allocation*, Cambridge, MA: The MIT Press.
- Turner, R., Brouwer, R., Georgiou, S. y Bateman, I. (2000), Ecosystem functions and services: An integrated framework and case study for environmental evaluation, Technical Report CSERGE GEC 2000-21.
- Turner, R., Paavola, J., Cooper, P. and Farber, S., Jessamy, V. y Georgiou, S. (2003), "Valuing nature: lessons learned and future research directions". *Ecological Economics* 46, 493–510.
- Weninger, Q. R. y Just, R.E. (1997), "An Analysis of Transition from Limited Entry to Transferable Quota: Non-Marshallian Principles for Fisheries Management". *Natural Resource Modeling* 10.
- Xunta de Galicia (Galicia Government), (1999). "input-output tables for the galician fishing and preserved fish sectors 1999".

2.4. Productos forestales maderables, no maderables y ganaderos en activo bosque

2.4.1. Productos forestales maderables

Como es conocido, hasta no hace muchos años la madera era el único producto objeto de una valoración con más o menos rigor en los sistemas forestales. Hoy en día ha cambiado drásticamente la percepción que la sociedad tiene de los ecosistemas forestales, pero no tanto los ejercicios de valoración que habitualmente se realizan en los bosques españoles. Centrándose en estos productos, y con independencia que se utilice un método sintético, es decir, basado en la comparación de productos similares, o uno analítico, obtenido mediante la suma de rentas futuras asociadas a un determinado territorio, los requerimientos necesarios para realizar esta valoración pasan por obtener estimaciones más o menos fiables tanto del volumen de madera a la edad de corta, como del precio asociado a estos aprovechamientos.

Metodología seleccionada para el ejercicio VANE

Con las premisas anteriormente expuestas, se ha pretendido realizar la valoración de los productos forestales maderables utilizando al máximo las informaciones disponibles, fundamentalmente las referidas al III Inventario Forestal Español (III IFN). Además, se ha intentado evaluar el error asociado a la utilización de diversas fuentes de información disponibles en una determinada zona de estudio a la hora de realizar la valoración. Para ello se han estudiado minuciosamente las informaciones relativas a las 32000 ha de las que se disponía de un Proyecto de Ordenación vigente, obteniéndose información real del crecimiento de las masas, de sus cortas, así como del precio obtenido en la mayoría de estos montes por las distintas subastas correspondientes a las cortas finales. Mediante la comparación de estos datos con las informaciones proporcionadas por el III IFN en una determinada zona de estudio se han podido obtener conclusiones al respecto.

Hipótesis contempladas y Fuentes utilizadas

En este subapartado se pretende reseñar tanto las hipótesis que se han introducido para realizar el ejercicio de valoración, como las fuentes de la información utilizadas. En cuanto a las hipótesis, se describen en la siguiente relación, y es preciso tener en cuenta que se ha intentado elegir hipótesis conservadoras:

- La valoración se vincula al año 2005.
- Se asociará el valor de la madera a un valor flujo (es decir, no se calculará el valor stock del recurso).
- El valor se refiere a un valor en pie (no en cargadero).
- El precio de la madera se asume que es un precio neto.
- No se tomarán las informaciones recogidas en el III IFN relativas a las cortas a nivel parcela.

La metodología seleccionada necesariamente se refiere a una valoración de las rentas de producción, a precios de mercado, pero teniendo en cuenta una serie de particularidades. En efecto, si se habla de un valor de mercado habría que restarle al

producto del volumen de madera por el precio obtenido por esos aprovechamientos una serie de costes fijos y variables. Sin embargo, dada las peculiares características a las que habitualmente están asociadas las subastas de madera (Tolosana *et al.*, 2000), se ha supuesto que el precio de venta es un precio neto, ya que al nivel espacial que se va a trabajar no se pueden especificar los costes de extracción de la madera. La última hipótesis hace referencia a que en el III IFN se contabilizan los pies que se han aprovechado, en comparación con el II IFN. Esta información es de gran utilidad, pero no se ha utilizado al no poderse vincular las cortas que se han producido en el año 2005.

En el CUADRO 36 se recogen las fuentes utilizadas para realizar el ejercicio de valoración en la zona de estudio. Se incluyen tanto los datos propiamente necesarios para realizar la valoración, como el soporte cartográfico necesario

CUADRO 36 Fuentes de Información utilizadas

Fuente	Año	Informaciones
Proyectos de Ordenación de distintos montes	1995-2005	Producciones de madera en los distintos montes, así como el precio al cual se ha subastado la madera
Inventario Forestal Español	2002-2007	Volumen según estratos y parcelas en las masas de pino albar correspondientes a las tres provincias objeto de estudio
MAPA Forestal Español (MFE).	2004	Diversas informaciones referidas a la Fracción de cabida cubierta (<i>Fcc</i>) y a la asignación de polígonos a distintos estratos
CORINE	2000	Soporte gráfico del Proyecto VANE
Anuario de Estadística Agroalimentaria	2005	Precio de la madera de las principales especies productoras de madera
Consejerías de Medio Ambiente de diversas CC.AA.	2006-2007	Precios de la madera correspondientes al año 2005, así como diversas informaciones técnicas

Fuente: Elaboración propia.

Descripción de la metodología empleada

Al optar por una valoración del flujo de madera, no del stock, el ejercicio de valoración consiste básicamente en obtener el producto de los datos más apropiados del volumen por hectárea de la zona de estudio y el precio por metro cúbico referido al año 2005. La complejidad de este ejercicio es mínima si se trabaja a una escala espacial a nivel monte. Sin embargo, como se apreciará en los siguientes epígrafes, a la hora de trabajar con escalas más agregadas se pierde precisión en las estimaciones, y esto hace que se deba justificar adecuadamente qué informaciones se emplean, dado que cada una presenta un determinado error y, obviamente, un coste de ejecución.

Las informaciones procedentes de las parcelas se han procesado a partir de los datos del III IFN, y se ha utilizando para ello el programa informático BASIFOR 2 (Bravo *et al.*, 2004). El procedimiento es el siguiente: se hará una selección de la base de datos correspondiente a una determinada provincia, para a continuación realizar un corte para seleccionar únicamente las parcelas recogidas en masas de pino albar. Para este corte se eligen las parcelas presentes en masas que presentan con un área basimétrica mayor del 50%, con el fin de evitar las masas mixtas. Posteriormente se procederá a

efectuar los cálculos pertinentes con el fin de alcanzar los datos del volumen con corteza (*vcc*) y del incremento de volumen anual con corteza (*iavc*) de cada parcela. Es importante resaltar que aunque el *vcc* no se empleará directamente en ningún cálculo, sí que es necesario disponer de esta información para operaciones intermedias. Obviamente, si se pretende el flujo de madera, se deben tomar variables relacionadas con el incremento anual en cuanto al volumen, en vez de una medida del stock de madera.

A continuación se explica la citada metodología. Para facilitar el seguimiento, se ha dividido en dos secciones. La primera hacer referencia a la preparación de la información necesaria para su posterior procesado, mientras que la segunda incorpora propiamente el cálculo del valor asociado a la producción de madera.

I. Preparación de la información y establecimiento de los distintos casos.

En primer lugar, es preciso proceder a elegir aquellos polígonos CORINE asignados a este estudio y diferenciándolos en función de la especie dominante y del estrato correspondiente en el III IFN. Es conveniente remarcar que los casos donde la Fracción de Cobertura Cubierta (*FCC*) es superior al 50%, el análisis se realiza a nivel de parcela del III IFN. Por debajo de este umbral, el estudio se realiza a nivel de estrato del III IFN. Por otro lado, es preciso señalar que no todas las especies presentan un valor de mercado, y que algunas pueden presentar un valor en función del tipo de producto (madera o leña).

En cualquier caso, se debe comenzar por la selección de los polígonos CORINE asignados a los ecosistemas forestales (31110-31300, 32210-32430), y correspondientes a la provincia objeto de estudio. A continuación, se determinará la formación forestal dominante, para lo que se acudirá a la clasificación a nivel de estratos incluida en el III IFN. De esta manera, se facilita la búsqueda de las formaciones forestales existentes a través del BASIFOR. Para ello se diferenciarán las masas según tres intervalos de la *Fcc*: mayor del 70%; *Fcc* comprendida entre un 50% y un 70%, y *Fcc* menor del 50%. A continuación, y acudiendo a los polígonos CORINE asociados a los ecosistemas forestales de la provincia objeto de estudio, se prosigue con la explicación de la metodología diferenciando los polígonos en función de su *Fcc*.

CASO 1: *Fcc* = 70%

Se realiza el análisis de los datos provinciales utilizando el programa BASIFOR. Es preciso tener presente que se basará en la clasificación que el III IFN ha realizado para definir los distintos estratos según las formaciones forestales dominantes. Tanto la selección de los polígonos correspondientes a cada estrato, como la adjudicación del volumen con corteza (*vcc*) y del incremento de volumen anual con corteza (*iavc*), se realizarán a nivel de parcela. De esta forma se logra una mayor precisión.

CASO 2 : $50\% > F_{cc} > 70\%$

En este caso se asume que hay más de una especie principal en la zona objeto de estudio. En concreto, se incluirían aquellas parcelas con distintas especies, relevantes bajo dos puntos de vista: por su ocupación, y por presentar un interés comercial según las informaciones del Anuario de Estadística Agroalimentaria (AEA). En previsión que en algunos casos pudieran concurrir varias especies, se elegirán sólo aquellas que supongan más de un 25% del total de los pies mayores. A continuación se procede a calcular las variables v_{cc} e i_{avc} a nivel parcela, pero teniendo presente que estas cifras se corresponden al volumen de todas las especies presentes. Esta circunstancia hace que puedan aparecer diversas situaciones, en función de si una sola de las especies o todas ellas presentan un precio de mercado.. Por último, conviene tener en cuenta algunas circunstancias especiales. Para algunas masas, particularmente en combinaciones de especies del género *Quercus*, aunque también pudiera darse para algunas confieras, se debe definir si el destino de la madera es como madera propiamente dicha o como leña. Se aconseja realizar esta discriminación a partir de las clases diamétricas asociadas a los pies presentes en cada parcela. Se ha considerado que el destino será para leñas cuando el promedio de la masa que forma ese estrato para estas especies se encuentra en una clase diamétrica por debajo de 25 cm, y en este caso es preciso tener en cuenta que el AEA refleja el precio en €/estéreos. Con el fin de alcanzar una homogeneidad en las estimaciones, es preciso transformar esta unidad en €/m³. Para cambiar las unidades se emplea el coeficiente de apilado (0.785) que considera una disposición cuadrada de las trozas (Diéguez *et al.*, 2003).

CASO 3 : $F_{cc} = 50\%$

Cuando la F_{cc} es inferior al 50%, a nivel de estrato surgen dos posibilidades. Por un lado, pueden existir estratos con una formación arbórea predominante, o bien otros que presenten una formación de matorral leñoso predominante. En este caso, y a diferencia de los dos anteriores, la adjudicación del i_{avc} se hace a nivel de estrato. Con el fin de extraer sólo el i_{avc} relevante (esta variable a nivel de estrato se corresponde a todo el conjunto de especies), se acude a la clasificación, del III IFN en el que se determina el porcentaje de v_{cc} que presenta cada especie en cada estrato, y con ello el i_{avc} correspondiente. Para poder realizar la valoración de este tipo de masas, se elegirá el porcentaje de v_{cc} mayor correspondiente a una especie. Este porcentaje se aplicará a los datos de i_{avc} desechando la parte aportada por el resto de especies presentes. Si apareciese más de una especie entonces se elegiría aquella que presente un valor de mercado más conservador.

Los datos de volumen, según especies, se refieren a la masa arbórea. En aquellos estratos donde, según el III IFN, existe matorral acompañando por especies arbóreas se calculará el peso (t) del citado matorral. Para ello se establecerá una relación entre la F_{cc} que ocupa y su biomasa (Bravo *et al.*, 2007). Esta

información no se puede procesar con BASIFOR, así que se recurre a la base de datos del III IFN (en Access). Se le adjudicará a cada parcela un valor de biomasa (g/m^2) en relación a la F_{cc} que presente su estrato matorral. Cada una de estas parcelas será asociada a un polígono CORINE. Por tanto, cada polígono recibirá un valor de biomasa del estrato matorral que lo constituye.

La siguiente fase tiene por objeto analizar los datos obtenidos a nivel espacial, para lo que se recurre a los Sistemas de Información Geográfica. Así, el punto de partida consistiría en crear una capa con los datos obtenidos anteriormente utilizando el BASIFOR (parcelas, año de medición, coordenadas UTM, i_{avc} , v_{cc}). A continuación se procede a realizar la intersección de esa capa con la cartografía CORINE Land Cover. Finalmente, se crea una nueva capa con aquellos polígonos que hayan sido seleccionados. Si quedaran polígonos sin clasificar se intersecará la capa CORINE con la capa de estratos definida por el III IFN. De esta forma serán asignados a uno de los estratos, y recibirán el valor promedio del mismo. Si existiesen varias posibilidades a la hora de la asignación, se tomaría la más conservadora de ellas. Si todavía restara algún polígono por clasificar, se emplearía la clasificación CORINE de 3 dígitos para asignar a ese polígono el valor más conservador de los obtenidos hasta el momento de la misma categoría según CORINE.

II. Valoración de la madera.

Pasando a lo que constituye propiamente la valoración, y dado que los datos proporcionados por el III IFN proporcionan únicamente parámetros físicos de la masa (v_{cc} , i_{avc} , etc.) es necesario realizar una estimación de las cortas que se realizan anualmente. Es decir, se parte de la base que únicamente se aprovecha una parte del crecimiento anual de las masas. Esta estimación constituiría lo que se denomina la posibilidad estimada. Para calcularla se procederá a relacionar las cortas realizadas en el año 2005, según la especie y provincia (AEA) con el crecimiento anual de esa especie en ese polígono (i_{avc}). En principio se tomarán los datos de i_{avc} obtenidos anteriormente. Para aquellas parcelas de las que no se disponga de informaciones sobre esta variable, se les aplicará el promedio de la provincia. Para el cálculo de la posibilidad estimada se hace necesario distinguir los siguientes casos, en función de la F_{cc} :

Existe una especie dominante, con $F_{cc} = 70\%$. En este caso, se calculará la posibilidad con la información sobre las cortas que aparece en el AEA. Para ello se tomarán los valores desde de 1999 hasta 2005 y se calcula un promedio (posibilidad real media en m^3). Con la superficie de dichos polígonos se puede obtener un i_{avc} promedio, medido en m^3 , de la especie dominante. La posibilidad real media de dicha especie se calcula, dividiendo la media de las cortas llevadas en acabo en los últimos años entre el i_{avc} promedio. Esta posibilidad real media será la empleada para el cálculo de la posibilidad estimada, a nivel de parcela.

Si existieran varias especies dominantes ($50\% > F_{cc} > 70\%$), habría en primer lugar que diferenciar otra casuística, en función si esas masas presentan como especies dominantes a algunas especies del género *Quercus*, o por el contrario, si

no se da esta circunstancia. Con especies dominantes de *Quercus* se aplicará un factor de cortas homogéneo. Según el AEA correspondiente al año 2005, se empleará el valor establecido para estas especies del género *Quercus* para establecer la posibilidad, caracterizada por su presentar un destino orientado a las leñas. Si existen varias especies dominantes, pero no pertenecen a este género, se decidirá cuáles de las especies presentes son relevantes. Con el *iavc* de cada parcela, según las especies presentes en el polígono, se puede obtener una posibilidad ponderada en función de la ocupación de cada especie.

Por último, el tercer caso se refiere a la existencia de varias especies dominantes, y con una *Fcc* menor del 50%. Para este caso en principio se asume que sólo se cortan, de las especies presentes, aquellas que sean relevantes (bien por su valor de mercado, bien por su ocupación) y se ponderará el resultado en función del porcentaje de volumen que aporta cada una. De tal forma que, para el cálculo de la posibilidad se emplearán las cortas realizadas de esa especie. En los casos que aparezcan estratos definidos por el III IFN como matorral, sólo se calculará el *iavc* que aportan las especies arbóreas.

Para finalizar el proceso de otorgar un valor a la madera de cada polígono CORINE asociado al ámbito forestal, únicamente restaría multiplicar la posibilidad calculada en el punto anterior por el precio. Los precios (tanto de leñas como madera) se obtienen del AEA y deben reflejar el precio del año 2005, aunque no se encuentran en todos los casos datos correspondientes a este año. Cuando ocurra esta contingencia, habrá que acudir al AEA correspondiente al año 2004. En él se encuentra el “Resumen nacional de cortas por especies y pertenencias, valor y precio, 2004” y “Extracción de leñas por provincia y según propiedad, 2004”. Con ambas informaciones se obtienen los precios que se utilizarán según cada caso anteriormente expuesto. Por último, es preciso tener presente que la unidad espacial a la cual debe referirse este ejercicio de valoración sería un polígono de CORINE. Un valor estimado promedio por polígono se obtiene a partir de una media ponderada del volumen de las parcelas incluidas en dicho polígono.

Resultados / Función de transferencia

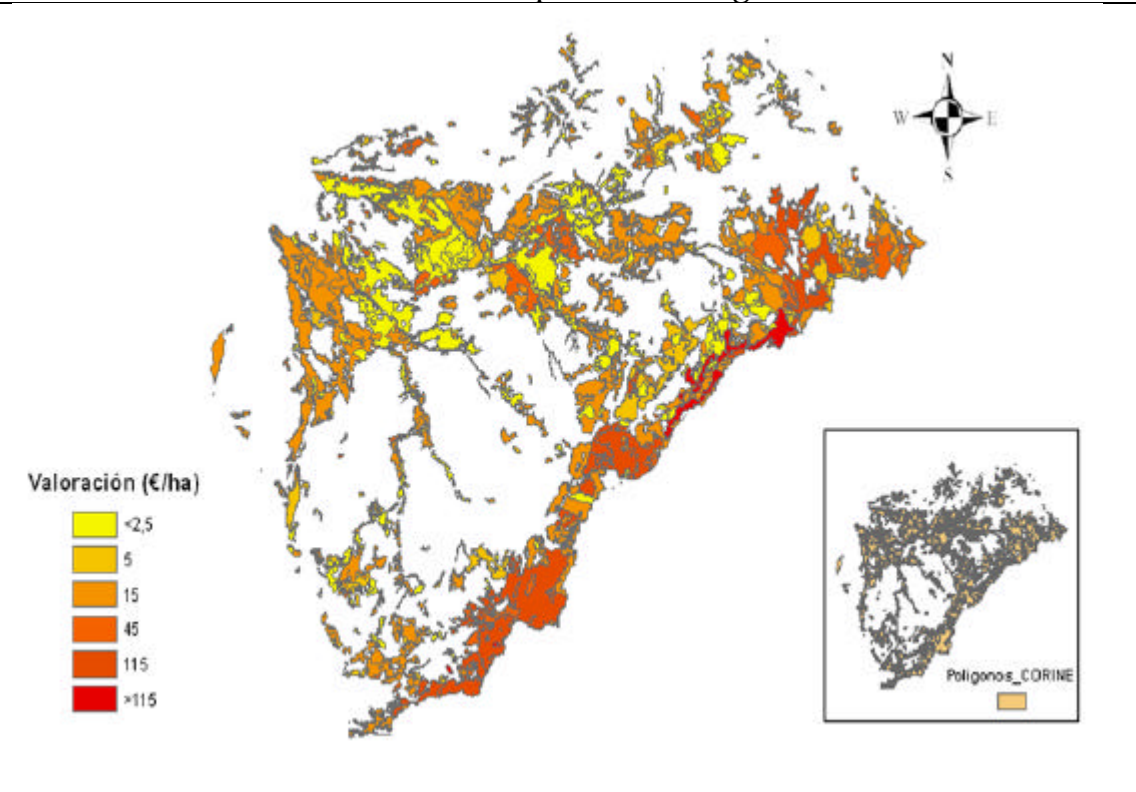
Resultados

Para comprobar la metodología anteriormente planteada, se ha calculado la valoración de la madera en la provincia de Segovia. Los resultados finales se muestran en el MAPA 1, y muestran un valor promedio de la madera en esta provincia cifrado en 19,53€/ha.

Cabría preguntarse si este resultado es compatible con los obtenidos por otros autores. En esta disyuntiva, lo primero que cabe decir es que no se conocen trabajos que hayan calculado un valor provincial utilizando una metodología similar a la que aquí se ha planteado. De hecho, no abundan estudios donde el objetivo sea trasladar a un determinado sistema de información geográfico los valores asociados a la producción de madera para obtener MAPAs relacionados con el valor de dicha producción a un nivel agregado. Quizá una de las excepciones sea el trabajo de Bateman *et al.* (2005)

donde los autores pretenden dar un valor monetario asociado a un SIG de dos especies forestales en Inglaterra: la píceasitka y el haya. En un ámbito nacional existen otros trabajos, referidos a montes situados en CC.AA. limítrofes, como Madrid, donde se ha calculado un valor por ha referido a la madera. Así, Caparrós *et al.* (2000) muestran un valor para la madera con destino sierra de un monte privado (“Pinar Cabeza de Hierro”) que supone 289,3€/ha a precios del año 2005. Los mismos autores (Campos *et al.*, 2007) computan para un pinar representativo de la Sierra de Guadarrama un valor asociado a la corta de la madera comercial de 385,7€ a precios del 2005. Se puede apreciar cómo son valores mucho más elevados, aunque en zonas del sur de la provincia se superan los 115€/ha. Por último, conviene resaltar que en el momento de escribir este informe no se dispone de los resultados de la valoración de la madera incluidos en el III IFN.

MAPA 1: Valoración de la madera en la provincia de Segovia



Fuente: Elaboración propia

Como ya se ha comentado en el epígrafe de Metodología, con este laborioso ejercicio también se pretendía obtener conclusiones sobre el error que se comete al elegir la información disponible más o menos agregada. Por ello se han comparado, utilizando la información recogida en los Proyectos de Ordenación de masas de *Pinus sylvestris* L. en tres provincias de la Sierra de Guadarrama (Ávila, Madrid y Segovia), los resultados reales a nivel monte en cuanto a las existencias en volumen, con las distintas estimaciones anteriormente introducidas. A continuación se explicará brevemente la metodología seguida y los principales resultados obtenidos.

Para cada monte, donde se encuentren georreferenciadas parcelas del III IFN, se han medido las existencias y el crecimiento anual. Esta medición se ha realizado a distintos niveles, en función de la información disponible para cada monte (cuartel, cantón o rodal). Estos volúmenes se han homogeneizado a un año común (2005), suponiendo un crecimiento anual lineal. Además, se han recopilado las informaciones relativas a las rentas obtenidas por la venta de madera en el último decenio, así como las previstas en el futuro. Se han obtenido estimaciones del precio para cada metro cúbico de madera que se ha cortado, en ese monte. Con todos estos datos se obtiene un flujo anual asociado a las cortas de madera en los montes analizados. Éste sería el valor real²⁴ de esta producción maderable. En principio, estos resultados únicamente se pueden

²⁴ Lógicamente, se le ha denominado valor real porque se presume que es el más cercano a la realidad, pero eso no excluye que pudieran existir errores en las informaciones contenidas en los Proyectos de Ordenación.

obtener en aquellos montes donde se disponga de la información procedente de los Proyectos de Ordenación. Donde no ocurra esta circunstancia, habrá que acudir a informaciones más agregadas, como las que proporciona el III Inventario Forestal Nacional (III IFN). Las estimaciones en cuanto al volumen procedente del III IFN pueden ser al menos de dos tipos, atendiendo al nivel de agregación:

- estimaciones obtenidas a partir de las parcelas medidas en el IFN.
- estimaciones obtenidas a partir de las ecuaciones provinciales para la especie objeto de estudio.

También se han obtenido estimaciones del volumen utilizando la información necesaria de las parcelas para aplicar las ecuaciones provinciales de esta especie. Resulta muy apropiado analizar este resultado, ya que estas ecuaciones son frecuentemente utilizadas en la realidad forestal española, pudiendo simplificar el proceso en cuanto a la obtención de estimaciones del volumen para otras especies y provincias. En relación con los estratos, en cada provincia se han definido dos estratos que diferencian las masas no mezcladas de pino silvestre en función de la *Fcc*.

En otro orden de cosas, si se asume una gestión sostenible, el límite máximo del volumen que se podría cortar cada año sería el crecimiento de la masa. Sin embargo, la realidad dice que en los montes con un plan de gestión vigente nunca se llega a esta cifra. Es decir, sistemáticamente se está cortando menos de este límite superior. Por ello, se ha tomado del Plan Especial incluido en los distintos Proyectos de Ordenación la posibilidad teórica²⁵ definida para cada monte (es decir, el volumen de madera que se puede obtener anualmente según el plan de cortas establecido), y así extrapolar un promedio a nivel provincial de lo que supone esta posibilidad en comparación con el crecimiento anual de las masas. De hecho, los valores medios provinciales obtenidos en los montes analizados ofrecen un cociente entre la posibilidad y el crecimiento anual cercano al 40% en las provincias de Ávila y Segovia. Dado que se buscan valores flujo, a la hora de calcular éstos se ponderará el crecimiento asociado a cada polígono por esos cocientes provinciales. Sin embargo, el caso de Madrid se ha visto que era anómalo, ya que el cociente que se obtenía estaba muy alejado de lo que se corresponde a los datos provinciales referentes a las cortas anuales. Los motivos de que esto suceda son la consideración en nuestro análisis de montes privados, cuyos aprovechamientos no computan en las estadísticas provinciales y, por otro lado, el descenso de las cortas sufrido por esta Comunidad en los últimos años. Para solventar este problema, se ha tomado una media de los últimos 5 años y se ha comparado esta media con el incremento de volumen anual agregado para esta especie en Madrid. El resultado es que sólo se corta aproximadamente un 5% del crecimiento anual, valor que se ha incorporado a nuestro análisis, a diferencia de la valoración de la madera realizada en el III IFN (Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2004), donde implícitamente se asume que se corta todo el crecimiento anual de las masas. Si se hiciera el mismo cálculo para las otras dos provincias en el año 2004, se obtendrían unos valores también superiores al 40% en la provincia de Ávila, y menores en el caso de Segovia, aunque no se ha optado por variar esa cifra debido a que no se aprecia una tendencia decreciente desde el año 1999. Lógicamente, esta diferencia

²⁵ Se ha considerado únicamente la posibilidad de regeneración, es decir, la asociada a las cortas finales

entre el crecimiento y la posibilidad está suponiendo un incremento anual del valor del stock de madera, a la vez que un descenso en el resultado de la valoración de la madera si se mide como variable flujo.

En resumen, al comparar el valor real anteriormente calculado con un valor estimado obtenido a través de los datos del III IFN, bien sea utilizando directamente los datos de las parcelas o mediante el empleo de las tarifas provinciales, se obtendría el error asociado a esta estimación. Esta diferencia entre ambos valores puede justificar la metodología a utilizar, al medir la precisión en la valoración de los productos maderables. Además, también es preciso comparar las estimaciones obtenidas con los datos reales con los precios que según especie y provincia publica cada año el Anuario de Estadística Agroalimentaria correspondientes al valor de cada metro cúbico en pie (MAPA, 2005). Dado que el último anuario publicado se corresponde al año 2004, y los precios incluidos son los del año 2003 ha sido necesario actualizar esta información con datos procedentes de las dos Comunidades Autónomas.

Pasando ya a los resultados obtenidos mediante estas comparaciones, si se coteja el volumen obtenido a través de los Proyectos de Ordenación con el volumen estimado en cada monte a través de los datos proporcionados por las parcelas medidas en el III IFN se obtiene un error medio del 28,4%. Es decir, para esta especie y en esta zona se está produciendo una sobrestimación o una infravaloración del volumen real que, como promedio, alcanza una cifra cercana al 30%. Se podrían discutir diversas causas que ayudarían a explicar esta discrepancia, pero se cree que con independencia del error cometido en ambos inventarios el mayor número de parcelas existentes a nivel monte pudiera ser uno de los elementos claves a considerar. Por otro lado, como la extensión de los montes ordenados supone aproximadamente algo menos del 50% de la superficie caso de estudio, pudieran tomarse los valores medios de las existencias a nivel provincial como un indicador de cuál sería el volumen medio por hectárea en cada provincia. Si se compara este indicador con el valor medio de las existencias a nivel provincial obtenido con los datos de las parcelas del III IFN, la discrepancia obtenida media para las tres provincias es del 30,2%.

Otra evaluación que se ha realizado es comparar las existencias reales a nivel monte con las existencias estimadas utilizando las tarifas provinciales para esta especie incluidas en el III IFN. Es decir, se han obtenido los parámetros necesarios para aplicar la citada tarifa a través de los valores promedio²⁶ de las parcelas del III IFN, y luego se ha aplicado para obtener el volumen. Es preciso señalar que éste es un procedimiento mucho más rápido a la hora de proceder a calcular las existencias. La discrepancia obtenida en este caso es el doble que la anterior, alcanzando una diferencia con el volumen real del 60,8% en los montes analizados. Sin embargo, si se repite el mismo ejercicio, es decir, comparar el indicador de las existencias medias a nivel provincial obtenidas a partir de los datos de los Proyectos de Ordenación con el valor medio de las existencias a nivel provincial obtenido con los datos de las parcelas del III IFN y aplicando la tarifa provincial de esta especie, la discrepancia media obtenida para

²⁶ Los valores obtenidos son prácticamente iguales si se calcula el volumen con la tarifa provincial a nivel de parcela y después se procede a calcular el volumen promedio estimado de estas parcelas.

las tres provincias se reduce hasta un 38,42%. Por último, es preciso resaltar que estas discrepancias se deben siempre a infravaloraciones de las existencias reales; es decir, al utilizar las tarifas se está obteniendo unos volúmenes en estos montes inferiores a los que realmente existen.

Por otro lado, quedaría por comprobar cuál sería la discrepancia entre los datos reales y los estimados cuando se procede a agregar los distintos montes en los polígonos CORINE. Repitiendo las comparaciones anteriormente expuestas, se obtienen discrepancias ligeramente inferiores: del 26,8% cuando se comparan las existencias reales y las estimadas con las parcelas del III IFN, y del 54.5% si la comparación se realiza utilizando las tarifas provinciales. En definitiva, estos últimos valores dan un promedio de las diferencias entre las existencias reales y las estimadas, y la disminución entre las discrepancias si se realiza el ejercicio de valoración utilizando el volumen de cada parcela.

Llegados a este punto se podría pensar que estos cálculos muestran una aparente debilidad de las estimaciones realizadas a partir de los datos del III IFN. Desgraciadamente, no se conoce ningún otro trabajo que haya realizado este tipo de comparaciones para cotejar los resultados. Sin embargo, a falta de un estudio más amplio, se cree que esto no es así por las siguientes razones:

- Parece lógico esperar que exista algún tipo de discrepancia, dada la intensidad del muestreo asociada a los IFN, y la que se suele aplicar para esta especie. De hecho, ya en el III IFN para la provincia de Madrid²⁷ se mostraban errores en cuanto a las existencias de los dos estratos asociados a esta especie del 8,82 y 20,75%, respectivamente.
- No se ha seguido ningún criterio estadístico a la hora de elegir los montes con Proyectos de Ordenación vigente. A pesar de ser una representación bastante exhaustiva, pudiera incorporar algún sesgo indeseado.
- Las diferencias existentes entre las masas de pino albar a nivel provincial justifican las diferencias encontradas cuando se aplican las tarifas provinciales. Es preciso recordar que las masas objeto de estudio son masas generalmente con una gestión desde hace décadas o en algunos casos siglos, pero la tarifa provincial también se nutre de datos procedentes de masas con unas características muy diferentes a las aquí analizadas.

Por otro lado, es preciso recordar que en la metodología de valoración propuesta se incluyen dos tipos de informaciones: la referente a las cortas anuales, y las vinculadas al precio de la madera. Hasta ahora los cálculos mostrados sólo se refieren a las existencias, pero este análisis debiera también dar una pauta sobre la fiabilidad de las informaciones provinciales relativas al precio medio anual por especie y provincia recogidas hasta ahora en el Anuario de Estadística Agroalimentaria. Para ello se ha procedido a comparar los resultados obtenidos a nivel monte con el valor medio anual correspondiente. Los resultados muestran cómo los precios recogidos en la estadística oficial infravaloran el precio de la madera en un 14,8%, lo cual es un error relativamente reducido y asumible. No obstante, es preciso señalar que ha habido

²⁷ No se ha podido contrastar estos errores en las provincias de Ávila y Segovia.

montes privados donde no se ha dispuesto de estas informaciones que, sin duda, hubieran incrementado esa discrepancia.

Por último, si se realizara ahora esa comparación con los volúmenes y precios reales frente a los estimados a nivel de parcela del III IFN, la discrepancia promedio se elevaría a un 37,8% y en la mayoría de los casos infravalorando estos valores. Sin embargo, si se repitiera la comparación utilizando los polígonos CORINE el error sería ligeramente menor del 30%, y con una tendencia que no permite fijar de antemano que se trate de una infravaloración o una sobrestimación. En definitiva, con la comprobación realizada se ha demostrado que los datos del III IFN ofrecen un error perfectamente asumible dado el nivel de agregación de este trabajo.

Función de Transferencia

Parece evidente que, a diferencia de otros servicios como el recreativo, resulta muy complicado a partir de las estimaciones de producción de una determinada especie en una zona concreta se puedan transferir a otras especies y provincias, y de hecho la metodología propuesta excluye esta posibilidad. En esta línea Madrigal *et al.* (1999) realizan una recopilación de Tablas de Producción realizadas en España y sólo muestran Tablas de otros países cuando en España no existen estudios de ciertas especies, y a efectos más bien comparativos. Según estos autores sólo se podrán utilizar datos de producción de una especie en otro ámbito geográfico cuando coincida la clasificación de calidades de estación. Como esta clasificación no se puede establecer a tenor de la información aportada por el III IFN, resulta inviable esta opción. Así pues, en principio se descarta la transferencia tanto de valores (€/ha) como de la función asociada para la producción de una especie en una determinada provincia a otras ubicaciones geográficas.

Por último, y como evaluación final, es preciso insistir en que los valores obtenidos dependen exclusivamente de la producción de madera, tanto en lo que se refiere a lo que se corta, como al precio que alcanzan dichas cortas. Es decir, no dependen de otros factores exógenos (*i.e.* distancia a vías de comunicación) o endógenos (*i.e.* pendiente). Además, los valores obtenidos si presentan algún tipo de sesgo o discrepancia con la realidad suele ser conservadora. Es decir, la diferencia entre el valor real y el estimado será positiva debido a las estimaciones de las existencias, de los precios y a tomar una parte pequeña del crecimiento de la masa como posibilidad que se corta cada año. También cabría la posibilidad de modificar las hipótesis aquí contempladas y obtener así un intervalo donde se sitúe el valor por hectárea de la producción de madera para cada polígono CORINE. Una opción inmediata podría ser realizar un cálculo teórico en función de lo que se debiera cortar siguiendo lo programado en los Proyectos de Ordenación. La diferencia de ambos valores pudiera ser un indicador de la pérdida de ingresos derivada al no cumplir las cortas previstas.

REFERENCIAS

Bateman, I.J., Lovett, A.A., Brainard, J., 2005. Applied Environmental Economics: A GIS Approach to Cost-Benefit Analysis. Cambridge University Press.

- Bravo, F., Rivas, J.C., Monreal, J.A., Ordóñez, C., 2004. BASIFOR 2.0: Aplicación informática para el manejo de las bases de datos del Inventario Forestal Nacional. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 18, 243-248.
- Bravo F., Delgado, J.A., Gallardo, J.F., Bravo-Oviedo A., Ruiz Peinado, R., Merino A., Montero G., Cámara A., Navarro R., Ordóñez, C., Canga, E., 2007. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales. En: Bravo, F. (Coord.): El Papel de los Bosques Españoles en la Mitigación del Cambio Climático. Fundación Gas Natural, Barcelona, pp. 65-112.
- Campos, P., Caparrós, A., Montero, G., 2007. Rentas comerciales y ambientales de los pinares de la Sierra de Guadarrama. Cuartas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular, 9-47.
- Caparrós, A., Campos, P., Montero, G., 2000. Economía de la silvicultura maderera en los pinares del valle de El Paular. Instituto de Economía y Geografía, CSIC, Madrid (no publicado). Citado en: Caparrós, A., 2000. Valoración económica del uso múltiple de un espacio natural. Análisis aplicado en los pinares de la Sierra de Guadarrama. Tesis Doctoral Universidad Complutense de Madrid.
- Diéguez U., Barrio, M., Castedo, F., Ruíz, A.D., Álvarez, M.F., Álvarez, J.G., Rojo, A., 2003. Dendrometría. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 1997-2007. MAPA Forestal Español 1:50.000. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2004. III Inventario Forestal Nacional. Comunidad de Madrid. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Madrigal, A., Álvarez, J.G., Rojo, A., Rodríguez Soalleiro, R., 1999. Tablas de Producción para los Montes Españoles. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid.
- MAPA, 2005. Anuario de Estadística Agroalimentaria 2004, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Tolosana, E., González, V., Vignote, S., 2000. El aprovechamiento maderero. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

2.4.2. Productos forestales no maderables

Dentro de la gran variedad de bienes y servicios existentes asociados a los ecosistemas forestales, existe un grupo de productos tangibles a los que tradicionalmente no se les ha prestado toda la importancia que merecen. Estos productos serían los llamados productos forestales no maderables, traducción literal de uno de los términos admitido internacionalmente “*non-timber forest products*”. Salvo excepciones, han estado en muchas ocasiones enmascarados tras la secular preponderancia del output maderero o, más recientemente, detrás de otros servicios asociados a las masas forestales.

Desde un punto de vista laxo, bajo este nombre se englobarían todos los bienes y servicios asociados a los bosques, excluyendo a la madera. Sin embargo, se suelen incluir solamente aquellos que presentan un valor monetario tangible y están asociados a plantas o a partes de ésta. A pesar de que en otros países (Chamberlain *et al.*, 1998) la relación de productos forestales no madereros con un uso consuntivo es muy extensa (incluyendo productos comestibles, suplementos dietéticos y medicinales, partes de árboles, arreglos florales y decorativos, etc.), en España llegan actualmente al mercado un conjunto más reducido de productos con estas características, destacando los frutos (piñones, castañas, etc.), los hongos, la resina, el corcho, el mimbre, la miel y algunas plantas utilizadas en la industria farmacéutica.

Sin embargo, no todos estos productos forestales se van a abordar en el ejercicio VANE. A la hora de justificar este hecho, se va a presentar en primer lugar el CUADRO 37, donde se recogen las Estadísticas, a nivel nacional, un promedio del valor nominal de estas producciones durante el período 2001-2005, según las informaciones proporcionadas por el Anuario de Estadística Agroalimentaria. Cabe decir que no en todos los años se recogen informaciones para estos productos ni para todas las provincias donde se supone deben de existir estos productos.

CUADRO 37. Estadísticas de productos forestales no maderables en España

Productos Forestales no Maderables	Valor promedio de la producción 2001-2005 (€)	Observaciones
corcho	54,228,170.4	precio en pie
resinas	189,458.4	precio en pie
esparto	13,665.9	precio en cargadero
bellota (montanera)	12,257,179.3	2001-2003
castaña	6,107,498.3	precio en cargadero
piñón	11,830,153.1	precio en cargadero
otros frutos	123,758.0	precio en cargadero
trufas	2,719,305.6	precio en cargadero
otros hongos	23,321,638.0	precio en cargadero

Fuente: Anuario de Estadística Agroalimentaria

Se puede apreciar en el citado CUADRO 37 como son pocos los productos forestales no maderables que presentan una cierta importancia. En este ejercicio se abordarán el corcho, los piñones, las trufas y los demás hongos. Las cifras que se muestran para la

resina, el esparto y otros frutos justifican la no inclusión. En el caso de la montanera, está mucho más ligada a las dehesas, es decir al terreno no considerado como forestal en este ejercicio. Por último quedaría el caso de la castaña. Aunque tiene una producción apreciable, está localizada prácticamente en sólo cinco provincias: las cuatro gallegas y Zamora. Se ha intentado incluir esta producción, pero se ha desechado porque no existe un modelo de producción de fruto que permita realizar una valoración. Por otro lado, la Comunidad Autónoma con mayor producción es Galicia, pero dado el minifundismo existente en la propiedad rural, se intuye que a nivel de CORINE pudiera quedar enmascarada por otras. Por último, resulta conveniente insistir en que muchas veces estas estadísticas oficiales tienen un valor meramente orientativo, ya que resulta extremadamente complicado evaluar y contabilizar la producción de algunos de estos productos, como por ejemplo es el caso de los hongos.

A continuación se va a pasar revista a los tres productos forestales no maderables que se han considerado en el proyecto VANE: la producción micológica, que incluye sólo hongos epigeos, la producción de corcho, y la producción de piñón.

PRODUCCIÓN DE HONGOS

Metodología seleccionada para el ejercicio VANE

Los recursos micológicos presentan unas características muy diferentes a la madera, objetivo tradicionalmente único en la gestión de muchos montes. Los hongos se caracterizan por presentar una gran importancia local y en ocasiones regional en diversas zonas de nuestro país, pero a cambio una escasa relevancia en términos agregados. Esta circunstancia, junto con la falta de información relativa en aspectos relativos a su comercialización, explica la escasa atención que tradicionalmente se le ha prestado a estos productos. A diferencia de la producción de madera, las producciones de hongos se caracterizan por la dificultad en su predicción, la variabilidad en su producción, su carácter efímero y perecedero (lo que implica la no acumulación del recurso en el monte), el desconocimiento en muchas ocasiones de aspectos como la sucesión micológica temporal y la influencia de ciertas prácticas selvícolas en su regeneración (operaciones culturales, tipo de cortas finales, etc.). Todas estas circunstancias hacen que la incertidumbre asociada a esta producción sea muy elevada (Díaz Balteiro *et al.*, 2003). Esta característica ya está recogida en la propia Estrategia Forestal Española (Ministerio de Medio Ambiente, 1999), donde se afirma textualmente lo siguiente: “...nos encontramos con un aprovechamiento de reciente implantación cuyas consecuencias a medio y largo plazo son desconocidas...”.

La producción de hongos presenta diversas dificultades a la hora de realizar su valoración. La primera de ellas radica en cómo se clasifica esta producción: por un lado, como un bien con un producto claramente definido por el mercado, lo que simplifica la valoración al considerarse en este caso como un valor de uso consuntivo, o, por otro lado, como un servicio recreativo más de un determinado sistema forestal, lo que supone considerar un valor de uso directo no consuntivo. Además, es habitual que ambos valores, el directamente relacionado con el uso, y el recreativo coincidan en la época de recogida. Es decir, habrá recolectores que internalizan parte (o todo, en último caso) de su consumo ambiental de esta producción. En esta línea, pudiera

parecer sensato incorporar este aspecto a la valoración del área de estudio. Sin embargo, se ha descartado esta opción por la falta de estudios apropiados que permitan una transferencia de beneficios. El único estudio que se conoce al respecto en España es el realizado por Martínez Peña (2003) donde a través del coste del viaje cifra el excedente del consumidor de los recolectores en el monte "Pinar Grande" (Soria) en 63,21€/ha, con datos del año 2000.

A diferencia de otras producciones en los sistemas forestales contemplados en este ejercicio (madera, productos ganaderos, caza), la producción micológica presenta una característica distintiva a la hora de su valoración, ya que en este caso la propiedad del monte no necesariamente internaliza el valor de mercado de los mismos. Es decir, es bastante frecuente que los ingresos motivados por esta producción vayan a manos del recolector y éste no abone a la propiedad un canon por tal actividad. A pesar de esta evidente limitación, se ha admitido que la producción se mide por los ingresos netos del recolector. En definitiva, se estaría suponiendo que la propiedad cede este derecho gratuitamente (como ocurre en algunos países escandinavos) al recolector. Por otro lado, esta posible inconsistencia en cuanto a la metodología aplicada se justifica por razones operativas: no existe un censo fiable de los montes en los cuales se paga un permiso o canon por este aprovechamiento, en otras zonas esta recolección es libre y no está regulada, y en otras ocasiones los derechos de propiedad no están perfectamente definidos. Es decir, aunque la propiedad del predio es conocida, ha habido una tradición en cuanto a esta recolección a la hora de no abonar los citados permisos.

Por otro lado, es preciso señalar que existen carencias en cuanto a estimaciones fiables sobre la producción de hongos, tanto a nivel monte, como a nivel ya del mercado. Si se refiere a la cuantificación anual de la producción, existen estudios en diversas zonas de España. Sin embargo, a partir de esa estimación de la producción potencial, escasean trabajos que puedan evaluar la cantidad de hongos que realmente entran en el mercado. Así, se asume muchas veces que la producción se recolecta en su totalidad, o en gran parte, cuando algunos autores han demostrado que esta hipótesis no tiene porque ser cierta (Montañés Bellosta *et al.*, 2003; Altelarrea y Martínez Peña, 2005). Además, es preciso tener en cuenta la escasez de estudios sobre el autoconsumo asociado a la práctica recolectora en los montes españoles. Martínez Peña y Rubio (2001) estiman en aproximadamente un 50% de los recolectores aquellos que realizan esta actividad con un fin principalmente recreativo.

Además de estas incertidumbres sobre la evaluación de la producción de hongos, también se observan dificultades para obtener datos fiables del precio de estos bienes. Las estadísticas que se ofrecen son a menudo incompletas y demasiado agregadas sobre la producción de hongos a nivel provincial o regional. El Anuario de Estadística Agroalimentaria, hasta el año 2005, y el Anuario de Estadística Forestal desde ese año, ofrecen producciones anuales para algunas provincias, junto con sus precios medios. Sin embargo, los datos no distinguen la especie micológica, a excepción de las trufas, y son manifiestamente incompletos (sólo existen datos de 13 provincias en el Anuario del año 2005, último publicado hasta la fecha). Con el fin de ilustrar este hecho, en el

CUADRO 38 se muestran las informaciones proporcionadas por los citados Anuarios en cuanto a la producción de hongos en España durante el período 2001-2005. Nótese la ausencia de informaciones sobre muchas Comunidades Autónomas.

CUADRO 38. Estadísticas referidas al valor de la producción de hongos y trufas

Comunidad Autónoma	2005		2003		2002		2001	
	hongos valor (€)	trufas valor (€)	hongos valor (€)	trufas valor (€)	hongos valor (€)	trufas valor (€)	hongos valor (€)	trufas valor (€)
Andalucía	24,760	9,009	15,105	24,000	5		4	
Aragón		53,152	1,424,700	1,344,500	501,203	429,333	318,240	462,536
Cataluña	11,075,400	2,350,678	12,307,200	1,961,000	13,432,500	2,460,000	9,226,497	595,002
Comunidad Valenciana	450	10,970	21,443	54,961	28,506	52,155	9,200	49,464
Castilla y León	1,532,431	10,752	32,720,515	411,115	54,347	66,350	827,002	142,199
La Rioja	4,813	184,841	2,889		1,207	50,245	1,203	48,109
Castilla La Mancha		24,000			84,084	67,420	42,071	68,581
Extremadura							3,846,477	
Galicia			2,034,426		1,872,373		1,856,566	
España	12,637,854	2,643,403	48,526,277	3,795,576	15,974,225	3,125,503	16,148,196	1,365,893

Fuente: Anuario de Estadística Agroalimentaria (2001-2003) y Anuario de Estadística Forestal (2005)

Por otro lado, tampoco existen estadísticas fiables para estos productos desde los mercados. Únicamente se pueden precisar informaciones para alguna especie y en algún mercado central. Un ejemplo de estas estadísticas a nivel de mercado sería las que ofrece Mercabarna para el níscolo (*Lactarius deliciosus* Fr.). Finalmente, conviene resaltar la variabilidad de estos bienes, manifestada tanto en el precio como en la cantidad que llega al mercado. En el CUADRO 39, se recoge, a título de ejemplo, las oscilaciones que ha sufrido el níscolo durante los últimos años en Mercabarna. Estas cifras muestran las dificultades de realizar una valoración de este recurso, ya que la vecería²⁸ reflejada en el citado CUADRO puede modificar sensiblemente los resultados.

Además de los hongos epigeos, existen otros hongos hipogeos como las trufas que presentan en algunas zonas una gran importancia local, fundamentalmente por el elevado precio que alcanza este producto. El mercado de las trufas se caracteriza por su opacidad, debido tanto al precio singular que alcanza esta producción entre las especies micológicas, como a algunas de las razones anteriormente expuestas. Por otro lado, es preciso mencionar que el auge que las plantaciones micorrizadas con *Tuber* que están experimentado en zonas fundamentalmente del noreste español. Salvo excepciones, como algún caso famoso en la provincia de Soria, muchas de estas plantaciones son todavía muy jóvenes, y no se dispone de informaciones que permitan realizar una evaluación más precisa de este recurso. Se ha intentado construir una metodología para estimar el valor de la producción comercial de trufas en la Comunidad Valenciana, a partir de las informaciones recogidas en la Tesis Doctoral de Domínguez (2002). Como resultado de la misma, se han identificado unas parcelas para esta Comunidad en las

²⁸ Se emplea el término *vecería* como sinónimo de variación interanual de cosecha, sin limitarse explícitamente a las disminuciones en la producción motivadas por causas nutricionales

que se aseguraban la presencia de trufas. Esa información se ha llegado a integrar en el entorno CORINE utilizado en este ejercicio. Sin embargo, no se ha podido realizar una asignación consistente de una producción bruta media para cada una de las tres calidades que se mencionaban en la citada Tesis Doctoral (sólo se efectuaba una valoración cualitativa de las zonas truferas). Otras informaciones genéricas sobre la producción de trufas (Reyna, 2007; Oria de Rueda, 2007) otorgan valores que se consideran excesivos, si se tiene en cuenta las estadísticas provinciales. Por otro lado, también es preciso señalar que existen otros estudios (Honrubia *et al.*, 2006) donde se analiza a nivel regional o provincial la potencialidad en cuanto a la producción de trufas, pero sin vincular la producción real de estas zonas. Estos trabajos, de indudable valor científico, tampoco proporcionan las informaciones suficientes para su posible inclusión en este ejercicio de valoración, por lo que se ha decidido finalmente no incluir esta producción.

Si se observan los datos recogidos en el CUADRO 39, destaca Cataluña como una de las principales zonas productoras de hongos en España. Se ha intentado modelizar la producción de níscolo para esa Comunidad Autónoma, pero no se ha llegado a obtener resultados mínimamente aceptables, por lo que se ha desechado esta opción.

Bajo un punto de vista económico, y a diferencia de otros países, en España no abundan los trabajos relacionados con la valoración de este recurso, aunque en los últimos años se han publicado diversos trabajos al respecto. Así, Martínez de Aragón y Colinas (2005) estiman que los recolectores no profesionales son responsables del 20% de la producción total de dos especies de *Lactarius* en los bosques del Prepirineo Catalán, estimando un valor de esta recolección a precios de mercado en 1,13 €/ha. Asimismo, cabe destacar el estudio de De Román y Boa (2006) donde se describe la elevada rentabilidad del níscolo (*Lactarius deliciosus* Fr.) en un pinar palentino. En Oria de Rueda (2007) se incluye numerosa información relativa a las producciones medias y la selvicultura adecuada sobre numerosas especies con interés fúngico. Se ha barajado la posibilidad de utilizar estas informaciones, junto a otras dispersas en otros estudios, para completar este apartado, pero se ha desechado esta idea ante la dificultad de asociar estas producciones medias a masas forestales utilizando los datos del III IFN. Finalmente, en Voces *et al.* (2008) se han construido unos modelos básicos que intentan explicar posibles relaciones entre la cantidad comercializada del níscolo y su precio en un mercado central.

CUADRO 39: Cantidad de níscolos comercializados en Mercabarna, y su precio medio ponderado

Año	Cantidad (kg)	Precio medio (€/kg)
2001	260,067	6.5
2002	394,544	5.9
2003	185,454	7.6
2004	73,290	15.4
2005	130,483	14.1

Año	Cantidad (kg)	Precio medio (€/kg)
2006	404,069	7.0
2007	256,518	13.1

Fuente: elaboración propia a partir de los datos de Mercabarna

Hipótesis contempladas y Fuentes utilizadas

Al igual que en epígrafes anteriores, en este subapartado se pretende reseñar las hipótesis asociadas a este ejercicio de valoración, así como las fuentes de la información utilizadas. Las hipótesis serían:

- se realizará la valoración de aquellas zonas, y para aquellas especies micológicas donde se encuentren disponible una información (producciones, precios) que permita su integración dentro del ejercicio VANE.
- únicamente se va a considerar en este epígrafe un valor de uso directo estrictamente consuntivo.
- los precios que se ofrecen se suponen netos para el recolector
- los precios y las producciones se refieren exclusivamente al año 2005, y los precios están vinculados al recolector, no a ningún intermediario existente a lo largo de la cadena de valor de estos productos

La valoración de los hongos se circunscribe a Castilla y León, y se utilizará las informaciones proporcionadas por el sistema Micodata²⁹. Micodata es un sistema de toma y gestión de datos de producción y aprovechamiento de hongos silvestres comestibles de importancia socioeconómica en Castilla y León. En concreto, para el año 2005 ofrece informaciones, tanto de producción como de precio de 14 especies de interés fúngico en esta región. En Martínez Peña *et al.* (2007) se describe este sistema.

Descripción de la metodología empleada

La metodología empleada se reduce a multiplicar las producciones por el precio asignado al año 2005.

La base de datos asociada a la capa de Micodata ofrece, para cada especie micológica una producción bruta media anual (PBM), medida en kg/ha y un valor de la citada PBM, medido en €/ha. En concreto, las especies son las siguientes: *Agaricus sp*, *Amanita caesarea*, *Boletus aereus*, *Boletus aestivalis*, *Boletus edulis*, *Boletus pinophilus*, *Calocybe gambosa*, *Cantharellus cibarius*, *Helvella sp.*, *Hygrophorus marzoulus*, *Hygrophorus sp*, *Lactarius deliciosus*, *Lepista nuda*, *Macarolepiota procera*, *Marasmius oreades*, *Morchella sp*, *Pleurotus eryngii*, *Tricholoma portentosum*, *Tuber aestivum* y *Tuber melanosporum*.

Resultados / Función de transferencia

Resultados

Los resultados muestran un valor promedio de la PMB que puede superar los 40€/ha para el hongo rojo (*Boletus pinophilus*). Desafortunadamente no se dispone de otras

²⁹ <http://www.micodata.es/>

mediciones realizadas en otros años para poder evaluar otros años con producciones distintas. El precio otorgado para los hongos epigeos va desde los 10€/kg para *Morchella* sp, pasando por los 6.08€/kg de *Boletus pinophilus*, o los 3€/kg de *Lactarius deliciosus*. Para esta última especie es preciso comparar estos datos en cuanto a producción y precio, con los señalados en el CUADRO 39. Llama la atención cómo siendo el 2005 un mal año a nivel general, el precio pagado a los recolectores sea tan reducido. Esto induce a pensar que el valor que se está imputando a esta producción no es, ni mucho menos, excesivo.

Función de Transferencia

No se ha considerado oportuno transferir los datos a otras Comunidades Autónomas, dada la especificidad de la producción fúngica, motivada por aspectos endógenos de la masa (edad, selvicultura, etc.), como exógenos (clima, presión recolectora, etc.).

PRODUCCIÓN GANADERA EN EL ACTIVO BOSQUE

Metodología seleccionada para el ejercicio VANE

En general, se puede afirmar que la producción de pasto no es ni mucho menos incompatible con la producción forestal, y generalmente los montes presentan algún aprovechamiento ganadero. De hecho, algunos autores (San Miguel, 2001a) afirman que el 80% de la superficie forestal presenta una cubierta vegetal que se calificaría como pasto natural. Esta sería la principal razón que justificaría la inclusión en este ejercicio de valoración de esta producción, aunque se supone que el esfuerzo en la gestión está más orientado hacia otros aspectos productivos como puede ser la madera. La representación gráfica de este ejercicio (polígonos CORINE) supone que en la práctica se agregan superficies unívocamente bien a terreno forestal, bien a terreno pascícola, pero esta dicotomía no debe excluir la posibilidad de otorgar un valor a esta producción en el terreno forestal.

Metodología seleccionada para el ejercicio VANE

Hipótesis contempladas y Fuentes utilizadas

Las hipótesis contempladas serían las siguientes:

- la producción ganadera se valorará en función de las rentas asociadas a la producción de pasto en estos montes.
- el valor otorgado a cada superficie forestal por la producción asociada al ganado será menor que si fuera una superficie exclusivamente pascícola.
- los valores se suponen netos para la propiedad
- no se tiene en cuenta posibles cobros y pagos asociados a activos necesarios para el buen manejo del ganado

En lo referente a la segunda hipótesis, como con esta producción se pretende medir una producción que generalmente se ofrece de una forma más o menos compatible con la de madera, parece sensato suponer que el máximo valor que alcance nunca puede ser superior a la que se diera si existiera una producción exclusivamente dedicada al ganado. Resulta obvio que a mayor presencia arbórea en una superficie forestal, el

rendimiento de los pastos disminuye. Además, algunos autores justifican este hecho por la menor eficiencia del ganado a la hora de aprovechar el alimento en los pastos forestales (San Miguel, 2001b), pero además es preciso tener en cuenta el hecho que parte de la fauna cinegética también compite por el mismo recurso.

En el CUADRO 40 se recogen las fuentes utilizadas para realizar el ejercicio de valoración en la zona de estudio. Se incluyen tanto los datos propiamente necesarios para realizar la valoración, como el soporte cartográfico necesario. Es necesario precisar que no se ha utilizado la información proporcionada por el Anuario de Estadística Agroalimentaria (AEA) en las ediciones anteriores a 2005 y el Anuario de Estadísticas Forestales (AEF) correspondiente al año 2005 porque no informan de estas producciones en términos monetarios. Así el AEA ofrecía informaciones en términos de peso vivo mantenido (t/año) a nivel provincial, tanto en prados naturales, pastizales, monte abierto y monte leñoso. En la última edición (año 2006), esta información ha desaparecido. Por el contrario, el AEF ofrece valores referidos a unidades monetarias, pero en el año 2005 sólo existen datos de Andalucía y Murcia.

CUADRO 40. Fuentes de Información utilizadas

Fuente	Año	Informaciones
Proyectos de Ordenación de distintos montes	1995-2005	Datos sobre los arrendamientos existentes en dichos montes, así como la cabaña ganadera existente
Encuesta de Cánones de Arrendamientos Rústicos. Año 2005 (MAPA)	2006	Canon de arrendamiento medio según tipo de pasto.
Junta de Castilla y León	2007	Informaciones sobre los Cánones de arrendamiento a nivel provincial, correspondientes al año 2005
MAPA Forestal Español. Ministerio de Medio Ambiente	2002	Información sobre la Fracción de Cabida Cubierta (Fcc), para cada polígono CORINE
CORINE	2000	Soporte gráfico del Proyecto VANE

Fuente: Elaboración propia.

Descripción de la metodología empleada

A la hora de realizar la valoración del ganado una de las formas directas de realizar la valoración sería utilizar el valor de mercado asociado al ganado existente en estos ecosistemas forestales en el momento de la valoración. También podría pensarse en utilizar el valor de transformación, es decir, el valor de liquidación obtenido por los animales sacrificados. Por otro lado, se pudiera proponer contabilizar los costes asociados a la cabaña objeto de estudio, discriminando aquellos meses en los que se suplementa a los animales, si se diera el caso. Estas aproximaciones podrían ser válidas a nivel de una determinada explotación o incluso a nivel monte, pero conlleva el conocimiento de un conjunto de informaciones no disponibles según la escala del ejercicio VANE. Asimismo, se podría realizar una valoración utilizando el producto de algún indicador asociado a la capacidad productiva del terreno por un valor unitario, previamente fijado. Estos indicadores se suelen referir a la carga ganadera (medida habitualmente en unidades de ganado mayor, UGM), o bien a la valoración energética

de los animales (unidades forrajeras, UF). Algunos autores utilizan este último procedimiento (Caparrós, 2000), pero es preciso insistir que a nivel CORINE no se conoce la cabaña ganadera en cada uno de los polígonos, ni qué porcentaje del pasto se puede asignar como alimento del recurso ganadero y qué porcentaje es aprovechado por la fauna cinegética.

Para realizar la valoración de esta producción dentro del ejercicio VANE se ha seguido un método basado exclusivamente en datos reales de arrendamientos de superficies de la zona de estudio cuyo destino es servir de alimento al ganado. Este procedimiento resulta habitual en valoraciones agrarias (Guadalajara, 1992). Para ello se ha recopilado estas informaciones en montes pertenecientes a distintas CC.AA. donde se ha podido acceder al Proyecto de Ordenación. El límite superior de estos valores sería el canon de arrendamiento medio para prados naturales. Esta información se encuentra disponible a partir de la Encuesta de Cánones de Arrendamientos Rústicos (año 2005), ofreciéndose a nivel de CC.AA., y distinguiendo entre prados naturales y prados de secano. A nivel provincial sólo se dispone de informaciones sobre estos cánones relativas a Castilla y León.

La situación ideal consistiría en disponer de datos referidos a este canon en un número suficiente de montes correspondientes a las distintas CC.AA.. Sin embargo, las dificultades a la hora de disponer de las informaciones referidas a los Proyectos de Ordenación respectivos han obligado a tomar un valor para el canon de arrendamiento a nivel nacional, no a nivel regional. Este valor, en el caso de los prados naturales y el año 2005 es de (143€/ha). En definitiva se dispone de este límite superior, y de datos referidos a este canon arrendatario en distintos montes de 10 provincias. Nótese que la elección de estos montes ha venido dada exclusivamente por su disponibilidad. Es decir, no se ha realizado ningún procedimiento estadístico para su elección.

Asumiendo que a menores valores de la Fracción de cabida cubierta (F_{cc}) el arrendamiento que se paga por la producción ganadera será mayor, al aumentar la producción pascícola. Los valores de la F_{cc} se obtienen, como se ha indicado, a partir del MAPA Forestal Español. Los resultados de esta regresión se muestran en la ecuación (1):

$$V = -0.00056 * F_{cc}^3 + 0.1042 * F_{cc}^2 - 6.5975 * F_{cc} + 143.9672 \quad (1)$$

Se ha obtenido un R^2 de 0,99. Este valor tan alto es debido a que se dispone de un punto de corte con el eje de ordenadas, y el resto de los valores están muy próximos al eje de abscisas. Esta ecuación se aplica a aquellas CC.AA. y provincias de Castilla y León donde mayoritariamente exista este tipo de pastos.

Este procedimiento se ha intentado replicar para el caso de los pastizales, pero no se disponía de una cantidad mínima de informaciones a nivel monte. Con el fin de dar una cifra, se ha supuesto que el canon varía de la misma forma con la F_{cc} que en el caso de los prados naturales, con lo que se ha sustituido el valor de 143€/ha por el valor medio

del canon arrendatario para pastizales a nivel estatal (50€/ha). La regresión tendría ahora esta expresión:

$$V = -0.00019 * Fcc^3 + 0.0362 * Fcc^2 - 2.2908 * Fcc + 49.99 \quad (2)$$

Esta ecuación se aplicaría a aquellas CC.AA. y provincias de Castilla y León donde estos pastos son mayoritarios. Por último, se ha observado que en el caso de Canarias el canon de arrendamiento en los pastizales es seis veces superior a la media nacional (332€/ha), por lo que se ha realizado las mismas hipótesis incluidas en la ecuación (2), obteniéndose la siguiente expresión, que se empleará únicamente en esta CC.AA.

$$V = 0.00002 * Fcc^4 - 0.00506 * Fcc^3 + 0.4743 * Fcc^2 - 19.9355 * Fcc + 332.0046 \quad (3)$$

Resultados / Función de transferencia

Resultados

Los resultados muestran, para el caso de los prados naturales, un valor menor a los 10€/ha cuando la Fcc es superior al 50%. Es decir, en masas densas este valor es pequeño en comparación con otros bienes y servicios. Comparando con otros resultados obtenidos a nivel agregado, en el caso de Galicia, y utilizando unos intervalos amplios para la Fcc , el valor promedio que se obtiene para toda la CC.AA. es de 9,32€/ha, cifras no muy alejadas de las que se pueden obtener con la ecuación (1).

A título de ejemplo, Caparrós (2000) ha obtenido una renta por pastoreo en una masa de pino albar en el norte de la provincia de Madrid. Esta renta se calcula a través de las unidades forrajeras tomadas a diente por la cabaña, las cuales se multiplican por un valor económico unitario por cada UF. Descontando unos datos generales y actualizando esta renta al año 2005 se obtiene un valor de 14.16€/ha, valor superior al que se obtendría en el mismo monte utilizando el procedimiento anteriormente descrito. Por otro lado, estos resultados para esta zona se pueden también comparar con la valoración que se ha realizado para el III IFN para la Comunidad de Madrid (Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2004). Según esta fuente el valor medio provincial de la renta anual de las superficies pascícolas madrileñas en zonas forestales según esta fuente asciende a 8,12€/ha del año 2004. Sin embargo, es preciso resaltar que la metodología empleada no es la misma, ya que no se han utilizado precios de mercado, sino una supuesta renta de la biomasa para cada celda del III IFN ajustada con la carga ganadera que soporta la provincia.

Por último, aunque a veces estos arrendamientos tienen en cuenta factores locales que los separan de los precios de mercado, en aras del principio de prudencia que subyace en este ejercicio se ha mantenido este procedimiento, pese a esta posible infravaloración de esta producción. Asimismo, es preciso destacar el hecho que la ausencia de datos a nivel monte ha condicionado la metodología a aplicar en el caso de

los pastizales. Se es conscientes de esta limitación, pero también se cree que el rango de variación no será muy elevado, debido a las cifras exiguas que presenta esta producción frente a otros productos forestales no maderables.

Pautas para la representación cartográfica del valor económico

Con la superposición de los polígonos de CORINE y el MAPA Forestal se pueden obtener estimaciones de la F_{cc} media en cada polígono. Utilizando ese dato resulta inmediato obtener un valor que refleje la producción ganadera en estos polígonos CORINE utilizando las ecuaciones anteriormente obtenidas.

PRODUCCIÓN DE CORCHO

Metodología seleccionada para el ejercicio VANE

Como se ha podido apreciar en el CUADRO 37, la producción de corcho es uno de los bienes no maderables asociados a los ecosistemas forestales que presentan una mayor importancia en términos de su producción comercial. Una muestra de la importancia que tradicionalmente se le ha otorgado a este producto no maderero es que se han dedicado artículos específicos a su gestión en las sucesivas Instrucciones de Ordenación de Montes que desde el siglo XIX se han publicado en España.

A la hora de abordar un ejercicio de valoración para este producto es preciso inicialmente resaltar un conjunto de características que lo definen. En primer lugar conviene recordar que se trata de una renta periódica que se empieza a producir con el primer descorche y que, a diferencia de la madera, no está ligada a la muerte del árbol. Esta renta se produce cuando los alcornoques alcanzan unas dimensiones mínimas, repitiéndose esta operación cada 9-14 años, dependiendo de las zonas. Obviamente, si la organización de la producción es la adecuada, las superficies descorchadas anualmente serán más o menos similares. Otro factor que conviene tener presente a la hora de computar la información necesaria para realizar la valoración son las variables propias asociadas con el corcho, y que debieran estar en los inventarios para esta especie. Así, el III IFN ofrece dos variables específicas: la superficie y la intensidad de descorche. Sin embargo, no existen informaciones sobre aspectos como la calidad del corcho o de la producción de corcho por hectárea. La calidad del corcho debe estudiarse no sólo asociada a la producción de corcho, sino a la calidad tecnológica del producto propiamente dicha. Esta última viene determinada fundamentalmente por el calibre o espesor de la pana y por la porosidad. Desafortunadamente no se dispone de esa información a nivel monte, ni tampoco existen informaciones sobre la diferencia entre el precio del corcho según calidades tecnológicas. Se sabe que las diferencias en cuanto al precio son elevadas en función de esta calidad (Montero y Cañellas, 2003), pero no se puede considerar este hecho en el ejercicio VANE, debido a las razones antes apuntadas.

Hipótesis contempladas y Fuentes utilizadas

En primer lugar, los alcornoques son ecosistemas vinculados a un uso múltiple. Citando únicamente aquellos que tienen un precio de mercado, tradicionalmente han estado conviviendo la producción de corcho, con la producción de leñas, la producción ganadera asociada a la montanera de esta especie, la actividad cinegética, etc. Sin embargo, en este apartado sólo se va a contemplar el valor de cada polígono CORINE cuya especie principal sea el alcornoque en función únicamente de su producción de corcho. En otros apartados de este ejercicio VANE se integrarían otros aspectos como los cinegéticos, los recreativos, la producción ganadera, etc. Por otro lado, es preciso recordar que esta producción se puede dar tanto en las superficies forestales como en dehesas, pero en la metodología que se ha seguido se ha descartado esta última producción por no considerarse terreno forestal. Otras hipótesis que se han tenido que realizar serían las siguientes:

- Se ha considerado la producción de corcho en aquellas masas donde *Quercus suber* L. es la especie principal. Es decir, no se tienen en cuenta aquellos polígonos donde pudiera existir el alcornoque junto con otras especies forestales.
- Solamente se tendrán en cuenta las producciones asociadas al corcho de reproducción. Es decir, no se considerará el corcho bornizo o el secundero.
- La producción de corcho no se considera si la *Fcc* del alcornocal en aquellos polígonos donde es menor de 20% o si supera el 80%. En el primer caso sería una dehesa, y en el segundo la densidad de la masa parece incompatible con la producción de corcho.
- Debido a aspectos endógenos (crecimiento de las masas) o técnicos (selvicultura empleada) se va a diferenciar entre la producción del Sur de España (fundamentalmente Extremadura y Andalucía) y la de Cataluña. Por ello, los kilogramos de corcho producidos por metro cuadrado de superficie descorchada (kg/m^2) se han supuesto constantes en el Sur de España, tomando el dato proporcionado por Montero *et al.* (2003). Para Cataluña se ha seleccionado el valor propuesto por Montero y Grau (1989).
- En cuanto al precio del corcho, se utilizarán los datos provinciales obtenidos a partir del Anuario de Estadística Agroalimentaria (AEA). Siguiendo el criterio ya expuesto para la madera, se tomarán los valores en pie, y no en cargadero. En el caso que no se dispusiera del precio correspondiente al año 2005, se tomará el del año más cercano
- Para calcular la posibilidad anual corchera de cada polígono se dividirá la posibilidad anual a nivel provincial, según datos del AEA, entre el stock existente en esa provincia, calculado según la metodología que se muestra más adelante. El resultado de esta relación se empleará en todos los polígonos de la provincia para convertir ese stock de corcho en el corcho aprovechado en el año 2005.

En cuanto a las fuentes de información utilizadas, y dejando a un lado detalles técnicos como los precisados anteriormente, éstas se muestran en el CUADRO 41.

CUADRO 41. Fuentes de Información utilizadas

Fuente	Año	Informaciones
Anuario de Estadística Agroalimentaria	2005	Aprovechamientos (producción y precio) del corcho a nivel provincial.
III IFN (II IFN en el caso que no se hubiera finalizado el III IFN)	2007	Informaciones sobre un conjunto de variables dasométricas asociadas a la producción de corcho
MAPA Forestal Español. Ministerio de Medio Ambiente	2002	Información sobre la Fracción de Cabida Cubierta (Fcc), para cada polígono CORINE
CORINE	2000	Soporte gráfico del Proyecto VANE

Fuente: Elaboración propia.

Descripción de la metodología empleada

La metodología debe comenzar por la elección de aquellos polígonos CORINE susceptibles de presentar una producción de corcho. Para ello se deberá elegir aquellos polígonos donde existan alcornoques y no se encuentren en sistemas adhesados. Operativamente se consigue eligiendo, a nivel provincial, y según el MAPA Forestal Español (MFE), aquellas masas con un grado de ocupación de *Quercus suber* mayor o igual que 5, y que presenten una *Fcc* comprendida entre 20 y 80%.

Una vez seleccionada esta superficie se procederá a calcular la producción de corcho. Para ello se comenzará calculando la producción de corcho bruta. Esta producción sería la cantidad de corcho que se puede estimar según las variables del III IFN, pero no se puede afirmar que sea exactamente el stock de corcho existente en una determinada superficie poblada con alcornoques al no conocerse el espesor del corcho. Dejando a un lado esta precisión, se trabajará a nivel de parcela del IFN (III IFN, o si no estuviera disponible, el II IFN). Al igual que en la producción de madera, se empleará el software BASIFOR para el cálculo de la superficie de descorche (*SDCH*).

Una vez calculado este parámetro, se utilizará la metodología propuesta por Montero *et al.*(1996) para estimar la producción de corcho. Esta producción se calculará utilizando la expresión mostrada en la ecuación (4):

$$PC = SDCH \cdot PCM^2 \quad (4)$$

Donde:

PC es producción de corcho bruta (kg/ha).

SDCH es la superficie de descorche en un alcornocal (m^2/ha).

PCM² serían los kilogramos de corcho producidos por metro cuadrado de superficie descorchada (kg/m^2).

La relación que existe entre los parámetros anteriores se explica en Montero *et al.* (1996) o en Montero *et al.* (2003). Considerando que este estudio sólo valora las producciones de corcho de reproducción se obtiene un valor medio de *PCM²* que alcanza los 9,13 kg/m^2 . Este valor es aplicable para las dehesas extremeñas y andaluzas. Siguiendo a Montero y Grau (1989), para los alcornocales catalanes se utilizará un valor de *PCM²* de 12,6 kg/m^2 . Esta diferencia se explica debido a que las masas presentan crecimientos así como turnos de descorche distintos a los empleados en el Sur de España. Una vez que se ha llegado a obtener la producción de corcho bruta

(*PC*) por parcela, se calcula la producción a nivel polígono CORINE, mediante la asignación del valor promedio de la *PC* de las parcelas asociadas a cada polígono.

Esta producción es preciso ponderarla por un coeficiente en función de la posibilidad anual de la provincia. En definitiva, debería ponderarse el resultado de la producción bruta de corcho (*PC*) a nivel polígono por la relación entre lo que se aprovecha anualmente en esa provincia y la producción estimada, a través del IFN, a nivel provincial. Es decir, de esta forma se estaría eligiendo el porcentaje anual de la producción de corcho que llega al mercado. Por otro lado, como la producción a nivel provincial también integra el corcho procedente de las dehesas, habría que multiplicar el resultado obtenido por otro coeficiente, distinto del anterior, que refleje, a nivel provincial, la producción de corcho procedente de las dehesas y de los montes no adhesados. En resumen, se tendría:

$$PC_f = PC \cdot \varphi_1 \cdot \varphi_2 \quad (5)$$

Donde:

PC es la producción de corcho neta (kg/ha)

*f*₁ es un coeficiente que muestra la posibilidad estimada para la producción de corcho, en función de la relación entre los aprovechamientos de corcho a nivel provincial y la producción estimada en la provincia objeto de estudio.

*f*₂ es un coeficiente que vincula la relación existente entre la producción de corcho que proviene de los montes arbolados y la producción total en la provincia. En el caso de Badajoz esta relación es 0,90 (véase punto 1, criterios aplicados a las parcelas).

Con los valores de los dos coeficientes mostrados en (5) se calcula la producción de corcho neta (*PC*_f). Como último paso de la valoración del corcho se multiplica esta producción final por el precio, correspondiente al año 2005, del corcho en pie a nivel provincial, según el AEA.

Resultados / Función de transferencia

Resultados

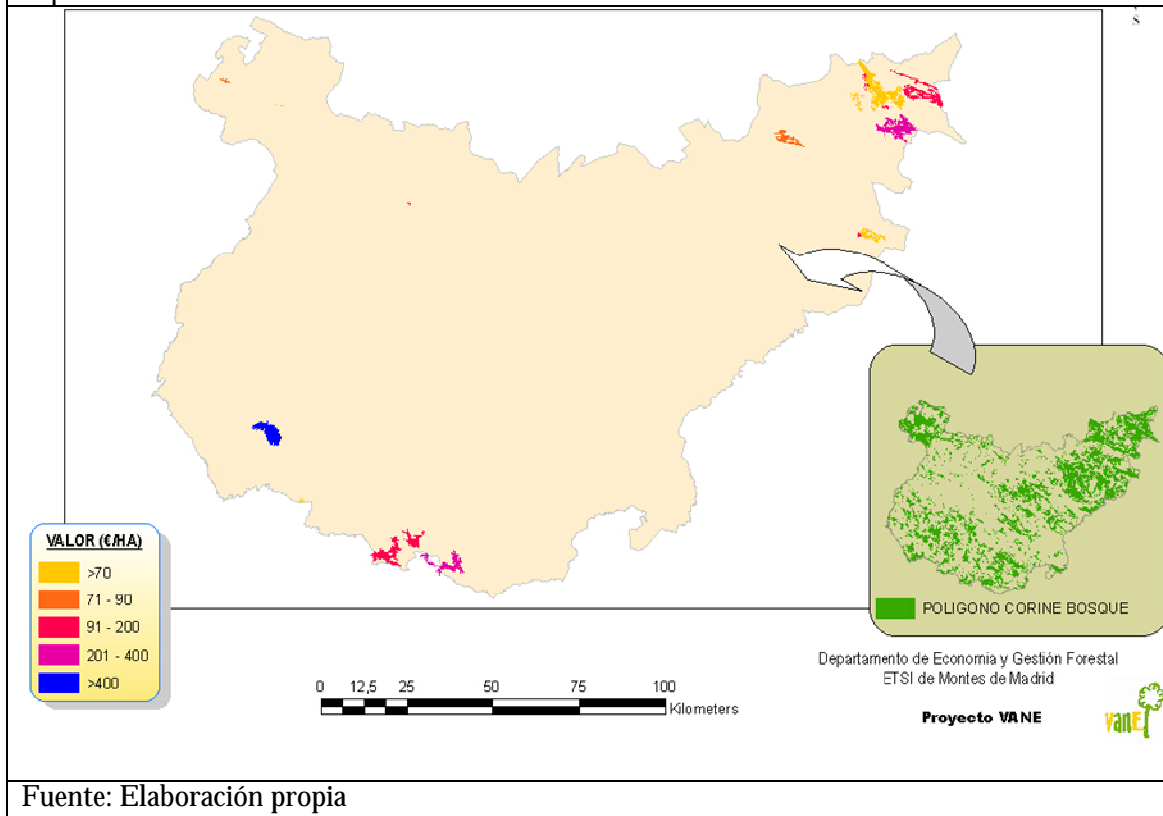
A título de ejemplo, en la FIGURA 11 se muestran los resultados obtenidos para la provincia de Badajoz. La producción media por hectárea que se ha obtenido es de 148,23€/ha. Si se compara estos resultados con los de otros trabajos que han realizado valoraciones de la producción de corcho, se puede apreciar que no difieren en exceso. Así, Campos *et al.* (2005) ofrecen valores superiores a los 126€/ha de la renta comercial privada asociada a la explotación de corcho en los Montes Propios de Jerez. Es preciso significar que, con independencia de que parte de la superficie analizada en este caso de estudio pudiera ser un sistema adhesado, la metodología que emplean estos autores es distinta a la que aquí se ha empleado, ya que se basan en el Sistema de Cuentas Agroforestales CAF (Campos, 2002).

Función de Transferencia

La función de transferencia consiste en la aplicación directa de la metodología expuesta anteriormente al conjunto del territorio español. De esta forma se partirá de las parcelas de muestreo del IFN para calcular la producción de corcho a nivel provincial, posteriormente estos valores se ajustarán con los datos reales publicados en el Anuario de Estadística Agroalimentaria.

En la FIGURA 11 se muestran los resultados para la provincia de Badajoz.

FIGURA 11. Valor de la producción de corcho (€/ha) en la provincia de Badajoz, excluyendo la producción en sistemas adherados



Fuente: Elaboración propia

PRODUCCIÓN DE PIÑONES

Metodología seleccionada para el ejercicio VANE

La producción de piñones ha sido un aprovechamiento tradicional en numerosas comarcas españolas, presentando esta producción una notable importancia en estas zonas, toda vez que su valor habitualmente es superior a la producción de madera de estas masas. Por otro lado, y al igual que otros productos forestales no madereros analizados en este apartado, las informaciones disponibles asociadas a esta producción distan mucho de ser las óptimas para la evaluación precisa de este recurso (Barranco y Ortuño, 2004).

Además, un ejercicio de valoración de esta producción debe tener presente en todo momento la vecería de esta especie. Esta vecería conduce a que las producciones medias puedan ser muy variables y que también el precio sufra de notorias oscilaciones anuales. Esta circunstancia es preciso tenerla en cuenta a la hora de, por ejemplo, justificar el precio unitario del kg de piñón que se va a utilizar. En definitiva, conviene señalar que para esta producción resulta complicado hablar de una producción media, a no ser que se tomen series muy dilatadas. Por ejemplo, en Prades *et al.* (2005) se muestra una serie de 10 años que refleja la producción de piñas en los montes públicos de la provincia de Córdoba. La producción media anual supera los 490.000kg/año, pero únicamente en tres años se supera esta cifra, existiendo además otros años donde esta producción se queda lejos de los 100.000kg/año. Por otro lado, también es preciso señalar la heterogeneidad de las masas de esta especie en España, y sus producciones medias por CC.AA.. Es preciso recordar que unas masas son naturales, otras proceden de repoblación, en otras su objetivo principal en cuanto a la gestión puede ser productivo (madera, piñones) o incluso ambiental (fijación dunas, lucha contra la erosión). Todo esto complica la estimación de la producción de piñones a partir de variables dasométricas. Por todo ello, se van a tomar informaciones de distintos estudios, cada uno de ellos centrado en una determinada región donde *Pinus pinea* L. presenta una evidente importancia. Cabe resaltar que estos estudios son recientes, e incluso algunos de ellos no están publicados. Este hecho por sí mismo podría justificar la escasez de trabajos que han abordado aspectos relacionados con la valoración de estas masas en España.

En otro orden de cosas, resulta indudable que las masas de *Pinus pinea* pueden contemplarse como sistemas productores de múltiples bienes y servicios. Sin embargo, hoy en día está mayoritariamente admitido que las rentas fundamentales corresponden a los piñones y a la madera (Campos y López, 1998). De todas formas, en otros epígrafes de este ejercicio de valoración se calculará el valor de otras producciones asociadas a estas masas (caza, pastos, etc.). Finalmente, conviene señalar que no se ha considerado la existencia de plantaciones de pino piñonero injertado. Estas plantaciones, aunque presentan una gran potencialidad (Mutke *et al.*, 2000), no se reflejan todavía en las estadísticas e informaciones manejadas en este ejercicio.

Hipótesis contempladas y Fuentes utilizadas

A la hora de integrar la producción de piñones en el ejercicio VANE es preciso tener en cuenta que las fuentes de información habitualmente empleadas para la madera, el carbono, el corcho, es decir, el IFN no proporciona informaciones directas sobre la producción de piñones en las distintas parcelas donde se encuentra presente el pino piñonero. En definitiva, la estimación de la producción se hará a partir de modelos que relacionan ciertas variables a nivel de parcela (N , G , Dg) con la producción de piñones en distintas zonas. Por otro lado, y al igual que en el caso del alcornoque sólo se contemplará la producción de piñones en masas donde *Pinus pinea* sea la especie principal y no presente una densidad excesiva, debido a los requerimientos en cuanto a luz que necesitan los pies para presentar una producción notable de piñones. Cuando no se dan estas condiciones, se supone que el objeto principal del aprovechamiento es la madera. En cuanto al precio de los piñones se han tomado las informaciones

recogidas a nivel provincial en el AEA y en el AEF (2005). Este último anuario ofrece fundamentalmente los datos en cargadero, mientras que el AEA no especifica si son precios en pie o en cargadero. Para esta producción, y a diferencia de las anteriores, se ha supuesto que los valores son en cargadero. Además, y de forma más concreta, se han considerado las siguientes hipótesis:

- No se ha tomado el precio del piñón en el año 2005, sino el promedio del precio durante los últimos cuatro años actualizados al año 2005. Con esta medida se intenta mitigar posibles variabilidades anuales debidas a la vecería de esta especie.
- La producción de piñones no se considera si el diámetro medio de la parcela es inferior a 20 cm ($Dg < 20$).
- Se asume que ciertos límites superiores sobre la densidad de la masa apta para la producción de piñones y referenciados a los pinares castellanos, se extienden a Andalucía y Cataluña.
- Dado que la producción a nivel parcela va a venir dada en kg piñas/ha, se supone un coeficiente fijo para transformar la producción de piñas en piñones: 0,129.

En cuanto a las fuentes de información utilizadas, y dejando a un lado estudios concretos que se explicarán en el siguiente epígrafe, éstas se muestran en el CUADRO 42.

CUADRO 42. Fuentes de Información utilizadas

Fuente	Año	Informaciones
Anuario de Estadística Agroalimentaria	2000-2005	Aprovechamientos (producción y precio) de piñones a nivel provincial.
MAPA Forestal Español. Ministerio de Medio Ambiente	2002	Información sobre la superficie, a nivel provincial, donde <i>Pinus pinea</i> es la especie principal
III IFN (II IFN en el caso que no se hubiera finalizado el III IFN)	2007	Informaciones sobre un conjunto de variables dasométricas a nivel parcela
CORINE	2000	Soporte gráfico del Proyecto VANE

Fuente: Elaboración propia.

Descripción de la metodología empleada

Al igual que en el caso del corcho, la metodología debe comenzar por la elección de aquellos polígonos CORINE susceptibles de presentar una producción de piñones. Para ello, y utilizando la herramienta Basifor 2.0 se seleccionarán las parcelas donde *Pinus pinea* es la especie principal, seleccionando los siguientes parámetros: número de pies por parcela (N), diámetro cuadrático medio (Dg), Área basimétrica (G), diámetro medio (D) y altura dominante (Ho). Con estos datos y los modelos que se explicarán a continuación, es posible realizar la valoración de la producción de piñones a nivel de parcelas, para posteriormente integrar estas informaciones en el entorno CORINE. Además, se señalarán unas condiciones mínimas que deben cumplir algunas de estas variables (N , Dg , G) para que los modelos utilizados sean válidos, es decir, para que se consideren dichas parcelas como productoras de piñones..

Se ha considerado oportuno analizar la producción de piñones en las tres principales regiones productoras por separado. Así, se han construido tres metodologías, una por cada grupo de CC.AA., por considerarse que las condiciones de cada región influyen apreciablemente en la producción final. Estos modelos serían:

- Modelo de producción para Castilla y León (caso piloto Valladolid).
- Modelo de producción para Andalucía, Castilla La Mancha y Extremadura.
- Modelo de producción para Cataluña y Comunidad Valenciana.

Modelo de producción para Castilla y León

Para esta Comunidad Autónoma se ha tomado como caso piloto la provincia de Valladolid, quizá la de mayor producción de piñones en España. De hecho, algunos autores (González del Pie, 1997) atribuyen el 80% de la producción a nivel nacional en esta provincia. El modelo de producción utilizado procede de la tesis doctoral de García Güemes (2001). En este estudio se realizan ajustes de las producciones medias de las parcelas en función de diversas variables de masa: N , Dg y G .

Llegaos a este punto, se emplea un modelo de producción en función de los valores de G obtenidos anteriormente:

$$P = a + b \cdot \ln G \quad (6)$$

Donde:

P es la producción bruta de piñas (kg/ha)

a es un parámetro de estimación, con valor -1337.311

b es un parámetro de estimación, con valor 768.656

Es preciso destacar que este autor señala relaciones similares tanto para el número de pies como para el diámetro medio cuadrático, pero se estimó más prudente elegir la expresión que vincula la producción de piñas con el área basimétrica. La posibilidad de la producción de piñones así calculada se podría catalogar como una producción bruta. Es decir, no tendría porque ser igual a los piñones que realmente se aprovechan en esta provincia. Por tanto, es preciso definir una posibilidad real estimada para la provincia, medida a través de un coeficiente, de igual forma que se ha realizado para el caso del corcho. Esta posibilidad sería el cociente entre los aprovechamientos que se han producido en el año cuando se realizó el III IFN y la estimación obtenida en (6) para toda la provincia. En el de Valladolid, los valores del III IFN a partir de los cuales se calculó la producción se realizaron en el 2002. Además, es preciso multiplicar el resultado obtenido por el coeficiente anteriormente señalado que transforma los kg de piña en kg de piñones. Por ello, el valor obtenido en (6) se transformaría en:

$$P' = P \cdot \varphi_1 \cdot \varphi_2 \quad (7)$$

Donde:

P' es la producción neta de piñones (kg/ha).

P es la producción bruta de piñas (kg/ha).

φ_1 es el coeficiente para transformar la producción potencial de piñas en piñones: 0,129.

j_2 es el coeficiente que proporciona la posibilidad neta a partir de la posibilidad bruta, como se ha comentado anteriormente. En el caso de Valladolid asciende a 0,28.

Por último es necesario incorporar el precio del piñón, que como se ha comentado antes está sujeto a diversas fluctuaciones. En el CUADRO 43 se recogen las producciones y el precio para el período 2000-2005. Dada la variabilidad en el precio, se ha estimado oportuno tomar no el precio correspondiente al año 2005, sino el promedio del precio correspondiente a los últimos 5 años, convenientemente capitalizados al año 2005 según el IPC.

CUADRO 43. Evolución de la producción y del precio del piñones en la provincia de Valladolid

Año	Producción	Precio (€/kg) nominal	Precio (€/kg) real (año 2005)
2005	161,200	2.99	2.99
2003	392,000	1.50	1.64
2002	1,075,000	3.14	3.55
2001	2,659,000	2.78	3.25
2000	565,000	2.70	3.24

Fuente: Elaboración propia

Con estos datos, se puede afirmar que el precio promedio de los piñones para la provincia de Valladolid es de 2,93€/kg en cargadero. Para obtener el valor de la producción a nivel parcela, sólo quedaría multiplicar la producción neta calculada en (7) por este precio. Finalmente, habría que intersecar estos valores con la cobertura CORINE.

Modelo de producción para Andalucía, Extremadura y Castilla La Mancha

Se ha desarrollado un modelo estadístico obtenido a partir de las tablas de producción publicadas en Borrero *et al.* (2004). En la citada publicación se muestran distintas tablas de producción, en función de la calidad de estación y de la selvicultura aplicada. Se ha considerado oportuno elegir las tablas de producción que presentaban densidades medias, fundamentalmente por ser más representativas. Dentro de éstas se ha seleccionado la tabla de producción de Calidad 13, por presentar un mayor número de parcelas de muestreo en el citado estudio. Tomando los datos de la tabla de producción anteriormente señalada, se ha ajustado la siguiente función, asociada a la producción de piñas:

$$P = -72.32 + 6.47 \cdot Dg + 0.47 \cdot G \quad (8)$$

Donde:

P es la producción bruta de piña (kg/ha)

Dg el diámetro medio cuadrático

G el área basimétrica

La ecuación mostrada en (8) procede de una tabla de producción, luego su R^2 es muy elevado (0,99). De todas formas, se ha realizado un test estadístico, comprobándose la

no existencia de multicolinealidad entre las variables explicativas, es decir, todas ellas son linealmente independientes. Finalmente, para obtener el valor de la producción de piñones por ha se seguirían los pasos anteriormente explicados para los pinares de Castilla y León a partir de la ecuación (7).

Modelo de producción para Cataluña y la Comunidad Valenciana

La metodología aplicada se basa en el modelo de producción que aparece en la tesis doctoral de Piqué (2003). Aunque la propia autora afirma que con el citado modelo se pueden obtener sólo resultados orientativos, se trata de un trabajo sólido y que puede proporcionar la pauta a la hora de estimar la producción de piñas en Cataluña sin transferir los resultados de modelos empleados en otras CC.AA. En este caso, la función está propuesta para el cálculo de la producción de piñas por árbol. Esta circunstancia no supone ningún problema, ya que con un sencillo cálculo se puede obtener la estimación a nivel de ha. Siguiendo a Piqué (2003), el modelo explicativo de producción de piña por parcela tiene la siguiente expresión:

$$P^i = \left[e^{(3.561 + 0.00495 \cdot D + 0.089 \cdot H_o - 0.083 \cdot D_g - 0.491 \cdot \ln N)} \right] - 1 \quad (8)$$

Donde:

P^i es la producción bruta de piñas por parcela (kg/ha)

D es el diámetro medio (cm)

H_o es altura dominante (cm)

D_g es diámetro medio cuadrático (m)

N es la densidad (pies/ ha)

Como el modelo mostrado en (8) está referido a un nivel de parcela, es preciso pasar este resultado a nivel de hectárea. Para ello se realiza la siguiente operación:

$$P = \frac{P^i}{\text{superficie de la parcela}} \quad (9)$$

Donde P sería la producción bruta de piñas por ha. Llegados a este punto, para el cálculo de la producción de piñones se aplica la misma fórmula y los mismos pasos que para el modelo de Valladolid anteriormente expuesto, tal y como se ha mostrado en la ecuación (7).

Resultados / Función de transferencia

Resultados

De la misma forma que para la producción de corcho, en la FIGURA 12 se muestran los resultados obtenidos para la provincia de Valladolid. En el caso de Valladolid, la valoración de la producción de piñones, a esta escala, ofrece como valor medio de 86,76€/ha.

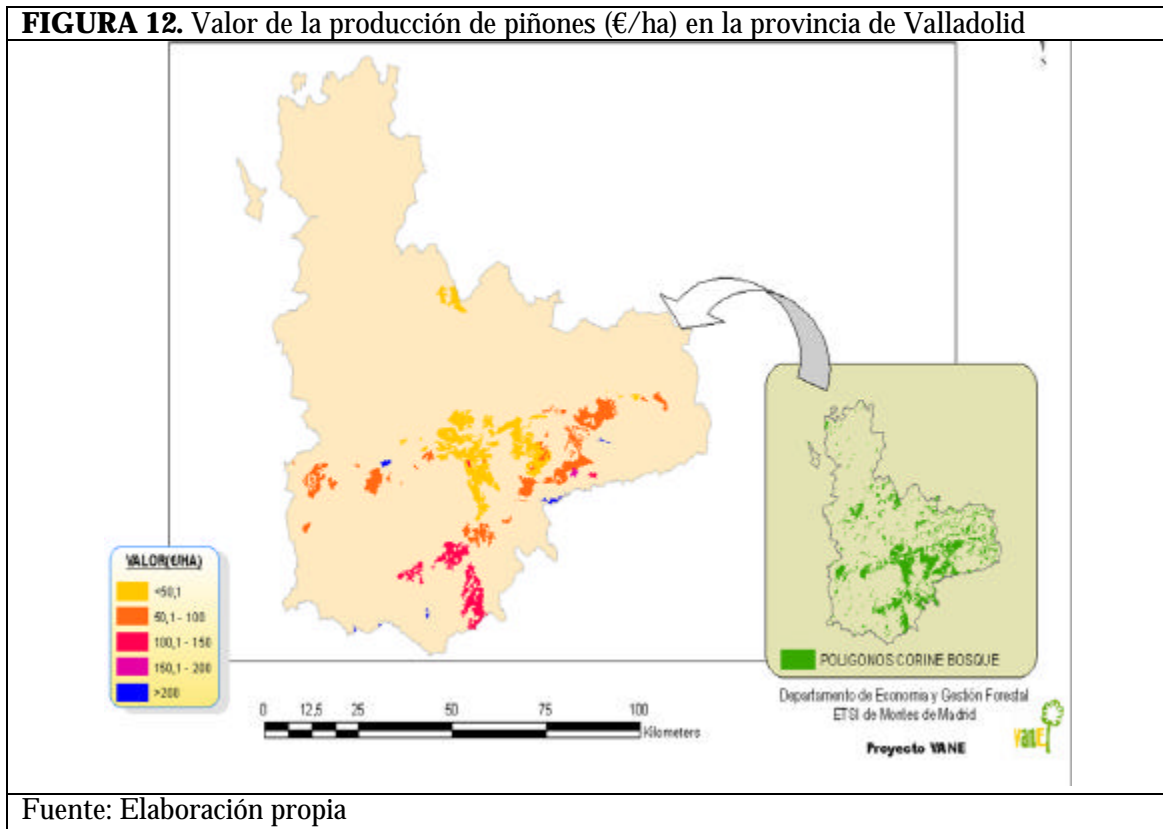
Antes de proceder a comparar los valores obtenidos con los de otros trabajos que se han realizado en España, conviene insistir en que el precio empleado es de cargadero, a

diferencia de otras producciones consideradas en este ejercicio de valoración. A título de ejemplo, en un trabajo vinculado a la provincia de Valladolid, Mutke *et al.* (2000) han tomado un valor de 0,21€/ha para el kg de piñas en pie para el año 1999, y ofrecen un análisis de sensibilidad en cuanto a la variación de este parámetro que sitúan entre 0,12 y 0,9€/ha. También es preciso resaltar ciertas dudas que ofrecen algunas de las informaciones que se han utilizado para esta producción. En efecto, el CUADRO 43 ofrece unos valores para este aprovechamiento quizá demasiado reducidos, con tres años sobre los cinco incluidos reflejando unas producciones bastante reducidas. Así, la producción media de piñas a lo largo del intervalo 2000-2005 (excluyendo al año 2004) utilizando la superficie productora de piñones calculada a través del MFE (57837ha) es de 129,5kg/ha, cantidad algo alejada del valor (192kg/ha) que presenta Gordo *et al.* (2000) como producción real promedio en los montes de Utilidad Pública en la provincia de Valladolid durante el período 1960-1998.

Función de Transferencia

Cada uno de los tres modelos explicados en el epígrafe anterior se extiende a provincias o a CC.AA. próximas, tal y como se ha indicado.

En la FIGURA 12 se muestran los resultados para la provincia de Valladolid.



REFERENCIAS

- Altelaarrea, J.M., Martínez Peña, F., 2005. Dinámica de la producción de carpóforos, presión recolectora y aprovechamiento del hongo ectomicorrícico comestible de fructificación invernal *Hygrophorus marzuolus* (Fr.) Bres en Pinar Grande (Soria). 4º Congreso Forestal Español, Zaragoza.
- Barranco, J., Ortuño, S., 2004. Aproximación al sector del piñón en España. Revista de Estudios Agrosociales y Pesqueros 201, 165-189.
- Borrero, G., Montero, G., Candela, J.A., Rodríguez, A. (Coords). 2004. El pino piñonero (*Pinus pinea* L.) en Andalucía: Ecología, Distribución y Selvicultura. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Campos, P., 2002. Economía del uso múltiple de los montes propios de Jerez de la Frontera (1991-1993). Revista de Estudios Agrosociales y Pesqueros 195, 147-186.
- Campos, P., López J., 1998. Renta y Naturaleza en Doñana. Icaria Editorial.
- Campos, P., Oviedo J.L., Ovando, P., 2005. Economía comercial privada del corcho. Análisis de los montes de propios de Jerez de la Frontera. Revista de Estudios Agrosociales y Pesqueros 208, 83-113.
- Caparrós, A., 2000. Valoración económica del uso múltiple de un espacio natural. Análisis aplicado en los pinares de la Sierra de Guadarrama. Tesis Doctoral Universidad Complutense de Madrid.
- Chamberlain, J., Bush, R., Hammett, A.L., 1998. Non-timber forest products. The other forest products. Forest Products Journal 48 (10), 10-19.
- De Román, M., Boa, E., 2006. The Marketing of *Lactarius deliciosus* in Northern Spain. Economic Botany 60(3), 284-290.
- Díaz Balteiro, L., Álvarez, A., Oria de Rueda, J.A., 2003. Integración de la producción fúngica en la gestión forestal. Aplicación al monte "Urcido" (Zamora). Investigaciones Agrarias. Sistemas y Recursos Forestales 12(1), 5-19.
- Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2004. III Inventario Forestal Nacional. Comunidad de Madrid. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2007. Anuario de Estadísticas Forestales 2005. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Domínguez Núñez, J. A., 2002. Aportaciones de la micorrización artificial con trufa negra en planta forestal. Tesis doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes (UPM), Madrid.
- García Güemes, C., 2001. Modelo de simulación selvícola para *Pinus pinea* L. en la provincia de Valladolid. Tesis doctorales INIA. Serie Forestal, 6.
- Gordo, J., Mutke, S., Gil, L., 2000. La producción de piña de *Pinus pinea* L. en los montes públicos de la provincia de Valladolid. Actas (Tomo II) 1.er Simposio Internacional del Pino Piñonero (*Pinus pinea* L.), Valladolid, febrero 2000: pp. 269-277.
- González del Pie, C., 1997. Piñones de Castilla y León. Vida Rural 54, 59.
- Guadalajara, N., 1992. Valoración Agraria. Casos Prácticos. Mundi-Prensa, Madrid.
- Honrubia, M., Fernández, A., Moya, D., González, A., de las Heras, J., 2006. Potencialidad de la trufa negra (*Tuber nigrum* Bull.) en la provincia de Albacete. Montes 83, 35-40.
- MAPA, 2005. Anuario de Estadística Agroalimentaria 2004, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- MAPA, 2006. Encuesta de Cánones de Arrendamientos Rústicos. Año 2005. Secretaría General Técnica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Martínez de Aragón, J., Colinas, C., 2005. Producción y aprovechamiento de *Lactarius sanguifluus* (Paulet ex Fr.) Fr. y *Lactarius deliciosus* Fr. en los pinares del Prepirineo catalán. 4º Congreso Forestal Español, Zaragoza.
- Martínez Peña, F., 2003. Producción y Aprovechamiento de *Boletus edulis* Bull.; Fr. en un Bosque de *Pinus sylvestris* L. Serie Técnica. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León.

- Martínez Peña, F.; Rubio F., 2001. Estudio de la recolección de *Boletus edulis* Bull.: Fr. y *Boletus pinicola* (Vitt.) Venturi en la comarca de pinares de Soria. III Congreso Forestal Español, Granada.
- Martínez Peña, F., Gómez Conejo, R., Ortega Martínez, P., Cabezón Cascante, A., Francés Peñuelas, D., Hernández Fernández de Rojas, A., Sevillano Ruiz, J.L., 2007. Micodata: sistema de información geográfica sobre la producción, aprovechamiento y ordenación del recurso micológico en Castilla y León. Montes 89, 10-18.
- Ministerio de Medio Ambiente, 1999. Estrategia Forestal Española. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Montañés Bellosta, F., Ayala Domingo, R., Martínez Peña, F., 2005. Primeros resultados del estudio para la ordenación y regulación del recurso micológico en el Parque Natural del Moncayo. IV Congreso Forestal Español, Zaragoza.
- Montero, G., Cañellas, I., 2003. Selvicultura de los Alcornocales en España. Silva Lusitana 11, 1-19.
- Montero, G., Grau, J.M.; 1989. Produccion de un alcornocal en Santa Coloma de Farners (Girona). Scientia Gerundensis 15, 131-139.
- Montero, G., Martín, D., Cañellas, I., Campos, P.; 2003. Selvicultura y producción del alcornocal. En: Pulido, F., Campos, P., Montero, G. (Coords.): La Gestión Forestal de las Dehesas. Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón, Mérida.
- Reyna, S., (Coord.). 2007. Truficultura. Fundamentos y Técnicas. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- Montero, G., Torres, E., Cañellas, I., Ortega, C.; 1996. Modelos para la estimación de la producción de corcho en alcornocales. Investigación agraria. Sistemas y Recursos forestales 5(1), 97-113.
- Mutke, S., Díaz Balteiro, L., Gordo, J., 2000. Análisis comparativo de la rentabilidad comercial privada de plantaciones de *Pinus pinea* L. en tierras agrarias de la provincia de Valladolid. Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales 9, 269-303.
- Oria de Rueda, J.A. (Coord.), 2007. Hongos y Setas: Tesoro de nuestros montes. Ed. Cálamo, Palencia.

3. Provisión de agua

3.1. Introducción

3.1.1 Definición del servicio en el marco de VANE

En su calidad de recurso natural, el agua, o más precisamente, los ecosistemas hídricos conforman un patrimonio colectivo que debe protegerse en beneficio no sólo de la satisfacción de una multiplicidad de usos y servicios presentes sino también de la garantía y la sostenibilidad de un conjunto de usos y servicios futuros. Las fuentes de agua, superficial y subterránea y todos los ecosistemas que las conforman, incluyendo las cabeceras de las cuencas, las llanuras de inundación, las riberas, los humedales, las marismas, los deltas, etc. forman un complejo sistema de regulación del ciclo hidrológico del que depende un amplio conjunto de servicios esenciales para los seres humanos -como la provisión de una cantidad mínima de agua y la seguridad-, y la preservación de múltiples actividades de producción que utilizan el agua como un insumo y que también sirve como soporte de una amplia gama de procesos naturales esenciales para la preservación de la biodiversidad.

A diferencia de otros recursos renovables, el valor de las aguas continentales no reside solamente en su capacidad para satisfacer demandas presentes y futuras de uso del recurso como las derivadas del consumo final para abastecimiento o del uso como factor productivo en la agricultura de regadío en la generación de energía o en otras actividades. Además de ello muchos otros valores de las aguas continentales están asociados a su buen estado de conservación y dentro de ellos se encuentran los valores recreativos, los de garantía de uso futuro, los de prevención de inundaciones, la preservación de la biodiversidad, la regulación del clima, etc. Por ese motivo la gestión económica de las aguas continentales obliga a que la sociedad, con mayor o menor fortuna, resuelva un importante dilema entre la conservación y el uso del recurso hídrico; es decir, entre la satisfacción de las demandas de servicios del agua, - tales como la provisión de caudales en localizaciones, momentos del tiempo y calidades concretas y la disposición de vertidos y cargas contaminantes de diverso tipo-, y la preservación de los servicios ambientales asociados a la conservación e tales ecosistemas, incluyendo la provisión de valores paisajísticos, activos recreativos, la preservación de funciones de recarga de acuíferos, de autodepuración y el mantenimiento de los procesos que permiten que las aguas continentales sean un elemento esencial en el soporte de la biodiversidad. En ese sentido, la satisfacción de las demandas de servicios del agua -con las captaciones, vertidos y modalidades de regulación espacial y temporal del régimen hídrico que para ello se requiere-, exige que la sociedad asuma un coste de oportunidad asociado a la reducción o pérdida de valores asociados a la conservación. Precisamente, la ignorancia de este coste ambiental asociado a la satisfacción de demandas crecientes de servicios de agua, es la principal causa de la creciente escasez y del estado de degradación de los ecosistemas hídricos en Europa¹. En un sentido similar se puede decir que la recuperación de los valores ambientales y la mejora en el estado de conservación de las aguas, exige una disminución o un encarecimiento de los servicios de usos del agua para las actividades

¹ La Directiva Marco del Agua asume que los países de la Unión deben poner en marcha las acciones necesarias para recuperar el buen estado de las aguas.

de consumo y producción², de tal manera que la mayor conservación sólo es posible mediante el uso de caudales menores, y por lo tanto del ahorro y de la mayor eficiencia en la producción y en la utilización de servicios del agua, y de la reducción de la descarga de contaminantes, a través de procesos más limpios de producción y consumo de la aplicación de métodos extensivos de depuración, de la recirculación de caudales y del uso de fuentes alternativas como la desalación.

La gestión económica de las aguas continentales no supone solamente un desafío por la necesidad de encontrar el balance adecuado entre la conservación y el uso del recurso hídrico. También hay que tener en cuenta que por el uso de los mismos recursos compiten una amplia variedad de actividades económicas que plantean demandas no solamente excesivas, con respecto a un estado de conservación deseable, sino también incompatibles entre sí. Los servicios de provisión de agua y disposición de efluentes tienen un valor de uso que depende del lugar geográfico, del momento del tiempo y de la seguridad del suministro y, en consecuencia, el acceso a tales recursos puede ser un factor que explique la productividad de muchas actividades económicas (como la agricultura, la generación de energía o la producción de papel) y los costes de producción de los bienes finales (como el agua potable, los servicios de saneamiento, los servicios de navegación o de recreo). Por ese motivo, la asignación de los usos del agua entre actividades económicas supone también un desafío para la gestión económica del agua. De esto deriva un segundo coste de oportunidad ya que la asignación de derechos o dotaciones para una actividad económica supone la renuncia a utilizar esos mismos recursos para otra actividad alternativa. Históricamente, la asignación de los derechos de uso del agua no se ha ceñido a criterios estrictos de eficiencia económica, según los cuales los caudales y las autorizaciones de vertido deberían dirigirse a aquellas actividades en las que estos podrían tener una mayor productividad marginal. Con este criterio han competido otros como la búsqueda de un reequilibrio del desarrollo en el territorio, la preservación de las zonas rurales, el mantenimiento de la renta agraria o de los servicios ambientales de algunas actividades agrarias entre otros. De este modo, en razón de tales criterios aceptados legítimamente, se ha asumido que el acceso al agua es un mecanismo para subsidiar de una manera implícita a algunas actividades económicas.

La doble dimensión del valor de las aguas continentales, por una parte, en cuanto proveedoras a la sociedad de servicios asociados a su estado de conservación y, por otra, en cuanto fuente de servicios de uso que hacen necesario reducir tal conservación y por lo que compiten distintos agentes sociales, plantea, como se verá más adelante, un conjunto de problemas metodológicos que deben tenerse en cuenta en la aproximación al valor de las aguas continentales.

Hoy en día, frente a la escasez cada vez mayor de agua, la competencia cada vez más intensa entre los usuarios industriales y los usuarios comerciales y la alarma por el deterioro del ecosistema, está adquiriendo prioridad con gran rapidez la valoración económica del agua entre los diversos usos económicos entre ellos la agricultura. Por ello, este documento quiere intentar valorar el agua para los diversos usos económicos,

² Motivo por el cual, la Directiva Marco del Agua insiste en la necesidad de que los Planes de Medidas destinados a la mejora del estado ecológico de las aguas se diseñen con criterios de coste eficacia.

y aplicar las herramientas a un entorno con escasez del recurso. Se ha escogido como caso de análisis la cuenca del Guadalquivir, aunque las herramientas que se van a desarrollar pueden aplicarse a cualquier otra zona de España y del mundo.

La provisión de agua es sin duda un servicio esencial para la subsistencia de las poblaciones y, por lo tanto, para el bienestar individual y colectivo. El agua constituye en primer lugar un bien esencial de consumo final para las personas y el agua que se obtiene de fuentes naturales es la materia prima básica para la producción de servicios esenciales, como el agua potable, y es un bien intermedio en la producción de múltiples bienes y servicios por parte de la economía. La Evaluación de Ecosistemas del Milenio, que define a los servicios del medio natural como aquellos que proporcionan algún tipo de beneficios a la sociedad, encuadra al agua entre los servicios de provisión o aprovisionamiento (MEA, 2003). Costanza *et al.* (1997) y Farber *et al.* (2006) exponen varias funciones de los ecosistemas que se relacionan con el activo agua. Refiriéndose a la de provisión, estos autores consideran la capacidad de aquéllos para filtrar, retener y almacenar agua. De Groot *et al.* (2002) añaden que los servicios de los ecosistemas que están asociados a la provisión de agua se relacionan con usos consuntivos, tales como su bebida, el riego o su empleo en la industria. En todas estas fuentes se señala además el crucial papel que tienen las reservas hídricas y el ciclo hidrológico para sustentar la vida, pero esta función no será abordada en este documento.

3.1.2 Importancia y demanda del servicio en España

La importancia de los recursos hídricos está ligada a su escasez o abundancia en la geografía nacional, condicionadas sin duda por las precipitaciones, en general, muy variables y estacionales: desde más de 800 mm en Galicia, el Pirineo, las cordilleras costero-catalanas y la sierra de Grazalema, a menos de 400 mm, en zonas centrales de las cuencas del Duero y el Ebro, La Mancha, Murcia o Almería. El clima templado seco y el carácter xérico, junto con la desigual distribución de las actividades económicas en el territorio, hacen que el valor del recurso esté muy condicionado por su localización y, consecuentemente, que existan diferencias y conflictos territoriales importantes por el acceso y el control de la gestión del recurso³.

El agua se utiliza en la práctica totalidad de las actividades productivas y de consumo. De acuerdo con datos del Instituto Nacional de Estadística INE, el funcionamiento normal de la economía española requirió en 2002 (último año para el que se dispone de un sistema integral de cuentas del agua) la captación de cerca de 38.000 hectómetros cúbicos, es decir más de 900 metros cúbicos por habitante. Más de dos terceras partes de estas captaciones tuvieron como objetivo satisfacer la demanda del regadío. La parte restante se distribuyó en orden de importancia entre la producción de energía eléctrica (tanto para generación hidráulica como para refrigeración de centrales térmicas), la producción y distribución de agua potable con destino a los hogares y, finalmente, la

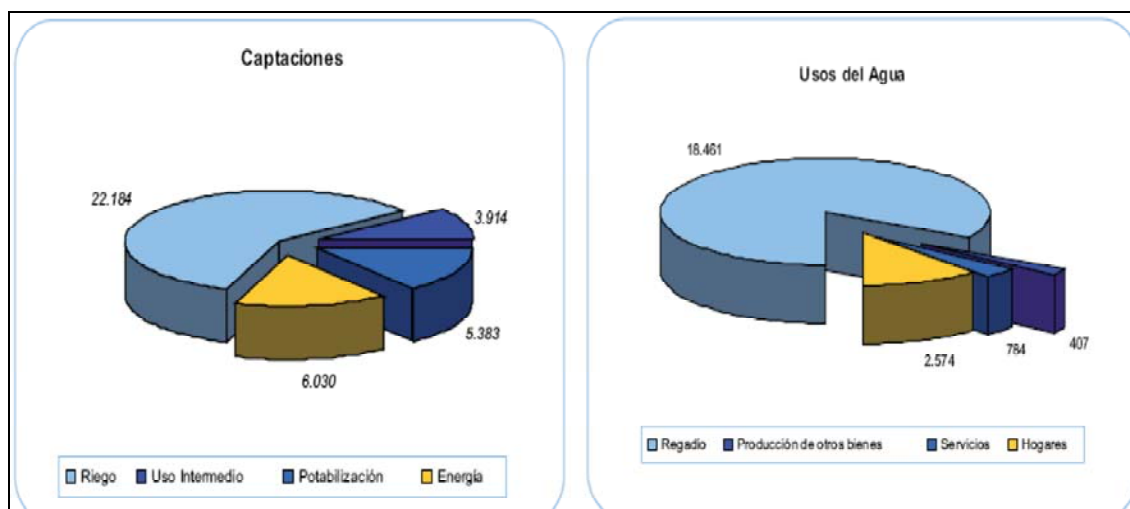
³ En España podemos distinguir cinco grandes tipos de clima: mediterráneo (típico, oceánico o interior-continental), oceánico (húmedo marítimo), y, en menores extensiones, subtropical (seco y húmedo, en Canarias) y árido (muy seco, en la franja mediterránea), diferenciándose también en algunas clasificaciones el clima de zonas de montaña.

producción de distintos bienes por parte de la industria manufacturera y de servicios. Aunque las actividades de recreo a escala local, tales como los campos de golf o los parques acuáticos y de atracciones, representan una proporción menor, son las actividades de más rápido crecimiento⁴.

El aumento de la escasez también se refleja en cambios importantes de comportamiento de los usuarios con respecto al recurso. Cuando el agua es abundante y su acceso está garantizado a precios bajos para todos los usuarios, el cálculo económico tiene una capacidad limitada para explicar los patrones de consumo de familias y empresas. Todas ellas pueden acceder a las cantidades que deseen del recurso, incluso para actividades que serían consideradas superfluas en situaciones de escasez. Una consecuencia de esto se refleja, por ejemplo, en el hecho de que el 60% del agua utilizada en la agricultura española en 2005 está asociada a productividades inferiores a un céntimo de euro por metro cúbico (MMA, 2007). Sin embargo, la mayor escasez, producto tanto del aumento de la demanda como de la reducción de la oferta, incrementa los costes marginales de proveer los servicios del agua, hace que estos sean cada vez más inciertos y reduce la garantía de que los derechos de uso del agua se puedan satisfacer en todo momento y lugar (razón por la cual, la mayoría de las cuencas españolas, especialmente las del arco mediterráneo se encuentran sobreapropiadas). La escasez, que aumenta el valor del recurso hídrico, incrementa la disposición a pagar de los usuarios por recursos más caros pero que aportan mayor garantía (véase los planes de reutilización de agua para regadío en Baleares y la Comunidad Valenciana). En el mismo orden de ideas, a medida que aumentan los niveles de bienestar surgen nuevas demandas de agua que van más allá de los usos esenciales y que, por lo tanto, son en gran medida optativos (como piscinas y jardines) y que, aunque son estables a corto plazo, a medio plazo son variables con los precios del recurso. Los datos de la economía española, demuestran que el encarecimiento del recurso, en un contexto de crecimiento económico y de mayores exigencias de calidad, viene acompañado de disminuciones de la demanda. En el Libro Blanco del Agua se presenta una función de demanda agregada representativa de los abastecimientos domésticos españoles con una elasticidad al precio de -0,57, y el estudio piloto de la demanda de agua por los hogares de la Comunidad Valenciana permitió obtener un valor de referencia de -0,52. En relación a los estudios existentes en Europa, las elasticidades precio españolas se sitúan en el rango de valores altos (MMA, 2007). Con carácter indicativo, los datos del INE en la siguiente figura permiten mostrar que los consumos promedio más bajos se encuentran en aquellas comunidades autónomas en las que el agua es más cara.

⁴ Estas grandes cifras ocultan sin embargo una gran diversidad de situaciones en las diferentes cuencas hidrográficas. Por ejemplo, en las cuencas del norte de la Península y cuencas internas de Cataluña, la demanda para riego supone menos del 30% del suministro de agua, y el peso mayor lo tienen los suministros industriales y de abastecimiento; mientras que en las cuencas del Ebro, Segura, Tajo y Guadiana el regadío absorbe más del 87% del agua distribuida (MMA, 2007).

FIGURA 13. Captación y uso del agua en España en 2001, sin incluir usos energéticos (datos en hm³)



Fuente: INE (2007b).

Por su parte, en los Análisis Económicos del Plan Hidrológico Nacional (MMA, 2000) se contrastan los precios del agua con las demandas a que se aplican y se determinan curvas de demanda y la elasticidad al precio de dicha demanda, poniéndose de manifiesto lo siguiente:

- En abastecimiento doméstico e industrial, la incidencia del precio del agua en el presupuesto es poco significativa, y últimamente se viene aceptando que, al menos dentro de ciertos rangos, puede afectar a la demanda (Baumann *et al.*, 1997). Parece claro que, a precios del año 1999 (150-200 pts m⁻³), se estaría cerca del consumo per cápita ajustado, y cabe esperar que subidas significativas de precio no afectaran sensiblemente a la demanda doméstica e industrial⁵.
- En usos agrícolas, la elasticidad a corto plazo es mucho menor que a largo plazo, ya que el agricultor tiene menos flexibilidad para ajustar el riego en una misma campaña, existiendo varios factores que afectan a la elasticidad: el valor de las cosechas (menor valor supone mayor elasticidad), los costes de producción (costes altos conllevan menor elasticidad), la dosis aplicada (grandes cantidades implican mayor elasticidad), la diversificación de cultivos (mayor elasticidad) o el tamaño de las explotaciones (tamaños reducidos conllevan menor elasticidad).

⁵ Un precio de 200 pts m⁻³ (1,36 €₂₀₀₅ m⁻³) supone el 2% del gasto en los hogares, y otro de 500 pts m⁻³ (3,39 €₂₀₀₅ m⁻³) repercutiría en un 5% del presupuesto familiar. Basta considerar a este respecto que el consumo doméstico para bebida es frecuentemente sustituida por agua mineral envasada, a pesar de que, de acuerdo con el Análisis Económicos del PHN, el precio puede llegar a ser de 500 a 1000 veces mayor que la del grifo.

CUADRO 44. Disponibilidad y consumo medio de agua en el año 2004, por comunidades autónomas: agua disponible (1), agua abastecida (2) y pérdidas (3).

Unidades: litros/habitante/día

	TOTAL	Andalucía	Aragón	Asturias	Baleares	Canarias	Cantabria	C y L	C-LM	Cataluña	Valencia	Ext.	Galicia	Madrid	Murcia	Navarra	País Vasco	La Rioja	C y M
1. Volumen agua disponible	381	463	464	442	393	390	416	427	377	320	405	484	355	318	343	244	379	397	356
Procedente de captación propia	266	275	237	297	252	194	314	298	303	178	255	395	294	313	112	276	369	380	356
Aguas superficiales	188	188	208	245	105	25	283	212	164	120	82	332	264	294	84	123	361	354	14
Aguas subterráneas	69	87	28	52	111	56	31	86	137	55	161	63	30	19	26	153	8	26	194
Otros recursos	9	0	1	0	36	113	0	0	2	3	12	0	0	0	2	0	0	0	148
2. Volumen agua abastecida	256	279	250	264	265	254	303	280	250	232	255	292	238	241	248	244	277	272	184
A los hogares	171	189	162	172	142	147	187	172	179	174	178	178	155	171	161	144	150	141	142
Otros usos	85	90	88	92	123	107	116	108	71	58	77	114	83	70	87	100	127	131	42
3. Pérdidas de agua en la red de distribución	59	70	70	64	79	61	79	72	56	46	84	79	56	38	60	38	28	65	11
Porcentaje perdido en distribución	18,7	20,0	21,9	19,4	23,0	19,4	20,6	20,5	18,4	16,6	24,8	21,3	18,9	13,8	19,5	13,5	9,1	19,3	5,4

Nota: CyL= Castilla y León, C-LM=Castilla La Mancha, Ex= Extremadura, CyM=Ceuta y Melilla. Fuente: INE (2007a).

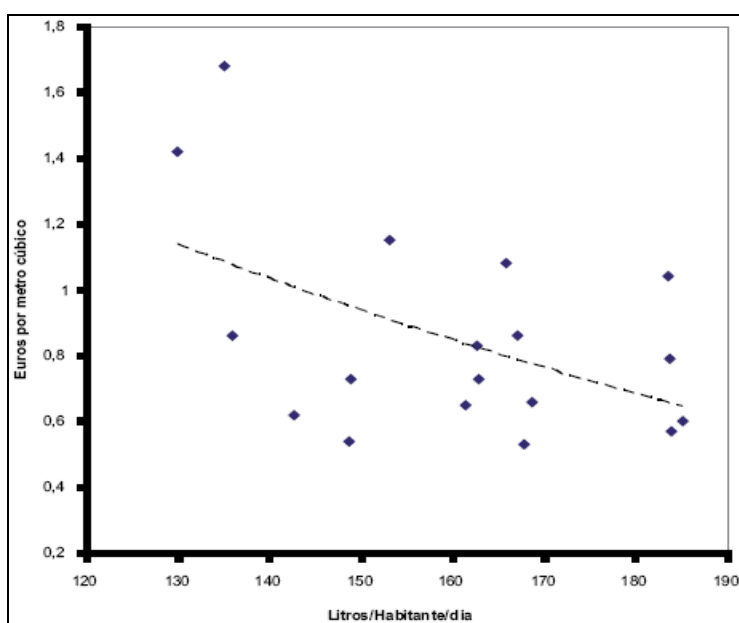
CUADRO 45. Valor unitario total del agua, por abastecimiento y saneamiento, en el año 2004, por comunidades autónomas en € m⁻³

	TOTAL	Andalucía	Aragón	Asturias	Baleares	Canarias	Cantabria	C y L	C-LM	Cataluña	Valencia	Ext.	Galicia	Madrid	Murcia	Navarra	País Vasco	La Rioja	C y M
Valor unitario total	0,96	0,94	0,82	0,65	1,31	1,64	0,69	0,61	0,63	0,92	1,20	0,72	0,78	1,00	1,41	1,11	0,83	0,96	0,91
Abastecimiento	0,66	0,63	0,41	0,48	0,92	1,37	0,47	0,43	0,47	0,77	0,70	0,56	0,51	0,69	0,90	0,53	0,38	0,39	0,74
Saneamiento público	0,30	0,31	0,41	0,17	0,39	0,27	0,22	0,18	0,16	0,15	0,50	0,16	0,27	0,31	0,51	0,58	0,45	0,57	0,17

Nota: Este valor unitario es una medida derivada de un cociente entre estimaciones independientes de ingresos monetarios y cantidades físicas, y no de un precio explícito establecido a priori. Fuente: INE (2007a).

De acuerdo con MMA (2007), en términos agregados, para producir en la economía española un valor añadido de mil euros de 1995 (1.341 €₂₀₀₅) se requiere captar un promedio de 51 m³ de agua y distribuir 37 a las distintas actividades de producción y consumo. Por tanto, dada la estructura de la economía española, por cada metro cúbico de agua utilizada se obtenían 27,5 €₁₉₉₅ de valor añadido bruto (casi 40 €₂₀₀₅, actualizando en base al IPC nacional), cifra que puede interpretarse como un indicador de la productividad media aparente de los servicios del agua en el país. Como contrapunto a este dato, el pago medio por agua servida que publica el INE (2007a) por la prestación de servicios de abastecimiento y saneamiento - considerando los costes de todas las actividades que se realizan desde la captación del agua hasta su devolución al medio natural en condiciones óptimas- apenas alcanzaba 1 € m⁻³ en el año 2005⁶.

FIGURA 14. Relación entre precios y niveles de consumo de agua en las cuencas españolas



Fuente: MMA (2007), a partir de datos INE

3.1.3 Valor del agua y renta económica

A diferencia de otros factores productivos, como el capital y el trabajo y de la mayor parte de los bienes intermedios, como los combustibles, los fertilizantes, o cualquier otro bien utilizado para la fabricación de otros bienes, el acceso al agua no está racionado por un precio, ni por la competencia en el mercado y el agua no es un recurso que pueda trasladarse fácilmente de un punto a otro del territorio. Al ser el agua un factor productivo que carece de movilidad y al tener un precio institucional no definido por la competencia del mercado, el acceso al recurso, ya sea concedido legalmente por el estado o a través de extracciones y vertidos ilegales, se convierte en

⁶ En el Plan Hidrológico Nacional (MMA, 2000) se expresa que del precio total del agua la captación y potabilización suponen el 17%, la distribución y el suministro el 49%, y el alcantarillado y tratamiento de aguas residuales el 34%.

la fuente de rentas o ingresos extraordinarios que no son eliminados por la competencia. Por este motivo, el valor económico de los servicios de uso del agua está asociado a rentas económicas derivadas de la escasez física del recurso que son capturadas por aquellos agentes que tienen acceso a los recursos disponibles en cada localización y en cada momento del tiempo.

La importancia del agua y del acceso al agua está debidamente documentado en distintos estudios sectoriales de la economía española. Destaca en este sentido el caso de la agricultura en la que el agua se convierte en el factor crítico de producción de una agricultura que cuenta con una oferta relativamente abundante de suelo, de horas de sol, una localización estratégica respecto al mercado europeo y que en los últimos años se ha beneficiado de una oferta elástica de fuerza de trabajo. En esas condiciones favorables, el acceso al agua, junto con la existencia de infraestructuras de regulación y de aplicación del agua de riego, es el factor clave que determina la viabilidad financiera y la rentabilidad de la agricultura en cada localidad. Así, las zonas regables del arco mediterráneo alcanzan márgenes superiores a los 7.000 euros por hectárea mientras que la rentabilidad media de las producciones vecinas de secano es inferior a la mitad en promedio y no alcanza más de 300€ en las explotaciones marginales (MMA, 2007). La existencia de estas rentas locales no explica solamente el carácter local del valor del agua en su principal aplicación productiva (la agricultura) si no también la existencia de un complejo sistema de incentivos que llevan, por una parte, a la sobrexplotación de los recursos locales (evidente en el Levante y Murcia) y a la proliferación de extracciones ilegales en las zonas en que estas son más difíciles de controlar y que afectan especialmente a las aguas subterráneas (como en el Alto Guadiana⁷).

La existencia de rentas que permiten la capitalización privada de los valores asociados a la provisión de servicios de agua no es sin embargo exclusiva del regadío. La producción hidroeléctrica permite obtener bien idéntico al que resulta de la generación térmica de energía, ahorrando los costes de combustible y con la ventaja adicional de que el funcionamiento de las turbinas se puede modular para ajustar el flujo de energía en el tiempo aprovechando los momentos de mayor demanda en los que el precio del mercado mayorista es más elevado. En este caso, el agua se convierte en un recurso estratégico que no solamente permite generar un conjunto de rentas, por la posibilidad de producir evitando otros costes de producción; también porque la existencia de la energía hidroeléctrica permite adaptar fácilmente la oferta a demandas variables en el tiempo haciendo redundante la construcción de la capacidad productiva que sería necesaria en otro caso para garantizar el suministro de energía en todo momento y circunstancia. Además de ello, los costes de producción de la energía térmica dependen de la existencia o no de caudales suficientes para refrigeración -es decir para disipar el calor residual- y que por ello mismo evitan la necesidad de costes adicionales -en torres y otros sistemas de refrigeración o en adopción de tecnologías más eficientes de generación.

⁷ Véanse las consideraciones del Plan Especial del Alto Guadiana. Dirección general del Agua (2007).

La provisión de agua y el carácter de renta de su valor económico se refleja también en las demás actividades económicas. Los costes de producción industrial son menores en cuanto mayores sean los caudales disponibles para todos los procesos industriales en los que participa el agua, en cuanto mayor garantía exista y, en general, en cuanto mejor sea la calidad físico-química del recurso. No en vano, las concesiones de agua y la situación en un valle o sobre un acuífero es uno de los criterios esenciales que explican la localización de industrias químicas, papeleras y, en general de todas las que hacen un uso extensivo del agua.

De la misma manera, los costes de provisión de servicios del agua dependen del grado de escasez del recurso en sus fuentes naturales y de la calidad del medio receptor de los vertidos. La mayor escasez significa que para satisfacer unas demandas dadas se debe acudir a lugares más alejados, mayores infraestructuras de regulación, a recursos no convencionales como aguas desaladas o regeneradas y, en general a un aumento de la eficiencia técnica de los procesos de captación transporte, tratamiento y distribución. Al tratarse de condiciones variables a nivel local, las diferencias en cuanto a escasez de agua -es decir respecto a la capacidad de las aguas continentales de satisfacer demandas en su estado actual de conservación-, sirven para explicar las importantes diferencias que se dan entre las regiones de mayor abundancia relativa (como la cuenca del Duero) y las de mayor escasez (como las cuencas insulares).

De la misma manera, estas rentas locales y los mayores o menores costes de provisión de servicios del agua, dependen también de la calidad de las aguas continentales en cada punto del territorio. Evidentemente, los costes de obtener las calidades requeridas para que las aguas servidas no constituyan un peligro para la salud o cumplan con los estándares legalmente establecidos, depende de la calidad de las fuentes de agua. De la misma manera, si se pretende mantener o mejorar la calidad de las masas de agua, el grado de depuración al que han de someterse los efluentes que producen las familias y las empresas dependerá de la capacidad de autodepuración, y por lo tanto del estado de conservación, del medio receptor. El empeoramiento de las masas de agua continentales y la mayor exigencia de calidad por parte de la Unión Europea ha determinado en los últimos años un aumento importante en los costes de saneamiento del agua que es muy superior en las zonas más deterioradas⁸.

En suma, el carácter local junto con la limitada movilidad del recurso hídrico junto con unos derechos de propiedad y de acceso que no están racionados por un precio de mercado, son la fuente de rentas o cuasirentas a través de las cuales es posible aproximarse a la valoración económica de los servicios de provisión de agua.

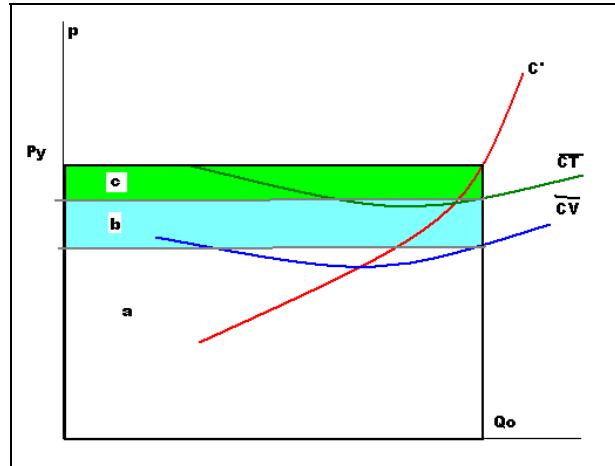
⁸ El coste del saneamiento urbano es ya superior al 40% del coste por metro cúbico, explica más del 70% de los aumentos reales en los precios del agua (que superaron el 34% de media entre 1996 y 2005), existiendo diferencias regionales y locales muy significativas (Véase (MMA, 2007): Estudios de Recuperación de los Costes del Agua en la Economía Española). Las zonas más deterioradas (o zonas sensibles) están obligadas por la normativa Europea a aplicar métodos avanzados de depuración para sus vertidos urbanos a las cuales se destina una parte sustancial de los 22.000 millones de Euros que se invertirán en nuevas depuradoras en los próximos 7 años Véase: Dirección General del Agua (2007) Plan Nacional de Calidad y Saneamiento 2007-2015.

Entre las implicaciones prácticas de lo anterior, es importante mencionar la necesidad de vincular el valor del agua al territorio (descartando valores medios para el conjunto del país o de una cuenca) y la necesidad de distinguir el valor obtenido por los usos en un determinado punto (que depende de la localización de las familias o las empresas) del valor producido por el activo natural aguas continentales (que se debe adscribir al territorio donde se produce efectivamente el agua que luego por procesos naturales de escorrentía o a través de obras hidráulicas construidas al efecto es trasladada a los lugares donde se localizan los usos concretos). Sólo entendiendo esta distinción será posible entender que regiones escasas de recursos propios, o donde estos se encuentran sobreexplotados, como Murcia o Almería, obtengan partes significativas de las rentas del agua y, viceversa, que regiones donde efectivamente se producen los servicios de provisión, como el Pirineo, no sean los lugares donde se obtengan las rentas asociadas. Las rentas del agua se obtienen en el uso pero se producen en la naturaleza, por lo tanto, tratándose de la valoración de activos naturales se debe plantear y desarrollar una propuesta metodológica que asigne ese valor al lugar donde se produce y no al sitio donde este se realiza o se captura.

El cálculo del valor del agua está sujeto a decisiones prácticas que se irán comentando y que exigen un alto nivel de detalle en la información como se podrá observar a continuación.

Las ideas básicas que permiten aproximarse al valor del agua en sus distintos usos, puede encontrarse, por ejemplo, en Young (2005) quien afirma que cuando el agua es el factor limitante, las rentas derivadas del agua pueden considerarse 'cuasirentas' en el sentido utilizado por Marshall (1842-1924) que se pasa a describir muy brevemente con el apoyo de la FIGURA 15.

FIGURA 15. Distinción entre rentas derivadas de distintos factores



Fuente: Young (2005, pag. 66)

A modo de ejemplo, consideremos un mercado competitivo de un bien final cuyo precio puede asumirse como constante para cada productor individual. Cada productor, elegirá su nivel de actividad igualando el precio de mercado (o ingreso marginal) a su costo marginal de producción. Este punto corresponde al nivel de producción Q_o de la FIGURA 15. Dada esa decisión, se puede obtener el costo variable total de producción como el producto de la cantidad producida por el costo medio variable de producción (representado por la curva CV). Tales costos, para el nivel óptimo de producción, están representados por el área a de la Figura. A los costos variables se pueden sumar los costos de los factores fijos de producción y obtener el costo medio total (representado por la curva CT).

De este modo, la renta que obtiene un productor individual puede representarse por la diferencia entre el ingreso marginal (dado en este caso por el precio de mercado del bien final) y el costo medio de producción. Tal renta equivale al área c de la Figura. Los productores individuales comparten el precio de mercado pero no las funciones de costos. Cuando las rentas en cuestión son el resultado del acceso a un recurso que, como el agua y las facilidades de riego, permiten obtener la misma producción a unos costos inferiores, dichas rentas dejan de ser un fenómeno ocasional -que desaparecería con la entrada de nuevos productores-, y se convierten en una característica del sistema productivo en equilibrio. Tales rentas se explican porque la demanda total de mercado requiere, no sólo de los bienes que pueden aportar los productores más competitivos, sino también de la contribución de productores marginales (con explotaciones, por ejemplo, de secano o en las que el costo de disponer de agua es más elevado), dando lugar a la aparición de rentas debidas a la diferencia en el acceso a un recurso escaso y no móvil (y a una renta 'ricardiana').

Marshall, al introducir el concepto de las cuasirentas se refiere a factores (distintos de la tierra) que pueden ser escasos y por tanto generan excedentes por encima de su coste de producción. Marshall mantiene el concepto de Ricardo (rentas derivadas de la producción diferencial de la tierra) y llama cuasirentas a los excedentes derivados del uso de otros recursos cuya oferta esté limitada por razones ya sean técnicas o institucionales.

En una economía competitiva, la mayoría de las cuasirentas son eliminadas con la entrada de nuevos competidores y la ampliación de la producción de los productores más eficientes. No ocurre esto con recursos naturales como la tierra o el agua, de los que se dispone una cantidad fija. Marshall analizó el concepto de cuasirenta compuesta, que se refiere a las situaciones en las que una combinación de recursos permite obtener una rentabilidad que excede el coste de oportunidad de los inputs utilizados para obtener un output⁹. Como señala Friedman¹⁰ :

‘...Los retornos a los factores especializados se denominan ‘rentas’ y, en cierto modo, no determinan el precio sino que son determinados por él’

Si se acepta este criterio, y por tanto, las limitaciones propias de nuestro análisis, se puede intentar asignar un valor a cada uno de los factores implicados y que pasamos a analizar.

Aunque la utilización del concepto de renta para la valoración del agua en sus usos productivos y de consumo se suele ilustrar utilizando el concepto ricardiano de renta del suelo, es claro que el ámbito de aplicación de estos conceptos no está restringido a la agricultura. Es claro que las diferencias en los precios del agua para usos urbanos, por ejemplo entre las cuencas insulares y las cuencas del interior de la península, se traduce en una renta de localización que beneficia a los habitantes y a las actividades de las zonas donde el agua es más barata. De la misma manera, aunque no todos los usos que una persona o una familia hace del agua tienen el mismo valor (ya que unos son esenciales y otros son prescindibles), todos ellos se satisfacen a un mismo precio. En este caso surge una diferencia entre la disposición marginal a pagar y el precio de mercado del que, en el sentido propuesto por Marshall, aparecen las cuasirentas (o ganancias de bienestar) que definen el excedente del consumidor o las demás medidas del bienestar como la variación equivalente y la variación compensatoria.

De la misma manera, la mayor o menor disponibilidad de agua a unos precios mayores o menores, es un factor determinante de los costes de producción de las distintas actividades industriales. En la medida que dichas características, dependen de unos derechos administrativos no transferibles mediante acuerdos voluntarios y que están

⁹ Es curioso comentar que el ejemplo utilizado por Marshall es un Molino de harina movido por agua, donde la renta del uso de factores combinados (Agua+Molino+Localización) superaría a cada uno de ellos por separado.

¹⁰ *‘...The returns to the specialized factors are now ‘rents’ at least in part, and do not determine the price but are determined by it’.* Friedman, M. (1976) Price Theory. Chicago. Aldine Publishing Company. (1976, pag 147)

determinados por una localización específica en un valle, al pie de un embalse o sobre un acuífero, se convierten en la base de una renta diferencial. Dicha renta resulta del abaratamiento de costes (cuando se evitan torres de refrigeración, tratamientos avanzados del input agua previos a su uso o sistemas de depuración) o simplemente de la disponibilidad de un recurso abundante que hace financieramente viable la actividad en cuestión.

En el caso de la actividad hidroeléctrica las rentas del agua son mayores que en los de las actividades industriales. Esto deriva de dos ventajas económicas importantes. La primera resulta del hecho de que los costes variables de producción son prácticamente nulos, por lo tanto, se evitan los costes de los combustibles. La segunda ventaja, exclusiva de las centrales asociadas a embalses, proviene del hecho de que los niveles de producción pueden adaptarse a la demanda en cada momento del tiempo, lo que permite incrementar las rentas produciendo en los momentos en que el precio del mercado mayorista es más alto.

Por tanto, en esta introducción creemos que ha quedado planteada la necesidad de proceder a la valoración de ‘todos los usos’ económicos del agua y la aplicación al Guadalquivir como caso de estudio para, finalmente, desarrollar los métodos e indicadores adecuados en cada caso. Este trabajo de investigación deberá aplicar diversas metodologías de valoración de bienes y servicios ambientales. Heal *et al.* (2005) suministra una detallada descripción de los métodos disponibles para la valoración de los bienes y servicios que suministra un ecosistema, destacando los que se basan en la función de producción. Young (2005) revisa las técnicas disponibles dentro del enfoque de la función de producción afirmando que “*la estimación del valor de un input individual a menudo sin precio como es el agua implica la estimación de las aportaciones del resto de insumos que intervienen en la producción*”.

Las aguas continentales prestan a la economía servicios de provisión de agua para múltiples usos dentro de los cuales destacan los siguientes (en los que se centrará el estudio de valoración):

- Agricultura (riego), donde el agua es un factor no móvil de producción y por tanto genera una renta económica dependiendo de su disponibilidad, su localización y la existencia o no de facilidades de riego. La demanda de agua es una demanda derivada que tienen los productos agrarios.
- Industria, donde el agua es un input variable y por tanto su consumo se iguala al valor de la producción marginal, siendo también una demanda derivada.
- Consumo doméstico, donde el consumo es final y por tanto se necesita estudiar desde la teoría del consumo y no desde la teoría de la producción como los dos anteriores.

- Producción hidroeléctrica, se empleará el método de la ‘renta diferencial’ frente a otros métodos de generación de electricidad.
- Disposición de de vertidos (urbanos), donde los ríos suplen a las depuradoras de aguas residuales, se empleará el método del ‘coste evitado’.

3.1.4 Valor del agua y renta económica

3.1.4.1 Los precios como fuente de información del valor del servicio de provisión de agua

La información básica para la determinación del valor del agua en sus usos productivos proviene de los precios. Los precios de mercado del agua se consideran en el meta-análisis de Costanza *et al.* (1997): en i) el trabajo de Gibbons (1986), en EE.UU., sirven para atribuir valores al agua para riego (100-2795 \$₁₉₉₄ha⁻¹año⁻¹), uso doméstico (67-570) y uso industrial (85-650); ii) en el de Kumari (1995), se pone en relación la provisión de agua - y su precio - con los bosques tropicales de Malasia (11 \$₁₉₉₄ ha⁻¹ año⁻¹).

La tarificación¹¹ eficiente del agua es planteada en muchos trabajos (Dinar y Subramanian, 1997; OCDE, 1987, 1999, 2003; y en España: AEAS, 2002; Sáenz de Miera, 2002; INE, 2003). Algunos estudios proponen precios óptimos para el sector del agua, analizando su repercusión en términos de bienestar (Dixon, 1990; Renzetti, 1992; Kim, 1995; Resende, 1997; Nauges y Thomas, 2000; Timmins, 2002; Young, 2005).

Sin embargo, no todos los precios observables pueden considerarse medidas adecuadas del valor del agua. La diferencia no está solamente en la existencia de transferencias ocasionadas por los impuestos y por los importantes subsidios a menudo implícitos. En el caso de España, por ejemplo, los precios del agua, no trasladan a los usuarios la totalidad de los costes de capital que en la práctica son aportados por los ciudadanos españoles o europeos¹². Por otra parte, en el caso español, los precios del agua no

¹¹ La tarifa aspira a generar los ingresos suficientes que permitan la cobertura de los costes asociados a la prestación del servicio, a través de la imputación por la Administración reguladora de cánones de utilización o regulación. Pero la OCDE (2001) incluye entre las recomendaciones en materia de agua para España la necesidad de desarrollar políticas centradas en la gestión de la demanda, entre las que destaca el establecimiento de precios que conduzcan a una utilización óptima del recurso; y la Directiva 2000/60/CE Marco del Agua plantea un objetivo adicional por el cual los precios del agua contemplen las externalidades generadas en su uso. Esta ineficiencia de los precios actuales del agua podría tal vez ser soslayada a través de la corrección de las desviaciones que presentan con respecto a los costes marginales de producción (Bös, 1985). No obstante, el diseño de tarifas se convierte en una tarea complicada desde el momento en el que se pretenden alcanzar varios objetivos a un tiempo. Dada la complejidad del sector público, el establecimiento de precios uniformes y lineales no parece una alternativa adecuada, viéndose condicionada a su implementación en un contexto multiobjetivo y cambiante (sobre todo, en función de la disponibilidad del recurso) (Bös, 1994; Laffont y Tirole, 1993).

¹² De acuerdo con MMA(2007.b) Costes y Precios del Agua en la Economía Española: Estudio Integrado de Recuperación de Costes. Grupo de Economía del Agua. La subvención implícita del agua para abastecimiento es equivalente varía entre el 20% y el 40% del precio final entre los municipios españoles y es mayor en los usos agrarios donde varía entre el 10% y el 50% siendo mayor en las zonas

capturan más que los costes financieros, y solo parcialmente, no existiendo de momento los mecanismos administrativos ni legales que permitan incorporar las externalidades asociadas a la provisión de servicios del agua. Estas externalidades, son en primer lugar las que conforman el coste ambiental de la provisión de agua, es decir el valor del daño asociado al deterioro de las masas de agua que soportan las extracciones y vertidos y que como consecuencia de las mismas ven mermada su capacidad de prestar los servicios ambientales asociados a un buen estado de conservación de los ecosistemas hídricos. Tampoco existen en España, provisiones y mecanismos administrativos para incorporar en el precio el llamado coste del recurso, es decir, las externalidades derivadas de una mayor escasez y del coste de oportunidad del agua en los usos alternativos (usos que no necesariamente son menos productivos que los usos actuales). Por los motivos mencionados, los precios del agua se encuentran lejos de representar el valor económico del recurso hídrico en sus distintas aplicaciones. Tales precios se fijan fuera de mercados competitivos y transparentes, cobrándose su consumo mediante tasas públicas determinadas por el derecho administrativo¹³. La valoración del recurso atendiendo a estas tarifas o *precios administrados* exigiría que cumplieran criterios de eficiencia, de modo que no sólo cubrieran los costes financieros de abastecimiento y saneamiento, sino también los costes económicos internos y externos por la utilización de un bien público escaso. En el caso de los usos masivos más importantes del agua, -como la agricultura, la gran industria y las grandes centrales de generación- se carece de sistemas de medición de los consumos individuales que eliminen los problemas de riesgo moral y permitan a los precios actuar como incentivos para un uso racional del recurso. En la práctica, en estas situaciones, el único precio existente es una tarifa plana y un coste marginal que equivale solamente al coste de extraer y disponer del agua (véase MMA, 2007a y MMA, 2007b).

Teniendo en cuenta lo anterior, debe concluirse que, salvo casos excepcionales, los precios del agua en la economía española son un pobre indicador del valor económico del agua y, en consecuencia, los precios son sólo una información más que debe utilizarse en el marco de otras metodologías más comprensivas y más adecuadas de valoración. A partir de la amplia revisión realizada por el equipo UAH, la tabla siguiente presenta los métodos de valoración utilizados en la literatura para este servicio de provisión:

de interior que utilizan aguas superficiales y mayor en el litoral y en las zonas donde la fuente principal es el agua subterránea.

¹³ No deben confundirse precio y tarifa del agua, pues un precio se intercambia en un mercado, mientras que una tarifa se establece por una institución que presta un servicio. La literatura habla de "precios administrados", refiriéndose más bien a tasas, tarifas, cánones o exacciones que han de sufragarse para poder ejercer el derecho de uso del agua (Garrido *et al.*, 2004).

CUADRO 46. Métodos frecuentes de valoración del servicio de provisión de agua en sus principales usos

Uso del agua	Método de valoración
Producción agraria	Métodos basados en funciones de producción Métodos de valor residual Métodos basados en Modelos de Simulación de decisiones de riego Análisis de demanda Costes evitados Métodos de evaluación de rentas diferenciales
Consumo doméstico	Análisis de demanda y valoración de medidas de cambio en el bienestar. Costes evitados
Uso industrial	Metodologías <i>Input-Output</i> Métodos basados en funciones de producción Análisis de demanda Costes evitados

Fuente: Elaboración propia

3.1.4.2 Métodos basados en funciones de producción

Siendo el agua un factor productivo, la cantidad de agua disponible para una determinada actividad forma parte de la función de producción de dicho bien. Idealmente, si se conoce la función de producción, pueden utilizarse las funciones de productividad marginal para derivar el valor marginal o total del agua, de un modo similar al que se utiliza para valorar otros factores como la maquinaria o el trabajo. Este tipo de métodos son relativamente exigentes en información, ya que la determinación estadística de las funciones de producción exige información detallada de cada empresa o cada explotación como requisito indispensable para identificar el aporte individual de cada factor productivo. Además de ello, es necesario considerar que la productividad del agua no depende solamente de la cantidad utilizada en un intervalo de tiempo, usualmente un año, si no de múltiples características difícilmente conmensurables como la predictibilidad del suministro, la disposición en momentos críticos, la calidad química, etc. Debido a estas dificultades, la mayoría de los estudios disponibles utilizan funciones de producción simples de coeficientes constantes y se limitan a obtener coeficientes medios para sectores económicos o para regiones agrarias (véase, por ejemplo, MMA, 2007).

Métodos de Valor Residual

Tal como se ha mencionado arriba, al ser el agua un recurso local no móvil y sujeto a una asignación básicamente administrativa, el acceso al recurso hídrico está en el origen de una renta diferencial que no es eliminada por la competencia del mercado ni por la movilidad de factores. Los métodos basados en el valor residual tienen como objetivo obtener la parte del valor de la producción que es atribuible al acceso al recurso hídrico. Esta medida puede representarse como un flujo, es decir como una

corriente de ingresos en un período de tiempo, o como un stock, es decir como un valor de activo. Las dos aproximaciones son equivalentes, de modo que, por ejemplo, el valor diferencial de una parcela con derechos concesionales de agua debería ser superior al valor de una parcela similar sin acceso al agua y tal diferencia debe ser igual a la suma de las rentas diferenciales del agua capitalizadas a lo largo del tiempo a un tipo de descuento similar al tipo de interés real esperado del mercado. Las dos aproximaciones al valor del agua deberían arrojar resultados similares ya que, de acuerdo con lo anterior, sería equivalente calcular la renta residual del agua (después de pagar todos los demás costes de producción) y capitalizar dicha renta para obtener un valor de activo, a, alternativamente, obtener el valor de activo a partir de los precios observados en el mercado, y convertir dicho valor en un flujo anual de renta.

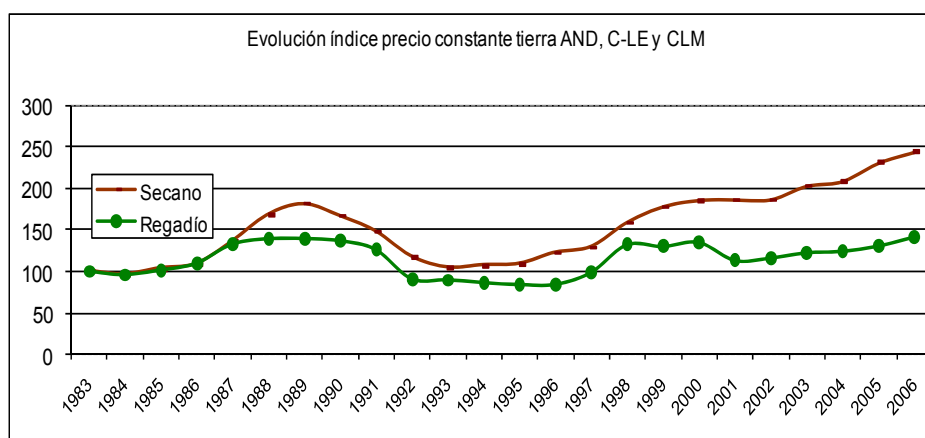
Veamos en primer lugar el método de la renta diferencial. Para evitar la excesiva generalización de los métodos basados en funciones de producción y para superar los problemas estadísticos asociados a la falta de datos, la alternativa más comúnmente utilizada para aproximar el valor del agua consiste en la aplicación del llamado método de imputación del valor residual (véase Young, 2005, capítulo 3). La metodología consiste básicamente en una aplicación del principio de agotamiento del valor (atribuida a Wicksteed) según la cual el valor total añadido por una determinada actividad puede ser atribuido en su totalidad a los factores que en ella intervienen en proporción a sus cantidades y precios. Esta teoría permite obtener el valor de aquellos insumos que carecen de un precio explícito, deduciendo del valor total producido la parte correspondiente a todos los factores y bienes intermedios que pueden valorarse a precios de mercado, resultando un “valor residual” atribuible a factores o inputs que intervienen en la producción pero que no cuentan con un mercado explícito. Garrido *et al.* (2004) distinguen también el *método residual* y sus variantes, en el que se utiliza el análisis coste-beneficio para discriminar ingresos asociados a ciertos factores de producción¹⁴. El método del valor residual es el estándar utilizado en España para atribuir un valor a los proyectos de expansión y modernización de regadíos y su utilización extensiva, para la práctica totalidad del territorio, se llevó a cabo por primera vez en el estudio de Usos del Agua en la Economía Española (MMA, 2007.a) con datos completos del año 2001.

El método del valor de activo seguiría una aproximación diferente. A partir de datos del mercado de activos (de parcelas agrarias, por ejemplo) y mediante las técnicas econométricas adecuadas, se obtiene la función de precio como una variable dependiente de la múltiples atributos del activo (incluyendo los derechos concesionales de agua, como un argumento del precio) Aunque desde el punto de vista de la evaluación económica de proyectos hidráulicos, en el Plan Hidrológico Nacional se argumenta que el precio de la tierra refleja el valor actualizado neto de las rentas futuras que cabe esperar por el regadío (MMA, 2000). De hecho, este método se ha

¹⁴ Entre las dificultades que según Young (1996) presenta el uso del método residual, la mayor es la necesidad de tomar en consideración todos y cada uno de aquellos costes no ligados a los insumos materiales, como por ejemplo la gestión del empresario y los riesgos que éste pueda asumir. Además, todo se complica en el caso de sistemas productivos multiproducto, y en el caso en que no se conozca la función de producción del cultivo.

utilizado para estimar el precio implícito del agua en transacciones de fincas rústicas, analizando la diferencia de precio entre tierras de secano y regadío, como por ejemplo en Arias (2001), Michalland (1996) o en Faux y Perry (1999), quienes obtienen un valor de 0,0056 a 0,0275 € m⁻³ (0,0063-0,031 €₂₀₀₅ m⁻³)¹⁵. En Berbel y Pistón (2008) se presenta una aplicación reciente de esta metodología a la valoración del recurso ‘agua de riego’ en el Guadalquivir. En él, se analizan las diferencias existentes entre el precio del bien (tierra de distintas calidades) tomando como factor diferenciador el agua de riego. El análisis de la Encuesta de Precios de la Tierra del MAPA muestra una evolución muy diferente de ambos tipos de sistemas agrarios y que se refleja en la FIGURA 16.

FIGURA 16. Evolución del precio de la tierra (constante) de secano y riego en Andalucía, C-La Mancha y C-León (1983-2006)



Fuente: Berbel y Mesa (2007), a partir de la ‘Encuesta de precios de la tierra’ (MAPA, 2007)

Podemos ver que en estas tres CC.AA. seleccionadas por tener una evolución semejante y en base al fuerte peso del sector agrario y del riego, con una menor distorsión por factores especulativos o residenciales (caso del resto de CC.AA. con litoral) el secano se ha multiplicado por 2,5 en términos reales en los 23 años de la serie mientras que el riego sólo lo ha hecho en 1,5.

Para aplicar esta metodología se dispone de datos de precios máximos, mínimos y más frecuentes establecidos en las transacciones a nivel de municipio (Consejería de Agricultura y Pesca, 2007).

Para estimar el valor concedido al agua de riego, estos autores emplean los diferenciales de precios (Δ) entre regadío y secano existentes para un mismo aprovechamiento y comarca calculando la diferencia entre el promedio ponderado de

¹⁵ Esta cifra, en una comarca de regadío como la del valle del Guadalquivir, en donde se disponga de una concesión media de unos 6.000 m³ por ha y año, significaría un intervalo de entre 34 y 165 € por ha y año.

precios del regadío y del secano (1), siendo la variable de ponderación el porcentaje de superficie (para dicho aprovechamiento y sistema de cultivo).

$$\Delta = \left(\sum P_{\text{Regi}} \times S_{\text{Regi}} \right) - \left(\sum P_{\text{Recj}} \times S_{\text{Recj}} \right) \quad (1)$$

Una vez que se dispone de la información de precios y estimadas las dotaciones de agua de riego para cada comarca, combinadas con el diferencial de precio de la tierra, se obtiene una estimación del valor correspondiente al derecho a un m³/ha-año, lo que implica que se asume la hipótesis de que todo el diferencial de precios entre regadío y secano se explica por el valor del agua de riego.

El CUADRO 47 resume los anteriores valores estimados por aprovechamientos, así como el promedio para la cuenca.

CUADRO 47. Valor estimado (€/m³) de capitalización del agua de riego por aprovechamientos y promedio para la cuenca

Aprovechamiento	P. Mín	P. Más frec.	P. Máx
Tierra de labor	2,65	3,51	4,14
Olivar almazara	3,15	3,46	4,31
Olivar mesa	2,48	2,55	3,15
Viñedo	2,42	3,31	4,99
Promedio Cuenca	2,86	3,46	4,20

Fuente: Berbel y Mesa, (2007)

Finalmente, estos autores convierten este ‘valor capital’ en una cifra anual (A).

$$V = \frac{A}{r} \quad (2)$$

Siendo *A* la renta del m³ de agua al año, *V*, el precio (diferencial) pagado por ella y *r* la tasa de descuento.

La elección de la tasa de actualización es una decisión delicada, que ha sido objeto de análisis por otros autores que apuntan a una tasa diferenciada para el agua y la tierra, entre otros, Faux y Perry (1999) proponen el 6% y Young (2005) propone el 7%. En el caso español, Segura y Ribal (2002) estiman el 7,8% el tipo de capitalización del regadío.

CUADRO 48. Precios promedio estimados (€/m³ /año) de agua de riego por aprovechamientos

Aprovechamiento(1)	4%	6%	8%	10%
Tierra de labor	0,14	0,21	0,28	0,35
Olivar almazara	0,14	0,21	0,28	0,35
Olivar mesa	0,10	0,15	0,20	0,26
Viñedo	0,13	0,20	0,26	0,33
Promedio Cuenca	0,14	0,21	0,28	0,35

(1) Basados en el precio más frecuente

Fuente: Berbel y Mesa, (2007)

3.1.4.3 Métodos basados en modelos de simulación y análisis de demanda

Una alternativa a los métodos del valor residual consiste en la utilización de funciones de demanda de agua obtenidas a través de modelos de simulación que obtienen tales demandas a través de decisiones observadas de los regantes en distintas situaciones que afectan significativamente las decisiones de los productores (derivadas por ejemplo, de aumentos de precios, modificación de subsidios, nuevas infraestructuras de riego, nuevas fuentes de agua, etc.). En este campo, puede distinguirse entre los micromodelos, que se basan en informaciones de unidades individuales de producción o en unidades representativas de municipios, distritos de riego, comarcas u otras unidades espaciales suficientemente pequeñas, y los macromodelos, usualmente de equilibrio general que obtienen funciones de demanda para regiones o países concretos. En el primer ámbito que utilizan técnicas de decisión multicriterio de amplia difusión en la economía agraria española (Gómez-Limón y Riesgo, 2004; Gómez Limón y Berbel, 2000) y el Modelo de Decisiones de Riego en España MODERE desarrollado por el Ministerio de Medio Ambiente (Gómez y Gutierrez, 2008). Este tipo de modelos permiten obtener funciones de demanda a través de modificaciones marginales en el precio o en las cantidades disponibles y, a través de estática comparada, evaluar los cambios de tales funciones en función de distintos escenarios de política. En la medida en que el agua es un factor productivo, las curvas de demanda derivada pueden interpretarse como curvas de productividad marginal y los valores asociados a la provisión de agua se pueden obtener por los métodos usuales de integración. La aplicación de estos modelos, sin embargo, exige disponer de grandes cantidades de información con niveles elevados de detalle, por lo que su aplicación está restringida aun a modelos experimentales y a casos puntuales de estudio. A nivel agregado los modelos de equilibrio general utilizan información de una región o eventualmente de un país, para construir una matriz de cuentas sociales que permite calibrar un modelo de equilibrio general a partir del cual, por procedimientos de simulación, es posible obtener las variaciones equivalentes hicksianas asociadas a cambios en los niveles de provisión de agua o en los precios, aportando una información muy similar a la de funciones agregadas de demanda. Los modelos disponibles en España se encuentran en Tirado y Gómez (2006 a,b y c) y Gómez, Tirado y Rey-Maquiera (2004). La principal limitación de los modelos de equilibrio general deriva de la escala de análisis que

impide capturar las rentas de localización que, como se ha mencionado arriba, son el principal componente del valor del agua y, en consecuencia, su uso se limita al análisis de aspectos cualitativos de políticas generales.

Autores como Amigues *et al.* (1995) y Young (1996 y 2005) estudian el valor marginal del agua por sectores económicos (agrario, industrial, urbano, recreativo y ambiental). Atendiendo a la producción agrícola, Golley *et al.* (1990) analizan la contribución del riego sobre cultivos como el maíz o el trigo, en relación a otros inputs de explotación. Tanveer (2005) construye una función de producción agrícola en regadío, en la que se regresa el logaritmo de la producción o output sobre los logaritmos de todos los inputs en forma de costes; con ello determina un valor marginal del agua de riego sobre la producción de arroz en India que varía entre 0,002 a 0,015 US\$ m⁻³ (0,16-1,2 cent.€ m⁻³), dependiendo de los tipos y tamaños de las explotaciones.

Las técnicas econométricas de determinación de las funciones de demanda de servicios de agua, a diferencia de las técnicas de simulación, se reservan para los casos en que los productores se enfrentan a un precio de mercado completamente exógeno (lo que excluye por ejemplo los colectivos de riego y a los agricultores e industrias que captan sus propios recursos) y que son suficientemente comparables de modo que se puedan atribuir las diferencias en el consumo del agua a factores identificables, como el precio, la capacidad de compra, el nivel educativo o el tamaño de las unidades económicas. Por estos motivos, la estimación econométrica de funciones de demanda de agua se suele limitar a el abastecimiento doméstico. Young (2005, Capítulo7), presenta las metodologías básicas y, para el caso español, puede consultarse Arbués, García Valiñas y Martínez Espiñeira, 2003; Arbués, Barberán y Villanúa (2004) y Arbués y Villanúa (2002), para una revisión de los principales trabajos y del estado de la cuestión.

La estimación de funciones de demanda de agua se suele hacer poniendo en relación el consumo con diversas tarifas públicas que se cobran por el agua¹⁶, y excepcionalmente con la disposición a pagar por el uso del agua¹⁷. La integración de las curvas de demanda, entre unos límites apropiados, permite hallar, por encima de la tarifa media del agua o de un precio medio calculado a partir de la facturación por el servicio de abastecimiento y saneamiento una aproximación al excedente del consumidor. El problema puede venir en la falta de datos para realizar muestreos suficientemente representativos de una misma zona: no se suele tener mucha variabilidad de precios y ampliar el ámbito lleva consigo una pérdida de precisión. Algunos ejercicios plantean

¹⁶ Calatrava y Sayadi (2005) analizan los resultados de una encuesta a diversas explotaciones y estiman una función de renta. Como los precios pagados y percibidos por los agricultores son idénticos para todos los de la muestra, y la información considerada se refiere a un único año, resulta que la renta percibida depende de la cantidad de agua aplicada en el riego (logaritmo del consumo total) y del porcentaje de tierra cultivada con cada tipo de cultivo.

¹⁷ El beneficio marginal del recurso para un uso determinado equivale a la cantidad máxima que el usuario estaría dispuesto a pagar por el mismo, lo cual da una medida de su demanda. El método de valoración contingente permite estimar funciones de demanda a partir de la disposición a pagar por disponer de una cantidad dada, o bien averiguando la dosis que se utilizaría en respuesta a distintos precios del agua. Se ha aplicado al consumo urbano de agua (Garrido *et al.* 1996), a su calidad (Choe *et al.*, 1996) y a la garantía de suministro (Griffin y Mjelde, 2000).

funciones de demanda complejas, en las que se recogen diferentes variables que justifican el consumo de agua, además de los costes asociados al servicio u oferta. La propuesta de tarifas alternativas permite considerar las externalidades o el factor de escasez que se derivan del consumo de este recurso, y con ello calcular las variaciones en el bienestar asociadas a las mismas -en concreto, las variaciones en el excedente del consumidor, por pasar de las tarifas reales a las propuestas (Berbel y Gómez-Limón, 2000; Gómez-Limón y Berbel, 2000; Gómez-Limón *et al.*, 2001)¹⁸. En el ámbito industrial, comercial y doméstico destaca la aportación de García Valiñas (2005), quien plantea especificaciones lineales dinámicas, que generan elasticidades mayores para usuarios que se enfrentan a precios altos¹⁹.

3.1.4.4 Métodos de costes incurridos y costes evitados

La adecuación de los métodos de costes evitados o incurridos como forma de aproximarse al valor del agua depende de las circunstancias concretas y de la información disponible. Vale la pena insistir en que este método debe descartarse para la valoración de la provisión de agua en todos los usos productivos significativos; de hecho, las limitaciones del método derivan de las mismas razones mencionadas arriba para explicar porque razón los precios del agua son una medida inadecuada de su valor económico. En España, los costes de provisión del agua son la principal información utilizada para el cálculo de las tarifas que cobra la administración a los operarios del sector (es decir a las Comunidades de Regantes, las grandes empresas, las empresas de saneamiento, etc.). Sin embargo este precio sólo refleja los costes de la prestación del servicio; es decir, los costes de las obras de regulación y embalse, de las infraestructuras de tratamiento, de transporte y distribución en su caso, etc. Ninguno de esos costes se refieren a servicios provistos por la naturaleza y, en estricto rigor, no deben sumarse (sino restarse) para obtener el valor de los servicios prestados por las aguas continentales. En otras palabras, los costes financieros o económicos de prestación de los servicios del agua, lo que revelan es el coste de los recursos de creación humana necesarios para poner el agua producida por la naturaleza a disposición de los usuarios. Aunque es una condición necesaria para la realización de un valor producido por la naturaleza -y concretamente por el activo aguas continentales-, no debe confundirse con él. Por eso, para Garrido *et al.* (2004), en ningún caso podrá asumirse como valor del agua el coste en que se haya incurrido para

¹⁸ El precio sombra, coste o valor marginal de escasez del agua ha sido aproximado por varios autores; así, Garrido (1995) y Calatrava (2002) estiman para una zona del Bajo Guadalquivir (comarca de Guadalmellato) un valor de 105 € por 1000 m³, así como una cuota o tarifa por consumo de agua de 150 € por hectárea regada; este último puede considerarse un valor medio a la vista de otros estudios en esta misma cuenca: 91 €/ha en Sumpsi *et al.* (1998) y Berbel *et al.* (1999); 103 €/ha en Sumpsi *et al.* (1998); 223 €/ha en Berbel *et al.* (1999).

¹⁹ Para esta autora es especialmente relevante reflejar las inercias existentes en el consumo de agua, formalizando un modelo de ajuste parcial de su demanda, en el que se incorporan variables dependientes relacionadas con el clima en cada período y las características individuales, algunas de efecto retardado (el consumo y el precio anterior del agua), y otras indicadoras del tipo y nivel de actividad de las empresas.

su provisión²⁰, por lo que el método de los costes incurridos no parece una buena elección.

Ahora bien, la información sobre los costes de provisión de servicios de agua, si constituye una base que puede ser utilizada para obtener el valor de los servicios que prestan las fuentes naturales. Por ejemplo, mejorar las aportaciones hídricas de una cuenca o las reservas de agua embalsada -o, en general, el estado de conservación de las aguas continentales- puede evitar a la sociedad la construcción de trasvases o de infraestructuras para sustituir las fuentes de agua continental por recursos alternativos de agua desalada o regenerada. En ese sentido, el coste de la mejor alternativa disponible para la satisfacción de una demanda dada, se puede interpretar como una aproximación al valor mínimo del valor de activo de los servicios aportados por las aguas continentales²¹. Por ejemplo, es posible aproximar el valor de la calidad del agua (i.e., en relación a la salud de las personas), a través del coste necesario para evitar un posible deterioro. Pagiola *et al.* (2004) ofrece un buen ejemplo aplicado al entrono rural del norte del estado de Nueva York, en la medida en que un programa para mantener y mejorar el servicio de provisión de agua pudiera soslayar la exigencia legal de construir una planta de filtración. Incluido en la revisión de Costanza *et al.* (1997), el trabajo de Kumari (1995) analiza también costes evitados de tratamiento del agua (104,32 \$₁₉₉₄ha⁻¹año⁻¹, equivalentes a 110,43 €₂₀₀₅ha⁻¹año⁻¹). Por su parte, Azqueta (1994) deduce un valor de la calidad del agua a partir de posibles costes evitados por enfermedades bucodentales. Pero las alternativas que se proponen para remediar daños ambientales no suelen compensar plenamente la pérdida de bienestar, sino que tan sólo la mitigan, por lo que quedan ocultas y sin valorar ciertas utilidades del activo.

En ese sentido, por ejemplo, El-Sayed *et al.* (1976) comparan el margen neto resultante de emplear agua desalada con el de los sistemas convencionales de riego. En el PHN (MMA, 2000) se evalúan los beneficios económicos asociados al abastecimiento urbano-industrial aportando agua de trasvase en vez de agua desalada (135 pta m⁻³ de valor medio, equivalentes a 0,91 €₂₀₀₅ m⁻³), y en Arrojo *et al.* (2002) se utilizan estas metodologías para un análisis coste-beneficio del trasvase del Ebro.

En un sentido más amplio, el buen estado de conservación de las aguas continentales puede ser la base de la producción de un conjunto diverso de servicios ambientales que ahorran o hacen redundantes los sustitutos de producción humana para tales servicios. Por ejemplo, el buen estado de conservación de las llanuras de inundación, evita la construcción de diques, obras de dragado, etc y demás medidas necesarias para prevenir inundaciones (Slob, et. al. 2007). De la misma manera, el estado de calidad de

²⁰ Estos autores argumentan que, cuando la captación es privada, el coste total en que se incurra será inferior al beneficio de su uso. Además, la cantidad de agua total obtenida será aquella para la cual el coste marginal de su obtención sea igual al beneficio marginal privado. En tal caso, valor y coste marginal coincidirían, pero nunca puede asumirse que la curva de coste marginal de extracción del agua sea la curva de demanda del recurso.

²¹ Se trata de un valor mínimo ya que no solamente considera la solución alternativa de mínimo coste, sino también porque la conservación de las fuentes de agua genera otros valores intangibles que no se pueden producir mediante las obras hidráulicas alternativas.

las aguas se relaciona inversamente con la productividad del agua y con los costes de prestación de los servicios del agua. Según, por ejemplo, Pretty et. al (2005) la contaminación por nitratos proveniente de la agricultura del Reino Unido aumenta los costes de prevención de daños y los costes de tratamiento del agua para usos domésticos entre 141 y 300 millones de libras anualmente y, esta relación entre los costes de tratamiento y la calidad físico-química del agua está documentada en estudios similares para Holanda, Alemania y Los Estados Unidos (Pimentel, et. al, 1992; Evans, 1995; Steiner et. al. 1995; Davidson et. al. 1996; Waibel y Fleisher, 1998; Bailey et. al. 1999 y Ribaudó, et. al. 1999). Con el mismo razonamiento se puede indicar que, el buen estado de conservación de las masas de agua, permite mantener la capacidad de las mismas para autodepurar vertidos y mantener una mayor capacidad de asimilación (entendida como la carga contaminante que puede recibir un cuerpo de agua y que es compatible con un estado de conservación constante), lo que, al permitir que tales funciones sean desempeñadas por la naturaleza, evita las infraestructuras y demás recursos necesario para cumplir tales funciones en el sistema económico.

En un contexto similar, el valor del daño o deterioro ambiental ocasionado por las actividades económicas sobre las masas de agua, puede aproximarse a través del coste de las medidas que sería necesario adelantar para hacer compatibles las presiones sobre las masas de agua con un estado ambiental objetivo (a través de medidas de restauración, gestión de la demanda o de la oferta, etc.) Este es el enfoque propuesto para la evaluación del coste ambiental para la aplicación de la Directiva Marco del Agua en Europa (véase, por ejemplo, Gómez, Maestu y André, 2004 y Brouwer ,2006).

3.2. Provisión de agua para riego en la agricultura

La producción agraria tiene como factores clásicos: tierra, capital y trabajo, sin embargo, en climas como el nuestro, el agua de riego aparece como un recurso diferenciado de la tierra y que debe tener un tratamiento independiente. En cualquier caso, la existencia del riego es clave para la alimentación humana, ya que según la FAO la producción mundial de alimentos depende del riego en un 40%, que representa el 17% de la superficie cultivada. En España, el 15% de la superficie aporta el 55% de la PFA llegando a ser el 26% de la superficie agraria útil del Guadalquivir y el 60% de su producción agraria.

Estas cifras ponen de relieve la importancia actual y futura que el regadío tiene en la cuenca, ya que en los años 90 como hemos visto, el porcentaje de VAB que aportaba el riego se estimaba en el 60% del VAB de cultivos de la cuenca. Este porcentaje crece en 2005 hasta que con el 26% de la SAU (que es de 2,9 millones de ha) el riego aporta el 62,3% de la producción vegetal, y en el año 2015 según los escenarios planteados de evolución de la Política Agrícola Común (PAC) y de mercados agrícolas, con el 27% de la SAU, el riego aportaría en el Guadalquivir el 70,2% del VAB de la producción vegetal. Esto pone de manifiesto dos cosas, por un lado el hecho de que el riego es la base de la agricultura de la cuenca, y por otro que este papel va a aumentar en el futuro en el nuevo marco normativo de la PAC.

En el uso agrario del agua, a diferencia del uso para el consumo humano, ésta se utiliza como bien intermedio o factor de producción, por lo que su valor, así como la demanda que se hace de este bien por parte de los agricultores, es consecuencia de su contribución para la obtención del valor de la producción agrícola final.

Las razones por las que se realizan valoraciones del agua se resumen en el siguiente esquema²²:

- Con fines privados:
 - Programación de cultivos, compra-venta, decisiones de aplicación de sistemas de riego, valoración de daños y expropiaciones, etc.
- Con fines públicos:
 - Fijación de tarifas (recuperación completa de costes).
 - Planificación y asignación de recursos:
 - Coste de oportunidad de usos ambientales u otros.
 - Trasvases.
 - Asignación a territorios/cultivos/regantes.
 - Valoración de daños.
 - Decisión de inversión y/o actuaciones.

Con carácter previo a describir la metodología a utilizar, debemos reflexionar sobre el contexto que define la valoración que se está haciendo.

²² Adaptado de Caballer y Guadalajara (1998)

CUADRO 49. Criterios a tener en cuenta para la valoración del agua como factor de producción

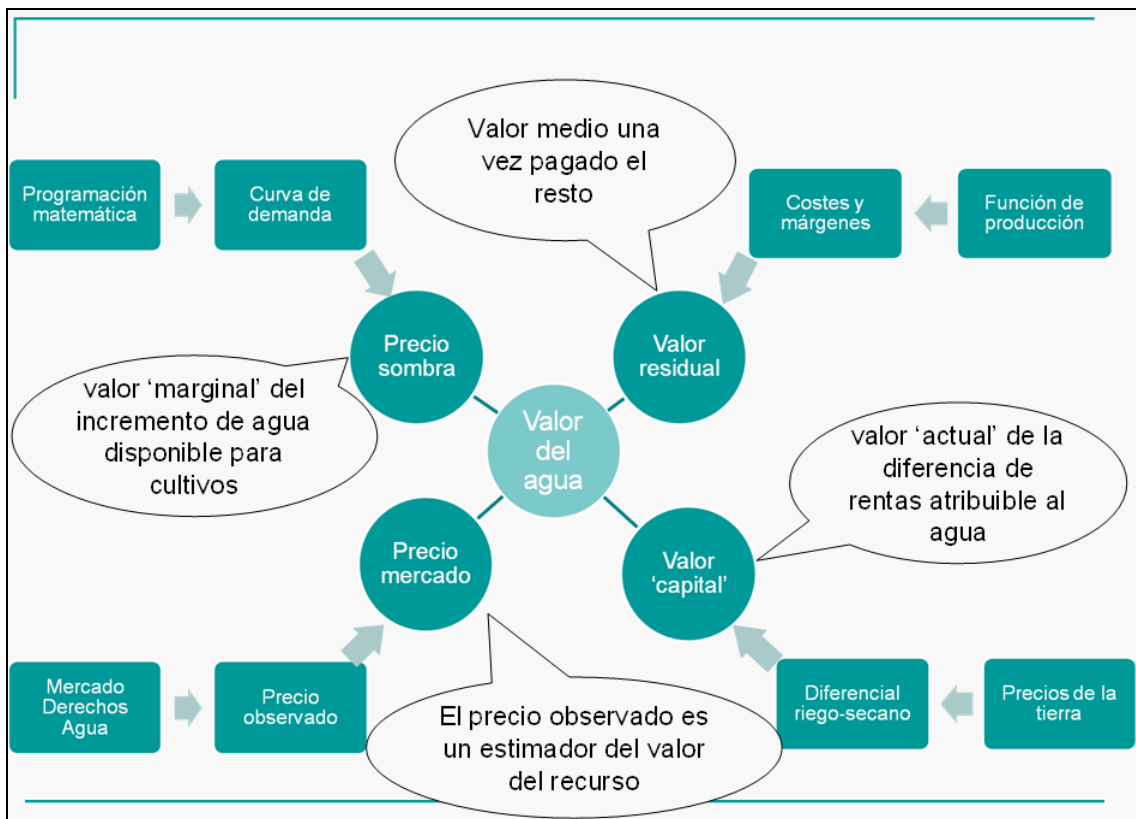
Criterio	Alternativas	Usos	Notas
Plazo	Largo	Análisis de política e inversiones públicas	
	Corto	Daños por sequía, decisiones privadas	
Tipo de factor	Fijo	Normal en contexto agrario	
	Variable	Contexto industrial (y excepcionalmente en alguno agrario)	
Lugar	Origen	Para valorar usos alternativos del agua (intra o inter- sectoriales)	
	Destino	Para valorar inversiones 'en parcela' comparando alternativa de suministro.	Lugar de uso (parcela, industria) incluye costes de purificación, captación, transporte, almacenamiento y distribución
Privado vs. social	Privado	Programación de cultivos, compra-venta, decisiones sistema de riego, valoración daños y expropiaciones, etc.	Si precios de input/output tienen subsidios o impuestos pueden diferir.
	Social	Fijación de tarifas (recuperación completa de costes), planificación y asignación de recursos	Ex ante y ex post

Fuente: Elaboración propia, adaptado de Caballer y Guadalajara (1998)

Dentro de las diversas posibilidades, en este trabajo se va a realizar la valoración del agua a largo plazo, como factor de producción fijo, con precios privados y “en destino” o baja.

Una revisión de los métodos para la valoración del agua de riego se encuentra en el trabajo de López-Baldovín y Berbel (2002). Dentro de los diferentes métodos de valoración hemos seleccionado cuatro alternativos para valorar el uso agrario (regadío). La FIGURA 17 ilustra las relaciones entre estos.

FIGURA 17. Relaciones entre los métodos de valoración del agua



Fuente: Elaboración propia

Estos cuatro métodos pueden integrarse dentro de los dos grandes grupos que hace la literatura:

Métodos deductivos:

- Programación matemática.
- Cálculo del valor residual.

Métodos inductivos:

- Análisis del valor diferencial de la tierra (método hedónico).
- Análisis de transacciones observadas de cesiones de derechos.

El valor del agua, los mercados de derechos y las instituciones que los regulan han sido tratados por muchos autores españoles, entre los que destacamos aquellos que, a nuestro juicio, tienen mayor cercanía al objeto de esta investigación. De hecho, alguno de los trabajos son antecedentes de aplicación de alguno de los métodos, aunque la originalidad de esta investigación está en dos características diferenciales:

- La aplicación simultánea y cercana en el tiempo de los cuatro métodos.
- La aplicación a una cuenca en su conjunto, usando la comarca/cultivo como unidad de análisis.

Los antecedentes que encontramos en la literatura española son los siguientes:

CUADRO 50. Selección de publicaciones sobre economía del agua

Autor	Año	Título	Revista	Núm.
Valoración del agua				
Caballer, V.	1998	Valoración Agraria. Teoría y Práctica. (4ª ed.)	Mundi-Prensa, Madrid	
Caballer, V. y N. Guadalajara	1998	Valoración Económica del agua de riego.	Mundi-Prensa, Madrid	
Arias, C.	2001	Estimación del valor del regadío a partir del precio de la tierra	Economía Agraria y Recursos Naturales	vol. 1(1) junio
Colino, J. y J.M. Martínez	2002	El agua en la agricultura del Sureste Español: productividad, precio y demanda.	La Agricultura Mediterránea del Siglo XXI, Mediterráneo.	Cajamar
Demanda de agua y programación matemática				
Sumpsi, J.M. <i>et al.</i>	1998	Economía y Política de la Gestión del Agua.	MAPA. Mundi-Prensa, Madrid.	
Berbel y Gutiérrez	2004	Sustainability of European Irrigated Agriculture under Water Framework Directive and Agenda 2000	Ed. Comisión Europea. Bruselas	

Fuente: Elaboración propia

3.2.1 El método del valor residual

El método del valor residual, según Pérez Roas (2003) es el más aplicado cuando se trata de valorar agua de riego. Con este método se obtiene la contribución de cada insumo en el proceso de producción de un determinado cultivo. Consiste en imputar como valor económico del agua la diferencia entre los ingresos y todos aquellos costes excepto el del agua, el remanente final se equipara al valor económico de este recurso. Un ejemplo de su aplicación es el estudio de Bate y Dubourg (1997), donde estudian la disposición a pagar en la región East-Anglia del Reino Unido; Calatrava y Sayadi (2005) tienen un ejemplo en la Costa Tropical de Granada.

- Los métodos relacionados con el valor residual son:
 - Análisis de “farm budget”.
 - Cambio en la renta neta.
 - Programación matemática.

Todos estos enfoques asumen que:

- Los precios de mercado de todos los “inputs” (excepto el que se está valorando) son iguales al valor del producto marginal.
- El valor del output puede repartirse entre los “inputs” de acuerdo con su productividad marginal.
- El valor total de la producción queda de este modo “completamente” repartido (exhausto).

1. Análisis de “farm budget”.

Es una extensión de la función de producción usando la explotación como unidad de análisis (en lugar de una parcela experimental exclusivamente), pero sigue usando el cultivo como unidad de análisis.

2. Cambio en la renta neta (CINI).

En esencia es ampliar el campo de “farm budget” permitiendo cambios en los planes de cultivo, de este modo se permiten ajustes de la explotación a diferentes niveles del recurso. En principio, el sistema es transparente, ya que la diferencia entre dos estados de la explotación dividida entre el incremento de agua es el valor marginal del recurso.

Sin embargo, los puntos críticos de este método son:

- Planes de cultivo simulados.
- Respuesta del cultivo a diferentes dosis de agua.
- Coste y eficacia de las tecnologías de riego.

3. Programación matemática.

Es una aplicación del método CINI, que hace que las decisiones exógenas (planes de cultivo y tecnologías) pasen a ser endógenas al sistema. El nivel de análisis pasa a ser más detallado y los cambios más continuos. Cada modelo de P.M. está especializado en un aspecto:

- Toma de decisiones en planes de cultivo.
- Modelo de mercado y transacciones.
- Adopción de tecnología.
- Contexto de riesgo en recursos disponibles.
- Externalidades ambientales.
- Etc.

El uso del modelo puede ser con carácter predictivo (simular reacciones de los agricultores a cambios en políticas) o normativo (optimización de recursos). La ventaja de los modelos es que calculan el precio sombra de todas las restricciones (tierra, maquinaria, capital, etc), incluyendo el agua. La interpretación del precio sombra dependerá del modelo en cuestión, fundamentalmente en cuanto a la naturaleza de largo *vs.* corto plazo.

Estos métodos han sido muy empleados en la literatura internacional. Los modelos de simulación basados en técnicas de programación matemática son ampliamente usados en agricultura (Hazell & Norton, 1986), y hay muchos estudios centrados en los problemas del regadío. El resultado del ejercicio es un precio sombra de las variaciones marginales de disponibilidad del recurso. Un antecedente destacado para el caso español es el trabajo de Sumpsi *et al.* (1998).

Sin embargo, a pesar de que según Young (2005) este método es el más utilizado para la valoración del agua en el mundo, es paradójico que sea el tiene menos ejemplos publicados en España. Este trabajo intenta cubrir ese hueco.

Para la aplicación de esta metodología es necesario una búsqueda exhaustiva de información sobre costes y producciones de las diferentes comarcas objeto de estudio para lo cual nos hemos basado en la RECAN a una escala comarcal para ingresos y costes de los diferentes cultivos. Este método se basa en dos supuestos:

- Asumir que los productores quieren maximizar sus ganancias y por lo tanto agregarán insumos hasta el punto que *el valor marginal del producto sea igual al coste de oportunidad del insumo*.
- Asumir que el valor total del producto puede ser dividido en distintos recursos, los cuales son pagados de acuerdo a su productividad marginal (*teorema del agotamiento del producto*).

Considerando un proceso de producción simple en el que deseamos valorar económicamente un factor de producción que no tiene un precio de mercado como es el caso del agua y atendiendo a los supuestos antes citados, podemos recoger todo esto en la siguiente ecuación:

$$Y = f(X_M, X_H, X_K, X_L, X_W) \quad (1)$$

Donde Y es el producto de los diferentes factores de producción: materiales y equipamientos (M), capital humano (H), capital propio (K), otros recursos naturales, por ejemplo, la tierra (L) y agua (W).

Si consideramos que los factores y productos varían continuamente y el nivel de tecnología es dado y constante, se puede escribir:

$$(Y \cdot P_Y) = (VMP_M \cdot X_M) + (VMP_H \cdot X_H) + (VMP_K \cdot X_K) + (VMP_L \cdot X_L) + (VMP_W \cdot X_W) \quad (2)$$

Donde $Y \cdot P_Y$ representa el valor total del producto Y ; VMP_i representa el valor del producto marginal para cada factor i , y X_i es la cantidad del factor i que se utiliza. La ecuación (2) confirma el teorema de agotamiento del producto: la cantidad de insumos ponderada por su respectivo valor de producto marginal suma el valor total del producto.

Asumiendo factores y productos competitivos en un mercado y un conocimiento perfecto para la previsión, los precios de los insumos pueden considerarse como constantes. El segundo supuesto, que afirma que para cada factor i , el agricultor elegirá emplear un nivel de éste tal que $VMP_i = P_i$, esto nos permite sustituir P_i por VMP_i en la ecuación:

$$(Y \cdot P_Y) = (P_M \cdot X_M) + (P_H \cdot X_H) + (P_K \cdot X_K) + (P_L \cdot X_L) + (P_W \cdot X_W) \quad (3)$$

Si se conocen o se pueden estimar valores apropiados para las cantidades y los precios de todos los factores, excepto el agua, despejando en (3) se obtiene la contribución del factor agua en el valor total del producto: $(P_W \cdot X_W)$.

La cantidad de agua que requiere el cultivo puede ser perfectamente estimada o conocida a partir de los ingresos y los costes del cultivo, por lo que se consigue el valor residual del agua P_W :

$$P_W = \frac{(Y \cdot P_Y) - [(P_M \cdot X_M) + (P_H \cdot X_H) + (P_K \cdot X_K) + (P_L \cdot X_L)]}{X_W} \quad (4)$$

De la expresión (2) se deriva el concepto de “valor de la renta debido al agua” que puede servir a la hora de calcular la disposición a pagar de los agricultores. A largo plazo, la ecuación obtenida (Young, 2005) nos lleva a que podemos estimar el retorno total sustrayendo de él los costes y los insumos y el coste de oportunidad de los factores propios así como la remuneración del empresario (beneficio empresarial).

Teniendo en cuenta en la función de producción (1) otros componentes y variando ligeramente la nomenclatura, con vistas a trabajar en contexto de ‘renta de un factor fijo’ tenemos que:

$$Y = f(X_M, X_H, X_K, X_L, X_C, X_W, E) \quad (5)$$

Donde Y se refiere a la cantidad de producto obtenida y X a la cantidad de un factor. Los subíndices M , H , y K se refieren a los factores que se suelen comprar (M: materias primas, energía y equipamientos; H: mano de obra; y K: intereses por el capital prestado). El capital y los costes operativos necesarios para el sistema de regadío en la finca (aspersores, tubos... y la energía necesaria para ponerlos en funcionamiento) son considerados parte de los materiales, energía y costes de equipamiento. Aunque normalmente suelen ser comprados, los insumos restantes son asumidos como propios. El subíndice L se refiere a la tierra en seco, C al capital propio de la finca y W al agua. E se asume como el coste de oportunidad o, en algunos casos, remuneración del empresario.

Para trasladar de la función de producción a la función de renta a largo plazo, R representa a la renta y P se refiere al precio. R^{W1} representa la renta del agua en origen. Por convención, las fórmulas de la renta neta se estandarizan y las expresamos por unidad de tierra (hectáreas en nuestro caso). La fórmula de la renta neta del agua en origen para un cultivo podemos escribirla así:

$$R^{W2} = [Y \cdot P_Y] - [(P_M \cdot X_M) + (P_H \cdot X_H) + (P_K \cdot X_K) + (P_L \cdot X_L) + C + E + D] \quad (6)$$

Podemos expresarla también como:

$$R^{W2} = R^{W1} - D \quad (7)$$

Es decir, la renta del agua en destino es menor que la renta del agua en origen, y la diferencia son precisamente los costes de suministro que el comprador de una finca ya tiene descontados cuando se produce la compra-venta.

Si dividimos este resultado por W (la cantidad de agua requerida) obtendremos la renta y los costes de distribución en términos de volumen (el valor expresado en €/m³).

Según Young (2005), se presentan diversas dificultades que podemos encontrar al utilizar el método del valor residual, son la alta sensibilidad del resultado a la toma en consideración de todos y cada uno de aquellos costes no ligados a inputs materiales, dificultando la obtención de un buen estimador del valor del agua. Si no conocemos la función de producción del cultivo, el valor residual o precio sombra del agua obtenido es independiente de la cantidad de agua utilizada. La dificultad es mayor en el caso de sistemas productivos multi-output. Pese a todo, es una metodología utilizada por las Agencias Públicas de todo el mundo para establecer sus tarifas de uso del agua de riego (Calatrava y Sayadi, 2005).

Aunque la literatura habla de ‘precio sombra del agua’ o ‘valor marginal del producto’ al referirse al valor residual, en realidad lo que estamos midiendo es el **valor medio** ya que comparamos el **valor total de la producción** y el **valor de todos los inputs excepto el agua** con el agua consumida, en lugar del producto marginal y del coste marginal que sería lo necesario para el precio sombra estrictamente hablando. Para obtener el valor marginal es más adecuado el empleo de la técnica de programación matemática, que también tiene sus inconvenientes.

Un detalle importante son los costes de extracción, almacenamiento y transporte así como las tarifas de agua que frecuentemente ya están incluidas en la contabilidad nacional²³. Hay que tener cuidado con la doble contabilidad de estos costes, su valor es lo que distingue el valor en ‘alta-origen’ y en ‘baja-destino’.

La clave de este ejercicio, está en la determinación de los costes de oportunidad de los recursos propios y el tratamiento de las producciones especializadas y de alto valor añadido. La sección siguiente explica las decisiones tomadas al respecto y los resultados a los que se llega.

Para la toma de decisiones prácticas de asignación de valores a los costes de oportunidad de los factores propios nos hemos apoyado en Gallardo *et al.* (2002) quienes analizan dentro de un proyecto europeo el impacto de la PAC en los sistemas agrarios del Guadalquivir en base a un indicador²⁴ que refleja la capacidad de

²³ CNAE. 01.41.11 Operaciones del sistema de riego Suministro de agua y tratamiento de aguas residuales: Producción total a precios básicos por Actividades económicas

²⁴ Gallardo et al (2002) en su trabajo toman decisiones respecto a los valores de los costes de oportunidad con vistas a determinar si estos agotan el reparto de las disponibilidades empresariales al coste de los factores. El índice utilizado (Indicador General de Competitividad) es el siguiente: $IGC = DE / (CO_{mof} + CO_i + CO_e)$ que en función de que sea mayor, menor o igual a la unidad determinaría la competitividad del sistema.

remuneración privada de los factores de producción propios (mano de obra familiar, tierra y capital), en concreto las propuestas que hacen son:

- (1) *La suma del coste de oportunidad de la mano de obra familiar, entendido como la suma de:*
 - a. *El salario que recibirían en otras explotaciones agrarias.*
 - b. *La gestión del empresario (el 3% del Valor de la Producción Final).*
- (2) *El coste de oportunidad del capital (se utiliza una tasa de interés del 5%).*
- (3) *El coste de oportunidad de la tierra, (que se hace proporcional al valor de la producción que de ella se obtiene).*

Compartimos gran parte de las decisiones tomadas en el trabajo de Gallardo et al, pero vamos a modificar ligeramente alguno de los valores asignados, según detallamos a continuación.

I.- Recursos propios.

El pasivo de cualquier empresa es una combinación de recursos propios y ajenos, mientras que podemos conocer el coste de los préstamos y exigible en general, el coste del propio depende del coste de oportunidad de los propietarios que es un dato no observable, y que está en relación con el nivel de riesgo asumido. Se ha decidido emplear el valor de 4% para valorar este factor (en términos reales).

Decimavilla (1998) hace un análisis de la rentabilidad comparada secano-riego en el periodo 1980-94 para Castilla-León concluyendo que los resultados, en términos de rentabilidad, obtenidos en las empresas de regadío son más estables a lo largo del tiempo que en las de secano, y que la rentabilidad media de los capitales propios (Margen Neto/Recursos Propios) entre 1980 y 1994 es de 4,52 en secano y de 6,13 en regadío.

En cuanto al montante de los recursos propios, estos se asimilan a los activos fijos excluida la tierra, que se supone que equivale a la financiación propia del capital circulante y activos amortizables. La cuantía, como se verá más adelante, es muy reducida y se ha obtenido de los datos de la Red Contable (RECAN) para Andalucía corregidos cuando ha sido necesario por la valoración de los cultivos leñosos que parecía inadecuada con los datos disponibles de la RECAN.

II.- Mano de obra familiar.

La remuneración de este factor es su precio por el número de horas trabajadas, sin mayor problema que decidir su precio siguiendo el criterio de la Red Contable Agraria Nacional. Se ha descartado en el contexto actual considerar que la mano de obra en Andalucía tiene un precio sombra nulo, (consideración que puede ser adecuada en economías de subsistencia, que no son nuestro caso).

III.- Administración y gestión.

De forma semejante al caso anterior del beneficio empresarial, este factor se diferencia de la mano de obra familiar. El problema surge al no poder

cuantificar este criterio en horas. Gallardo et al (2002) plantean un 3% de la Producción Final, pero se ha decidido usar el 4% de los ingresos totales, ya que en Andalucía, en el caso de empresas de gestión de fincas, este valor es el comúnmente empleado. Hay casos en los que el porcentaje de gestión que cobran empresas especializadas a los dueños es incluso superior al 4%, pero hemos tomado esta cifra por considerar que es la más frecuente.

IV.- Tierra.

La clave de este ejercicio es aislar el valor del agua, por lo cual se puede suponer que al comparar riego con seco, el coste de oportunidad de la tierra se asocia a la producción en seco (renta de la tierra y remuneración de los factores mano de obra y capital propio). La existencia de un mercado amplio de venta y alquiler de rentas facilita la estimación de los parámetros asociados a este factor.

El criterio adoptado no plantea problemas para los cultivos herbáceos, pero el olivar (que supone el 45% del riego en la cuenca del Guadalquivir) requiere un tratamiento diferente, ya que en ocasiones el olivar de riego viene de la transformación de tierra de labor, y en otras ocasiones viene de la transformación de olivares de seco tradicionales. La solución ha sido salomónica en el sentido de dar un 50% de peso a la renta de tierras de labor y un 50% a la renta de olivar de seco, cuando lo que se está analizando es un frutal (olivo, cítricos y otros).

V.- Beneficio empresarial.

De acuerdo con Schumpeter (1936) el beneficio es la remuneración de actividades innovadoras distintas de la remuneración del riesgo, recursos propios o administración. Este concepto parece de difícil aplicación en empresas de regadío cuya innovación es muy reducida. Por tanto, no contemplaremos el beneficio empresarial en el sentido que le da Schumpeter al término, y este concepto se supone incluido en la remuneración del capital propio.

VI.- Otros problemas: Los cultivos especializados y la gestión especializada.

Un problema que plantea la valoración de los ingresos de algunos cultivos de una rentabilidad extraordinaria (hortícolas especializados) es que al calcular el valor residual nos encontramos con un ratio 'valor añadido/agua consumida' que presenta un valor muy superior a la media, la pregunta es ¿a quién asignamos el alto valor residual resultante? Si lo hiciéramos al agua, esto supondría una contradicción con el principio de 'equimarginalidad' que implica que al ser el agua un recurso fijo, su retorno debía ser similar para todos los cultivos en una región.

Pero el problema es más aparente que real ya que estos cultivos solo suponen un pequeño porcentaje de la superficie, no obstante, hay que tomar decisiones al respecto de su tratamiento, y hay varias explicaciones a esta anomalía:

- Su alto valor puede deberse a que hay errores en los datos.
- O bien, que suponiendo que estos son correctos, se debe a un desequilibrio coyuntural entre oferta y demanda.
- Otra hipótesis es que los altos rendimientos (si son reales) se deben a la propiedad de otros factores distintos del agua, como son canales comerciales, plantas de tratamiento, etc.

El criterio que aconseja el US Water Resources Council²⁵ (US-WRC) es eliminarlos o bien elevar la remuneración de la “administración” hasta un 8-10% de la facturación como compensación al mayor nivel de calidad y especialización que esta gestión requiere. En realidad, con esta propuesta estamos aceptando que la rentabilidad ‘extraordinaria’ no hay que imputársela al agua sino a los recursos intangibles de ‘capacidad de gestión’, ‘innovación’, ‘canales comerciales’, y en todo caso al beneficio en el sentido de Schumpeter que aunque se ha decidido que no tiene sentido para la inmensa mayoría de los cultivos, en este caso sí podría tenerlo.

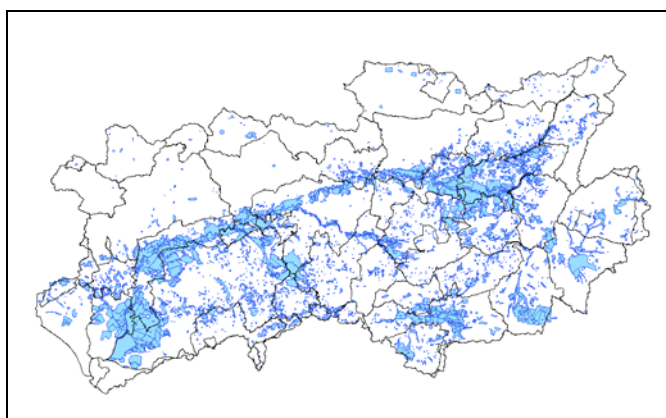
En esta investigación se eliminan los cultivos ‘especiales’ cuando sean menos del 2% de la superficie de la comarca, y haremos un trabajo detallado si se supera ese porcentaje, considerando en todo caso un 10% del valor de la producción imputable al factor ‘gestión-administración’ siguiendo el criterio de US-WRC.

²⁵ US Water Resources Council en ‘Principles and Guidelines (1983, section 2.3.2)

Aplicación práctica: Estudio de Caso

Andalucía es la Comunidad Autónoma con mayor superficie de regadío en España (893.000 ha). La Confederación Hidrográfica del Guadalquivir tiene una superficie de riego de 752.000 ha (25% de la superficie labrada) y el 87% del total de regadío existente en Andalucía. El ratio superficie regada versus superficie de secano es el doble que la media de España (12,5%). Las fuentes de suministro de agua para riego son de tipo superficial (80,9%), subterránea (18,0%) y de aguas residuales (1,1%). En la figura siguiente puede verse la concentración del regadío en el tronco del Valle del Guadalquivir y del Genil, así como la zona del olivar de Jaén.

FIGURA 18. Regadío del Guadalquivir



Fuente: Ministerio de Medio Ambiente, 2006

Los seis principales cultivos de regadío suponían en 2005 el 81% de la superficie regada y el 82% del consumo de agua, representando el olivar el 45% de la superficie y el 31% del agua captada. El algodón ocupa el 10% de la superficie y capta el 17% del agua; el arroz el 5% de la superficie y el 12% del agua captada; el maíz el 6% y el 10% respectivamente, las hortalizas, 6% y 7%, y los cereales de invierno (principalmente trigo), suponen el 8% de la superficie de regadío, con el 6% del consumo bruto de agua.

CUADRO 51. Superficie y dotación media para los principales cultivos de regadío de la cuenca del Guadalquivir

Cultivo	Superficie (ha)	Superficie %	Dotación media (m ³ /ha)	Agua %
Alfalfa	6.588	0,9	5.907	1,8
Algodón	74.499	10,4	6.049	16,6
Almendro	5.752	0,8	4.946	0,5
Arroz	36.078	5,1	14.000	12,3
Cereales de invierno	55.851	7,8	1.500	5,8
Cítricos	20.039	2,8	5.501	2,5
Forrajeras de invierno	4.991	0,7	1.500	0,5
Fresa	2.285	0,3	4.315	0,3
Frutales	21.993	3,1	5.386	2,2
Girasol	18.034	2,5	1.500	2,3
Hortalizas	44.519	6,2	6.196	6,9
Leguminosas grano	14.172	2,0	1.500	0,8
Maíz	44.975	6,3	6.621	10,3
Olivar	322.257	45,1	2.282	30,6
Patata media estación	6.664	0,9	6.342	1,5
Patata temprana	11.165	1,6	5.142	0,8
Remolacha	20.036	2,8	3.730	3,5
Tabaco	4.117	0,6	6.875	0,8
TOTAL	714.015	100,0		100,0

Fuente: Basado en datos de Aquavir, 2005

La evolución de la agricultura en el periodo 1992-2005 tiene como características fundamentales la reducción de la superficie de secano a favor del regadío, que crece en 400.000 ha respecto a 1992, así como una intensa disminución en número y concentración de explotaciones (el tamaño medio de las explotaciones pasa de 13,45 a 19,94 ha). Otro factor clave ha sido el fuerte crecimiento del olivar que pasa a ser el cultivo más importante con el 41% de SAU total, el 42% del riego y el 35% del consumo de agua.

Una vez definidos estos criterios, la aplicación parte del margen neto que hemos calculado en la RECAN. El CUADRO 52 muestra un ejemplo concreto de cálculo.

En la figura siguiente se expone cual es el esquema utilizado por la RECAN, de modo que a partir de la producción total se van restando los diferentes costes hasta llegar al margen neto, el cual, se reparte entre los diferentes factores de producción (FIGURA 18). La conclusión del análisis efectuado MMA²⁶ es que el margen por hectárea del regadío medio en España es de 1.867 €/ha frente al secano que es de 428 €/ha (4,4 veces).

²⁶ MMA (2007). Informe: “El uso del agua en España”.

FIGURA 19. RECAN: Cálculo de los indicadores principales

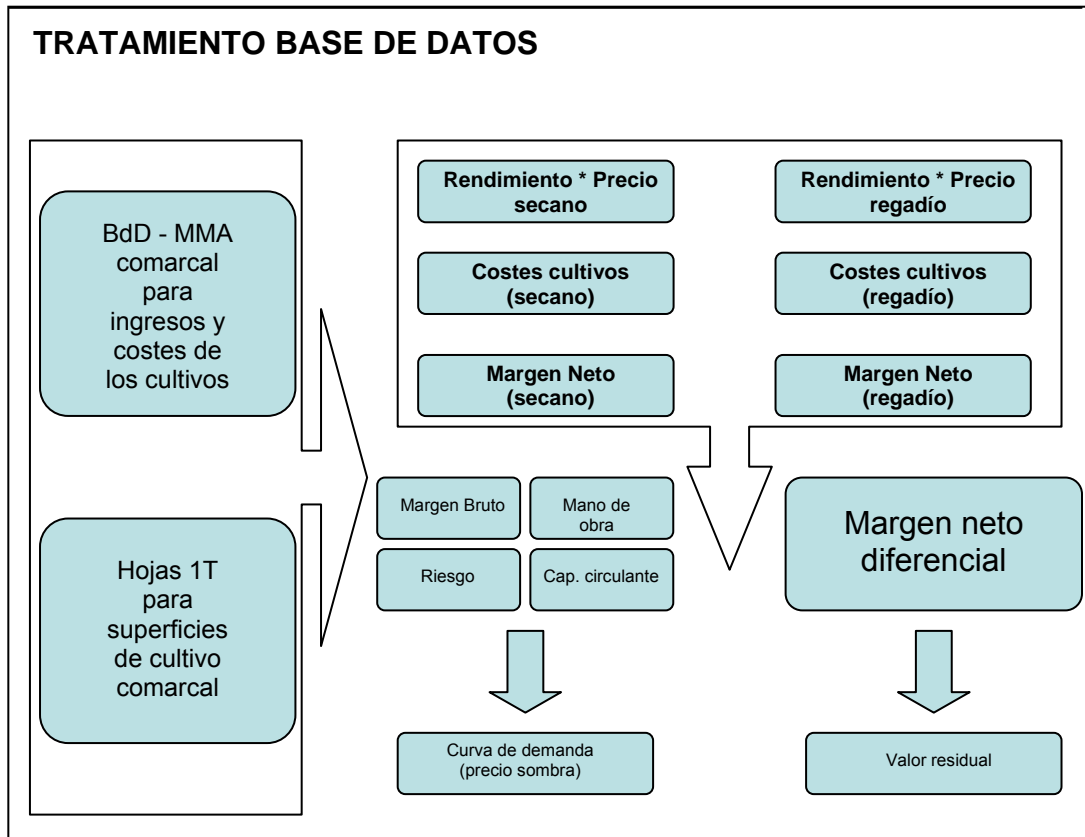
PRODUCCIÓN TOTAL o PRODUCCIÓN BRUTA			
PRODUCCIÓN FINAL			REEEMPLIO
V.A.B. a precios de mercado		GASTOS DE FUERA DE LA EXPLOTACIÓN	
V.A.B. a precios de mercado		SUB-IMP. (1)	
V.A.B. al coste de los factores			
V.A.N. al coste de los factores			AMORT.
DISPONIBILIDADES EMPRESARIALES	R.C.A. (2)	MANO DE OBRA ASALARIADA	

(1) Subvenciones de explotación imputables al ejercicio contable menos impuestos.
 (2) Remuneración de capitales ajenos (intereses+arrendamientos pagados).

Fuente: RECAN, 2008

El esquema seguido para obtener el valor residual de los diferentes cultivos en las comarcas de la cuenca se observa en la figura siguiente.

FIGURA 20. Esquema de uso de bases de datos para el cálculo del margen neto (DE)



Fuente: Elaboración propia

Para detallar cual ha sido el proceso de elaboración se expone en el CUADRO 52 el cálculo del valor residual del algodón para la comarca de las Colonias (Córdoba).

Este mismo esquema de cálculo es el que hemos seguido para cada cultivo/comarca, puede verse que en cada caso se ha hecho depender el coste del rendimiento físico de la producción (subvención, costes directos, maquinaria y mano de obra contratada) o de los ingresos (costes indirectos), en función del análisis de los mismos y del ajuste de funciones de regresión que nos vincularan de manera más ajustada el coste a uno u otro parámetro.

CUADRO 52. Cálculo del margen neto en el cultivo del algodón (Las Colonias-Córdoba)

	Concepto (año 2005)	Valor	Fuente	Escala	Cálculo
Ingresos	Precio_medio (€/kg)	0,62	MAPA	Nacional	Dato básico
	Rdto_medio (kg/ha)	3.783,00	MAPA	Com./cultivo	Dato básico
	Valor de la producción (€/ha)	2.345,46		Com./cultivo	VP = precio * rto.
Costes	Costes directos (€/ha)	698,61	Recan	Com./cultivo	Costes D. =f(rto.)
	Costes de maquinaria (€/ha)	489,12	Recan	Com./cultivo	Costes M. =f(rto.)
	VAB	1.157,73		Com./cultivo	VAB = TI - CD
	Coste MOA (€/ha)	347,33	Recan	Com./cultivo	Costes M. =f(rto.)
	Coste fijo del agua (€/ha)	117,24	MMA	Com./cultivo	Canon + derrama
	Costes indirectos (€/ha)	32,62	Recan	Com./cultivo	Costes M. =f(ingresos)
=	Margen Neto (DE)	660,54		Com./cultivo	MN(DE)

Fuente: Elaboración propia

En consecuencia, al conocer los rendimientos comarcales (dato del MAPA), las funciones de coste nos determinan el coste de producción por capítulos y se pueden estimar con cierto grado de precisión márgenes comarcales por cultivo. *El dato del margen neto es el punto de partida para el cálculo del valor residual del agua*, mientras que la estimación de funciones de demanda MAUT se basan en una serie de criterios más generales, también deducidos de estas bases de datos y que se verán detalladamente en una sección posterior, pero que adelantamos que son: Margen Bruto (MB), Desviación Estándar (DV), Mano de Obra Total (MOT), Mano de Obra Ajena (MOA) y el ratio Coste Directo/Ingresos Totales (CDIT).

CUADRO 53. Ejemplo de cálculo del valor residual: Algodón (Las Colonias-CO)

Margen Neto (DE) riego	664,6
Remuneración de los medios de producción	
Mano de Obra familiar	275,3
Remuneración empresario-administración	70,7
Capital propio	10,5
Renta tierra seco (€/ha)	23,3
Renta agua en baja (€/ha)	284,8
Datos técnicos consumo de agua (m ³ /ha)	
Necesidades hídricas del cultivo	6.525,8
Eficiencia del sistema de riego	0,85
Consumo en parcela	7.677,4
Eficiencia en el transporte ²⁷	0,84
Consumo bruto	9.139,7
Valor residual del agua (€/m³)	0,031

Fuente: Elaboración propia

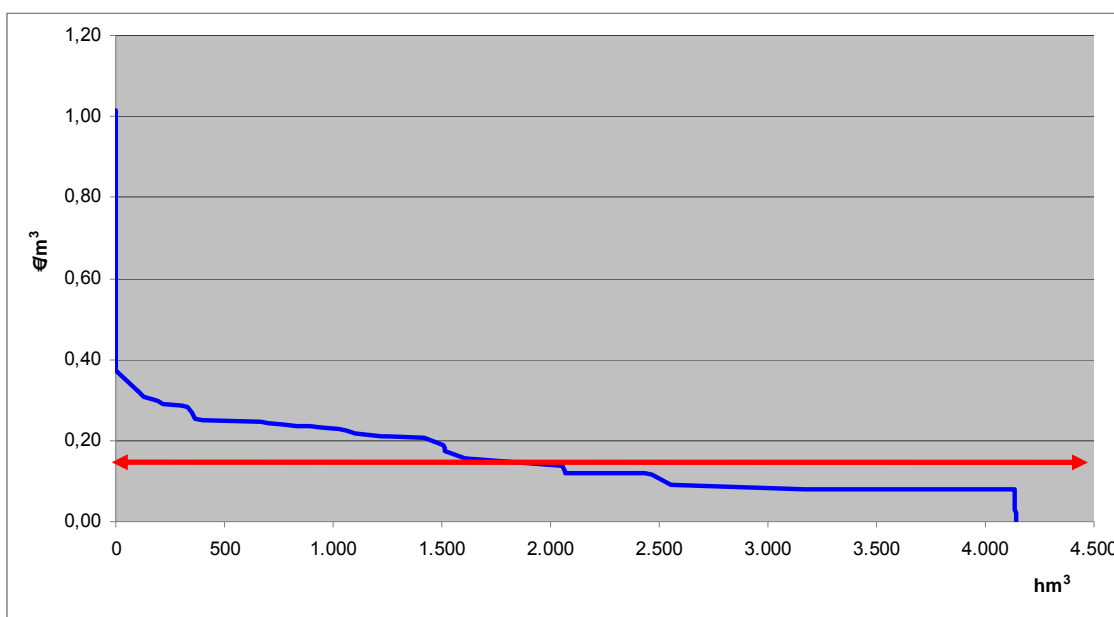
Relacionando la renta del agua y el consumo bruto se obtiene el valor residual del agua, en este caso, no se ha tenido en cuenta el origen del agua ya que realmente es imposible saber que cultivos se riegan con agua superficial o subterránea, por lo tanto, no es correcto diferenciar el valor del agua en superficial y subterránea.

La comparación del valor residual del agua para el olivar y por comarca puede verse en la FIGURA 21, además, también se aprecia cual es el consumo bruto de agua en la cuenca a nivel comarcal. Hay que hacer notar que para cada comarca se tiene un valor diferente en función de los rendimientos y costes disponibles para cada cultivo.

²⁷ Ecologic *et al.* (2007)

El valor residual agregado de la cuenca lo mostramos en la FIGURA 22, ordenando las comarcas de mayor a menor valor residual, de modo que nos resulta una curva que recuerda a una demanda agregada a largo plazo, si bien lo que estamos viendo son valores medios comarcales del agua y no una demanda estrictamente hablando (ya que la demanda debería reflejar el valor marginal de la productividad del factor). Se puede observar como el valor medio se sitúa en 0,15 €/m³. Los cultivos que presentan mayor valor del agua serían los hortícolas y frutales, por el contrario, los cultivos con menor valor serían los herbáceos y los industriales.

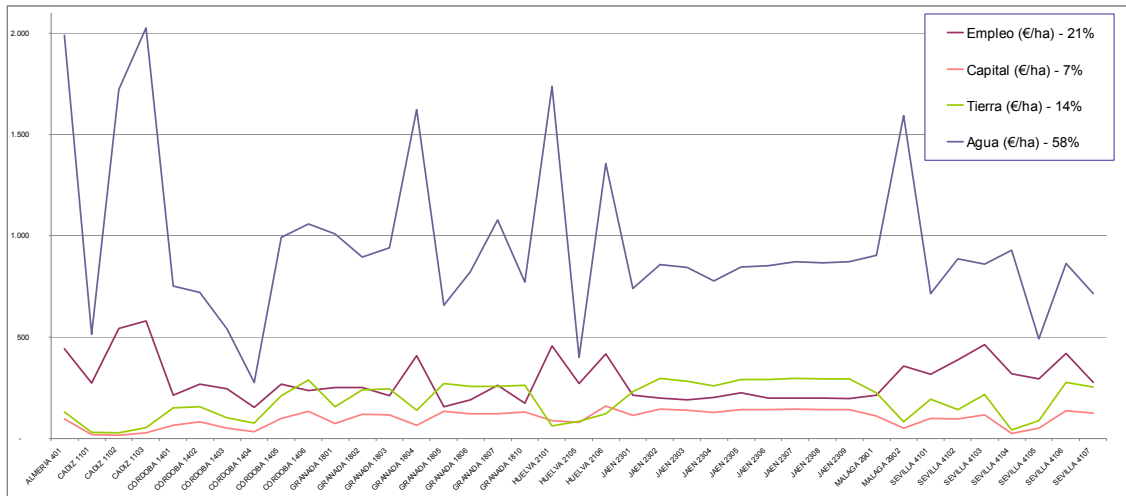
FIGURA 22. Valor residual por comarca agregado (Guadalquivir)



Fuente: Elaboración propia

Por último, en el reparto del margen neto, el resultado en cuanto a la remuneración de factores. Si consideramos la media ponderada por consumo comarcal resulta que el valor residual del agua se ha estimado en el 58% de la renta de los factores (reparto de margen neto), siendo el restante el que asignamos a la tierra (14%), la mano de obra familiar (14%), la administración empresarial (7%) y el interés del capital propio no territorial (7%).

FIGURA 23. Reparto del margen neto en el regadío de la Cuenca del Guadalquivir



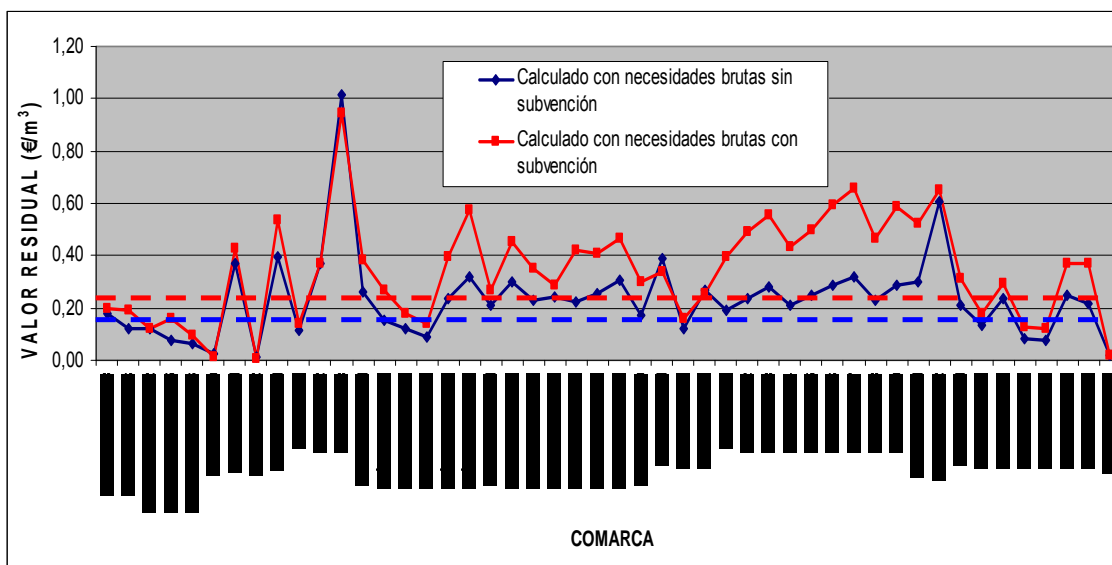
Fuente: Elaboración propia

3.2.2 Análisis de sensibilidad de los valores obtenidos por el método del valor residual

Hasta aquí, para calcular el valor del agua no se han considerado las subvenciones en la cuenta de ingresos, y el consumo bruto se ha estimado por el método de Penman-Monteith, sin embargo, es necesario realizar un análisis de la situación teniendo en cuenta las subvenciones (para el presente estudio, en la cuenca del Guadalquivir suponen un 27% del total de los ingresos), también, hay que hacer un énfasis en que el consumo difiere de si se utiliza Penman-Monteith (4.140 hm³) o si se utilizan las dotaciones que suministra Confederación Hidrográfica (3.009 hm³).

En la siguiente figura se puede observar cual sería el valor del agua por comarca con y sin subvención utilizando el método de Penman-Monteith para el cálculo del consumo, los valores medios para la cuenca se encontrarían comprendidos entre 0,15 y 0,25 €/m³.

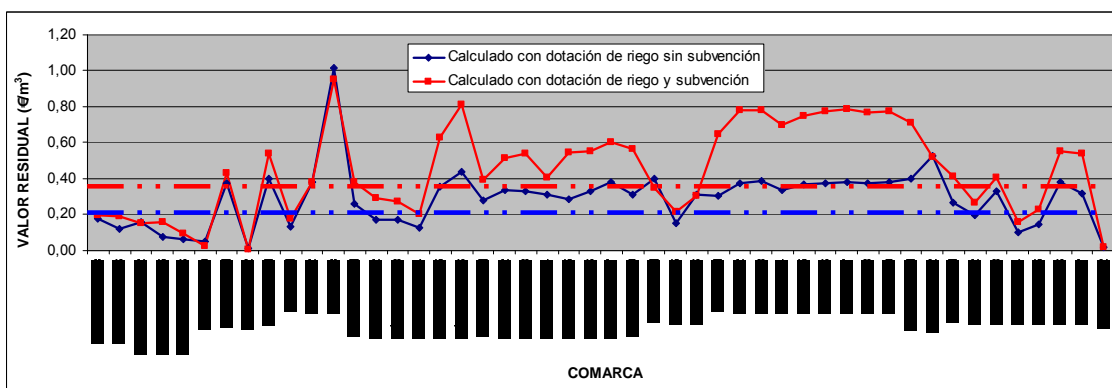
FIGURA 24. Valor residual utilizando Penman-Monteith.



Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, utilizando la dotación que proporciona Confederación Hidrográfica para gestionar el agua en los regadío de la cuenca, los valores promedio en el Guadalquivir se encontrarían entre 0,21 y 0,37 €/m³ como se puede observar en la FIGURA 25.

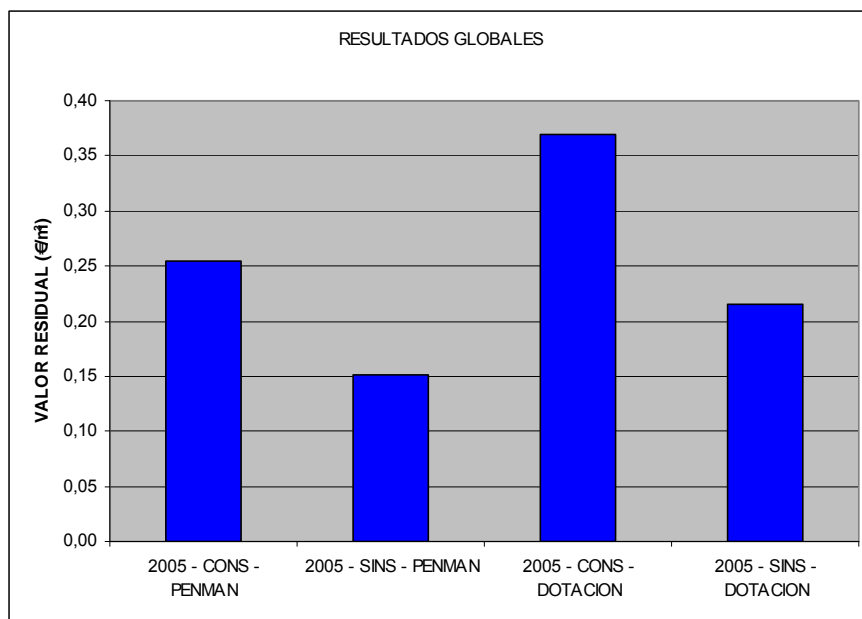
FIGURA 25. Valor residual utilizando dotación de riego.



Fuente: Elaboración propia.

Como resumen, en la FIGURA 26 se presentan todos los valores promedio para la cuenca del Guadalquivir, observándose un rango entre los valores máximo y mínimo de 0,21, lo que debería hacer necesario un estudio más exhaustivo del valor del agua.

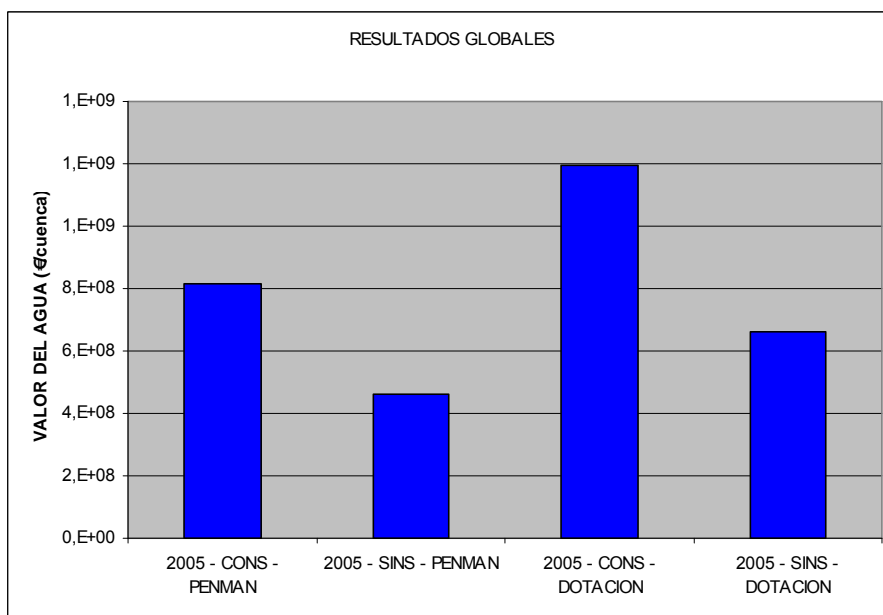
FIGURA 26. Resultados globales en la cuenca



Fuente: Elaboración propia

Finalmente, quedaría analizar el valor total del agua en la cuenca del Guadalquivir, presentando una diferencia entre el cálculo máximo (1.197,3 mll. €) y el mínimo (459,2 mll. €) de 738,1 mll. €.

FIGURA 27. Valor del agua en la cuenca del Guadalquivir.



Fuente: Elaboración propia.

3.3 Provisión de agua para uso doméstico

3.3.1 Introducción

El abastecimiento a los hogares representa el segundo uso doméstico en importancia por volumen en España. Se trata de un uso esencial, al menos en cuanto a las cantidades mínimas que son necesarias para la vida, y de una demanda cuya satisfacción requiere de la provisión de agua con niveles de calidad muy superiores a los que son adecuados para otros usos que provienen mayoritariamente de captaciones en la cabecera de las cuencas y de acuíferos con un nivel aceptable de conservación. La cobertura de las demandas de los hogares exige elevados niveles de calidad, seguridad y garantía.

Los hogares utilizan el agua para la producción de una amplia gama de servicios (agua de boca, limpieza, preparación de alimentos, recreación, riego de jardines, etc.). Superados los niveles mínimos de consumo de agua necesarios para la vida, el uso del agua en sociedades avanzadas es el resultado de decisiones individuales de consumo que por lo tanto están determinadas por factores tales como el precio, los niveles de ingreso, la educación, el tamaño y la composición de los hogares y otros factores culturales. A diferencia de los usos agrarios o industriales, los factores que determinan la demanda de agua para abastecimiento son fácilmente generalizables y tienen una dependencia menor de factores locales o relacionados con las tecnologías en uso. En ese sentido, los hogares y su comportamiento son mucho más homogéneos que las explotaciones agrarias o las diversas empresas productivas. Además de ello en la práctica totalidad de los hogares el agua potable se adquiere a cambio de un precio observable, resultando posible la estimación de funciones de demanda que pueden aportar la medida de la disposición marginal a pagar por el agua.

El análisis de la demanda de agua aporta entonces los elementos básicos para comprender los factores determinantes del consumo de agua y aporta los elementos esenciales para la valoración económica del servicio de provisión de agua potable.

3.3.2 Metodología

3.3.2.1 Antecedentes y estrategia

En la literatura existe una amplia variedad de estudios disponibles. Estos estudios, cuya revisión puede encontrarse por ejemplo en Young (2005, Capítulo 7) o para el caso español en Arbués, F. (2006), se refieren a aplicaciones del análisis de demanda desarrolladas específicamente para una o varias localidades y aportan especificaciones diversas y resultados muy variados que hacen discutible la utilidad de los mismos con carácter general para todo el país. Sin embargo, la literatura disponible sí permite abarcar un conjunto muy amplio de alternativas y de metodologías entre las que se puede elegir para adelantar estudios de demanda adaptados a los requisitos de la planificación hidrológica.

La referencia utilizada hasta el momento por las distintas confederaciones proviene de un estudio piloto de demanda realizado como parte de los trabajos de elaboración de los informes del Artículo 5 de la Directiva Marco del Agua, sobre caracterización de los usos significativos del agua y consiste básicamente en una función de demanda estimada a partir de una muestra de consumos medios por habitante en los municipios del Júcar, los cuales pueden expresarse como función del precio medio y del ingreso por habitante de cada localidad. De este trabajo provienen los valores de referencia sobre las elasticidades precio e ingreso utilizados por todas las demás demarcaciones.

En concordancia con el carácter local del servicio de suministro de agua, la mayoría de los trabajos empíricos disponibles optan por realizar un análisis centrado en un núcleo de población. (p.ej. Billings y Agthe, 1998; Dandy *et al.*, 1997; Hanke y de Maré, 1984; Hansen, 1996; y en el caso español, Arbués y Villanúa, 2002 y Arbués *et al.*, 2004). Sin embargo, Para analizar cómo alcanzar mediante políticas de demanda otros objetivos relacionados con la conservación del recurso puede ser más adecuado un análisis a escala regional (región, cuenca hidrográfica, país, etc.), (p.ej. Hajispyrou *et al.* 2002; o Howe y Linaweaver, 1967).

Debido a la falta de datos y al objetivo predominante de evaluar efectos de los precios sobre el consumo, el horizonte temporal escogido en la mayoría de los estudios es el corto plazo (una excepción sería Dziegielewski, 1996). Algunos trabajos tienen como objetivo analizar la estacionalidad de la demanda en intervalos anuales e incluso la pauta diaria de consumo (Lyman, 1992, Agthe *et al.*, 1986, Howe y Linaweaver, 1967 y Carver y Boland, 1980).

La distinción más simple puede establecerse entre usuarios residenciales e industriales/comerciales (Renzetti, 1992a; Schneider y Whitlach, 1991; Williams y Suh, 1986, García-Valiñas, 2005). Normalmente el procedimiento más adecuado consiste en establecer distintas funciones de demanda para estos grupos o tipos de usuarios. Los tipos de usuarios residenciales suelen distinguirse por la renta (Agthe y Billings, 1987; Hanke y de Maré, 1984; y Saleth y Dinar, 2000, entre otros), la disponibilidad de determinados equipamientos en la vivienda (Renwick y Archibald, 1998; Arbués *et al.*, 2004), el uso de agua para riego de jardines, llenado de piscinas, etc. (Howe y Linaweaver, 1967).

Los modelos de demanda tienen como variable dependiente la cantidad consumida de agua en el hogar, la cual es explicada por el precio, además de un conjunto de variables explicativas. Los modelos estimados econométricamente incluyen también un término aleatorio de error que representa de variables omitidas y errores de medición. La especificación del precio debe tener en cuenta que el sistema tarifario no es lineal. Esto da lugar a distintas alternativas que incluyen el precio marginal o el precio medio y distintas combinaciones de ambos conceptos Shin (1985). La diferencia entre uno y otro indicador, parece estar en el grado de conocimiento que tienen los usuarios del sistema tarifario al que se enfrentan (Opaluch, 1982; Chicoine y Ramamurthy, 1986). Al ser posible que la adaptación del usuario a los cambios de precio no sea inmediata, se sugiere utilizar precios retardados como parte de las variables explicativas (Charney y

Woodard, 1984, García-Valiñas, 2003 y Arbués *et al.*, 2004)). Ante estos problemas Arbués *et al.* (2004) proponen la utilización de los llamados *procedimientos de selección de modelos* que permiten discriminar entre un conjunto amplio de modelos. En concreto, Arbués *et al.* (2004) utilizan para seleccionar el modelo que incluye la variable precio relevante los criterios AIC (Akaike, 1973) y SBIC (Schwarz, 1978).

Las variables independientes que, aparte del precio, se suelen incluir en los modelos de demanda abarcan un amplio conjunto de bienes. Sin embargo, existe un cierto consenso en relación a que un amplio conjunto de estos predictores potenciales del consumo de agua (como el tamaño de la vivienda, su equipamiento, la disponibilidad de jardines y piscinas, etc.) están altamente correlacionados con la capacidad de compra de las familias. Por ese motivo, la renta per-cápita o el ingreso familiar ocupa el segundo lugar en cuanto a los factores determinantes del consumo de agua en los hogares. Una opción es recurrir a estimaciones de la variable renta de carácter general realizadas por diferentes instituciones (públicas o privadas) disponibles en las estadísticas económicas. En muchos casos es posible construir una variable *proxy* de la renta a partir de estimaciones agregadas, de acuerdo con criterios como el nivel educativo y/o edad del individuo, su relación con el mercado de trabajo, la zona en la que reside, el valor de mercado de la vivienda, etc. (Dandy *et al.*, 1997, Arbués *et al.*, 2004, Jones y Morris 1984). Finalmente suelen incluirse otras variables como equipamientos y características de las viviendas (Renwick y Archibald, 1998), factores climáticos: las variables más utilizadas son la temperatura (media o máxima) y el volumen de precipitaciones (Williams y Suh, 1986 y Hansen, 1996).

La demanda de agua es el resultado de un proceso de elección racional en el que los usuarios maximizan una función implícita de utilidad sujetos a sus disponibilidades de recursos y a las posibilidades tecnológicas. Por lo tanto, la forma funcional de la demanda depende del orden de preferencias de los consumidores analizados. Sin embargo, no es posible, a partir de principios económicos básicos, prejuzgar la forma funcional de la demanda y su determinación suele hacerse con criterios empíricos de bondad de ajuste a los datos disponibles (Lau, 1986). Por razones, a menudo de carácter práctico, se suele predeterminar la forma de la función de demanda. Las formas funcionales más utilizadas son lineal (Dandy *et al.*, 1997; García Valiñas, 2003); doble logarítmica (Nieswiadomy, 1992; Hewitt y Hanneman, 1995); y la semilogarítmica (William y Suh, 1986; o Arbués *et al.*, 2004).

No obstante, algunas de las interpretaciones derivadas de la utilización de estas formas predeterminadas suponen aceptar a priori algunos supuestos de comportamiento. Por ejemplo, la forma funcional doblemente logarítmica implica que la respuesta de los consumidores ante cambios en las diferentes variables (precios, renta, etc.) tiene una elasticidad constante. Una segunda alternativa consiste en obtener formalmente la ecuación de demanda a partir de una función de utilidad representativa. En este contexto, la forma funcional más utilizada es la que resulta de una función de utilidad de Stone-Geary (Klein y Rubin, 1948; Al-Quanibet and Johnston, 1985; Gaudin, *et al.*, 2001). Una tercera alternativa, que no prejuzga completamente ni la forma funcional

de la demanda ni la de la utilidad subyacente, son las denominadas formas funcionales flexibles (Renzetti, 1992, Banks *et al.* 1997, Hajispyrou *et al.*, 2002)²⁸.

La evaluación de los antecedentes de evaluación de funciones de demanda de abastecimiento de agua en España nos ha llevado a utilizar como referencia las formas funcionales obtenidas en el estudio desarrollado por el Ministerio de Medio Ambiente MMA(2006) y propuesto como referencia para el Análisis Económico de los Usos del Agua en las distintas demarcaciones españolas con el fin de dar cumplimiento al Artículo 5 de la Directiva Marco del Agua. El modelo, originalmente diseñado para la Demarcación del Júcar, tiene la siguiente forma funcional:

$$\ln Q_i = \beta \ln P_i + \gamma X_i + \delta Z_i + \alpha_i + \mu_i$$

En el que Q es el consumo (medio anual por habitante de cada municipalidad) y P el precio (medido por el precio medio registrado en cada municipio), mientras que el vector Z simboliza un conjunto de variables independientes del precio o valor (como pueden ser la renta media de los habitantes, el tamaño medio familiar de las viviendas, el número o porcentaje de viviendas de segunda residencia, las plazas hoteleras, etc).

Esta forma funcional permite obtener una elasticidad precio constante, que coincide con el valor del coeficiente β . A partir de este modelo básico, es posible obtener una expresión formal del excedente del consumidor. Esta medida del bienestar es la elegida para valorar el servicio de provisión de agua potable a los hogares. Alternativamente podría haberse utilizado una función de demanda compensada que tuviera en cuenta los efectos renta asociados a los cambios del precio del agua y que ofreciera una medida de variación equivalente o variación compensatoria más adecuada que el excedente del consumidor. Sin embargo, el hecho de que el gasto en agua represente solamente un 0,3% del gasto per-cápita en la economía española y no alcance el medio por ciento de la renta per-cápita en ninguna provincia, lleva a la conclusión de que la diferencia entre las funciones de demanda tradicionales y compensadas es mucho menor que los errores estadísticos propios del modelo econométrico de demanda y no justifican las desventajas operativas de la aplicación de medidas del bienestar más sofisticadas que el excedente normal del consumidor.

En la aplicación práctica, para cada provincia, las variables explicativas distintas del precio (Z) se reducen a una constante, ya que se trata de factores exógenos que están dados en cada localidad en el año de referencia en que se aplica el modelo. De este modo, el modelo de demanda se simplifica en:

$$\ln Q = \beta \ln P + K'$$

²⁸ Además de las formas funcionales al uso en el estudio propuesto por el grupo de economía del agua se utilizará la metodología Box Cox de formas funcionales flexibles que permite abarcar toda la gama de funciones lineales y logarítmicas. Esta metodología permite seleccionar la forma adecuada al final del análisis utilizando criterios de máxima verosimilitud.

La función explícita de la demanda es pues: $Q = P^\beta \cdot e^k = P^\beta \cdot k$

Dada la imposibilidad de ajustar un modelo análogo para las diferentes cuencas hidrográficas, al carecer de muestreos necesarios para ello, se trabaja con la hipótesis de que la elasticidad precio de la demanda coincide con la del estudio citado para la cuenca del Júcar (MMA, 2006): $\beta = -0,6451$ valor constante. En consecuencia, la función de demanda se expresa como:

$$Q = k \cdot P^{-0,6451}$$

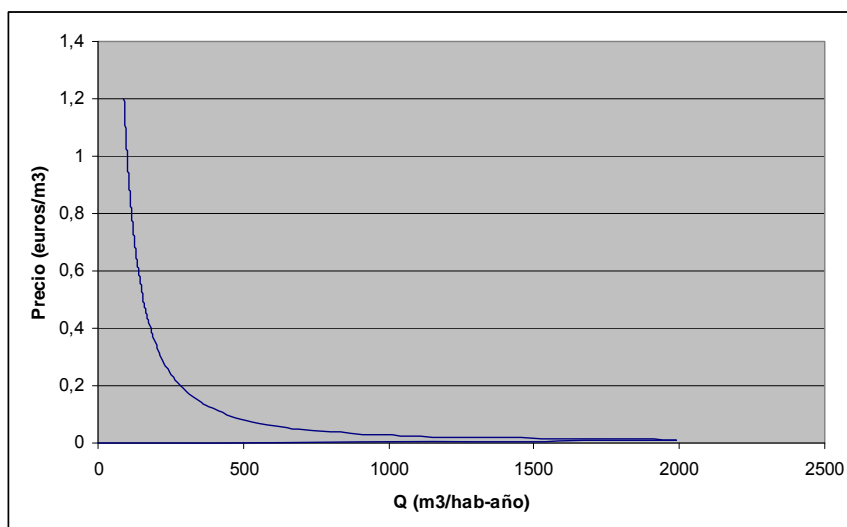
La constante K se determina por municipio, según sea su consumo doméstico, y a partir del precio medio de facturación.

Por ejemplo, para Andalucía el valor unitario del agua es $0,92 \text{ € m}^{-3}$ (INE, 2005). De este modo, la función de demanda resulta: $Q = K \cdot 0,92^{-0,6451}$. Siendo el consumo medio por habitante en Andalucía de $195 \text{ l hab}^{-1} \text{ día}^{-1}$ ($71,1 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Podemos calcular el valor de K para todos los municipios de esa cuenca. En particular, para el municipio de Bujalance, con una población 7.860 habitantes, la constante K se calcularía del siguiente modo:

$$71,1 = K \cdot 0,92^{-0,6451} \quad K = 67,3$$

De esta forma, se obtiene una función de demanda completamente especificada para un habitante representativo de cada municipio, la cual relaciona el valor (en € m^{-3}) con la cantidad ($\text{m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ año}^{-1}$): $Q = 67,3 \cdot P^{-0,6451}$. Esta curva de demanda se representa en la FIGURA 28.

FIGURA 28. Curva de demanda isoelástica ($\beta = -0,6451$) para un municipio tipo



Fuente: Elaboración propia

Como puede observarse, la disposición marginal a pagar por el agua tiende a infinito a medida que el agua disponible para consumo tiende a cero, lo cual es compatible con el carácter esencial del acceso a un volumen mínimo de agua. Sin embargo, esto plantea el problema práctico derivado del hecho de que el área bajo la curva de demanda es siempre infinito (lo cual es lógico de acuerdo con el razonamiento anterior), por lo que es necesario definir cuidadosamente los límites de integración.

3.3.2.2 Cálculo del excedente del consumidor

El excedente del consumidor se corresponde con el área bajo la curva de demanda previamente definida ($Q = k \cdot P^{0.6451}$) entre un nivel mínimo de consumo no elegible y esencial y el nivel corriente de consumo. Dicha área responde a la integral inmediata siguiente.

$$EC = \int Q(p)dp = \int p^\beta dp = \frac{p^{(\beta+1)} - 1}{\beta + 1} + c$$

La selección del nivel mínimo de consumo es importante en cuanto elimina de la valoración un componente de valor infinito, no optativo, que la sociedad debe garantizar con independencia del poder adquisitivo del consumidor y, en consecuencia, nos permite concentra el valor en aquellos elementos elegibles por el consumidor o por la unidad familiar. Sin embargo no existe consenso en cuanto al valor exacto de ese límite inferior y se mencionan valores comprendidos entre los 30 y los 60 litros por habitante y día (es decir, entre los 10 y los 20 metros cúbicos por habitante año. Dada la especificación de la función de demanda el efecto de dicha elección sobre el área restante bajo la curva es pequeño y el error es en consecuencia bajo. Por otra parte, siendo el valor de los servicios más prioritarios del agua muy elevados lo racional es cubrir tales demandas siempre que supongan un coste inferior. Por ese motivo para elegir ese umbral mínimo se utilizó un razonamiento diferente al tradicional consistente en identificar el coste al que es posible satisfacer una demanda mínima de agua en situaciones de emergencia. Por esta razón, se juzgó oportuno proponer como valor límite de referencia el del coste de abastecimiento mediante cisterna de agua potable a domicilio. Consultadas varias empresas distribuidoras de este servicio, tal valor se ha podido fijar en 10 € m⁻³.

Por tanto, nuestros límites de integración serían, por un lado, el valor unitario medio del agua asignado a cada municipio (0,92 € m⁻³, en el caso de nuestro ejemplo) y, por otro, los 10 € m⁻³ del coste de abastecimiento mínimo en situaciones críticas.²⁹

$$EC = \int_{0,92}^{10} k \cdot p^{-0,6451} dp$$

²⁹ Un método alternativo habría sido definir un mínimo vital que podría ir de los 10/día (África) hasta 60 l/día (Europa) y usar ese valor como punto a partir del cual se toma un valor constante del valor del agua que sirve de cota superior. EL valor de 10 €/m³ viene a coincidir aproximadamente con la cota de 60 l/día.

El excedente del consumidor es igual a la disposición total a pagar por el servicio de agua potable (el área bajo la curva de demanda entre los niveles mínimos de consumo (no optativo) y el nivel actual, menos la cantidad efectivamente pagada por la provisión del servicio (equivalente al precio de mercado multiplicado por el consumo (optativo) actual. En la medida en que el precio del agua es, de acuerdo con la ley de aguas, el coste de provisión del servicio consistente en el coste de oportunidad de los servicios de captación, transporte, tratamiento, distribución y depuración, esta medida también es igual al beneficio neto percibido por la prestación del servicio de agua. En otras palabras, el excedente del consumidor aparece entonces como una renta neta imputable al recurso hídrico y es el primer paso para obtener el valor de estos servicios prestados por las aguas continentales.

Una vez resuelta esta integral, obtenemos el excedente del consumidor representativo (EC), en € hab⁻¹ año⁻¹. Dicho valor se multiplica por la población censada en cada municipio (del INE), lo cual permite obtener el excedente del consumidor agregado que, dividido, por el número de metros cúbicos facturados nos permite obtener el valor del servicio final de uso del agua potable en cada municipio, en €/m³.

3.3.2.3 Resultados

A modo de aplicación de la metodología se expone en el cuadro siguiente los parámetros de cálculo y el excedente del consumidor municipal para agua de uso doméstico, obtenidos para cuatro municipios de la cuenca del Guadalquivir, hay que destacar que el valor unitario del agua (€/m³) será distinto en los municipios, debido a que la cuenca se encuentra repartida entre diversas Comunidades Autónomas.

CUADRO 54. Parámetros de cálculo y valor del agua de uso doméstico en varios municipios de la CHG

Municipio	Pobl (2005)	Cons. dom. (m ³ hab ⁻¹)	Valor unitario del agua (€/m ³)	K	EC / hab	EC / mun (€ mun ⁻¹ año ⁻¹)
Albaladejo (13004)	1.569	53,6 ¹	0,74 ¹	44,13	169,8	266.444
Palma del Río (14049)	20.403	71,1	0,92	67,3	245,5	5.009.452
Huétor Vega (18101)	10.545	71,1	0,92	67,3	245,5	2.589.064
Torredonjimeno (23087)	13.957	71,1	0,92	67,3	245,5	3.426.796

Notas:

EC / hab.: excedente del consumidor por habitante (€ hab⁻¹ año⁻¹).

EC / mun.: excedente del consumidor por municipio (€ mun⁻¹ año⁻¹).

1) En Albaladejo se toma el consumo medio y valor unitario de la CC.AA. a la que pertenece: Castilla-La Mancha.

Fuente: Elaboración propia

Una vez determinado el valor del agua a nivel del uso final quedó determinado en el apartado anterior para cada municipio, es necesario asignar tales valores al territorio, es decir a las fuentes de agua en las que efectivamente se producen los recursos que sirven para generar dicho valor. Este paso, del valor del agua en las actividades económicas de producción y consumo al valor del agua producida por la naturaleza -es decir por las aguas continentales-. Por otra parte, las unidades territoriales de análisis que son relevantes para el análisis del uso del agua en abastecimiento, los municipios, son distintas de las unidades territoriales que son relevantes para la producción de servicios en la naturaleza, es decir, las masas de agua superficial y subterránea y las subcuencas hidrográficas.

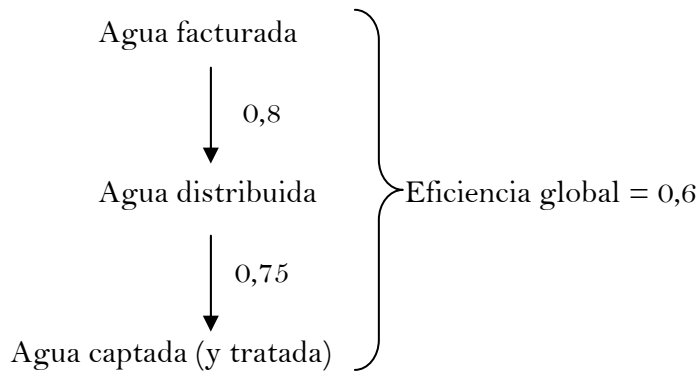
En otras palabras, la asignación de valores al territorio requiere recorrer el camino que va desde el uso final, en la economía, a las presiones sobre la naturaleza asociadas a tal uso (extracciones de agua). Dicho recorrido se puede hacer utilizando la metodología de las vías de impacto, la cual, en este caso permite relacionar el agua utilizada, es decir el agua facturada a los hogares, con el agua distribuída, es decir, los caudales puestos en la red de distribución por las empresas de abastecimiento, y esta con el agua tratada, el agua transportada y el agua captada. Es necesario entonces obtener los volúmenes de agua realmente abastecida o captada, para lo cual se deben utilizar las diferentes eficiencias medias. Estas eficiencias pueden obtenerse a partir de la información de los organismos de cuenca, de las empresas de abastecimiento y, a un nivel mayor de agregación y, con datos menos precisos, de los promedios estadísticos aportados por el INE³⁰.

A modo de ilustración se calculan a continuación los valores medios de la eficiencia global del sistema de abastecimiento de la Comunidad Andaluza. 1- Las pérdidas en distribución según INE (2005), son de un 20%, resultando una eficiencia del 80%.

2- Eficiencia global: Relación entre volumen de agua abastecida y facturada a los hogares y el volumen de agua disponible que es captado, según INE (2005) es del 60%.

3- Agua distribuida → Agua captada y tratada: Se calcula indirectamente a partir de los datos de las dos eficiencias anteriores: $0,6/0,8 = 0,75$.

³⁰ Concretamente de los indicadores del agua (los hay para la serie 1996-2004, aunque el INE ya dispone de la encuesta sobre el suministro y tratamiento del agua para el año 2005 a nivel de Comunidad Autónoma).



De acuerdo con lo anterior, si, por ejemplo, el valor del agua en el uso final es del 80 céntimos de euro por metro cúbico y la eficiencia global es del 50%, quiere esto decir que para proveer un metro cúbico de agua al usuario final es necesario captar 2 metros cúbicos, siendo entonces el valor de cada metro captado igual a 40 céntimos (o al valor del agua en el servicio final multiplicado por la eficiencia global del sistema de provisión de agua).

CUADRO 55. Resumen de los resultados en la cuenca del Guadalquivir

Consumo doméstico - 2005 (hm ³ /año)	Valor del agua facturada - 2005 (€/m ³)	Valor del agua captada - 2005 (€/m ³)
305	3,45	2,07

Fuente: Elaboración propia

3.4 Provisión de agua para uso industrial

El uso industrial del agua se refiere en general a la utilización del agua como insumo en la producción de bienes por parte de la industria manufacturera. El agua interviene de muchas maneras en la fabricación de bienes en los que sirve como material para diluir, limpiar, percollar, precipitar, refrigerar, calentar y para múltiples procesos, pudiendo también convertirse en un componente de los bienes finales como ocurre en la industria de alimentos bebidas y tabaco. La variedad de estos procesos y la diversidad de las industrias que los aplican, incluso dentro de la misma rama de la industria manufacturera, hacen que la valoración de los usos industriales suponga un desafío mayor que la valoración de los usos domésticos (en el que las unidades de consumo son más homogéneas) o que los usos agrarios (en el que el agua cumple siempre la misma función de satisfacer un déficit hídrico que no se satisface con las precipitaciones naturales).

La demanda de agua para uso industrial es entonces una demanda derivada que está determinada por los precios de los bienes finales, por la tecnología de producción y por los precios de los bienes complementarios y sustitutivos del agua (véase Hanemann, 1998). El análisis de la demanda de agua para uso industrial se agrupan en dos categorías principales según si su aproximación es procedimientos inductivos o deductivos (véase Renzetti 2002 a; Young, 2005, Capítulo 6). Los métodos inductivos utilizan microdatos a nivel de empresas individuales dentro de cada rama o subrama industrial y pueden adoptar dos enfoques alternativos. Por una parte, pueden consistir en la estimación econométrica de una función de demanda (estableciendo estadísticamente una relación entre extracciones de agua y precios o costes) (véase: Hanemann, 1998, Renzetti, 1992 y Wang y Lall, 2001) o en la determinación previa de una función de producción de la que, a través de procedimientos de optimización y simulación se obtiene una función derivada de demanda de agua. Por su parte, los métodos deductivos obtienen la función de demanda de agua a partir de modelos generales. A esta categoría pertenecen en primer lugar los modelos que se basan en programación matemática, los cuales se construyen determinando la combinación óptima de inputs para obtener un nivel de producto al mínimo coste o para maximizar los beneficios de la empresa. Prácticamente la totalidad de los modelos aplicados siguen la metodología de Russell (1984), tratándose básicamente de modelos de ingeniería industrial que requieren de una especificación detallada de los procesos individuales de producción y que, en consecuencia, no son aplicables con carácter general a ramas industriales.

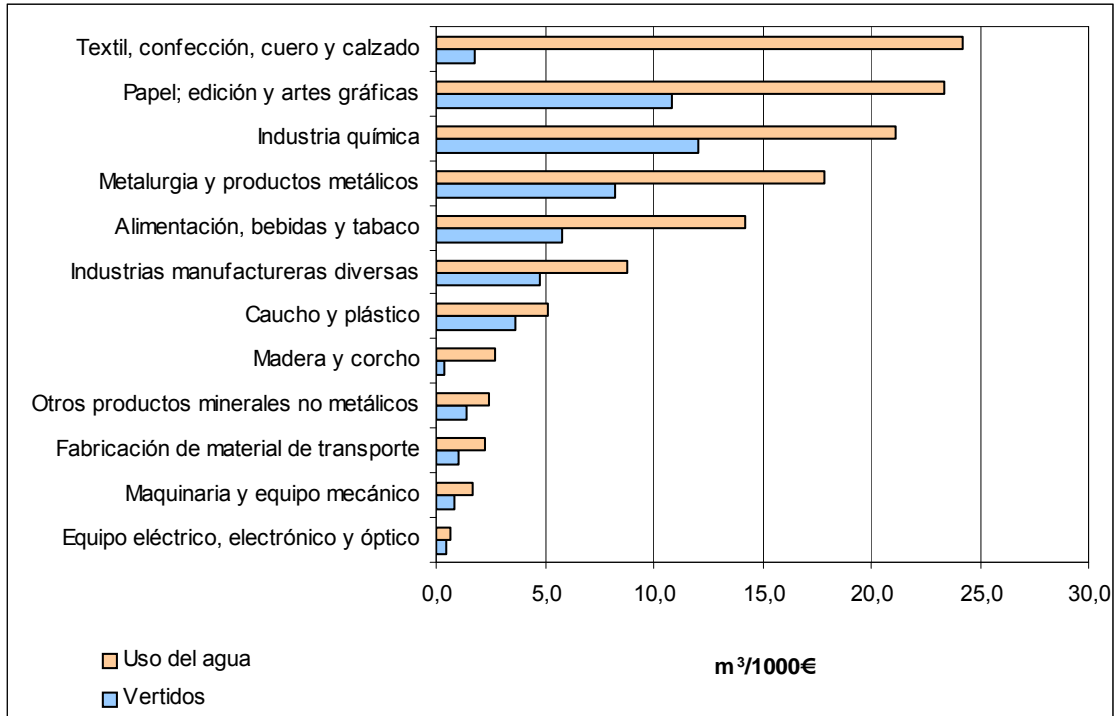
El método deductivo más utilizado para la valoración de los servicios del agua en la industria es el método *Input-Output* (Young, 2005). Básicamente, el método consiste en la utilización de funciones implícitas de producción (de tipo Leontieff) para obtener la parte del valor añadido de una rama industrial que puede ser atribuido a cada uno de los factores productivos que intervienen en el proceso productivo, incluyendo el agua. Las técnicas *Input-Output* ofrecen una aproximación mejor que la alternativa de obtener valores de la productividad media del agua relacionando el valor añadido total de una rama industrial con el volumen de agua adquirido o captado; evidentemente, esta forma

de proceder, sobrestimaría el valor del agua imputándole un valor al que contribuyen otros factores como el capital y el trabajo (véase Young, 2005). Sin embargo, la aplicación de los conceptos de renta residual no es una alternativa aplicable para la industria. La diversidad de actividades, la heterogeneidad de tamaños, la diferenciación de productos y otros factores hacen prácticamente imposible encontrar una actividad de referencia para deducir un valor residual imputable al agua. Por otra parte, el acceso al agua, salvo para la gran industria que tiene licencias para captar sus propios recursos, no puede considerarse un privilegio ya que las empresas tienen, en general, el mismo acceso a las redes de distribución. El procedimiento *Input-Output* que se propone como alternativa, consiste en atribuir al agua una parte del valor de la producción equivalente al gasto en los servicios de captación y suministro de agua. Este procedimiento que sigue la práctica habitual de atribuir al trabajo el valor correspondiente a las remuneraciones salariales en el conjunto del valor añadido bruto, tiene sin embargo, el inconveniente de que subestima la contribución del recurso hídrico ya que el bajo peso del agua en el gasto se podría interpretar como consecuencia de la ausencia de precios adecuados o como consecuencia de la baja contribución del agua a la producción. Sin embargo, se trata de un método practicable que no sobrevalora la contribución del agua a la producción industrial.

El agua constituye un factor de producción presente en la práctica totalidad de los procesos de la industria manufacturera. Según datos de la Encuesta de Suministro y Tratamiento de Agua del año 2001 (INE) y de la Contabilidad Regional (INE) la producción de la industria manufacturera requiere de cantidades de agua que pueden expresarse en función del valor añadido de los sectores económicos. Estos datos que se presentan en la Figura siguiente para el conjunto de España y para la principal región industrial, Cataluña, donde se concentra más de la cuarta parte de la manufactura española. En los gráficos no solamente pueden apreciarse los requerimientos de agua de la producción nacional, si no también las importantes diferencias regionales existentes, lo que hace aconsejable utilizar información más detallada que la que pueden ofrecer las cuentas nacionales o los modelos Input-Output a escala nacional.

FIGURA 29. Requisitos de agua para usos industriales

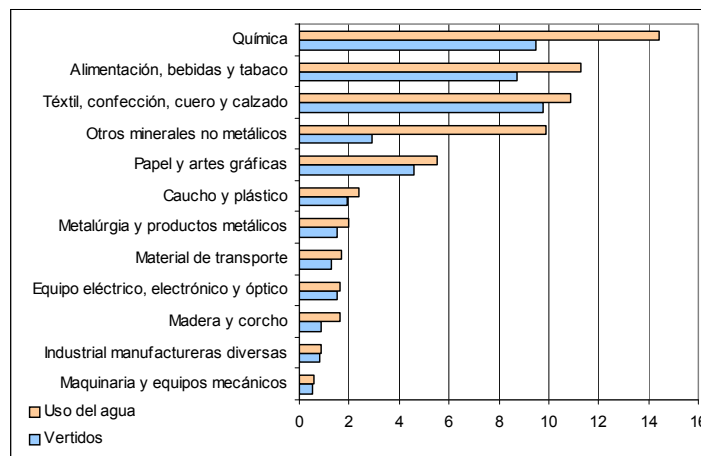
*Requerimientos de agua de la Producción Industrial Española
Usos y vertidos por mil euros de producción*



Fuente: MMA(2007)

FIGURA 30. Agua usada y vertidos generados en los procesos de agregación de valor

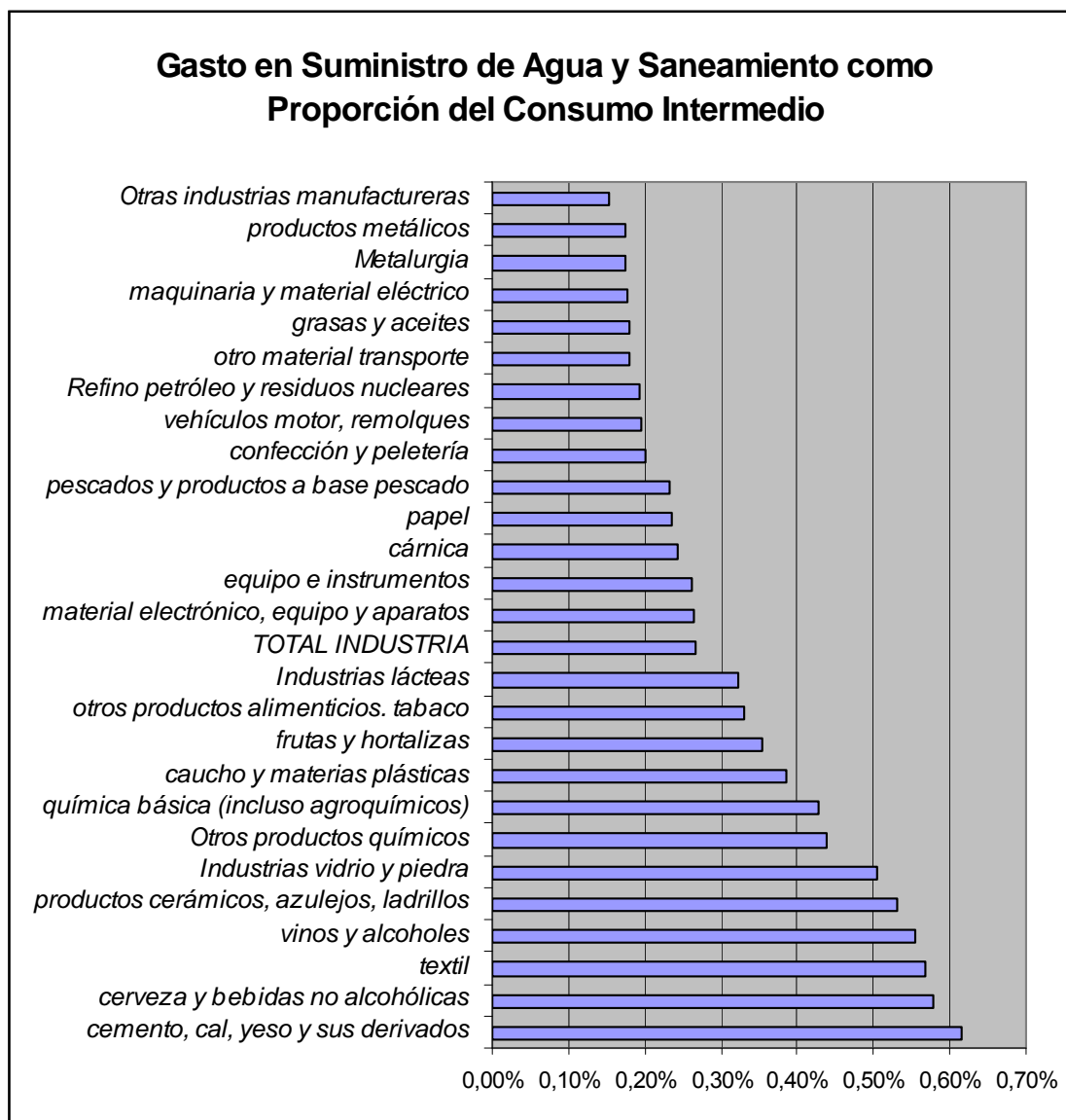
M³ usados y vertidos generados para producir 1.000€ de VAB en Cuencas Internas de Cataluña



Fuente: Confederaciones Hidrográficas. Datos 2001.

El agua, por otra parte, representa una proporción pequeña del coste total de producción de las empresas. Esta circunstancia se puede observar en los datos españoles, como se ve en la gráfica siguiente que muestra el peso del gasto en servicios del agua como proporción del gasto total en bienes intermedios. Como puede observarse, aun en sectores considerados intensivos en el uso del agua este porcentaje no supera el 0.6%.

FIGURA 31. Gasto en suministro de agua y saneamiento como proporción del consumo intermedio.



Fuente: Sistema Input-Output INE

La explicación de este escaso peso relativo del agua en los costes de producción es doble. Por una parte, por su propia naturaleza, la producción manufacturera implica el uso de tecnologías avanzadas, conocimientos y capital físico y humano, además de muchos otros bienes intermedios distintos del agua. Pero, por otra, las empresas tienen acceso a recursos hídricos, básicamente a través de sus captaciones propias a unos

costes mínimos mucho más reducidos que los correspondientes al suministro a través de la red de abastecimiento urbano. Por ese motivo, los métodos *Input-Output*, necesariamente arrojan valoraciones del agua sesgadas a la baja ya que, por una parte, no capturan el componente de renta asociado a las captaciones propias y, por otra, dependen de unos precios de acceso al recurso bajos que, al utilizar funciones de producción de coeficientes fijos, se transforman en bajos valores de la productividad y del valor del agua.

Para calcular el valor económico del agua en la industria se recurre al método *Input-Output*, obteniendo tal como se ha mencionado arriba el valor de la producción industrial que puede ser imputada al uso del agua, y aceptando la hipótesis de que el gasto en agua se equipara con el valor de la producción.

Para averiguar ese gasto en agua se utilizan las tablas *Input-Output*, un instrumento estadístico-contable en el que se representa la totalidad de las operaciones de producción y distribución que tienen lugar en una economía en un periodo de tiempo determinado. En ellas se relaciona cada rama de la actividad industrial con sus compras y sus ventas, con los ingresos que genera y sus costes de producción.

El proceso seguido comienza por identificar los municipios con industria y en cada uno de ellos se debe distinguir además el tipo de la misma, dado que el consumo de agua es distinto según la rama industrial de que se trate.

Las ramas industriales a considerar son las que se establecen en la Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CNAE). Éstas se muestran en el CUADRO 56.

CUADRO 56. Clasificación de las industrias CNAE

Grupo CNAE	Denominación
1	Productos alimenticios, bebidas y tabaco
2	Industria textil, confección y cuero
3	Industria de la madera y del corcho
4	Industrias del papel y la edición
5	Industria química
6	Caucho y plástico
7	Otros productos minerales no metálicos
8	Metalurgia y otros productos metálicos
9	Maquinaria y equipo mecánico
10	Equipo eléctrico, electrónico y óptico
11	Fabricación de material de transporte
12	Industrias manufactureras diversas

Fuente: INE

La contabilidad nacional y la contabilidad regional (INE) ofrecen datos agregados del valor añadido y el empleo por ramas industriales. Sin embargo, estos datos tienen un nivel de agregación territorial muy elevado que no es adecuado para un estudio que pretende un cierto nivel de detalle territorial. Por ese motivo es imprescindible proceder a la desagregación espacial de la producción industrial. Afortunadamente, este problema ha sido resuelto ya por las Oficinas De Planificación de los organismos de Cuenca que, como parte de los trabajos de implementación de la Directiva Marco del Agua, procedieron a la distribución del valor añadido de los niveles de Comunidad Autónoma y provinciales hasta un nivel municipal proporcionalmente a la población activa residente en cada municipio (utilizando para ello el Censo de Población y Vivienda del año 2001). Los dos supuestos necesarios para aplicar este procedimiento consisten en asumir una productividad aparente del trabajo constante en cada rama industrial en cada provincia y aceptar que los municipios de residencia y de trabajo son los mismos para todas las personas. Aunque se trata de supuestos importantes el error por ellos inducidos se compensa entre sectores y se ve reducido cuando se agregan los usos del agua entre subcuencas (que generalmente contienen varios municipios). Estos resultados, para el año 2001, obran en poder de las Confederaciones Hidrográficas y una alternativa practicable consiste en actualizarlos con las tasas de crecimiento de cada sector registradas entre los años 2001 y 2005.

Una vez determinada la actividad industrial en cada municipio se procede a estimar el volumen total de agua utilizada por cada municipio. Para obtener los caudales utilizados por cada rama de actividad industrial se puede utilizar información suministrada de las Confederaciones Hidrográficas la cual constituye la mejor fuente primaria. Como alternativa se puede aproximar el uso del agua industrial utilizando los coeficientes elaborados por el Ministerio de Medio Ambiente y por cada uno de los Organismos de Cuenca para los requerimientos de agua (en metros cúbicos) para la producción de 1.000 Euros de valor añadido bruto por rama de actividad (ver MMA, 2007 e Informes del Artículo 5 de la Directiva Marco del Agua). Aunque estos coeficientes carecen de la precisión de las observaciones directas tienen al menos el mérito de ser los valores indicativos utilizados por la planificación hidrológica española.

Obtenidos los consumos de agua a nivel de cada rama industrial y de cada municipio se procede a asignar un valor a los servicios de uso del agua. Es aquí donde interviene la metodología *Input-Output*. En las tablas *Input-Output* disponibles para la mayor parte de las Comunidades Autónomas, aunque para años diferentes, se recogen por filas los bienes y servicios empleados por producto (distinguiendo si son de producción regional o importados); y, por columnas, los consumos intermedios por ramas de actividad, así como los componentes del VAB. Por lo tanto, estas tablas muestran por columnas la estructura de los costes de producción y de la renta generada por cada rama.

En el caso de la Cuenca del Guadalquivir, la gran mayoría de los Municipios pertenecen a la Comunidad Autónoma de Andalucía. Para calcular el porcentaje de gasto en agua en la industria se utiliza la Tabla Destino a Precios de Adquisición, en la que a partir de las partidas 48 (agua y servicios de distribución) y 81 (servicios de saneamiento público) se calculó que parte del gasto de la industria se debe al agua, posteriormente se calculó a nivel municipal.

La agregación de resultados a nivel de la cuenca es el que se expone en el CUADRO siguiente.

CUADRO 57. Gasto en agua en la industria de la CHG, por sectores de actividad.

Año 2005

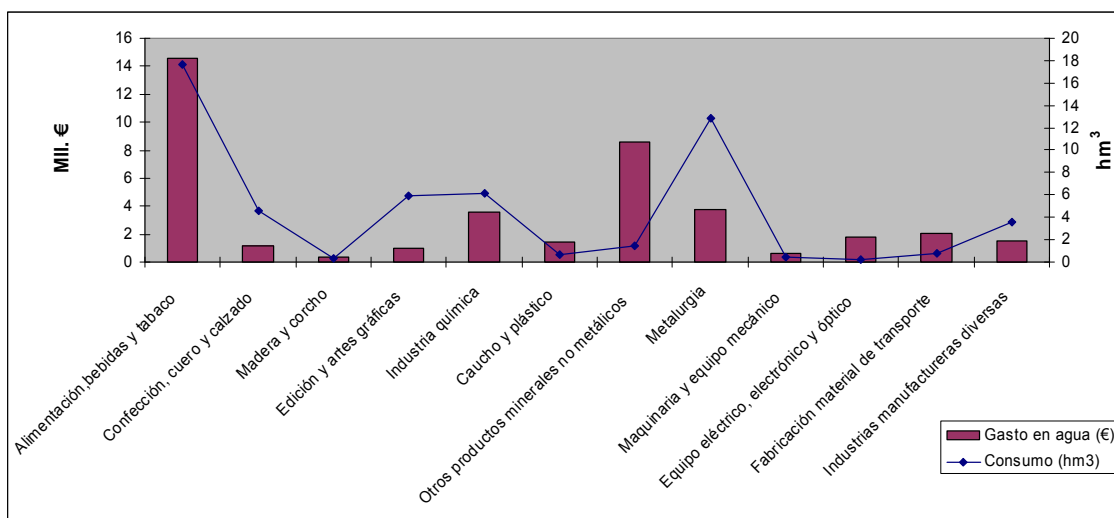
Sector	Gasto en agua (miles de euros) 2005	Gasto total industria (miles euros) 2005	Gasto en agua sobre gasto total (%)
Productos alimenticios, bebidas y tabaco	14.611	1.328.274	1,10
Industria textil, confección y cuero	1.153	202.282	0,57
Industria de la madera y del corcho	340	121.266	0,28
Industrias del papel y la edición	969	276.743	0,35
Industria química	3.562	318.005	1,12
Caucho y plástico	1.439	130.790	1,10
Otros productos minerales no metálicos	8.603	627.952	1,37
Metalurgia y otros productos metálicos	3.743	779.805	0,48
Maquinaria y equipo mecánico	659	299.650	0,22
Equipo eléctrico, electrónico y óptico	1.821	331.041	0,55
Fabricación de material de transporte	2.088	359.925	0,58
Industrias manufactureras diversas	1.532	450.631	0,34

Fuente: Elaboración propia, a partir de las tablas I-O de la industria de Andalucía y de la tabla de industria a nivel municipal de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir

Los porcentajes sobre el gasto permiten imputar un gasto total al agua. Por otra parte utilizando el volumen estimado de agua se puede obtener un valor unitario por metro cúbico para cada rama industrial que, de acuerdo, con los consumos estimados a nivel de cada municipio, obteniendo de este modo información sobre el valor de agua industrial en cada localización.

A continuación se presentan un resumen de los resultados obtenidos en la cuenca del Guadalquivir. En las siguientes figuras se analizan los resultados obtenidos para el uso industrial del agua en la cuenca del Guadalquivir. Como se puede observar, el sector que más consume es el alimentario, seguido por el sector de la metalurgia, a continuación estarían los sectores químico, edición y de confección, los demás serían sectores en los que el consumo de agua es mucho.

FIGURA 32. Cuadro Resumen del Consumo y gasto de agua en la industria de la Cuenca del Guadalquivir



Fuente: Elaboración propia

Finalmente, en el cuadro resumen de la industria en la cuenca del Guadalquivir, se observa que el consumo de agua es muy inferior al de los otros sectores y además el valor del agua se situaría entre el uso agrario y el doméstico.

CUADRO 58. Valor del agua en la industria de la cuenca del Guadalquivir

Resumen	Consumo (hm³/año)	Valor del agua (€/m³)	Valor del agua (10 ⁶ €/ año)
Cuenca del Guadalquivir	83,4	0,74	40,5

Fuente: Elaboración propia

La Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (diciembre 2007) estima que el consumo industrial 83,4 hm³ de los cuales, 46,7 hm³ (56%) se debe a consumo a partir de las redes urbanas y 36,7 hm³ (44%) se debe a consumo a partir de captaciones propias.

EL valor de 0,74€/m³ obtenido del uso de tablas I/O es un buen estimador de la media ponderada entre los dos tipos de aprovisionamiento de agua: conectado a redes urbanas e independiente, estos últimos suelen ser grandes consumidores (refinerías, grandes industrias, etc.) frente a la industria conectada a redes urbanas que suelen ser del tipo PYME de menor consumo.

3.5 Provisión de agua para uso hidroeléctrico

3.5.1 Introducción

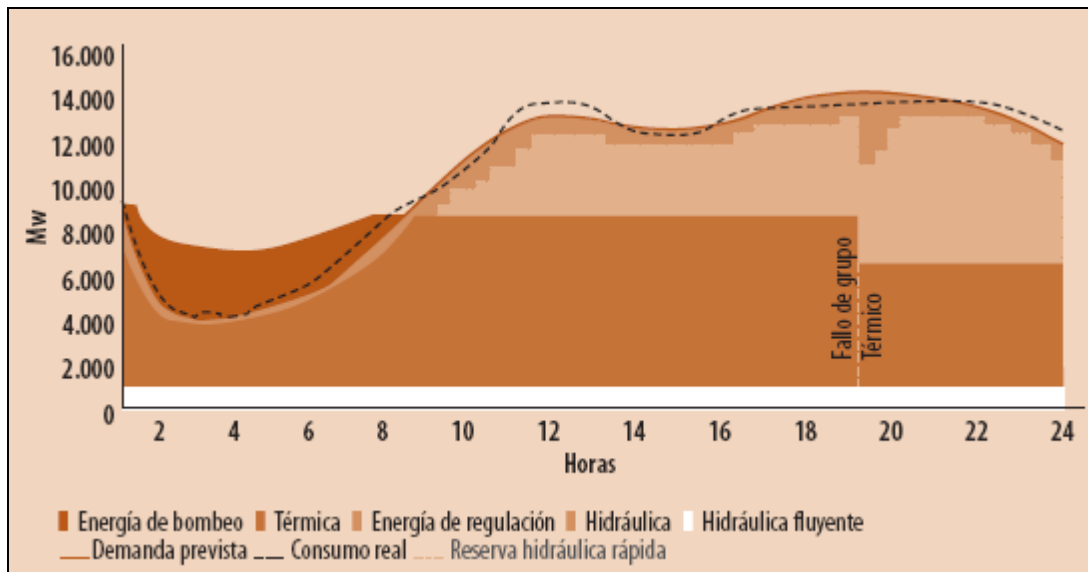
Entre los múltiples usos del agua - regadío, abastecimiento doméstico, industrial, etc - se da la posibilidad de usar el agua como fuente de energía mecánica. Entre estos usos que aprovechan la energía del agua en su transcurrir por los ríos, en la actualidad y en la práctica, solamente existe uno, la producción de energía hidroeléctrica.

El uso del agua para la generación de energía presenta una serie de particularidades, ya que se trata de una energía de carácter autóctono que evita la importación de otras energías fósiles. Se calcula que cada kilovatio hora (kWh) producido en una central hidroeléctrica evita la importación de 220 gramos de petróleo o su equivalente energético si se trata de otro combustible fósil.

Desde un punto de vista técnico, la energía hidroeléctrica es una fuente de suministro de excepcional calidad, imprescindible para el buen funcionamiento del sistema eléctrico. A diferencia de otras fuentes energéticas, la energía hidroeléctrica aporta el beneficio de generar estabilidad en el suministro final, ya que por un lado se almacena en los embalses y luego su producción es regulada en el tiempo, por lo que se adapta a las condiciones que marque el mercado. También, los embalses contribuyen a la regularización hidráulica de la cuenca.

La demanda eléctrica varía a lo largo del día describiendo una curva - conocida como "curva de carga" - que presenta una serie de picos de demanda máxima. Como puede verse en el gráfico siguiente que representa una curva de carga típica, la energía hidroeléctrica se utiliza para atender los picos de demanda, es decir, para realizar el seguimiento de las variaciones instantáneas de la demanda, permitiendo la satisfacción exacta de los requerimientos del mercado.

FIGURA 33. El papel de la energía hidroeléctrica en la cobertura de la demanda



Fuente: Instituto de la Ingeniería de España, 2005

3.5.2 Metodología

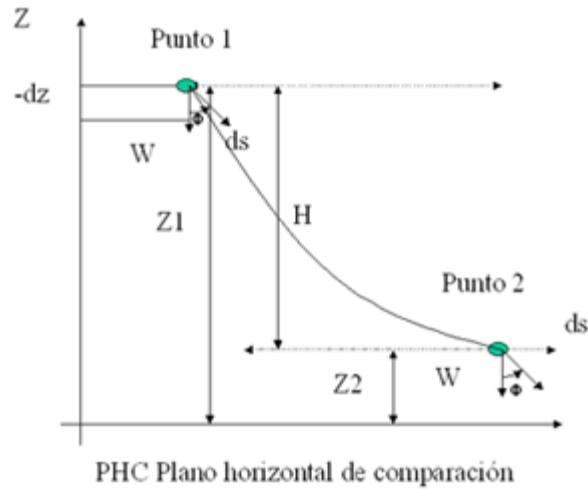
Para el cálculo del valor del agua se ha considerado que la productividad física del agua para la generación de energía eléctrica puede ser considerada constante. Cada unidad - por ejemplo m^3 - de agua dejada caer desde una altura dada, genera la misma cantidad de electricidad, de manera que las productividades promedio y marginal del agua en este uso son iguales. En una central específica, *la cantidad de electricidad producida por unidad de agua es una función de la altura de la caída y de la tecnología empleada para la generación de energía, específicamente, de la eficiencia de la conversión de la energía del agua caída turbinada en energía eléctrica* (Gibbons, 1986).

El valor del agua turbinada

Para evaluar la producción de una central hidroeléctrica se deberán conocer los conceptos básicos que nos llevarán a comprender todos los términos de referencia y bases de cálculo³¹.

³¹ El análisis que se presenta en este apartado puede encontrarse en múltiples libros de texto y se incluye como referencia para los no especialistas en la materia. En los demás casos puede omitirse su lectura y pasar directamente al ejemplo 1.

FIGURA 34. Trayectoria y distancia de una partícula de peso W entre dos puntos



La potencia es una función de la posición de la partícula, mientras que la energía es una función de esa potencia combinada con el tiempo. En la figura se muestra una partícula de peso W que sigue una trayectoria del punto 1 al 2. El trabajo (T) realizado por esa partícula al desplazarse una distancia $[ds]$ es el producto escalar:

$$dT = W ds = [W] [ds] \cos\Phi, \quad (\text{B.2.1.1})$$

Como: $[ds]\cos\Phi = -dz$ (B.2.1.2)

Entonces: $dT = -W dz$ (B.2.1.3)

Y el trabajo realizado por la partícula entre el punto 1 y 2, es:

$$T = -W \int dz = -W (Z_2 - Z_1) = Wh \quad (\text{B.2.1.4})$$

donde h es la diferencia de cota o el salto bruto.

Si el desplazamiento se hizo en un tiempo t , la potencia será:

$$P = T/t = Wh/t \quad (\text{B.2.1.5})$$

El peso W es a su vez el producto de la densidad o el peso específico (γ) de la partícula por su volumen (V), por lo que:

$$P = \gamma Vh/t \quad (\text{B.2.1.6})$$

Cuando se trata de un líquido conducido por un ducto entre el punto 1 y el 2, el flujo es igual al volumen o la aportación total dividida por el intervalo de tiempo transcurrido. Entonces: $V/t = q$ (flujo = volumen/tiempo) y la potencia de un líquido en movimiento se define como:

$$P = \gamma q h \quad (\text{B.2.1.7})$$

Sin embargo, la ecuación anterior se refiere a una situación ideal en la que la eficiencia técnica del sistema es del 100%. En la práctica se producen pérdidas y, considerando la eficiencia del sistema (η), la potencia real o efectiva (P_e) debe expresarse como:

$$P_e = \eta \gamma q h \quad (\text{B.2.1.8})$$

De las unidades de esta ecuación se tiene que:

$$P_e = [\text{kgf/m}^3][\text{m}^3/\text{s}][\text{m}] = [\text{kgf m/s}] \quad (\text{B.2.1.9})$$

Por lo que para trasladar a vatios las unidades de potencia se debe utilizar un factor de conversión ($1 \text{ kgf m/s} = 9.81 \text{ watts}$). Por lo que:

$$P_e = 9.81 \eta \gamma q h \quad (\text{B.2.1.10})$$

Como el peso específico del agua (γ) es igual 1000 kgf/m^3 , la ecuación anterior puede expresarse en Kilovatios (un kW=1000 watts):

$$P_e = 9.81 \eta q h \quad (\text{B.2.1.11})$$

La energía eléctrica obtenida es un producto de la potencia por el tiempo, por lo que de nuestra última ecuación se puede obtener la energía producida en kilovatios/hora (kWh) durante un intervalo de tiempo t (medido en horas); puede obtenerse a través de la siguiente fórmula:

$$E = 9.81 \eta q h t$$

Donde:

- η es la eficiencia técnica o el factor de rendimiento del sistema.
- q son los caudales turbinados en metros cúbicos por segundo (m^3/s).
- h es la altura del salto de agua (metros).
- t es el número de horas de producción energética.

Una vez obtenida la energía generada esta se multiplica por el valor de mercado para obtener su valor económico.

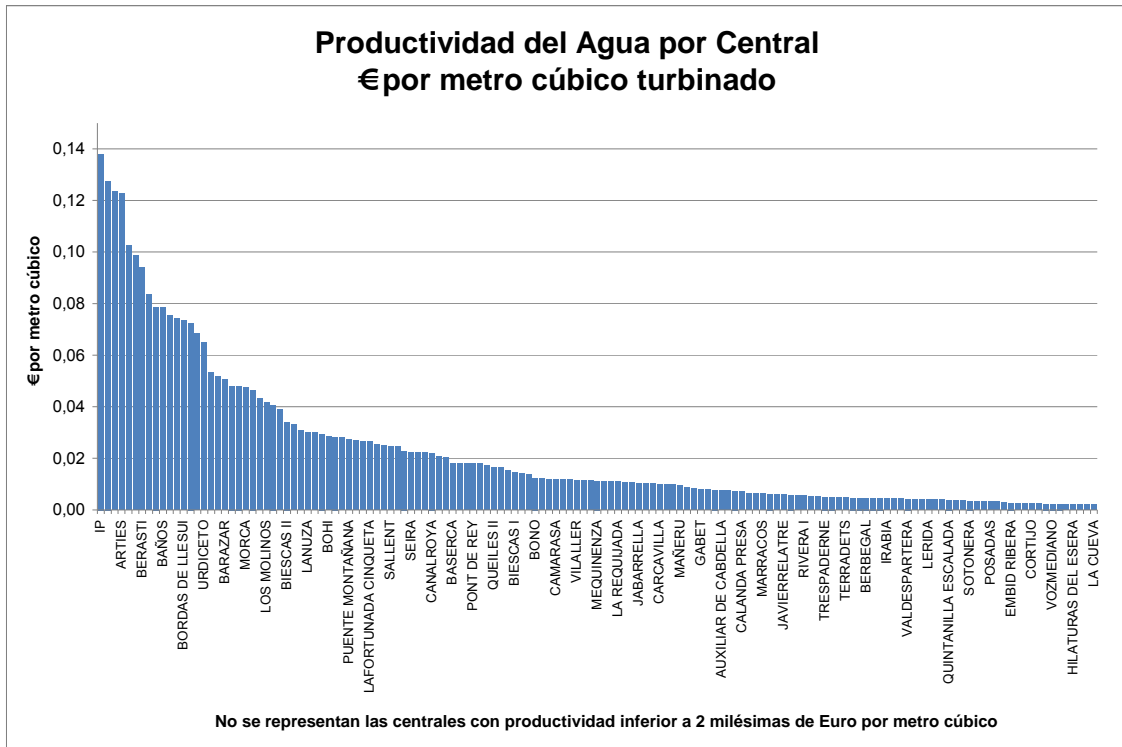
Ejemplo 1: El Valor de la Energía producida en la Cuenca del Ebro.

A modo de ilustración se presentan los resultados obtenidos para las centrales existentes en la Cuenca del Ebro. Utilizando datos de 209 que cuentan con información completa sobre los parámetros de la ecuación que permite aproximar con valores genéricos la energía producida. Para esta aproximación se utilizaron los siguientes valores: el rendimiento del sistema se supone, siguiendo la práctica habitual de un 80%, los caudales son los correspondientes a las concesiones vigentes en la Confederación Hidrográfica del Ebro, el salto proviene de la misma fuente de información y se supone una utilización equivalente a 5.737 horas al año es decir, una utilización del 65,5%, valor obtenido de una muestra de centrales fluyentes para las que se dispone de datos de energía producida. El precio de la energía utilizado en este ejercicio es de 7 céntimos de euro por Kilovatio Hora, de acuerdo con el precio mayorista del operador del mercado eléctrico para el año 2007.

Las 209 centrales hidroeléctricas consideradas en la Cuenca del Ebro producirían un total anual aproximado de 9.000 millones de kWh, para los que se turbinan aproximadamente 130.000 Hectómetros cúbicos de agua. En promedio, tales centrales, utilizan 14 metros cúbicos por kWh producido y se obtiene 0,4 céntimos de Euro por cada metro cúbico turbinado.

Como puede observarse en la figura, la productividad del agua presenta importantes diferencias entre las centrales, dependiendo del salto y del rendimiento del sistema. La máxima productividad corresponde a la central reversible de IP, por tener mayor salto. Además de esta, otras cuatro centrales obtienen más de 10 céntimos por metro cúbico, 14 entre 5 y 10 céntimos y 63 más de un céntimo. En el otro extremo se encuentran los 35 aprovechamientos menos productivos con menos de una milésima de euro por metro cúbico turbinado.

FIGURA 35. Productividad del agua

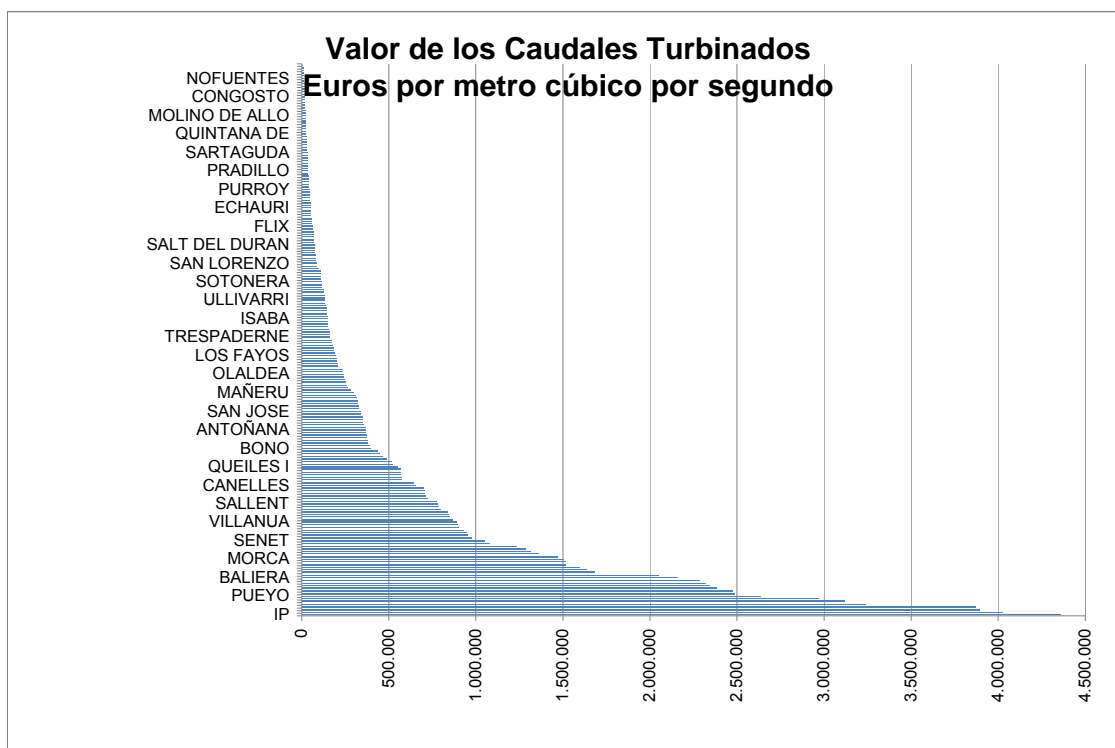


Fuente: Elaboración propia

La metodología, a falta de información más precisa, toma los caudales concesionales como medida de los realmente turbinados y considera uniformes las horas de utilización. Estos dos supuestos son claramente cuestionables. Sin embargo, en lo que concierne a este documento son supuestos válidos para presentar y desarrollar una metodología de análisis. Cualquier estudio aplicado debe utilizar datos reales, observados, de caudales turbinados central por central.

Los resultados anteriores, a tenor de los supuestos utilizados, también permiten aproximarse al valor económico de los caudales dispuestos para la generación hidroeléctrica. Las centrales consideradas obtendrían un valor promedio de 244.198 Euros por un caudal de un metro cúbico por segundo a lo largo del año. Como puede observarse en la Figura, este valor varía considerablemente entre los 4.3 millones de Euros de la central de mayor tamaño y potencia instalada y los casi 5.000 Euros de la central menos productiva. 16 centrales obtendrían más de dos millones de euros por caudales de un metro cúbico por segundo, 13 entre 1 y 2 millones, 30 entre medio millón y un millón. En el otro extremo se encuentran 78 centrales con productividades inferiores a los cien mil euros por metro cúbico por segundo a lo largo del año.

FIGURA 36. Valor de los caudales turbinados ($\text{€}/\text{m}^3/\text{segundo}$)



Fuente: Elaboración propia

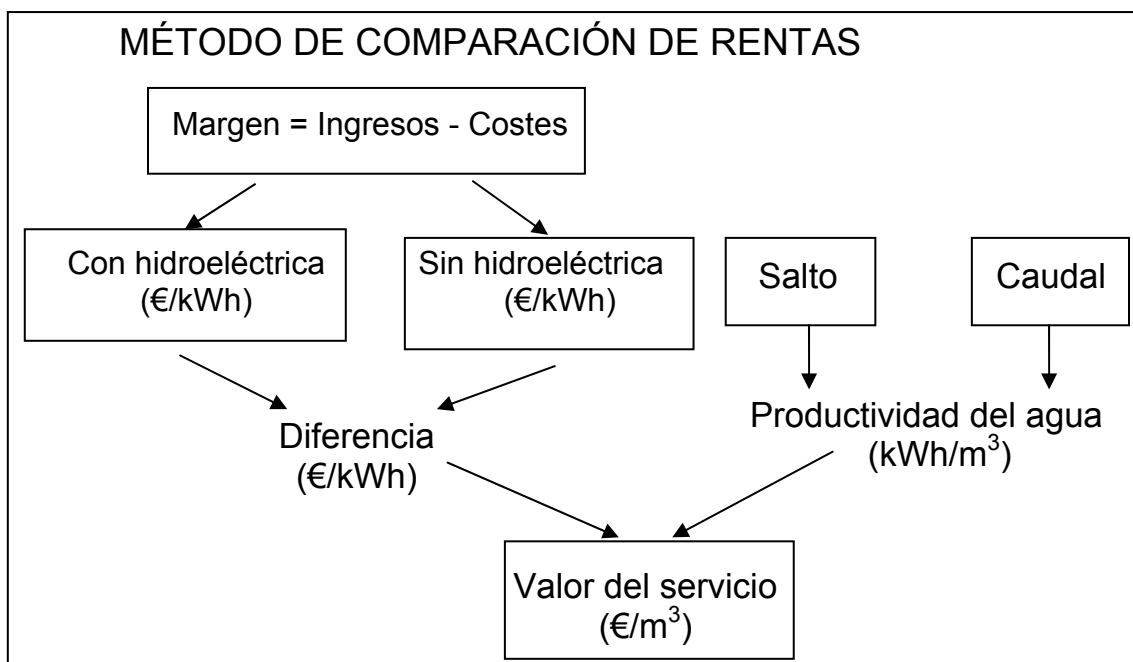
Considerando lo anterior, los aspectos complicados en la valoración del agua usada para la generación de energía eléctrica no están relacionados con la identificación de la productividad física del agua, sino en la asignación de un valor monetario al kilowatio/hora producido mediante la tecnología hidroeléctrica. En un mercado competitivo, el precio que balancea o equilibra la oferta y la demanda de un bien o servicio, representa el valor económico de ese bien de consumo. A ese precio, el valor marginal y el costo marginal del bien considerado se igualan.

Sin embargo, el sector de generación de energía suele presentar las características de un monopolio natural, y está sujeto a fuertes regulaciones de precios; de modo que incluso en los casos en que funcionan parcialmente mecanismos de mercado para determinar el precio en ciertas transacciones de energía y potencia, casi siempre no resulta posible que se formen espontáneamente precios de equilibrio que expresen correctamente su valor económico. Por esa razón, el medio más práctico y recomendado para obtener una estimación apropiada de un valor marginal del agua empleada en la generación de energía eléctrica, no radica en el análisis del lado de la demanda de electricidad - vía precios - sino en el análisis del costo alternativo de generar electricidad por otros medios o mediante otros procesos tecnológicos, de tal manera, que el valor imputado al agua usada para generar electricidad, es la diferencia entre el costo de la generación alternativa o sustituta de energía eléctrica y el costo de la generación de hidroenergía.

La diferencia de costos representa el ahorro por unidad de energía producida que obtiene la economía nacional por generar esa energía mediante el uso del agua. Ese ahorro por kw producido, multiplicado por la cantidad de kw generados por m³ agua turbinado, equivale a la contribución económica de un m³ de agua utilizado como insumo en la producción de electricidad. Ese ahorro representa el valor del agua en la producción y equivale a la máxima disposición a pagar de un generador de energía por un m³ adicional de agua. Si en los costos de producción se han incorporado los costos fijos y variables, el valor obtenido equivaldrá al valor marginal del agua en el largo plazo; si solo se consideran los costos variables, se tratará de un valor a corto plazo.

El método propuesto es el de comparación de las rentas (figura 20), comparamos los márgenes o la renta que resulta de producir una unidad de energía mediante centrales hidroeléctricas, por un lado, y mediante otro tipo de generación de energía. Para ello, es necesario conocer, en términos de renta, la diferencia comparativa que existe entre utilizar y no utilizar, en el “mix” medio nacional del año de referencia (2005), la aportación de las centrales hidroeléctricas. Esta diferencia económica, medida en euros por kWh, representa la renta añadida o diferencial que obtiene la economía nacional por generar energía del agua en lugar de emplear otras tecnologías.

FIGURA 37. Método de cálculo



Fuente: Elaboración propia

Reparto de la generación nacional de energía, con y sin hidroeléctrica

El “mix” nacional de 2005 nos proporciona el reparto de la energía generada aquel año, entre los diversos sistemas de generación (ver CUADRO 59).

Podemos inferir tal reparto para un escenario en que se elimine la aportación de las centrales hidroeléctricas, y sea sustituida por los otros tipos de energía en una relación similar a la registrada en el “mix” de 2005. Tal reparto se calculó en el informe intermedio.

CUADRO 59. Generación eléctrica por tecnologías, en el año de estudio 2005

TECNOLOGIA	GWh 2005	% 2005	Sin Hidráulica % 2005
Carbón	80.517	27,89%	30,39%
Gas natural	78.885	27,33%	29,84%
Nuclear	57.539	19,93%	21,55%
Petróleo	24.668	8,54%	9,25%
Eólica	20.771	7,20%	7,77%
Hidráulica >10mw	19.024	6,59%	-
Hidráulica <10MW	4.068	1,41%	-
Biomasa	1.718	0,60%	0,64%
R.S.U.	852	0,30%	0,32%
Biogás	563	0,20%	0,21%
Solar fotovoltaica	85	0,03%	0,03%
<i>Total</i>	<i>288.689</i>	<i>100,00%</i>	<i>100,00%</i>

Fuente: Elaboración propia, a partir de datos de MITyC e IDAE, en IDAE (2006)

Cálculo del margen o renta de los sistemas de generación

El margen o la renta que se deriva de la actividad de producción de energía se calcula por diferencia entre ingresos y gastos o costes.

A) Ingresos de la actividad

Los ingresos por unidad de electricidad generada se cuantifican con el precio medio de venta en el mercado: **6,039 € por kWh** (OMEL, 2005)³². Dicho precio será el mismo, salvo para la generación hidroeléctrica con embalse -gran hidráulica, de > 10 MW de

³² Este precio es el precio final anual en el mercado libre, el cual resulta más ajustado que el precio final anual de todas las unidades de adquisición (6,222 c€/kWh⁻¹) y el precio final anual en el mercado regulado o régimen especial (6,492), dado que éste es un precio intervenido.

potencia instalada-, como veremos; ello se debe a la ventaja comparativa de poder administrarse a conveniencia, eligiendo las horas de venta para su puesta en la red (el precio varía a lo largo del día, en respuesta a una demanda horaria desigual). Sin embargo, en las centrales minihidráulicas (< 10 MW) y aquéllas que utilizan agua fluyente (sin embalsamiento), no puede contemplarse este sobreprecio, tomándose en este caso el precio común del mercado.

CUADRO 60. Tipos de centrales hidroeléctricas, en función de si tienen o no embalse

CON AGUA EMBALSADA (GENERAN ELECTRICIDAD TODO EL AÑO)		SIN AGUA EMBALSADA (agua fluyente ³³) (GENERACIÓN EN MOMENTOS PUNTUALES)
REGULACIÓN ³⁴	BOMBEO ³⁵	AGUA FLUYENTE

Fuente: Elaboración propia

B) Costes de la actividad

Cabe distinguir entre dos grandes tipos de costes:

- Coste de generación o producción de energía.
- Costes externos (por impactos ambientales asociados a la generación de energía).

La suma de ambos costes podrá efectuarse sólo si los datos empleados permiten averiguar costes promedio (independientemente de que los mismos puedan equivaler a costes marginales).

³³ Las centrales de “tipo fluyente” utilizan aguas fluyentes, derivando el agua hacia un embalse pequeño o azud, por medio de un canal, de manera que no pierda su energía potencial, y una tubería forzada. La energía liberada a causa del desnivel existente entre los extremos de dicha tubería, se convierte, mediante grupos turbina-alternador, en energía eléctrica. Este tipo de centrales no permiten apenas almacenar la energía en el embalse.

³⁴ La regulación es la posibilidad de almacenar agua que fluye en el río, a través de una presa que produce un embalse. Resulta interesante para cubrir horas punta de consumo. Las horas de utilización anuales de las centrales de regulación son bajas, oscilando de 1.200 a 2.000 anuales equivalentes a plena carga, ya que intentan concentrar la producción en las horas punta de demanda, en las que el valor del kWh es mayor.

³⁵ El bombeo se utiliza para acumular caudal, cuando existe exceso de energía. Las centrales hidroeléctricas que lo aplican poseen dos embalses. El agua contenida en el embalse situado en la cota más baja -embalse inferior- puede ser elevada durante las horas valle mediante bombas al depósito situado en la cota más alta -embalse o depósito superior-, con el fin de reutilizarla posteriormente para la producción de energía eléctrica. Este tipo de centrales produce energía eléctrica durante las horas punta del consumo; después, durante las horas valle (las de menor demanda), se bombea el agua que ha quedado en el embalse inferior.

B.1. Costes de generación

Si en los costes de producción se incorporan costes fijos y variables, el análisis se puede abordar en el largo plazo; si, por el contrario, sólo se consideran los costes variables, se tratará de análisis a corto plazo. En nuestro caso, a tenor de la dificultad inherente en el cómputo de costes fijos, y a la mucha mayor representación que tienen los costes variables con respecto a estos últimos, optamos por la segunda vía: atribuir los costes de generación a las operaciones de producción (funcionamiento y mantenimiento) y a las materias primas (combustibles) que se emplean (carbón, petróleo, gas natural, reactivos nucleares, biomasa, residuos sólidos urbanos y biogás).

CUADRO 61. Costes de generación por tecnología y ajuste al precio del mercado nacional 2005

TECNOLOGIA	COSTES GENERACIÓN ¹	AJUSTE AL PRECIO DE MERCADO NAC. 2005 ²
	C€ ₂₀₀₅ kWh ⁻¹	C€ ₂₀₀₅ kWh ⁻¹
Carbón	2,421	2,236
Gas natural	3,539	3,269
Nuclear	1,154	1,066
Petróleo	6,538	6,039
Eólica	0,894	0,826
Hidráulica >10MW	0,888	0,820
Hidráulica <10MW ³	0,888	0,820
Biomasa	3,355	3,099
R.S.U.	1,935	1,787
Biogás	4,555	4,207
Solar fotovoltaica	2,453	2,266
<i>Totales y promedios</i>	<i>2,602</i>	<i>2,403</i>

1) Obtenido de AENNEA-IEA-OECD (2005), para países disponibles del entorno de España. Esta fuente considera una vida útil de las centrales de 40 años y un factor medio de carga del 85%.

2) Para el ajuste se toma el precio medio final anual en el mercado libre de 2005 (6.039 cént. € kWh⁻¹), el cual se asigna a la generación con petróleo, por ser la opción tecnológica más cara.

3) Las fuentes utilizadas no permiten distinguir costes de generación entre gran y mini hidráulica (>10 y < 10 MW). En el cálculo del margen financiero se mayor a el segundo, a partir de una cierta relación de costes entre ambas.

Fuente: Elaboración propia, a partir de AENNEA (Nuclear Energy Agency), IEA (Internacional Energy Agency) y OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), 2005. Projected Costs of Generating Electricity. 2005 Update.

B.2. Costes externos

En el informe intermedio (agosto, 2007) se utilizaron los resultados de un trabajo del Grupo de Economía Ambiental (2002), relativos a los costes externos medios debidos a daños producidos sobre la salud, materiales y cultivos por las emisiones procedentes de diferentes tecnologías de generación eléctrica. Con estos valores se determinan el coste externo agregado conforme a la participación en el “mix” nacional de 2005 que tienen los diversos sistemas de generación. Y también, para el escenario en que se elimine la aportación de las centrales hidroeléctricas, siendo sustituida por los otros tipos de energía (en similar relación a la registrada en el “mix”).

A partir de estos cálculos se obtuvo un ahorro o coste evitado esperado por la reducción de emisiones atribuible al empleo de energía hidráulica, estimado en 875.854.610 €₂₀₀₅. Teniendo en cuenta que la generación de energía se cifró en el año 2005 en 288.689 GWh, resulta un coste evitado unitario de **0,3034 céntimos de €₂₀₀₅ kWh⁻¹**. Al tratarse de un coste evitado por ahorro de emisiones, esta cantidad puede considerarse un beneficio ambiental que se deriva de utilizar esta tecnología “limpia”, con lo cual la podemos añadir al margen o renta que la actividad de las centrales hidroeléctricas aporta al país.

C) Cálculo del margen diferencial, con y sin hidroelectricidad.

Una vez determinados los márgenes o las rentas de cada sistema de generación, buscamos el margen unitario, en € por kWh, que corresponde al mix energético nacional en el año 2005, de acuerdo al reparto que se dio ese año (datos de IDAE, 2006). Y repetimos el cálculo para un escenario en que se elimine la aportación de las centrales hidroeléctricas, siendo sustituida por los otros tipos de energía (en similar relación a la registrada en el mix de 2005). De la comparación de ambos resultados, podemos obtener una diferencia económica, medida en euros por kWh, que representa la renta unitaria añadida o diferencial que obtiene la economía nacional por generar energía del agua, en lugar de emplear otras tecnologías.

La expresión que permite llegar al valor final buscado es la siguiente, referida en términos unitarios (por kWh); dicho valor y los resultados parciales se muestran en el cuadro que aparece a continuación.

$$\Delta M_{H-\bar{H}} = P \cdot k \cdot m_{gh} - c_{gh} \cdot (m_{gh} + w m_{mh}) - c_{rH} \cdot (1 - m_{gh} - m_{mh}) + c_{\bar{H}} - \Delta CE_{H-\bar{H}}$$

Donde:

$\Delta M_{H-\bar{H}}$ es el margen neto diferencial con y sin hidráulicas.

P es el precio final anual de la energía en el mercado libre del año 2005 (6.039 cént. € kWh⁻¹).

k es el coeficiente incremental del precio de venta que, con respecto al anterior, es atribuible a la energía generada por las grandes centrales hidráulicas; en este ejercicio se tomará un 0,30.

c_{gh} es el coste de generación con grandes centrales hidráulicas.

m_{gh} es la contribución (en tanto por uno) de la gran hidráulica en el mix nacional de 2005.

m_{mh} es la contribución (en tanto por uno) de la mini hidráulica en el mix nacional de 2005.

w es la relación de costes entre generación con mini hidráulica y con gran hidráulica; se tomará un 1,0928.

c_{H} es el coste de generación con el resto de tecnologías, sin centrales hidráulicas, en la proporción con que componen el mix de 2005.

c_U es el coste de generación en el supuesto de que no hubiese aportación de las hidráulicas en el mix de 2005.

ΔCE_{H-U} es el coste externo diferencial que se deriva de no emplear hidráulicas en el mix de 2005.

CUADRO 62. Margen o renta unitaria diferencial por generación hidroeléctrica. Cifras en cént. $\text{€}_{2005} \text{KWh}^{-1}$

	Ingresos financieros	Costes financieros	Costes externos	Margen
Mix 2005 CON Hidroeléctrica	6,1584	2,4041	3,4728	0,2815
Mix 2005 SIN Hidroeléctrica	6,0390	2,5426	3,7761	-0,2797
<i>Diferencias</i>	<i>0,1194</i>	<i>-0,1385</i>	<i>-0,3034</i>	<i>0,5613</i>

Fuente: Elaboración propia.

3.5.3 Valor del servicio por centrales hidroeléctricas

Para obtener el valor del servicio que aporta cada central, y repartir así estos valores agregados de margen o renta entre las centrales hidroeléctricas del país, hay que buscar la generación de energía en cada una (en kWh)³⁶. Por otra parte, para deducir el valor del agua (en € por m³), que produce energía hidroeléctrica, hay que averiguar la productividad del agua en cada central, es decir, la cantidad de energía (kWh) que es capaz de producir un m³ de agua. La productividad del agua (en kWh m⁻³), de una

³⁶ Algunas webs de las CCHHs publican esta producción anual media de de energía hidroeléctrica. Así sucede con la C.H. del Duero: <http://www.chduero.es/Inicio/Infraestructuras/Embalsesdelacuena/tabid/147/Default.aspx>.

determinada central, se puede obtener dividiendo la potencia instalada (en kW) por el caudal turbinado ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$). Una vez fuese conocida ésta, y sabiendo el valor o margen unitario diferencial de la energía (€ por kWh), podríamos imputar de forma sencilla un valor económico para el agua, en euros por m^3 , el cual se asociaría a cada central hidráulica. El valor anual del servicio de generación hidroeléctrica que reporta dicha central vendría de multiplicar este último resultado por el caudal anual que es utilizado en producción hidroeléctrica.

La energía que se genera en una central, en kilovatios/hora, viene expresada por el producto de la potencia (en kW) por el tiempo de funcionamiento (medido en horas), según la siguiente fórmula, ajustada a estas unidades:

$$E = 9,81 \cdot \eta \cdot q \cdot h \cdot t$$

Donde:

η es la eficiencia técnica o el factor de rendimiento del sistema; se tomará un 80%.

q son los caudales turbinados en metros cúbicos por segundo (m^3/s).

h es la altura del salto de agua (metros).

t es el número de horas de producción energética (si son las horas de funcionamiento anual, la energía resultante vendrá dada en kWh año^{-1}).

No obstante, es difícil encontrar datos de caudal turbinado en las centrales. Más probable es conseguir el caudal concedido, el cual se habrá de minorar conforme a un tiempo de funcionamiento o generación de hidroelectricidad o, si acaso, respetando un cierto caudal ecológico. Ambos datos se deberán buscar, lo más específicamente que se posible, a través de las CCHHs que gestionen las cuencas en donde se localicen las centrales. Otra posibilidad es calcular las horas de funcionamiento anual, para cada embalse hidroeléctrico, a partir de la potencia instalada (kW) y la energía anual producida (kWh año^{-1}).

En el ejemplo para la Cuenca del Guadalquivir (ver cuadro 47 del informe intermedio), se expone que aquéllas no pueden exceder las 8.760 horas al año, aunque no se suelen encontrar cifras por encima de 8.000 horas; en concreto, se tomaron 2.500 horas al año de utilización, tanto para minicentrales como para grandes aprovechamientos, siguiendo a CHG (1994), excepto en centrales de bombeo, en las que se debería considerar sólo 1.200 horas de utilización (CHG, 1994). Por su parte, el Plan de Energías Renovables 2005-2010 ofrece un abanico de horas de funcionamiento de entre 1800 y 2500 horas (2150 h de media) para centrales de entre 10 y 50 MW; y de 2600 y 3500 horas (3050 de media) para centrales de menos de 10 MW. Estas cifras deberían ser contrastadas en cualquier caso, por centrales hidroeléctricas y con datos actualizados a 2005.

3.5.4 Resultados

En el cuadro siguiente se muestra la productividad (kWh/m^3) y el valor del agua ($\text{c€}/\text{m}^3$) para las centrales más importantes de la Cuenca del Guadalquivir. Se puede observar como el valor del agua se encontraría entre los $0,001 \text{ €/m}^3$ y los $0,033 \text{ €/m}^3$.

CUADRO 63. Energía hidroeléctrica: Productividad y valor del agua

	Q (m ³ /s)	Potencia (MW)	Salto (m)	Energía Generada (kWh/año)	Caudal anual (m ³ /año)	Productividad del agua (kwh/m ³)	Valor unitario del servicio (c€/kWh)	Valor total del servicio (€/año)	Valor del agua (€/m ³)
GIRIBAILE	25	11	55	26.977.500	225.000.000	0,120	0,587925	158.607	0,000704922
MARIA LETICIA	0,63	0,325	56,8	702.082	5.670.000	0,124	0,436587	3.065	0,000540599
NTRA. S. MILAGRO	0,4	0,292	91,3	716.522	3.600.000	0,199	0,436587	3.128	0,000868957
SAN FCO. JAVIER	0,63	0,4	103,4	1.278.086	5.670.000	0,225	0,436587	5.580	0,000984119
BOLERA, LA	4,6	1,289	33,8	3.050.518	41.400.000	0,074	0,436587	13.318	0,000321695
SAN CLEMENTE	6,2	2,349	45,4	5.522.638	55.800.000	0,099	0,436587	24.111	0,000432099
QUIEBRAJANO	1	0,336	40,5	794.610	9.000.000	0,088	0,436587	3.469	0,000385463
VADOMOJÓN	10	4,5	55	10.791.000	90.000.000	0,120	0,436587	47.112	0,000523468
BREÑA, LA	16,5	5,081	39,5	12.787.335	148.500.000	0,086	0,436587	55.828	0,000375945
JÁNDULA (RENOV)	27	15	75	39.730.500	243.000.000	0,164	0,587925	233.586	0,000961257
PUENTE NUEVO	9	2,65	33	5.827.140	81.000.000	0,072	0,436587	25.441	0,000314081
RETORTILLO	3,2	0,785	29,4	1.845.850	28.800.000	0,064	0,436587	8.059	0,000279817
RUMBLAR	5,1	2,175	51,1	5.113.168	45.900.000	0,111	0,436587	22.323	0,000486349
SIERRA BOYERA	5	0,69	16,6	1.628.460	45.000.000	0,036	0,436587	7.110	0,000157992
MAITENA	1,4	3	248	6.812.064	12.600.000	0,541	0,436587	29.741	0,002360364
C.B.G.SAL.III-1+III-2	81	11,4	16,5	26.222.130	729.000.000	0,036	0,587925	154.166	0,000211477
C.B.G. SALTO II	90	2,1	2,7	4.767.660	810.000.000	0,006	0,436587	20.815	2,56975E-05
CALA (RENOV)	12,08	18,1	174	41.239.670	108.720.000	0,379	0,587925	242.458	0,002230117
CARPIO II, EL	120	17,5	18	42.379.200	1.080.000.000	0,039	0,587925	249.158	0,000230702
CASILLAS	80	2,5	3,7	5.807.520	720.000.000	0,008	0,436587	25.355	3,52151E-05

	Q (m ³ /s)	Potencia (MW)	Salto (m)	Energía Generada (kWh/año)	Caudal anual (m ³ /año)	Productividad del agua (kwh/m ³)	Valor unitario del servicio (c€/kWh)	Valor total del servicio (€/año)	Valor del agua (€/m ³)
ESPELUY	75	7,65	12,5	18.393.750	675.000.000	0,027	0,436587	80.305	0,00011897
MONTORO	100	13,8	16	31.392.000	900.000.000	0,035	0,587925	184.561	0,000205068
POSADAS	80	2,8	4,1	6.435.360	720.000.000	0,009	0,436587	28.096	3,90221E-05
PUENTE DEL OBISPO	60	10,2	21	24.721.200	540.000.000	0,046	0,587925	145.342	0,000269152
UBEDA LA VIEJA	25	11,5	50	24.525.000	225.000.000	0,109	0,587925	144.189	0,000640838
VILLA DEL RIO	100	14,1	16	31.392.000	900.000.000	0,035	0,587925	184.561	0,000205068
VALOR TOTAL AGUA								2.099.485	

Fuente: Elaboración propia

Finalmente, quedaría valorar el servicio en la cuenca del Guadalquivir, generando las condiciones para la extensión del valor al resto del territorio, a partir de la cobertura cartográfica.

CUADRO 64. Valor del agua en el uso hidroeléctrico de la cuenca del Guadalquivir

Resumen	Caudal (hm ³ /año)	Valor del agua (10 ⁶ €/año)
Cuenca del Guadalquivir	8.448,6	2,09

Fuente: Elaboración propia

Hay que destacar que este valor es un uso no consuntivo y ‘reutilizable’, es decir, que el agua puede usarse por centrales hidroeléctricas en distintos saltos y en centrales tipo ‘fluyente’ mientras haya posibilidad de aprovechar la diferencia de cota. Los 6.900 hm³/año que se estiman como recursos renovables anuales en general (superficiales y subterráneos) de este modo se pueden turbinar varias veces y se convierten en 8.444 hm³ de caudal turbinado. Este uso no compite con los usos consuntivos que hemos visto en el caso agrario, doméstico e industrial.

REFERENCIAS

- Agthe, D.E. y Billings, R.B. (1987), "Equity, Price Elasticity, and Household Income Under Increasing Block Rates for Water", *American Journal of Economics and Sociology*, 46 (3), pp.273-286.
- Agthe, D.E, Dobra, J.L. y Rafiee, K. (1986), "A Simultaneous Equation Demand Model for Block Rates", *Water Resources Research*, 22, pp1-4.
- Akaike, H., 1973, "Information Theory and an Extension of the Likelihood Ratio Principle", en Petrov y Csaki, F. (eds.), *Proceedings of the Second International Symposium of Information Theory*, Akademiai Kiado, Budapest.
- Al-Quanibet, M.H., y Johnston, R.S. (1985), "Municipal demand for water in Kuwait: Methodological issues and empirical results", *Water Resources Research*, 2 (4), pp.433-438.
- Aparicio, M.T. and Villanúa, I., 2000, Selection Criteria for Non Nested Binary Choice Models: A Comparative Study, in Núñez-Antón, V. and Ferreira, E. (eds.), *Statistical Modelling*, Universidad del País Vasco, Bilbao.
- Arbués, F. y Villanúa, I. (2002) "Potential for Pricing Policies in Water Resource Management: Estimation of Urban Residential Water Demand in Zaragoza" *Water Intelligence Online*, 1 (5).
- Arbués, F., García-Valiñas, M.A. y Martínez-Espiñeira, R. (2003), "Estimation of residential water demand: a state of the art review", *The Journal of Socioeconomics*, 32 (1), pp.82-101.
- Arbués, F., Barberán, R. y Villanúa, I. (2004), "Price impact on urban residential demand: A dynamic panel data approach", *Water Resources Research*, 40, W11402, doi: 10.1029/2004WR003092
- Baltagi, B. H. (1995), *Econometric Analysis of Panel Data*, John Wiley, Hoboken, N.J.
- Banks, J., Blundell, R. y Lewbel, A. (1997), "Quadratic Engel Curves and Consumer Demand", *The Review of Economics and Statistics*, 79 (4), pp.527-539.
- Billings, R. B. y Agthe, D.E. (1998), "State-Space versus Multiple Regression for Forecasting Urban Water Demand", *Journal of Water Resources Planning and Management*, 124 (2), pp.113-117.
- Blundell, R., Pashardes, P. y Weber, G. (1993), "What Do We Learn About Consumer Demand Patterns from Micro Data?", *American Economic Review*, 83 (3), pp.570-597.
- Carver, P.H. y Boland, J.J. (1980), "Short- and Long-Run Effects of Price on Municipal Water Use", *Water Resources Research*, 16(4), pp.609-616.
- Charney, A.H. y Woodard, G.C. (1984), "A Test of Consumer Demand Response to Water Prices: Reply", *Land Economics*, 60(4), pp.414-416.
- Chicoine, D.L. y Ramamurthy, G. (1986), "Evidence on the Specification of Price in the Study of Domestic Water Demand", *Land Economics*, 62 (1), pp.26-32.
- Cueva, A.H. y Lauria, D.T. (2001). Assessing Consequences of Political Constraints on Rate Making in Dakar; Senegal: A Monte Carlo Approach, en Dinar, A., ed. (2001), *The Political Economy of Water Pricing Reforms* Oxford University Press, Nueva York.
- Dandy, G., Nguyen, T. y Davies, C. (1997), "Estimating Residential Water Demand in the Presence of Free Allowances", *Land Economics*, 73 (1), pp.125-139.

- Deller, S.C., Chicoine, D.L. y Ramamurthy, G. (1986), "Instrumental Variables Approach to Rural Water Service Demand", *Southern Economic Journal*, 53 (2), pp.333-346.
- Dziegielewski, B. (1996), "Long-term forecasting of urban water demands" en Hall, D.C. (ed.), *Advances in the Economics of Environmental Resources vol.1*, JAI Press Inc., Greenwich, CT.
- Fair, R.C. (1970), "The estimation of simultaneous equation models with lagged endogenous variables and first order serially correlated errors", *Econometrica*, 38, (3) pp. 507-516.
- Fisher, D., Fleissig, A.R. y Serletis, A. (2001), "An empirical comparison of flexible demand system functional forms", *Journal of Applied Econometrics*, 16, pp.59-80.
- Foster, H.S. y Beattie, B.R. (1981), "On the Specification of Price in Studies of Consumer Demand under Block Price Scheduling", *Land Economics*, 57 (4) pp.624-629.
- García-Valiñas, M.A. (2003), *Tarifificación óptima para el servicio de agua en las ciudades: aplicación a tres municipios españoles*, Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo.
- García-Valiñas, M.A. (2005), "Fijación de precios para el servicio municipal de suministro de agua: un ejercicio de análisis de bienestar", *Hacienda Pública Española*, 172, pp. 119-142.
- Gaudin, S., Griffin, R.C. y Sickles, R.C. (2001) "Demand specification for municipal water management: evaluation of the Stone-Geary form", *Land Economics*, 77 (3), pp.399-422.
- Hajispyrou, S., Koundouri, P. y Pashardes, P. (2002), "Household demand and welfare: implications of water pricing in Cyprus", *Environment and Development Economics*, 7, pp.659-685.
- Hanke, S.H. y De Maré, L. (1984), "Municipal Water Demands", en Kindler, J, y Russell, C.S. (eds.) *Modelling Water Demands*, Academic Press, Londres.
- Hansen, L. G. (1996), "Water and Energy Price Impacts on Residential Water Demand in Copenhagen", *Land Economics*, 72(1), pp.66-79.
- Heckman, J.J. (1978), "Dummy Endogenous Variables in a Simultaneous Equation System", *Econometrica*, 46, 6, págs. 931-959.
- Hewitt, J.A. y Hanemann, W.M. (1995), "A Discrete/Continuous Choice Approach to Residential Water Demand under Block Rate Pricing", *Land Economics*, 71(2), pp.173-192.
- Howe, C. W. y Linaweaver, F.P. (1967), "The Impact of Price on Residential Water Demand and its Relationship to System Design and Price Structure", *Water Resources Research*, 3, pp.13-32.
- Klein L. y Rubin H. (1948), "A Constant-Utility Index of the Cost of Living", *The Review of Economic Studies*, 15, pp.84-87.
- Strand, J. (2001). A Political Economy Analysis of Water Pricing in Honduras's Capital, Tegucigalpa, en Dinar, A., ed. (2001) *The Political Economy of Water Pricing Reforms*. Oxford University Press, Nueva York.
- Jones, C. V. y Morris, J.R. (1984), "Instrumental Price Estimates and Residential Demand", *Water Resources Research*, 20, pp.197-202.
- Lau, L.J., (1986), "Functional Forms in Econometric Model Building" en Griliches, Z. e Intrilligator, M.D., *Handbook of Econometrics vol.III*, North-Holland, Amsterdam.
- Lyman, R. A. (1992), "Peak and Off-Peak Residential Water Demand", *Water Resources Research*, 28, pp.2159-2167.

- Maidment, D.R. y Miaou, S.P. (1986), "Daily Water Use in Ninen Cities", *Water Resources Research*, 22 (6), pp.845-885.
- Martínez-Espiñeira (2002) "Residential Water Demand in the Northwest of Spain" *Environmental and Resource Economics* 21 (2), pp. 61-187.
- Martínez-Espiñeira (2004), "An Estimation of Residential Water Demand Using Co-integration and Error Correction Techniques" St Francis Xavier University, Work. Paper Series.
- McFadden, D., Puig, C. y Kirshner, D. (1977), "Determinants of the Long-Run Demand for Electricity", *Proceedings of American Statistical Association*, 72 (358), pp. 109-117.
- Nordin, J.A. (1976), "A proposed modification of Taylor's demand analysis: comment", *The Bell Journal of Economics*, 7 (3), pp.719-721.
- Opaluch, J. (1982), "Urban Residential Demand for Water in the United States: Further Discussion", *Land Economics*, 58 (2), pp.225-22.
- Ramajo, J. (2001), "Avances recientes en el análisis econométrico de la demanda" en Álvarez, A. (coord.) *Economía Agraria y Recursos Naturales. Nuevos Enfoques y Perspectivas*, Asociación Española de Economía Agraria.
- Ramsey, J.B. (1974), "Clasical Model Selection Though Specification Error Tests", en Zarembka, P, (Ed) *Frontiers of Econometrics*, New York Academic Press, New York.
- Renwick, M.E. y Archibald, S.O. (1998), "Demand Side Management Policies for Residential Water Use: Who Bears the Conservation Burden?", *Land Economics*, 74 (3), pp.343-359.
- Renzetti, S. (1992a), "Evaluating the Welfare Effects of Reforming Municipal Water Prices", *Journal of Environmental Economics and Management*, 22, pp.147-163.
- Renzetti, S. (1992b), "Estimating the Structure of Industrial Water Demands: The Case of Canadian Manufacturing", *Land Economics*, 68 (4), pp.396-404.
- Saleth, R.M. y Dinar, A. (2000), Urban Thirst: Water Supply Augmentation and Pricing Policy in Hiderabad City, India, World Bank Technical Paper n° 395, Washington D.C.
- Reynaud, A. (2003) "An Econometric Estimation of Industrial Water Demand in France", *Environmental and Resource Economics*, 25, pp.213-232.
- Schneider, M.L. y Whitlach, E.E (1991), "User-specific water demand elasticities", *Journal of Water Resources Planning and Management*, 17 (1), pp.52-75.
- Schwarz, G., 1978, Estimating the Dimension of a Model, *The Annals of Statistics*, 6, pp.461-464.
- Shin, J. (1985), "Perception of price when price information is costly: evidence from residential electricity demand", *The Review of Economics and Statistics*, 67 (4), pp.591-598.
- Taylor, L.D. (1975), "The Demand for Electricity: a Survey" *The Bell Journal of Economics*, 6 (1), pp.74-110.
- Taylor, L.D., Blattenberger, G.R. y Rennhack, R.K. (1981), "Residential energy demand in the United States", Electric Power Research Institute, Data Resources Inc., Lexington.
- Taylor, R.G., McKean J.R. y Young, R.A. (2004), "Alternative price specifications for estimating residential water demand with fixed fees", *Land Economics*, 80 (3), pp.463-475.

Terza, J.V. y Welch, W.P. (1982), "Estimating Demand under Block Rates: Electricity and Water", *Land Economics*, 58 (2), pp.181-188.

Williams, M. (1985), "Estimating Urban Residential Water Demand for Water under Alternative Price Measures", *Journal of Urban Economics*, 18 (2), pp.213-225.

Williams, M. y Suh, B. (1986), "The Demand for Urban Water by Customer Class", *Applied Economics*, 18, pp.1275-1289.

4. Servicios recreativos

4.1 Introducción

4.1.1. Definición del servicio en VANE

La Evaluación de Ecosistemas del Milenio, como extendido marco de referencia y definición de los servicios que proporciona el medio natural, encuadra a los servicios recreativos dentro de los denominados servicios culturales. Estos proporcionan un tipo de beneficios no materiales a la sociedad (ocio, conocimiento, pensamiento, reflexión o espiritualidad) y en gran medida se deben a la naturaleza y el paisaje (MA, 2003). En una línea similar, de Groot *et al.* (2002) otorgan a los servicios culturales un valor que puede ser recreativo y (eco)turístico, de inspiración cultural y artística, de información espiritual, histórica, científica y educativa. Farber *et al.* (2006), en su clasificación de funciones y servicios de los ecosistemas, también hablan de servicios culturales, que proporcionan un bienestar o un enriquecimiento emocional, psicológico y cognoscitivo. En ese grupo incluyen a los servicios recreativos, como aquéllos que brindan oportunidades para el descanso, el retiro y el ocio. Y además, a lo que podría traducirse como servicios sensoriales o estéticos que se derivan del paisaje y la naturaleza, y a la fuente de conocimiento científico y educacional (los ecosistemas como “laboratorios naturales”).

A efectos de su valoración, los servicios recreativos presentan una serie de particularidades:

- Están ligados íntimamente a los valores y comportamientos de las personas, a los modelos sociales, de modo que su percepción y valoración varía con los individuos (bastante más que puede ocurrir con otros servicios, como la provisión de alimentos)¹.
- Aportan valores de uso directo no consuntivo, y en esto se diferencian de la caza y la pesca deportivas (Pagiola *et al.*, 2004).
- Se suelen desarrollar en espacios naturales de libre acceso, lo cual explica en buena parte que estos servicios no se vean reflejados en el mercado (si bien, muchas veces, sean susceptibles de ser valorados a través de mercados indirectos).
- Los servicios recreativos que ofrecen los activos naturales no siempre constituyen la motivación única que justifica su visita, al combinarse a menudo con otros servicios, en “paquetes turísticos” que explican una disposición a pagar agregada por el viaje².

¹ Croitoru (2007) obtiene valores muy diferentes para la actividad recreativa desarrollada en bosques de los países mediterráneos, desde 5 a 167 € ha⁻¹, la cual justifica por las diferencias entre los niveles de renta, la oferta recreativa, la cultura de ocio en cada país y el método de valoración elegido. Se obtienen valores altos en los países más desarrollados, como Francia (115 € ha⁻¹) o Italia (20–50 € ha⁻¹).

² En algunos casos, como el turismo de “sol y playa”, es claro que son los atributos turísticos de la zona costera los que más pesan en la decisión del visitante. Y, si se piensa en personas que practican el turismo rural, el patrimonio cultural puede explicar una parte del gasto en esa actividad.

- La desaparición de unidades marginales del activo al que se asocian no siempre comporta una pérdida real de bienestar, mientras existan sustitutos en las inmediaciones con atributos similares³.
- Una parte considerable de los ecosistemas españoles son disfrutados por turistas extranjeros (sobre todo en destinos de costa y playa), por lo que se exige una definición de la forma de agregar tal valor social.

4.1.2. Importancia de los servicios recreativos en España

El territorio español es capaz de satisfacer una demanda creciente de servicios recreativos, propia de países desarrollados y modernos estilos de vida, algo que es posible gracias a, entre otros factores, la calidad de sus activos naturales y el abandono de la actividad agraria. Esto ha provocado la consolidación del turismo como actividad económica de primer orden en la estructura productiva nacional y la especialización económica de muchas regiones hacia este sector terciario, como señalan las estadísticas. En 2005, la demanda final turística alcanzó los 99.183 millones de euros (el 11% del PIB de España) (INE, 2005). En 2006, España recibió 58,5 millones de turistas no residentes (de los cuales, cerca del 80% llegaron por motivos de ocio y vacaciones). Entre enero y octubre de ese mismo año, los españoles hicieron más de 130 millones de viajes dentro del territorio nacional (IET, 2006).

Como puede suponerse, las características ambientales y paisajísticas son sólo una parte del atractivo de España como destino turístico preferente a escala internacional. En cuanto a los ecosistemas visitados, las playas y ciertas zonas costeras, las áreas forestales y las montañas en general son los espacios que gozan de mayor aceptación, por lo que se puede decir que todas las comunidades autónomas, en mayor o menor medida, disponen de activos naturales apropiados y utilizados para el ocio⁴, entre los que destacan los siguientes tipos de usos de suelo:

- De forma prioritaria, las playas dunas y arenales (clase CORINE 3.3.1)
- Las superficies de agua (clase 5), tanto las continentales como las litorales.
- Los bosques (clase 3.1) y, en menor medida, los espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea e, incluso, algunos espacios abiertos con poca vegetación.

4.1.3. Metodologías de valoración

La economía ha desarrollado instrumentos para estimar el valor de bienes ambientales con características de bienes públicos, sin mercado específico, o un cambio en la cantidad o calidad de dichos bienes. En el trabajo de Costanza *et al.* (1997), las técnicas

³ Por ejemplo, la desaparición de una playa conlleva sólo parcialmente pérdida de valores recreativos, en la medida en que se puedan utilizar las playas adyacentes. No obstante, siempre quedará una pérdida de bienestar no compensada, asociada en parte al grado de singularidad del espacio que desaparece y al coste de relocalización.

⁴ Existen, sin embargo, diferencias entre las regiones. Las más visitadas por los turistas no residentes en 2006 fueron, por este orden: Cataluña, Baleares, Canarias, Andalucía, Comunidad Valenciana y Madrid. Los turistas nacionales prefirieron, por este orden, a Andalucía, Cataluña y Comunidad Valenciana (IET, 2006).

de valoración más comunes de los servicios recreativos que se emplean en sus más de cien estudios de caso son la valoración de mercado directa (entendida como valor añadido: precio de mercado menos costes de trabajo y capital) y la valoración contingente, seguidas del coste del viaje, el factor de producción y los precios hedónicos (de Groot *et al.*, 2002). Los más empleados son los métodos de preferencias reveladas y declaradas, y, dentro de éstos, los del coste de viaje y valoración contingente, los cuales, de acuerdo con autores como Farber *et al.* (2006), son los más adecuados para valorar económicamente los servicios recreativos.

El método del coste del viaje o de desplazamiento construye un mercado indirecto de transporte y servicios turísticos, estimando la relación entre costes de viaje y número de visitas. Para ello se aprovecha la relación de complementariedad débil existente entre los servicios recreativos y el resto de bienes y servicios de mercado necesarios para disfrutar del ocio en la naturaleza (desplazamiento, alojamiento, equipo y material, tiempo, etc.). Por su parte, las técnicas de preferencias reveladas estiman directamente el excedente del consumidor por medio de mercados hipotéticos, deducidos a partir de cuestionarios, que permiten expresar la disposición a pagar del encuestado por tener la posibilidad de disfrutar de un activo natural en unas condiciones dadas. A la hora de utilizar estos métodos es preciso tener en cuenta algunas cuestiones: el posible pago de una entrada, las características socioeconómicas de los encuestados, el tiempo dedicado a la visita y su contabilización o no como coste o si la zona de estudio es el único destino del viaje o, por el contrario, representa sólo una parte del mismo⁵. Podría esperarse que los resultados difieran algo según apliquemos uno u otro, debido a que el método del coste de viaje revela estrictamente el valor de uso actual del espacio natural, al basarse en preferencias reveladas en el mercado (aunque indirecto), y, en cambio, el de valoración contingente captura además valores de no uso actual como son los de opción y existencia (Loomis, 2000). Por eso, cabe esperar que con el método del coste de viaje el valor obtenido sea más bajo⁶.

Los métodos de valoración contingente y coste del viaje son útiles para valorar los servicios recreativos, pero pueden ser más fácilmente utilizables si están en forma de meta-análisis, porque permiten hacer una transferencia de resultados⁷. En estos casos se trata de una transferencia que no es la habitual (de un *study site* a un *policy site*), pues, a partir de rangos de valor procedentes de muchos estudios, se busca asignar un valor a un ecosistema tipo. Como se ha comentado en el epígrafe 1.3.5. la transferencia de resultados (en este caso, sobre la base de trabajos de meta-análisis) podría ser una solución operativa cuando escapa de las posibilidades del ejercicio hacer estimaciones

⁵ Por lo general, la gente que recorre grandes distancias suele visitar más de un lugar, por lo que el coste debe ser repartido. El U.S. Forest Service asume que el 95% de los encuestados viene ex profeso al lugar de estudio y no vive lejos, mientras que el 5% restante provienen de lugares lejanos y tienen además otros destinos.

⁶ La literatura apunta a que los valores de existencia, de legado y de opción suelen ser tanto o más altos que los valores de uso recreativo (Hackett, 1998). En Walsh *et al.* (1984) se sugiere que estos valores vienen a representar un 50% del total. En Casey *et al.* (1995), el peso o la proporción de valor sobre el total de la visita que los encuestados otorgan a la conservación de la naturaleza es de un 43%.

⁷ No obstante, para servicios recreativos, Farber *et al.* (2006), consideran difícilmente transferibles los resultados de caso.

directas del valor recreativo. A este respecto pueden destacarse, dadas las características y escala del ejercicio VANE, los trabajos de Loomis (2000), Shrestha y Loomis (2001), Rosenberger y Loomis (2001) y Loomis (2005), en los que se llega a estimar excedentes medios del consumidor (por persona y por actividad-día), a partir de estudios de coste de viaje y de valoración contingente. Loomis (2000) lleva a cabo una revisión de en torno a una veintena de estudios destinados a medir los valores recreativos de la naturaleza en Estados Unidos, tanto por el método de coste de viaje como por valoración contingente. A partir de la misma se calcula un valor medio por día de visita de 39,60 €₂₀₀₅ [39,61 US\$₁₉₉₆], que representa el excedente del consumidor: en este caso, lo que un visitante medio pagaría por encima de su coste de viaje antes de renunciar a pasar un día en la naturaleza. Aún más exhaustivo son los trabajos de Rosenberger y Loomis (2001) y el más reciente de Loomis (2005), del cual se expone una selección de resultados en el CUADRO 65. Al respecto, cabe destacar por un lado la amplia variabilidad en los resultados de disponibilidad a pagar por persona y día; y que en ambos meta-análisis se utiliza únicamente medidas de *excedente del consumidor total*, y no marginal o diferencial, lo que permitiría acercarse a una medida del flujo de valor total generado por los activos naturales como soporte de actividades recreativas.

CUADRO 65. Excedentes del consumidor en EE.UU., para ciertas actividades (€₂₀₀₅ por día y persona)

Actividad	Nº de estudios	Nº de estimaciones	Media	Error estándar de la media	Rango de estimaciones	
Camping	29	48	30,77	9,29	22,19	66,47
Remo / canoa / rafting	20	81	83,49	9,56	2,23	326,66
Ir a la playa	5	33	32,62	5,06	3,13	97,48
Excursiones	21	68	25,52	4,33	0,33	216,81
Baño	11	26	35,31	6,14	1,82	111,15
Picnic	8	13	34,30	10,19	7,40	118,10
Bicicleta de montaña	7	32	61,04	12,11	17,26	244,65
Disfrute del paisaje	15	28	30,48	8,80	0,54	173,56
Observación de vida silvestre	69	240	35,05	2,64	1,99	287,83
Recreo en general	15	39	29,04	8,69	1,17	213,06

Nota: Valores originales en US\$₂₀₀₄. Fuente: Loomis (2005).

Para Europa, encontramos en Pearce y Pearce (2001) una serie de estudios de caso procedentes de varios países, al igual que en Zandersen (2005), de donde se extrae el CUADRO 66. Referido a los bosques ingleses, Benson y Willis (1992) obtienen un valor recreativo medio por visita de 3,95 €₂₀₀₅ por visita [2,16 £₁₉₉₂ por visita] y otro medio anual por hectárea de bosque de 85,91 €₂₀₀₅ ha⁻¹ [47 £₁₉₉₂ ha⁻¹]. Más cercano que los anteriores, el trabajo de Garrido *et al.* (1994) aplica el método del coste de viaje a la valoración de La Pedriza del Manzanares, en el Sistema Central, enclave destacable por su singular paisaje granítico y su proximidad a un núcleo urbano de grandes proporciones como es Madrid. Asumiendo que no debe computarse como coste el tiempo de ocio en el parque, sino únicamente el coste de viaje, la valoración ofrece un excedente del consumidor medio actualizado de 97,59 €₂₀₀₅ por visita, con un sesgo [o desviación] estimado de ±9,3%. También a nivel nacional, se encuentran estudios de aplicación del método de valoración contingente para identificar disposiciones a pagar

(DAP) por visitar espacios naturales en Vázquez (2001), cuyos resultados finales se exponen en el CUADRO 67. De ellos se infiere una DAP media por uso recreativo de 8,14 €₁₉₉₈ por persona y visita (7,6 €₁₉₉₈ por visita de mediana), equivalentes a 9,30 €₂₀₀₅ por visita (8,7 €₂₀₀₅ por visita de mediana). Por último, Caparrós y Campos (2002) y Campos *et al.* (2007) muestran los resultados de una encuesta realizada en un paraje de la Sierra de Guadarrama. El valor que consideran más adecuado es el de 15,29 €₂₀₀₅ por visita [12,24 €₁₉₉₈] por visita (mediana de la DAP), aceptando una intensidad de 15 visitas por hectárea y año. Como particularidad puede mencionarse que en este estudio se estimó además la DAP por las visitas guiadas a nidos de buitres negros, recogiendo una media de 6,52 €₂₀₀₅ por visita 5,22 €₁₉₉₈ por visita y una mediana de 3,61.

CUADRO 66. Excedentes del consumidor para bosques europeos, empleando el método de costes de viaje y otras medidas de bienestar

País	Estudio	Nº de observaciones	Media (€ ₂₀₀₅ visita ⁻¹)	Mediana (€ ₂₀₀₅ visita ⁻¹)
Reino Unido	Everett (1979)	1	5,01	5,01
Reino Unido	Willis y Benson (1988)	3	4,04	3,90
Reino Unido	Willis y Benson (1989)	24	4,37	4,72
Reino Unido	Hanley (1989)	1	4,68	4,68
Reino Unido	Willis (1991)	77	4,02	4,06
Reino Unido	Willis y Garrod (1991)	36	2,02	1,24
Reino Unido	Hanley y Ruffell (1993)	1	4,63	4,63
Reino Unido	Bateman <i>et al.</i> (1996)	2	3,24	3,24
Italia	Boatto <i>et al.</i> (1984)	1	6,60	6,60
Italia	Merlo (1986)	1	2,80	2,80
Italia	Marinelli y Romano (1986)	1	1,85	1,85
Italia	Gatto (1988)	1	3,46	3,46
Italia	Marinelli <i>et al.</i> (1990)	2	26,02	26,02
Italia	Merlo y Signorello (1991)	7	16,98	15,03
Italia	Marangon y Gottardo (2001)	2	18,58	18,58
Alemania	Löwenstein (1991)	1	57,52	57,52
Alemania	Luttmann y Schröder (1995)	2	124,86	124,86
Alemania	Elsasser (1996)	26	10,94	7,88
Austria	Glück (1977)	1	0,73	0,73
Francia	INRA (1979)	3	11,26	12,98
Suecia	Bojö (1985)	1	35,88	35,88
Dinamarca	Christensen (1988)	47	0,89	0,58
Bélgica	Moons <i>et al.</i> (2001)	6	5,39	4,99
Finlandia	Ovaskainen <i>et al.</i> (2001)	1	39,64	39,64

Fuente: Zandersen (2005), con valores actualizados de €₂₀₀₀ a €₂₀₀₅.

CUADRO 67. Disposiciones a pagar en parques españoles por aplicación de valoración contingente

Espacio natural	Rango de valor		Referencia
	€ _{año} visita ⁻¹	€ ₂₀₀₅ visita ⁻¹	
<i>Parques nacionales:</i>			
Monfragüe ^a	8,0 (1994)	11,2 ^b	Campos <i>et al.</i> (1996)
Ordesa y Monte Perdido	5,4-7,3 (1996)	6,4-8,6	Pérez <i>et al.</i> (1996) y Pérez y Barreiro (1997)
Aigüestortes i Estany de Sant Maurici	8,6 (1997)	10,0	Riera <i>et al.</i> (1997)
Tablas de Daimiel	2,8-5,7 (1997)	3,2-6,6	Júdez <i>et al.</i> (1998)
Teide	11,2 (1997)	13,0	León <i>et al.</i> (1998)
Caldera de Taburiente	9,8 (1997)	11,3	León <i>et al.</i> , (1998)
Islas Cies ^a	10,1 (1998)	11,5	González <i>et al.</i> (1999)
<i>Parques naturales:</i>			
La Dehesa del Moncayo	3,7 (1994)	5,2	Rebolledo y Pérez (1994)
Pla de Boavi els Pallars Sobirà	5,3-7,7 (1993)	7,8-11,4	Riera <i>et al.</i> (1994)
Señorío de Bertiz	4,0-4,8 (1995)	5,4-6,5	Pérez <i>et al.</i> (1995)
Monte Aloia	2,3 (1995)	3,1	González (1997)
Cuenca de Tejada, Cumbres, Tamadaba e Imagua	8,1-25,4 (1994)	11,4-35,8	León (1997)
L'Albufera	3,3-4,6 (1995)	4,4-6,2	Del Sanz y Suárez (1998)
Posets-Maladeta	4,5-5,4 (1996)	5,8-7,0	Pérez <i>et al.</i> (1998)

Notas: ^a Antes de ser declarado parque nacional; ^b Para dos fincas piloto situadas en Monfragüe (Cáceres) y sierra de Gata (Salamanca), el dato equivalente por hectárea, como renta de explotación de mercado o margen neto de explotación (sin subvenciones ni impuestos) proporcionada por los servicios recreativos es de 33,8 €₁₉₉₄ ha⁻¹ (47,6 €₂₀₀₅ ha⁻¹) y 20,6 €₁₉₉₄ ha⁻¹ (29 €₂₀₀₅ ha⁻¹) respectivamente. Fuente: Vázquez (2001).

4.2. Uso recreativo del activo zona costera para la población residente. El caso de estudio de la Bahía de Santa Ponça

4.2.1. Definición del servicio en la zona de estudio

Los activos naturales del litoral español permiten a residentes y turistas disfrutar de un amplio abanico de servicios recreativos (pescar, nadar, pasear, etc.). Desde una perspectiva económica, estos servicios tienen dos características importantes. La primera de ellas hace referencia a que su valor depende de los atributos del espacio (superficie, paisaje, equipamientos, etc.) a la par que de su calidad ambiental⁸. La segunda característica se refiere al hecho de que su asignación no se produce a través de los mercados. Más bien al contrario, cualquiera puede acceder a estos espacios a un precio cero, o bien a un precio de entrada que no mantiene ninguna relación con los costes de proveer el acceso. Además, las pequeñas, a menudo nulas, variaciones de precio no permiten la determinación de una función de demanda ni la estimación del cambio de bienestar que experimentan los individuos ante la mejora o el deterioro de los atributos característicos del litoral. Probado, pue, el hecho de que los activos naturales costeros proporcionan un amplio abanico de servicios recreativos a la población, se puede afirmar que estos espacios son capaces de generar flujos de bienestar para la sociedad en la medida que ésta se aprovecha de sus usos recreativos.

En este contexto, el estudio propuesto en este apartado pretende valorar económicamente el uso recreativo de una amplia franja de litoral. En concreto, se intenta estimar el valor que los residentes en las poblaciones costeras de Costa de la Calma, Peguera, Santa Ponça y Calviá Villa –todas ellas pertenecientes al municipio de Calviá (Mallorca)– asignan al uso recreativo de las playas, arenales y dunas localizadas en la bahía de Santa Ponça. Además, se ha considerado que esta bahía es un lugar representativo de la costa española y, en consecuencia, los resultados obtenidos podrán ser transferidos al resto del litoral español. A continuación se presenta la metodología utilizada en el ejercicio de valoración, las distintas fases que se han seguido para su implementación y, finalmente, se muestran los resultados obtenidos.

4.2.2. Metodología de valoración

La literatura económica ha desarrollado un amplio abanico de técnicas que permiten descubrir el valor económico de los bienes denominados intangibles, entre las que destaca, para el caso de los servicios recreativos, el Método del Coste del Viaje (MCV). Con ayuda del MCV es posible estimar la función de demanda de servicios recreativos y, a partir de ésta, calcular el bienestar que obtienen los visitantes, tanto por su disfrute como por la mejora o empeoramiento de la calidad ambiental. La idea de Hotelling (1947) de utilizar el coste del viaje para estimar las funciones de demanda de las áreas recreativas deriva del hecho de que los costes de transporte son un determinante

⁸ Es importante recordar que estos atributos se ven afectados, a la vez que por el uso que hacen los visitantes, por la contaminación del aire y del agua, por la gestión económica llevada a cabo, por la extracción de materias primas, etc.

importante de la visita a un espacio natural. Desde esta perspectiva, se puede afirmar que las actividades recreativas tienen lugar en espacios concretos que presentan características de calidad observables y costes de viaje medibles. Es precisamente la respuesta de los individuos a las variaciones del precio implícito de la visita, la base para estimar no sólo la función de demanda recreativa sino también el bienestar que obtienen los individuos por su visita (Garrod y Willis, 1999; Prada, 2001; Fix *et al.*, 2000).

El MCV ha sido utilizado con profusión para estimar el valor de los servicios recreativos de distintos ecosistemas y, aunque la mayor parte de aplicaciones hacen referencia a un espacio concreto⁹, es posible aplicar el mismo análisis a un conjunto de espacios¹⁰. Uno de los esquemas más utilizados es el modelo de utilidad aleatoria diseñado por McFadden (1974). La base conceptual que se esconde bajo el modelo es la misma que se encuentra en los modelos más simples del MCV, de forma que el coste del viaje sigue jugando el papel del precio subrogado y las variaciones del mismo permiten observar las fluctuaciones de la demanda.

Una característica diferenciadora entre un modelo y otro es el horizonte temporal. La vertiente más sencilla del MCV mide los servicios recreativos que proporciona un espacio a lo largo de un periodo de tiempo determinado (una semana, un mes, una temporada o un año), mientras que los modelos desarrollados sobre la base de los modelos de utilidad aleatoria describen la elección del individuo entre un conjunto de alternativas en cada ocasión de elección. Por tanto, el MCV, bajo el esquema de los modelos de utilidad aleatoria, analiza una determinada ocasión de elección y persigue identificar los factores que explican que el individuo visite un cierto espacio natural en lugar de otros, hecho que dificulta la obtención de estimaciones para periodos temporales más largos (un año, por ejemplo). La literatura especializada en este tipo de modelos presenta diversas formas de contrarrestar esta debilidad aunque, tal vez, el *linked model* sea la vertiente que goza de mayor aceptación (Herriges, Kling y Phaneuf, 1999)¹¹. El *linked model*, desarrollado a partir de los trabajos de Bockstael *et al.* (1986 y 1987), intenta reproducir el proceso de decisión de los individuos cuando éstos se ven obligados a decidir: i) el número de visitas que, a lo largo de un periodo de tiempo determinado, realizarán a los espacios naturales; y ii) el espacio concreto que, en cada ocasión de elección, visitarán.

⁹ Un buen ejemplo de ello es el estudio de Desvousges *et al.* (1983) aplicado al Río Monongahela, el de Caulkins *et al.* (1986) referente a los Lagos de Wisconsin, el estudio de las Playas de Boston llevado a cabo por Hanemann (1978) o el de Bockstael *et al.* (1988) a propósito de la Bahía de Chesapeake entre otros.

¹⁰ El estudio de Morey *et al.* (1991) sobre la pesca en la costa de Oregon, el estudio de Karou *et al.* (1995) referente al valor de los estuarios del norte de California y el estudio de Riera (2000) referido a la visita a espacios naturales de Mallorca, son una buena prueba de ello. El trabajo de Bell y Leeworthy (1990) se ha constituido en el estudio de referencia para cualquier publicación que haga referencia al valor recreativo de una zona costera.

¹¹ Las características específicas de este estudio desaconsejan la utilización de otras vertientes como los *nested logit models* introducidos por Morey *et al.* (1993), dado que no son aplicables en aquellos contextos en los que, como en este caso, no se conoce con certeza el nombre de ocasiones de elección; o el modelo de Kuhn-Tucker, que a día de hoy no ha sido aún completamente desarrollado y que presenta, además, importantes deficiencias en su estimación econométrica (Phaneuf *et al.*, 2000).

Debe advertirse que el modelo se desarrolla a partir de los espacios que una muestra de individuos ha visitado a lo largo del periodo de tiempo considerado y el número de ocasiones en que cada uno de ellos ha sido visitado. No obstante, la implementación del modelo no requiere que *todos los individuos de la muestra visiten todos los espacios objeto de estudio*, siendo necesario únicamente que los individuos definan el conjunto de elección $\Psi = \{1, 2, 3, \dots, J\}$ y que el investigador sea capaz de medir las características y el coste de desplazamiento que soporta cada individuo. De forma simplificada, el modelo se articula alrededor de dos etapas. En la primera de ellas se modeliza la ‘elección del espacio’; es decir, el proceso que conduce a los individuos a visitar un determinado espacio de entre un conjunto de alternativas¹² adecuadamente caracterizadas. Por su parte, en la segunda etapa se persigue estimar la ‘demanda recreativa’; es decir, el número total de visitas que los individuos de la muestra realizarán alrededor del conjunto de elección en un periodo de tiempo determinado (por ejemplo, un mes), de acuerdo con la información obtenida en la primera etapa que queda sintetizada por el excedente del consumidor por visita. Por lo tanto, a partir de una serie de supuestos sobre la forma en que escogen los individuos, es posible responder en términos de probabilidad –contemplando las posibilidades de sustitución e incorporando la calidad de los atributos que integran los distintos espacios– a la pregunta: “¿qué espacio visitará un individuo cada vez que se vea obligado a escoger entre un conjunto de alternativas?” (véase el Anexo 3.1 para un mayor detalle analítico).

Posteriormente, probado el hecho de que es necesario un modelo independiente o complementario para estimar la demanda recreativa, se procede a estimar el número total de viajes que un individuo realizará al conjunto de elección, teniendo en cuenta la información obtenida en la primera etapa. De esta forma se garantiza que la estimación de la demanda recreativa tiene en cuenta las preferencias de los individuos, los atributos ambientales y los costes de acceso a los distintos espacios considerados (véase el Anexo 3.1).

Finalmente, una vez estimada la función de demanda, es posible calcular el excedente del consumidor para el periodo considerado, entendido éste, como una medida del bienestar que obtienen los individuos de la muestra del disfrute de los servicios recreativos que ofrecen los espacios costeros durante un periodo de tiempo considerado (véase de nuevo el Anexo 3.1 para un mayor detalle analítico).

4.2.3. Diseño de la aplicación empírica

Una vez descrita en el ámbito teórico la metodología que permitirá estimar el valor de uso recreativo de los activos naturales para la población residente, se detallan a continuación las distintas etapas que se han seguido para su implementación. El estudio se ha desarrollado, como se ha dicho, en la bahía de Santa Ponça, siguiendo para la elección de esta zona piloto dos criterios básicos: i) garantizar una cierta

¹² En la literatura especializada, este conjunto de espacios recibe el nombre de conjunto de elección.

exhaustividad en términos de cobertura y variabilidad geográfica; y ii) atender la perspectiva ecológica, funcional y económica.

La población relevante para este caso de estudio incluye a los residentes mayores de 18 años de las localidades cercanas a esta franja del litoral insular; a saber: Peguera, Costa de la Calma, Santa Ponça y el núcleo urbano de Calvià. Se incluyen, así, tanto los visitantes como los no visitantes de los espacios recreativos “playa-duna” de la zona piloto, aunque cabe esperar un bajo porcentaje de estos últimos, dada la proximidad de los residentes al conjunto de espacios objeto de estudio. Según los datos del *Institut Balear d’Estadística* (IBAE), a 1 de enero de 2004, la población mayor de 18 años de dichas localidades era de 9.460 personas. El análisis de preferencias recreativas se ha realizado a partir de una muestra representativa de esta población relevante, sobre la base de rutas aleatorias entre los hogares. La determinación del tamaño de la muestra se ha establecido mediante un muestreo aleatorio simple (Newbold, 1997). De esta manera, bajo los supuestos de un intervalo de confianza del 95% y un error de la muestra del $\pm 4\%$, resulta obligado entrevistar a un número mínimo de 565 individuos.

El cuestionario diseñado, necesario para la implementación de los modelos descritos en el Anexo 3.1 se presenta en el Anexo 3.2. Está dividido en cuatro secciones. La primera hace referencia a la tipología y atributos de la residencia de los entrevistados e intenta capturar sus principales características (régimen de propiedad, primera o segunda residencia, etc.). La segunda parte del cuestionario, dedicada íntegramente a analizar las pautas de frecuentación a los espacios costeros, recoge un listado de todas las zonas de uso recreativo que constituyen la superficie costera de la zona piloto, en un intento de averiguar los espacios que conforman el conjunto de elección de los individuos, el número de veces que los visitan y las actividades que desarrollan en ellos. La tercera sección se orienta a conocer los elementos relevantes de la última visita realizada por los individuos. Se recoge, así, información sobre el número de acompañantes, el medio de transporte utilizado, los gastos relacionados con la visita, la duración de la misma, las actividades desarrolladas, las motivaciones y preferencias del individuo, etc. Finalmente, la última parte del cuestionario se centra en la información de carácter personal de los individuos, principalmente en sus características socioeconómicas tales como edad, sexo, nivel de renta, nivel de estudios, etc.

En un intento de garantizar que el cuestionario diseñado no presente lagunas importantes y que la formulación de las preguntas no conduzca a interpretaciones erróneas, se realizó una prueba piloto entre 60 individuos escogidos aleatoriamente durante la última semana de julio del 2006. Una vez validado el cuestionario, se recogió información, durante los meses de agosto y septiembre de 2006, a 727 individuos, excediendo el mínimo de entrevistas requeridas. De las 727 encuestas realizadas, únicamente se han incluido en la especificación del modelo aquellas observaciones para las que es posible calcular el coste de desplazamiento, eliminándose así aquellas otras que corresponden a individuos que han utilizado transporte público o bien embarcaciones (27); aquéllas que presentan errores en la localización del lugar de residencia (40) o no han respondido a la pregunta relativa al número de acompañantes (4). Adicionalmente, se ha prescindido de aquellas observaciones que han obviado

información socioeconómica relevante (2). Por lo tanto, la estimación incluye un total de 638 observaciones. Para más información sobre la muestra, se puede consultar el análisis descriptivo incluido en el Anexo 3.3. El CUADRO 68 ilustra la tasa de frecuentación de los 14 espacios que conforman el conjunto de elección por parte de los individuos de la muestra. Dado que ningún espacio presenta tasas de frecuentación inferiores al 1%, se ha optado por incluir todos los espacios en la estimación del modelo.

CUADRO 68. Espacios y tasa de frecuentación

Espacio	Tasa de frecuentación
Caló d'en Monjo	1.72%
Cala Fornells	8.27%
Caló de ses Llisses	2.65%
Playa de Palmira	14.04%
Playa de Torà	7.02%
La Romana	3.90%
Sa Punta des Gats	2.34%
Cala Blanca	6.86%
Playa des Castellot	4.68%
Playa de Santa Ponça	21.53%
Caló d'en Palliser	15.60%
Sa Caleta	6.55%
Mirador des Malgrat	2.96%
Punta Prima	1.87%

Fuente: Elaboración propia

El cálculo del coste de desplazamiento así como del coste de oportunidad del tiempo se ha realizado a partir de dos matrices, una de distancias y otra de tiempos, elaboradas a partir de la implementación de una herramienta de Sistema de Información Geográfica. La primera recoge las distancias entre los puntos de origen, la residencia de los individuos de la muestra y los destinos, el conjunto de espacios playa-duna que conforman el conjunto de elección. Por otra parte, la matriz de tiempos recoge el tiempo necesario para realizar cada recorrido entre un origen y una destinación determinada. El coste de desplazamiento oscila entre 0,19 y 0,078 euros por kilómetro recorrido, según sea el medio de transporte el coche o la motocicleta¹³. Asimismo, el coste de oportunidad del tiempo se ha calculado multiplicando un tercio del salario/hora del individuo¹⁴ por el tiempo invertido en el desplazamiento (véase el Anexo 3.4 para un mayor detalle del cálculo del coste de viaje, y el Anexo 3.5 para el cálculo de las distancias).

4.2.4. Estimación y resultados

¹³ Estas cuantías son las oficialmente establecidos por la Administración General del Estado en la Orden EHA/3770/2005 de 1 de diciembre por la que se actualiza el importe de la indemnización a percibir como gasto de viaje por el uso de vehículo particular.

¹⁴ El salario/hora se calcula dividiendo la renta anual de los individuos entre 2.080, cifra que se corresponde a una estimación del total de horas de trabajo a lo largo de un año.

La estimación del valor de uso recreativo para la población residente se ha realizado siguiendo la metodología anteriormente descrita (Anexo 3.1) y mediante el uso del paquete estadístico NLOGIT-LIMDEP, versiones 3.0 y 8.0 respectivamente.

Modelo de elección del espacio

El CUADRO 69 recoge las estimaciones correspondientes a la etapa de elección del espacio lo que permite calcular la probabilidad de que cada una de las alternativas disponibles sea escogida. Los coeficientes estimados indican la relación existente entre cada uno de los atributos (coste de la visita, presencia de arena, ratio de la longitud del espacio respecto al total de espacios que conforman el conjunto de elección, radio visual abierto, vegetación porte arbóreo y nudista) y la probabilidad de que una alternativa determinada sea escogida.

CUADRO 69. Estimación del modelo de elección del espacio playa-duna

Variable	Coefficiente (p-valor)	Intervalo de confianza* [Bootstrap]
Coste de la visita	-1,1878 (0,00)	[-1,3685; -1,0678]
Ratio longitud	1,9045 (0,00)	[1,3105; 2,6293]
Arena	0,5986 (0,00)	[0,4954; 0,9006]
Radio visual abierto	-0,5471 (0,00)	[-0,7237; -0,3856]
Vegetación porte arbóreo	0,7015 (0,00)	[0,3666; 0,8316]
Nudista	-1,3178 (0,00)	[-2,1130; -0,9214]
Pseudo-R ²	0,2121	
Log likelihood	-1326.646	

Nota: * Intervalo de confianza al 90%

Entre los atributos que influyen positivamente sobre la probabilidad de visitar un determinado espacio playa-duna, se encuentran el 'ratio de la longitud', la presencia de 'arena' y 'vegetación de porte arbóreo'. Por otra parte, atributos como el 'coste de la visita', el 'radio visual abierto' o ser un espacio 'nudista'¹⁵ afectan negativamente a la probabilidad de elección del espacio. En el CUADRO 69 sólo aparecen los coeficientes de las variables que han resultado significativas¹⁶. Para examinar la lista completa de

¹⁵ Es posible que el atributo 'nudista' esté capturando alguna otra característica como la dificultad de acceso. Ello explicaría por qué dicho atributo tiene una valoración negativa por parte de los individuos.

¹⁶ El grado de significación estadística de las variables se determina a partir del valor del t-ratio correspondiente a cada coeficiente estimado. En el caso de que una variable resulte ser significativa para el modelo se puede considerar que ésta aporta información relevante.

variables y atributos¹⁷ que se han usado en las estimaciones iniciales del modelo, así como su descripción, se puede consultar el Anexo 3.4.

Asimismo, el CUADRO 69 presenta los intervalos de confianza de los coeficientes estimados siguiendo el procedimiento Bootstrap (Efron y Tibshirani, 1993). Por ello se ha procedido a generar artificialmente 1.000 muestras extrayendo aleatoriamente y con reemplazamiento elementos de la muestra original y obtener así, de forma artificial, los respectivos intervalos de confianza.

El CUADRO 70 recoge las probabilidades asociadas a cada uno de los 14 espacios considerados, a partir de la ecuación (7) del Anexo 3.1. Así la playa de Santa Ponça, el Caló d'en Palliser y la playa de Palmira resultan ser los espacios con mayor probabilidad de elección. Cabe recordar que estos espacios, según la información recogida en la encuesta, son los más visitados en el último mes, lo que se puede interpretar como una bondad del modelo.

CUADRO 70. Probabilidades estimadas

Espacio	Probabilidad
Caló d'en Monjo	1,72%
Cala Fornells	8,03%
Caló de ses Llisses	4,07%
Playa de Palmira	10,88%
Playa de Torà	7,88%
La Romana	6,12%
Sa Punta des Gats	4,32%
Cala Blanca	6,96%
Playa des Castellot	4,07%
Playa de Santa Ponça	24,03%
Caló d'en Palliser	12,04%
Sa Caleta	6,08%
Mirador des Malgrat	2,35%
Punta Prima	1,02%

Fuente: Elaboración propia.

Cálculo del excedente del consumidor por visita

A partir de las ecuaciones (8) y (9) del Anexo 3.1 se ha estimado el excedente del consumidor por visita (*s*). En el CUADRO 71 se resumen los valores obtenidos así como los intervalos de confianza calculados sobre la base de la metodología Bootstrap, descrita anteriormente. Tomando el valor absoluto del coeficiente del atributo del coste de la visita resulta un valor medio del excedente del consumidor por visita de 2,07 euros.

¹⁷ La diferencia entre el número de variables explicativas disponibles y las que han resultado significativas responde, como se comentó en el Anexo I a que aquellos atributos ambientales que no varían entre alternativas no determinan la elección de los individuos (Haab et al 2002).

CUADRO 71. Excedente del consumidor por visita (€₂₀₀₆)

	Excedente del consumidor	Intervalo de confianza *
Media del excedente del consumidor por visita (s)	2,07	[1,81; 2,30]

* Intervalo de confianza al 90%

Estimación de la demanda recreativa

La estimación del modelo de demanda recreativa constituye la segunda etapa del modelo. De acuerdo con la ecuación (10) del Anexo 3.1, y una vez calculado el excedente del consumidor por visita (s), es posible estimar, a partir de información de carácter socioeconómico, el número total de visitas que los individuos de la muestra realizan al conjunto de elección. Entre las variables socioeconómicas que se han utilizado para la estimación de la demanda recreativa destacan, entre otras: el nivel de estudios, la ocupación, la estructura familiar, la renta del individuo, la edad, el lugar de nacimiento, el núcleo de población donde reside o el régimen de tenencia de la vivienda. La mayoría de las variables usadas en el modelo son cualitativas, por lo que ha sido necesario crear variables artificiales para especificar correctamente el modelo. Así, la categoría de referencia del modelo es una persona nacida en España, que reside en el núcleo de Calvià Vila, cuyo régimen de tenencia de la residencia es en propiedad u otros, que trabaja por cuenta ajena a tiempo completo, sin estudios y con una estructura familiar con hijos.

CUADRO 72. Estimación de la función de demanda de los espacios playa-duna

Nombre de la variable	Coefficiente (p-valor)	Intervalo de confianza* [Bootstrap]
Constante	-0,2011 (0,085)	[-0,5760; 0,1388]
Excedente del consumidor por visita	0,8802 (0,000)	[0,7534; 0,9994]
Edad	0,010 (0,000)	[0,0068; 0,0133]
Nivel de estudios: universitarios o postgrado	-0,0945 (0,000)	[-0,2155; -0,0127]
Estructura familiar: unipersonal	0,2144 (0,000)	[-0,0321; 0,3798]
Estructura familiar: otras	0,8534 (0,000)	[0,5456; 1,2134]
Ocupación: tareas domésticas / Parado / Jubilado / Estudiante	0,1408 (0,000)	[0,0571; 0,2378]
Ocupación: trabajador por cuenta ajena a tiempo parcial	0,0857 (0,016)	[0,0095; 0,2036]
Renta	0,1092 (0,000)	[0,0719; 0,1469]
Lugar de nacimiento: Unión Europea	-0,1577 (0,000)	[-0,2834; 0,0441]
Pseudo-R ²	0,1441	
Log likelihood	2877.821	

Nota: * Intervalo de confianza al 90%

Las estimaciones del modelo, siguiendo la metodología de Máxima Verosimilitud descrita en las expresiones (13) y (14) del Anexo 3.1, se resumen en el CUADRO 72. Se debe tener en cuenta que, en el mismo, sólo aparecen aquellos coeficientes que han resultado significativos. En referencia a la interpretación de las estimaciones obtenidas, las variables con un coeficiente positivo, como por ejemplo el excedente del consumidor por visita, la renta o un mayor nivel de estudios, sugieren que los individuos realizan más visitas a los espacios playa-duna. Por el contrario¹⁸, aquellas variables con un coeficiente negativo, como la ocupación de empresario o profesional liberal, una estructura familiar sin hijos o no haber nacido en España, tienen un efecto negativo sobre el número de visitas.

Estimación del excedente mensual del consumidor

Nuevamente con la ayuda del paquete estadístico NLOGIT-LIMDEP, se ha procedido a estimar el excedente del consumidor mensual (S) a partir de la ecuación (15) para cada uno de los individuos de la muestra. La media mensual obtenida de S asciende a un valor de 13,39 euros.

CUADRO 73. Excedente del consumidor mensual (€₂₀₀₆)

Medida estimada	Excedente del consumidor	Intervalo de confianza * [Bootstrap]
Media del excedente del consumidor (S)	13,39	[12,00; 14,73]

* Intervalo de confianza al 90%

Puesto que en el cálculo del excedente del consumidor se consideran varios supuestos tanto en lo relativo al coste por kilómetro recorrido como al coste de oportunidad del tiempo invertido en el trayecto, se presenta en el CUADRO 74 un análisis de la sensibilidad de los resultados obtenidos. Como se puede observar, no existen importantes variaciones en el excedente del consumidor al considerar distintos costes por kilómetro recorrido (0,12€, 0,15€ y 0,19€) o distintos costes de oportunidad del tiempo invertido (1/4, 1/3 y 1/2 de la renta). De esta forma, el excedente del consumidor oscila entre los 10,47 y los 18,13 euros considerando, respectivamente, los valores extremos de un 25% de la renta y 0,12 euros por kilómetro, y un 50% de la renta y 0,19 euros por kilómetro. En el presente estudio se han asumido unos costes intermedios y, en consecuencia, se ha considerado un coste por kilómetro de 0,15€ y un coste de oportunidad medido como un 1/3 de la renta individual (Cesario, 1976).

¹⁸ Las presentes variables son cualitativas por lo que su interpretación debe hacerse siempre con respecto a la categoría de referencia. Así, por ejemplo, un empresario o profesional liberal tenderán a realizar menos visitas con respecto a los trabajadores por cuenta ajena a tiempo completo (categoría de referencia).

CUADRO 74. Sensibilidad en los supuestos de cálculo del coste de viaje (€₂₀₀₆)

Coste Oportunidad	1/4 de la Renta			1/3 de la Renta			1/2 de la Renta		
	0,12 €	0,15 €	0,19 €	0,12 €	0,15 €	0,19 €	0,12 €	0,15 €	0,19 €
Coste por Km. Recorrido									
ECV	16,1	1,85	2,17	1,83	2,07	2,17	2,28	2,51	2,83
ECM	10,47	12,21	14,54	11,70	13,39	14,54	14,28	15,88	18,13

Agregación e interpretación geográfica de los resultados

Una vez estimada la media del excedente mensual del consumidor, es posible obtener el valor monetario agregado que los residentes en las poblaciones costeras de Costa de la Calma, Peguera, Santa Ponça y Calviá Villa asignan a los servicios recreativos proporcionados por las playas de la bahía de Santa Ponça. La estimación de este valor se obtiene, sencillamente, multiplicando S (13,39 euros) por el número de residentes de la zona mayores de 18 años (9.460). Así, el excedente agregado se aproxima a los 126.670 euros/mes, o 1.520.000 euros/año. Dividiendo este último valor entre la superficie total de los 14 espacios considerados en el estudio (1,93 Km.) se obtiene una valoración por kilómetro de 787.560 euros. En el CUADRO 75 se resumen detalladamente los resultados, así como su deflación a euros del año 2005.

CUADRO 75. Valor económico de los servicios recreativos del litoral

Concepto	€ ₂₀₀₆	€ ₂₀₀₅
Media del excedente del consumidor mensual (a).	13,39	12,93
Residentes mayores de 18 años (b).	9.460	-
Excedente del consumidor mensual agregado (c=axb).	126.670	122.390
Excedente del consumidor anual agregado (d=cx12 meses).	1.520.000	1.468.600
Excedente del consumidor anual agregado por Km. de playa, duna o arenal de la Bahía de Santa Ponça (e=d/1.93 Km. playa).	787.560	760.930

Nota: Es preciso advertir que el disfrute de los servicios recreativos ofrecidos por el litoral tiene unos elevados patrones de estacionalidad. Así, la demanda tiene su apogeo durante los meses de verano. De esta manera, el excedente del consumidor mensual agregado obtenido anteriormente, puede ser considerado como el máximo bienestar que obtienen los residentes de los servicios recreativos del litoral de la bahía de Santa Ponça. Se ha utilizado como deflactor el IPC del año 2006, que según datos del INE fue de 3,5%. Fuente: Elaboración propia.

REFERENCIAS

- Bell, F. W. y Leeworthy, V. R. (1990). Recreational demand by tourist for saltwater beach days. *Journal of Environment Economics and Management* 18(3) 189-205.
- Bockstael, N. E., Hanemann, W. M. y Strand, I. E. (1986). Measuring the benefits of water quality improvements in a recreational demand framework. *Water Resources Research*, 23(5), 951-960.
- Bockstael, N. E., Hanemann, W. M. y Kling, C. L. (1987). Estimating the Value of Water Quality Improvements in a Recreational Demand Framework. *Water Resources Research*, 23(5), 951-960.
- Bockstael, N. E., Hanemann, W. M. y Strand, I. E. (1988). Benefits from improvements in Chesapeake Bay water quality. Benefit analysis using indirect or imputed market methods (Volume III). Washington, D.C.: Environment Protection Agency.
- Caulkins, P. P., Bishop, R. C. y Bouwes Sr, N. W. (1986). The Travel Cost Model for Lake recreation: A comparison of Two Methods for Incorporating Site Quality and Substitution Effects. *American Journal of Agricultural Economics*, 68(2), 291.
- Desvougues W.H., Smith V.K. y McGivney M.P. (1983). A comparison of alternative approaches for estimation of recreational and related benefits of water quality improvements. Report to the US Environment protection Agency, Washington, DC.
- Efron, B.; Tibshirani, R.J. (1993). *An Introduction to the Bootstrap*, New York: Chapman y Hall.
- Fix, P., Loomis, J. y Eichhorn, R. (2000). Endogenously chosen travel costs and the travel cost model: an application to mountain biking at Moab. *Applied Economics*, 32. 1227-1231.
- Garrod, G. y Willis, K.G.(1999). *Economic valuation of the environment*, Cheltenham: Edward Elgar.
- Hanemann, W.M. (1978). *A Methodological and Empirical Study of the Recreation Benefits from Water Quality Improvements*, Phd dissertation, Department of Economics, Harvard University.
- Herriges, J. A., Kling, C. L. y Phaneuf, D. J. (1999). Corner solution models of recreation demand: a comparison of competing frameworks. Published Herriges, J. A. i Kling, C. L. (Eds.), *Valuing recreation and the environment* (pp. 163-197). Cheltenham: Edward Elgar.
- Hotelling, Harold (1947). "Letter to the National Park Service," Reprinted in *An Economic Study of the Monetary Evaluation of Recreation in the National Parks* (1949). U.S. Department of the Interior, National Park Service and Recreational Planning Division, Washington, D.C.
- Kaoru, Y., Smith, V. K. y Liu, J.L. (1995). Using Random utility models to estimate the recreational value of estuarine resources. *American Journal of agricultural economics*, 77(1), 141-151.
- McFadden, D. (1974). The Measurement of Urban Travel Demand. *Journal of Public Economics*, 3, 303-328.
- Morey, E.R., Rowe, R.D. y Watson, M. (1993). A reported Nested-Logit Model of atlantic Salmon Fishing. *American Journal of Agricultural Economics*, 75, 579-592.
- Morey, E.R., Shaw, W. D. y Rowe, R.D. (1991). A discrete-choice model of recreational participation, site choice, and activity valuation when complete trip data are not available. *Journal of Environment Economics and Management*, 20(2), 181-201.
- Newbold, P. (1997). *Estadística para los negocios y la economía*. Madrid: Precint Hall.
- Phaneuf, D. J., Kling, C. L. y Herr, J.A. (2000). Estimation and Welfare Calculations in a Generalized Corner Solution Model with an Application to Recreational Demand. *Review of Economics & Statistics*, 82(1), 83-92.
- Prada, A. (Dir) (2001). *Valoración económica del patrimonio natural*. A Coruña: Instituto de Estudios Económicos Pedro Barrié.
- Riera, A. (2000) Mass Tourism and the Demand for Protected Natural Areas: A travel cost approach, *Journal of Environmental Economics and Management*, 97-116.

4.2.5. Transferencia del valor de uso recreativo de la Bahía de Santa Ponça al resto de municipios costeros del litoral español

4.2.5.1 Introducción

Una vez conocido el modelo de elección del espacio y la especificación de la demanda recreativa para los residentes de las poblaciones costeras de Costa de la Calma, Peguera, Santa Ponça y Calviá Villa [véanse los CUADROS 69 y 72], así como el bienestar que éstos obtienen del disfrute de las actividades recreativas que ofrecen los 14 espacios costeros considerados [véanse los CUADROS 71 y 73], el presente apartado tiene por objetivo el de trascender la especificidad geográfica de los valores estimados en esta aplicación a otras franjas del litoral español mediante la denominada transferencia de resultados.

En este sentido, aunque en ocasiones se defina como uno más de los métodos de valoración de la calidad ambiental, lo cierto es que la transferencia de resultados es, más bien, una técnica de meta-análisis que consiste en la transposición del valor monetario o de la función de valoración (estimados mediante técnicas basadas en el análisis de precios o de preferencias individuales) de un activo situado en una localización concreta (lugar de origen o de estudio) a otro con diferente ubicación (lugar de destino o de aplicación). Estas técnicas han ganado interés en la medida en que son coste-efectivas ya que permiten emplear repetidamente los resultados de un único ejercicio de valoración en aquellos lugares donde las condiciones lo permiten. Su desarrollo ha estado muy ligado al uso del análisis coste-beneficio como herramienta para facilitar y mejorar la toma de decisiones por parte de las autoridades públicas (Bateman *et al.*, 2000). A este respecto cabe señalar que la literatura recoge abundantes ejemplos de la aplicación de esta técnica. El más conocido es el trabajo desarrollado por Costanza *et al.* (1997), aunque existen otros como Torras (2003) sobre la Amazonia o el proyecto ECOVALUE. La mayoría de estos estudios se han limitado simplemente a recolectar resultados de ejercicios de valoración ya existentes en la literatura, calcular un valor promedio y, posteriormente, emplear este valor promedio como una valoración de otros activos. Sin embargo, a pesar de los numerosos estudios y esfuerzos realizados en reducir los sesgos en la transferencia de resultados, la evidencia empírica sugiere que, en general, es una técnica poco precisa. No en vano, los trabajos de Loomis (1992), Parson y Kealy (1994), Loomis *et al.* (1995), Bergland *et al.* (1995), Downing y Ozuna (1996), Kirchhoff *et al.* (1997), Brouwer y Spaninks (1999), Morrison y Bennett (2000), Rosenberg y Loomis (2000), VandeBerg *et al.* (2001), Shrestha y Loomis (2001) arrojan un desajuste entre el valor estimado y el transferido que oscilan entre el 0 y el 577%.

4.2.5.2 Metodología

Las formas que puede adoptar una transferencia de resultados van desde la simple transposición de valores unitarios (en cuyo caso se transpone, por ejemplo, la media del 'Excedente del consumidor mensual' de un lugar a otro), hasta el empleo de sofisticados modelos que tienen en cuenta las posibles diferencias entre los lugares de origen y de destino.

Por su sencillez, la transposición simple de valores es más atractiva, pero –al menos en teoría– su alcance es limitado ya que las valoraciones del individuo medio en el lugar

de origen y del individuo medio en el lugar de destino pueden no coincidir debido, fundamentalmente, a diferencias socioeconómicas, biofísicas y de mercado existentes entre ambos núcleos. De ahí que, a menudo, los valores unitarios sean ajustados mediante un análisis de un conjunto de ejercicios de valoración (meta-análisis), opiniones o juicios de expertos, o a través de la identificación de submuestras pertenecientes al lugar de origen que sean similares a las características de la población del lugar de destino.

La segunda aproximación, que es la que se ha seguido en este trabajo, consiste en transferir la función de demanda recreativa. Esta forma de proceder presupone que la función de demanda asociada al lugar de destino es desconocida, pero idéntica a la del lugar de origen, que sí es conocida. Por tanto, para este fin, se utilizan los modelos estimados en el lugar de origen con los datos ambientales y socioeconómicos del lugar de destino para obtener el valor monetario transferido del mismo. La principal ventaja de esta forma de transferir es que permite controlar las diferencias entre los activos ambientales del lugar de origen y de destino, así como las divergencias socioeconómicas de la población de ambos lugares. Este último enfoque ha tenido una mayor aceptación en la literatura económica (Loomis, 1992; Feather y Hellerstein, 1997) y ha sido señalado como la solución más robusta a un problema de transferencia de resultados (Kirchoff *et al.*, 1997).

Dada la especificación del *linked model* que se ha utilizado en este estudio, la transferencia de resultados seguirá el mismo procedimiento bietápico. Por tanto, en primer lugar, con los datos medioambientales y el coste de viaje correspondientes al lugar de destino de la transferencia y empleando el modelo de elección del espacio del lugar de origen, se estima el 'Excedente del consumidor por visita transferido' (*st*). Seguidamente, se procede a estimar el 'Excedente mensual del consumidor transferido' (*ST*) sobre la base de la función de demanda recreativa del lugar de origen, utilizando el 'Excedente del consumidor por visita transferido' (*st*) e información socioeconómica de los residentes del lugar de destino.

A pesar de que el método de transferencia de funciones sea conceptualmente más atractivo, la evidencia empírica de su aplicación arroja unos resultados desalentadores en cuanto a su validez estadística. Además, estos resultados no son siempre mejores que los derivados de una simple transposición de valores. Entre las causas que explican las limitaciones de este método cabe destacar:

- (i) El método de transferencia de funciones asume de manera implícita que, en el lugar de destino, las variables significativas y la forma funcional de la relación que las vincula con las variables dependientes no cambia con respecto al lugar de origen. Así pues, la existencia de variables explicativas significativas específicas para un determinado activo ataca uno de los supuestos fundamentales del método de transferencia de funciones y, en consecuencia, provoca un aumento en el error de generalización inherente, por otra parte, a todo ejercicio de transferencia. Esta fuente de error se manifestará en menor medida si los espacios naturales son muy homogéneos y el grupo poblacional de referencia presenta rasgos muy similares.
- (ii) A pesar de que el método de transferencia de funciones llevado a cabo en este estudio permite controlar, en general, los efectos que las divergencias en los atributos biofísicos de los activos y en las características

socioeconómicas de las poblaciones de referencia provocan en la valoración de éstos, no consigue recoger los efectos que las diferencias de mercado pueden originar en esa valoración. Por ejemplo, la existencia de activos naturales sustitutivos a la hora de cubrir las necesidades recreativas de la población de referencia afecta a la valoración de un determinado bien natural (Loomis *et al.*, 199). La variación sensible de esos sustitutivos entre el lugar de origen y el lugar de destino constituye otra fuente de errores de generalización presente en el actual ejercicio de transferencia.

- (iii) La existencia de no linealidades en el modelo (véase Anexo 3.1) intensifica la dimensión del error de generalización. De esta manera, el uso de ecuaciones exponenciales intensifica el sesgo de generalización (Downing y Ozuna, 1996).

4.2.5.3. *Ámbito de estudio*

Siguiendo la terminología utilizada en la literatura de transferencia de resultados, el lugar de origen sobre el que se centra esta aplicación de transferencia de resultados es la Bahía de Santa Ponça (Calviá, Mallorca). El lugar de destino, por su parte, lo constituye el litoral de las ocho comunidades autónomas costeras de la península ibérica (Andalucía, Asturias, Cantabria, Cataluña, Comunidad Valenciana, Galicia, País Vasco y la Región de Murcia), así como los archipiélagos de Baleares y Canarias, y las costas de las ciudades autónomas de Ceuta y Melilla. Asimismo, es preciso advertir que, dadas las prácticas recreativas consideradas en este estudio, sólo se consideran como objeto de transferencia aquellas zonas costeras de fácil acceso al mar. Los tipos de costa que cumplen este criterio son de roca baja, de bolos, de arena y de grava. Adicionalmente, la carencia de información de carácter socioeconómico para los municipios costeros con una población menor a 1.000 habitantes y, en algunos casos, las dificultades de medición de la distancia a la costa para algunos de los núcleos poblacionales de referencia, determina que del total de los municipios costeros españoles sólo se consideren en esta aplicación 408 municipios.

4.2.5.4. *Resultados de la transferencia*

Una vez explicada la metodología empleada así como especificado el ámbito de estudio, en este apartado se presentan los resultados de la transferencia de beneficios. No obstante, es preciso, en primer lugar, especificar adecuadamente el marco de elección del lugar de destino de la transferencia o, en otras palabras, concretar qué espacios del litoral pueden ser visitados por los residentes de un determinado municipio costero. Por motivos de sencillez, disponibilidad de datos y viabilidad analítica, se ha considerado que el marco de elección de los residentes de un municipio se restringe exclusivamente a aquellas zonas costeras de playa, dunas o arenales pertenecientes a ese término municipal¹⁹. Por tanto, asumiendo este supuesto se identifica de forma inequívoca qué espacios costeros han de tenerse en cuenta en el ejercicio de transferencia, así como la población susceptible de visitar esos espacios.

¹⁹ De esta forma, atendiendo a la clasificación de usos del suelo CORINE así como a los diferentes niveles de desagregación de la información, los medios litorales susceptibles de ser valorados son los polígonos correspondientes al código 3.3.1: Playas, dunas y arenales.

Definido el conjunto de elección, el siguiente paso consiste en recolectar información sobre los atributos ambientales de cada una de las zonas costeras pertenecientes a los municipios considerados. Así, a partir de la base de datos del Ministerio de Medioambiente, se obtuvo información de aquellas variables ambientales incluidas en el modelo especificado en el CUADRO 69: 'ratio longitud', 'arena', 'radio visual abierto', 'vegetación porte arbóreo' y 'nudista'. Asimismo, para el cálculo de la variable 'coste de viaje' del municipio a cada uno de los espacios de su conjunto de elección se siguió el procedimiento metodológico descrito en el Anexo 3.6.

El 'Excedente del consumidor por visita transferido' (*st*) de cada uno de los municipios costeros de España se determina, así, sobre la base del modelo de elección del espacio de la Bahía de Santa Ponça (CUADRO 69) considerando el coste de viaje y los atributos ambientales de las zonas costeras de cada uno de los municipios de destino. En el Anexo 3.7 se muestran los 'Excedentes por visita transferido' para los 408 municipios costeros considerados en el estudio. Por su parte, en el CUADRO 76 se presentan los principales estadísticos descriptivos.

CUADRO 76. Estadísticos descriptivos del 'Excedente del consumidor por visita transferido' (*st*)

Estadísticos descriptivos	Excedente del consumidor por visita transferido (<i>st</i>) (€ ₂₀₀₅)
Media	1,59
Desviación Típica	0,60
Máximo	3,07
Mínimo	0,0021
Intervalo Confianza*	(0,48; 2,53)

Nota: * Intervalo de confianza al 90%

En la segunda etapa del procedimiento de transferencia se utiliza la función de demanda recreativa estimada de la Bahía de Santa Ponça (véase cuadro 56) para calcular el 'Excedente del consumidor mensual transferido' (*ST*) de cada uno de los municipios costeros considerados. Para ello, es necesario disponer no sólo de las estimaciones del 'Excedente del consumidor por visita transferido' (*st*), sino también de información socioeconómica referida a las variables que aparecen en el modelo. En concreto, las variables 'Edad', 'Nivel de estudios: universitarios o postgrado', 'Estructura familiar: unipersonal', 'Estructura familiar: otras', 'Ocupación: tareas domésticas/ parado/ jubilado/ estudiante', 'Ocupación: trabajador por cuenta ajena a tiempo parcial' y 'Lugar de nacimiento: Unión Europea' han sido extraídas del Censo de Población y Viviendas de 2001 del Instituto Nacional de Estadística. Por su parte, la variable 'Renta' ha sido obtenida del *Anuario Económico de España* de 2000 elaborado por el Servicio de Estudios de La Caixa²⁰. Los resultados para cada municipio costero considerado en el estudio se encuentran detallados en el Anexo 3.7. En el CUADRO 77 se muestran los estadísticos más relevantes. El ejercicio de transferencia permite afirmar que la media de los excedentes mensuales asciende a 8,73 euros. Es destacable

²⁰ Por motivos de homogeneidad y coherencia, los datos de renta han sido referidos a euros de 2005.

el hecho de que la variabilidad en este excedente es mucho mayor que en el caso de *st*. Como ya se ha mencionado anteriormente, esto es debido a que las divergencias entre valores en la primera etapa de la transferencia se amplifican en gran medida en la segunda etapa por el uso de una ecuación exponencial cuando se calcula *ST* (véase la ecuación 16 del Anexo 3.1).

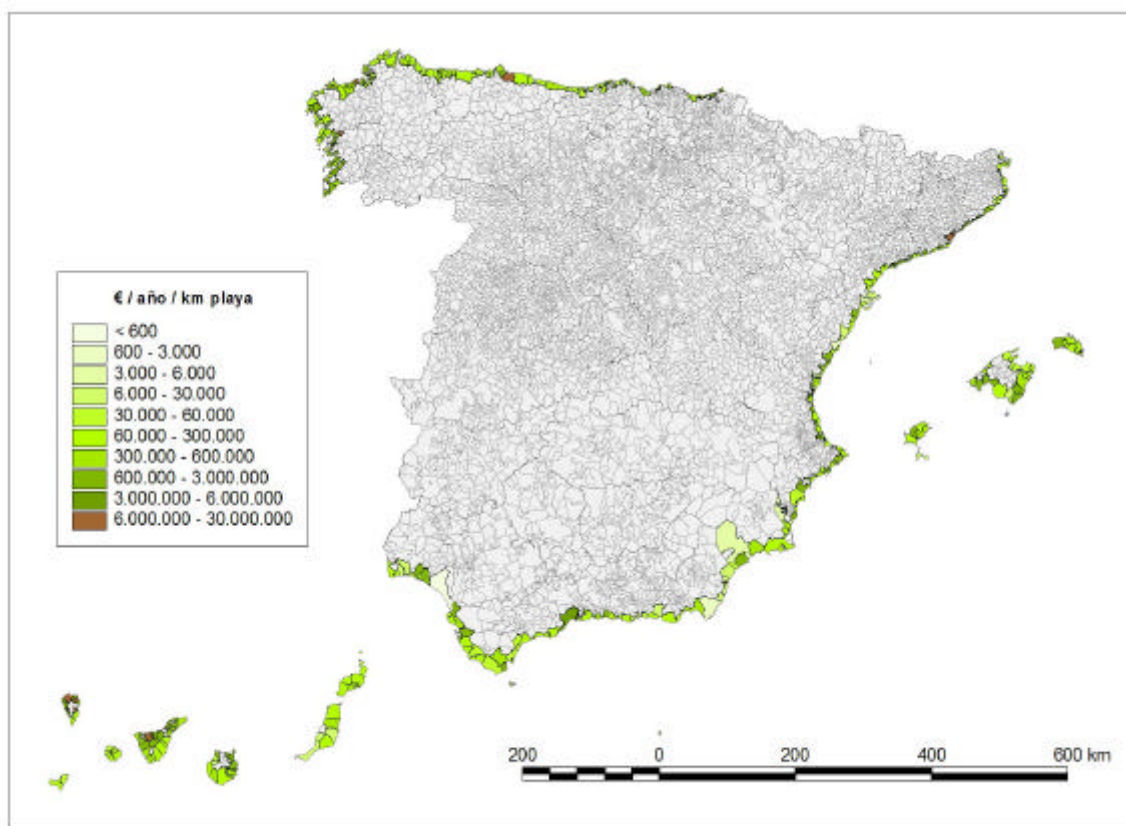
CUADRO 77. Estadísticos descriptivos del ‘Excedente del Consumidor Mensual Transferido’ (*ST*)

Estadísticos descriptivos	Excedente del consumidor por visita transferido (<i>st</i>) (€ ₂₀₀₅)
Media	8,73
Desviación Típica	5,85
Máximo	38,88
Mínimo	0,0043
Intervalo Confianza*	(1,23; 20,38)

Nota: * Intervalo de confianza al 90%

Una vez calculado el ‘Excedente del consumidor mensual transferido’ para cada municipio se puede estimar el valor anual monetario agregado que los residentes de cada municipio asignan a los servicios recreativos proporcionados por las playas, dunas y arenales localizados en el mismo. Se trata, sencillamente, de multiplicar *ST* por la población de referencia y, para obtener una cuantía anual, por 12. No obstante, es preciso advertir que la población de referencia se ha restringido exclusivamente a los residentes mayores de 16 años de acuerdo con la información disponible en el censo de población (INE, 2001). La valoración anual agregada específica para cada municipio se recoge en el Anexo 3.7 junto a la información, extraída del Ministerio de Medio Ambiente, referida a los kilómetros de playa, duna y arenal, lo que permite calcular el valor de uso recreativo anual por kilómetro. El MAPA 2 ilustra gráficamente los resultados de esta transferencia y el CUADRO 78 resume los principales estadísticos descriptivos.

MAPA 2. Excedente agregado por Km. transferido al resto de la costa española.



CUADRO 78. Estadísticos descriptivos del excedente anual transferido por kilómetro de playa.

Estadístico descriptivo	Excedente anual transferido por Km. (€ ₂₀₀₅)
Media	953.550
Desviación Típica	2.197.600
Máximo	24.302.000
Mínimo	30,6482
Intervalo Confianza*	(2.400; 4.022.500)

Nota: * Intervalo de confianza al 90%

Como se puede observar en el CUADRO 78, la media de la valoración del kilómetro de playa, duna o arenal en las costas españolas se aproxima al millón de euros. Es destacable, asimismo, la gran variabilidad existente en los resultados de la transferencia ya que los valores transferidos se mueven entre un mínimo de 30 euros (Almonte, Huelva) y un máximo de más de 24 millones de euros (A Coruña). Cabe preguntarse, pues, qué razones pueden explicar estas valoraciones tan dispares del litoral español. Entre los factores que explican estas disparidades se encuentra el hecho de que la localidad cabecera de algunos municipios se encuentra muy alejada de la

costa, elevando de forma considerable el coste de viaje, lo que origina valores de st y ST muy bajos. Así, por ejemplo, si la media del coste de viaje para todos los espacios considerados en la muestra se sitúa en 1,48 euros, para los municipios de Almonte y Níjar (Almería) asciende a 5,95 y 6,63 euros, respectivamente, lo que explica su menor valor agregado por kilómetro. Por otro lado, los municipios cuya capital se encuentra muy próxima a la costa presentan unos costes de viaje muy pequeños, lo que conduce a un mayor excedente mensual. Este es el caso, por ejemplo, de A Illa de Arousa (Pontevedra) que con un coste de viaje de 0,45 euros, presenta el mayor ST (38.88 euros) de la muestra. Asimismo, algunos municipios, tal es el caso de Barcelona, muestran un alto valor agregado por kilómetro debido, fundamentalmente, al elevado volumen de población residente. Finalmente, otros municipios como Garafía (Santa Cruz de Tenerife) o Valga (Pontevedra) obtienen una elevada valoración debido a que su espacio costero catalogado como playas, dunas o arenales es extremadamente pequeño.

CUADRO 79. Comparación entre los resultados de valoraciones de la Bahía de Santa Ponça y los valores transferidos para el municipio de Calviá.

	Bahía de Santa Ponça	Municipio de Calviá
Excedente Consumidor por Visita (a)	2,07 € ₂₀₀₅	1,40 € ₂₀₀₅
Excedente Consumidor Mensual (b)	13,39 € ₂₀₀₅	5,82 € ₂₀₀₅
Población de Referencia (c)	9.460	29.274
Excedente del Consumidor Anual Agregado (d=bxcx12)	1.468.600 € ₂₀₀₅	2.043.022 € ₂₀₀₅
Kilómetros de playa, duna o arenal (e)	1,93	2,84
Excedente del Consumidor Anual Agregado por Kilómetro de playa, duna o arenal (f=d/e)	760.930 € ₂₀₀₅	720.642 € ₂₀₀₅

Una vez obtenidos y analizados los resultados para cada uno de los municipios costeros, es preciso determinar el error que se pudiera estar cometiendo con la transferencia de beneficios. Para llevar a cabo este ejercicio, se comparan las valoraciones obtenidas en el apartado 4.2 para la bahía de Santa Ponça con aquéllas alcanzadas por medio de la transferencia para el municipio en donde se ubica la bahía: Calviá. Esta comparación permite conocer aproximar el sesgo o error de generalización que se pudiera estar cometiendo al realizar la transferencia. En el CUADRO 79 se detallan los resultados de la valoración hecha para Santa Ponça, así como la transferida para el municipio de Calviá. La comparación de los excedentes anuales por kilómetro de playa, duna o arenal parece que confirma la validez del ejercicio de transferencia. El error de generalización de la transferencia se estima en, aproximadamente, un 6%. Realmente éste es un sesgo pequeño y que se encuentra entre el 0% y el 475%, valores de referencia en la literatura que fueron obtenidos por otros estudios basados en la

transposición de funciones. Sin embargo, se debe ser cauto a la hora de interpretar estos resultados. Como se puede observar en el cuadro 63, a pesar de una valoración por kilómetro parecida y un error de generalización pequeño, existen importantes diferencias debido a que los espacios objeto de valoración son distintos.

En primer lugar, el excedente del consumidor por visita para la bahía de Santa Ponça (s) y el transferido al municipio de Calviá (st) presentan unos valores diferentes (2,07 y 1,40 euros, respectivamente). Esta divergencia se debe al empleo de metodologías distintas en el cálculo de las distancias origen-destino para Santa Ponça (Anexo 3.5) con respecto a la desarrollada en la transferencia (Anexo 3.6). Pero, fundamentalmente, el principal factor explicativo es que el número de espacios del conjunto de elección es distinto. Para el caso de la bahía de Santa Ponça, se consideraron 14 espacios mientras que para el municipio de Calviá sólo se pudo disponer de la información relativa a 7 espacios, aquélla existente en la base de datos del Ministerio de Medioambiente. Este hecho explica el porqué *s* es sensiblemente mayor que *st*.

En segundo lugar, la divergencia también es importante entre *S* (13,39€) y *ST* para Calviá (5,82€). Las diferencias en los valores socioeconómicos de los individuos de la muestra no difieren de aquéllos extraídos del INE para Calviá. Por tanto, esta diferencia es motivada, básicamente, por las discrepancias existentes entre *s* y *st* en la primera etapa. Es decir, las diferencias no sólo se mantienen sino que se acentúan al emplear una función no-lineal (en concreto, exponencial) en el cálculo del excedente del consumidor mensual.

Por último, en el cálculo del excedente del consumidor anual agregado en la valoración del uso recreativo de la bahía de Santa Ponça se ha considerado como población relevante aquélla mayor de 18 años de las poblaciones de Costa de la Calma, Santa Ponça, Peguera y Calviá Villa (9.460 habitantes). Por su parte, debido a una restricción en la disponibilidad de datos, para la transferencia a Calviá se ha considerado la población total mayor de 16 años del municipio. Esta discrepancia en la población de referencia origina un error de generalización en la valoración anual agregada de un 40%. Sin embargo, las diferencias en la longitud de las playas, dunas y arenales para la bahía de Santa Ponça (1,93 Km.) y para el municipio de Calviá (2,84 Km.) permiten compensar y corregir estas diferencias llegando a una valoración de 760.930€ y 720.642€ por kilómetro de playa, duna o arenal, respectivamente.

REFERENCIAS

- Bateman, I.J.; Jones, A.P.; Nishikawa, N.; Brouwer, R. (2000). "Benefits transfer in theory and practice: a review", CSERGE Working Paper GEC 2000-25.
- Bergland, O.K.; Magnussen, K.; Navrud, S. (1995). "Benefit Transfer: Testing for Accuracy and Reliability", Discussion Paper, #D-03/1995, Department of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway.
- Brouwer, R.; Spaninks, F.A. (1999). "The validity of environmental benefits transfer: further empirical testing", *Environmental and Resource Economics*, 14 (1), 95-117.
- Costanza, R.; D'Arge, R.; De Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; Van Den Belt, M.; (1997). "The value of the world's ecosystem services and natural capital", *Nature* 387, 253-260.
- Downing, M.; Ozuna, T. (1996). "Testing the Reliability of the Benefit Function Transfer Approach", *Journal of Environmental Economics and Management*, 30(3), 316-322.
- Feather, P.; Hellerstein, D. (1997), "Calibrating Benefit Function Transfer to assess the Conservation Reserve Program", *American Journal of Agricultural Economics*, 79, 151-162.
- Kirchhoff, S.; Colby, B.G.; LaFrance, J.T. (1997). "Evaluating the performance of benefit transfer: An empirical inquiry", *Journal of Environmental Economics and Management*, 33(1),75-93.
- Loomis, J.B. (1992). "The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer: Benefit function transfer", *Water Resource Research*, 28, 701-705.
- Loomis, J.B.; Roach, B.; Ward, B.; Ready, F. (1995). "Testing the Transferability of Recreation Demand Models Across Regions: a Study of Corps of Engineers Reservoirs", *Water Resources Research*, 31 (3): 721-730.
- Morrison, M; Bennett, J. (2000). "Choice modelling, non-use values and benefit transfers", *Economic Analysis and Policy*, 30(1),13-32.
- Parsons, G.R.; Kealy, M.J. (1995). "A Demand Theory for Number of Trips in a Random Utility Model of Recreation", *Journal of Environmental Economics and Management*, 29(3), 357-367.
- Rosenberger, R.S.; Loomis, J.B. (2000). "Using Meta-Analysis for Benefit Transfer: In-Sample Convergent Validity Test of an Outdoor recreation Database", *Water Resource Research*, 36 (4), 1097-1107.
- Shrestha, R.K.; Loomis, J.B. (2001). "Testing meta-analysis model for Benefit Transfer in International Outdoor Recreation", *Ecological Economics*, 39(1): 67-83.
- Torras, M. (2003). "The total economic value of Amazonian deforestation, 1978-1993", *Ecological Economics*, 33 283-297.
- VandenBerg, T.P.; Poe, G.L.; Powell, J.R. (2001). "Assessing the accuracy of benefits transfers: Evidence from a multi-site contingent valuation study of groundwater quality". Publicado en Bergstrom, J.C.; Boyle K.J.; Poe, G.L. (eds), *The Economic Value of Water Quality*, Mass: Edward Elgar.

4.2.6 Valor de uso turístico-recreativo del activo zona costera

4.2.6.1. Introducción

Durante las últimas décadas el litoral español ha sido testigo de un profundo cambio en su utilización. Así, las zonas costeras han pasado de considerarse un recurso natural ligado a la producción y explotación de recursos marinos a un activo ligado al turismo, ya sea desde un punto de vista económico, sirviendo de soporte a empresas, infraestructuras e instalaciones, o desde un punto de vista de ocio y disfrute de los espacios naturales costeros por parte de los propios turistas.

Con ello se ha evidenciado la consolidación de las regiones costeras como principal destino turístico, representando en la actualidad el 30% de las llegadas turísticas internacionales y un tercio de los ingresos derivados del turismo nacional (Agencia Europea del Medio Ambiente, 2000). A escala nacional, los datos arrojados por *Frontur* y *Familitur* ponen igualmente de manifiesto que las comunidades autónomas costeras concentran la mayor parte del turismo en España. Así, en 2005, de los 161,1 millones de viajes interiores realizados por los españoles, el 42,8% se concentraron en las comunidades de Andalucía (17,6%), Cataluña (13,9%) y Comunidad Valenciana (11,3%) siendo la principal motivación el ocio y el recreo (49,0%), destacando, entre las actividades realizadas, el disfrute de la playa (34,6%).

Aunque la perspectiva del turismo como actividad económica puede ser medida y evaluada en términos económicos (p.e. Cuentas Satélite del Turismo), el turismo es, por definición, un desplazamiento de personas, una experiencia, un intercambio de valores socioculturales y no un únicamente un intercambio de bienes y servicios de mercado. Consecuentemente, las zonas costeras, a pesar de no disponer de una valoración crematística, constituyen una forma de capital capaz de generar, junto con otros tipos de capital (como el físico o el humano), flujos de renta y bienestar para los turistas que se aprovechan de él

Por ello, en el marco del proyecto VANE, se pretende en este apartado estimar el valor de uso turístico-recreativo del litoral español sobre la base de los viajes interiores que realizan los residentes españoles a los distintos espacios que integran la franja costera peninsular. Con ayuda del Método del Coste del Viaje (MCV) se espera, así, no sólo explicar la influencia que las distintas dotaciones de atributos ambientales tienen en la elección de un determinado destino turístico sino, estimar la función de demanda recreativa para, finalmente, derivar una medida del bienestar que obtienen los turistas españoles del disfrute del litoral peninsular.

4.2.6.2. Metodología

El Método del Coste del Viaje (MCV) ha sido utilizado con profusión para estimar el valor de los servicios recreativos de distintos ecosistemas cuando, para disfrutar de los mismos los individuos deben hacer frente a los costes de transporte derivados de

su desplazamiento. Se asume así que, desde la perspectiva del individuo, las actividades recreativas tienen lugar en espacios concretos y presentan características de calidad observables y coste de viaje cuantificables. De esta forma, con la ayuda del MCV es posible explicitar la función de demanda de los servicios recreativos que ofrecen los ecosistemas de litoral y, a partir de ésta, estimar el bienestar que obtienen los turistas de su disfrute.

El MCV que se utiliza en este apartado aprovecha, pues, la circunstancia de que los residentes españoles que frecuentan una o más zonas del litoral peninsular a lo largo del año, se enfrentan a un coste de desplazamiento para acceder a las mismas. La respuesta de los individuos a las variaciones en el precio implícito de la visita es, precisamente, la base para estimar no sólo la función de demanda sino también el bienestar que obtienen de su visita.

Aunque la idea subyacente del MCV y sus orígenes se han descrito ya brevemente en el apartado 4.2.2. es importante remarcar aquí que es posible aplicar la misma metodología a un conjunto de espacios, tal y como se ha evidenciado anteriormente. De esta forma, una vez identificadas las principales destinos turísticos que integran el litoral español y que conforman el conjunto de elección de los individuos, es posible, bajo el esquema de los modelos de elección discreta (McFadden, 1974), explicar las elecciones que realizan los individuos entre un conjunto de alternativas especificadas y estimar el bienestar que estos obtienen ante cambios en la cantidad o calidad de los espacios considerados. El Anexo 3.8 ofrece una descripción analítica de modelo de utilidad aleatoria utilizado así como el procedimiento seguido para el cálculo de las medidas de bienestar.

4.2.6.3. Diseño de la aplicación empírica

Una vez descrita a nivel teórico la metodología que permitirá estimar el valor de uso turístico-recreativo del litoral español, se describen a continuación las distintas etapas que se han seguido para su implementación.

Determinación de la Población relevante

La población relevante para este caso de estudio incluye a los residentes españoles que realizan al menos un viaje turístico (de más de un día de duración) a una zona del litoral español y cuyo motivo principal se encuentra relacionado con el disfrute de los servicios proporcionados por las zonas costeras.

Según los datos del Instituto de Estudios Turísticos (IET), en el año 2005, existían en España un total de 14,6 millones de hogares (42,7 millones de individuos) de los cuales de 9,4 millones (24,6 millones de individuos) realizaron al menos un viaje. De estos se estima que 2,9 millones efectuaron algún viaje turístico a un municipio de litoral por algún un motivo relacionado con el disfrute de los servicios recreativos proporcionados por las zonas costeras.

Dada la imposibilidad de analizar el comportamiento de toda la población que se ha definido como relevante en este estudio, se ha optado por utilizar los microdatos de la encuesta *Familitur*, correspondientes al ejercicio 2005, que elabora el Instituto de Estudios Turísticos.

El objetivo básico de *Familitur* es conocer, de forma periódica, los movimientos turísticos de las familias españolas y las decisiones de consumo turístico de cada uno de sus integrantes. Tanto su diseño como su tamaño muestral permiten generar información estadística comparable por Comunidades Autónomas en lo relativo a los flujos de viajeros españoles entre las distintas Comunidades Autónomas, la caracterización de los viajes realizados de acuerdo con su motivación, duración, tipo de alojamiento utilizado, destino, entre otros.

En línea con los objetivos de *Familitur*, el cuestionario recoge todo tipo de movimientos turísticos que se complementan con la inclusión de una serie de características sociodemográficas que proporcionan información relevante acerca del ámbito familiar y sus componentes. La importancia de dicha información no es sólo de tipo analítico sino también estadística. Para ello se efectúan estimaciones de aspectos sociodemográficos recogidos en otras operaciones estadísticas ampliamente contrastadas (como la Encuesta de Población Activa y la Encuesta de Presupuestos Familiares, realizadas por el INE).

En el año 2004, el Instituto de Estudios Turísticos realizó un cambio de panel adaptando la muestra de hogares a la nueva realidad poblacional utilizando el Padrón del 2004 en lugar del censo de Población de 1998. Esta revisión se acompañó de un incremento del tamaño muestral hasta los 12.400 hogares, lo que situó el número de observaciones disponibles en 124.776 viajes-individuo para el año 2005

No obstante, dado los objetivos de este estudio, se ha restringido la muestra a aquellas observaciones:

- 1.- Cuyo destino principal es un municipio de litoral.
- 2.- Cuya motivación principal es, de acuerdo a la clasificación que ofrece *Familitur*, 'ocio, recreo y vacaciones', 'práctica deportiva', 'campo y playa (descanso)' y 'otro tipo de ocio'. Se han descartado así los motivos relacionados con 'congresos y convenciones', 'tratamiento de salud voluntario', 'ferias', 'religiosos, peregrinaciones, etc', 'turismo cultural', 'estudios', 'trabajo/negocios', 'compras y servicios personales' y 'otros motivos profesionales'.
- 3.- Y, cuya tipología de viaje se refiere a viajes de 'temporada', 'puentes', 'fin de semana', 'vacaciones de verano', 'vacaciones de Navidad', 'Semana Santa' y 'otros viajes de ocio'. Se han eliminando así, las observaciones correspondientes a las categorías de 'trabajo', 'recurrentes trabajo', 'estudios',

‘recurrentes estudios’, ‘visita familia / amigos’, ‘motivos de salud’, ‘motivos religiosos o peregrinación’, ‘gestiones administrativas, compras, etc.’ y ‘competiciones deportivas y/o espectáculos’.

El resultado de la aplicación de estos tres filtros restringe el tamaño muestral a 22.492 viajes-individuo correspondientes a 3.740 hogares. No obstante, dado que las decisiones de consumo turístico están determinadas por el tamaño y composición de la familia (Eugenio-Martín, 2003), se ha optado en este estudio por considerar la información a nivel de hogar, lo que sitúa el número de observaciones en 9.514 viajes-familia²¹.

Finalmente, los requerimientos de información de la metodología que se desea implementar en este trabajo y, en concreto, la necesidad de determinar el coste de viaje asociado a cada una de las alternativas que conforman el conjunto de elección de las familias, ha obligado a descartar:

- a) Aquellas observaciones que no utilizaron en su desplazamiento un medio de transporte al terrestre (coche privado o alquilado, caravana, autobús discrecional o de línea regular, moto y tren de cercanías o de largo recorrido). En concreto se han eliminado un 8% de las observaciones, la mayor parte de ellas correspondientes a los viajes con origen o destino situado en los archipiélagos de Baleares y Canarias y de las ciudades autónomas de Ceuta y Melilla.
- b) Y, aquellas observaciones referidas a viajes intraprovinciales, tanto por la dificultad de asignar un coste de desplazamiento como por el riesgo de que, en realidad, se esté duplicando el ejercicio efectuado en el apartado 4.2.3. En cualquier caso, cabe tener en cuenta que el 77% de los viajes familiares realizados a la costa fueron de carácter interprovincial.

Así, la muestra incluye un total de 5.638 viajes-familia efectuados por un total de 2.707 hogares residentes en España cuyo motivo principal se encuentra relacionado con el disfrute de los servicios proporcionados por las zonas costeras.

Delimitación del conjunto de elección

Con el fin de precisar el verdadero conjunto de elección de las familias de la muestra se ha procedido, en una primera etapa, a analizar las tasas de frecuentación a los distintos municipios de litoral peninsular. Sin embargo, el hecho de que la mayoría de entrevistados tome como referencia, por lo general, la capital de provincia ha obligado a realizar este análisis sobre la base del conjunto de provincias costeras de España.

El CUADRO 80 ilustra la tasa de frecuentación de las 19 provincias del litoral peninsular español. Es un hecho habitual en la literatura del Método del Coste del

²¹ La base de datos original recoge como observación cada uno de los viajes realizados por cada uno de los integrantes de la familia aún cuando en el mismo viaje participaran otros miembros.

Viaje eliminar aquellos espacios recreativos que presenten una tasa de frecuentación muestral inferior al 1%. Así pues, los destinos que finalmente conforman el conjunto de elección de las familias son: Tarragona, Alicante, Cantabria, Málaga, Cádiz, Castellón, Valencia, Huelva, Almería, A Coruña, Guipúzcoa y Barcelona. En cualquier caso, es importante resaltar que el conjunto de elección puede cambiar según el lugar de residencia de los individuos dado que se excluyen los viajes intraprovinciales.²²

CUADRO 80. Tasa de frecuentación de los destinos

Provincia	Tasa de frecuentación
Tarragona	17,6%
Alicante	16,7%
Cantabria	11,1%
Málaga	8,7%
Cádiz	8,4%
Castellón	8,2%
Valencia	7,8%
Huelva	6,7%
Almería	4,4%
A Coruña	4,0%
Guipúzcoa	3,1%
Barcelona	2,8%
Girona	0,3%
Pontevedra	0,1%
Vizcaya	0,0%
Lugo	0,0%
Murcia	0,0%
Asturias	0,0%
Granada	0,0%

Fuente: elaboración propia

Caracterización de las franjas de litoral y cálculo del coste de viaje

La caracterización de las franjas de litoral analizadas se ha realizado mediante la agregación de variables que están recogidas en una extensa base de datos proporcionada por el Ministerio de Medio Ambiente. La información recibida no se limita sólo a aquellas variables de tipo general o ambiental de cada una de las playas del litoral español, sino que incluye características tales como seguridad, acceso, transporte, meteorología, servicios, etc. Una descripción más detallada de las variables que caracterizan las playas se encuentra en el Anexo 3.9.

Por otra parte, el cálculo del coste del viaje se ha realizado de acuerdo al modelo estructural de demanda recreativa diseñado por Berman y Kim (1999) que, en esencia, presenta el coste total de viaje como la suma del coste de desplazamiento, el coste de estancia en el lugar de destino y el coste de oportunidad del tiempo. En el anexo 3.10 se presenta de forma detallada la determinación del coste de viaje utilizado en este estudio, así como los supuestos que se han considerado para su cálculo.

²² De esta manera, un individuo residente en Madrid se enfrentará a todas las opciones de elección descritas, mientras que un residente en Barcelona verá su conjunto de elección reducido al no considerarse la posibilidad de que visite el litoral de su misma provincia.

Especificación de las variables independientes

La metodología utilizada en este trabajo para estimar la probabilidad de que un individuo escoja un determinado destino turístico y calcular la variación compensatoria ante cambios en las características ambientales de los diferentes destinos, descrita en el Anexo 3.8, obliga a especificar adecuadamente la función indirecta de utilidad de las familias. En este sentido es preciso advertir que, dadas las particularidades de este estudio, no se considera el coste de oportunidad del tiempo –lo que deriva de asumir una solución de esquina en el mercado de trabajo- y se agregan las características ambientales de las playas que integran la franja litoral de cada una de las provincias consideradas. Así, se supone que la utilidad (v_{ij}) que obtiene una familia (i) de visitar un destino (j) es una función de:

- p_{ij} , el coste de viaje en el que incurriría la familia si visitara cada uno de los destinos que conforman su conjunto de elección. Para un análisis detallado del cálculo del coste de viaje véase el Anexo 3.10.
- g_{ij} , el tiempo de desplazamiento. La inclusión del tiempo de desplazamiento en la función indirecta de utilidad cuando las familias no pueden intercambiar tiempo de recreo por horas de trabajo es obligada según McConnell (1992). Siguiendo este autor, cuando no se incluye el coste de oportunidad del tiempo, la función indirecta de utilidad debe incluir, como argumento, el tiempo de desplazamiento a los destinos alternativos. Véase Anexo 3.11 para una descripción más detallada del cálculo de la matriz distancia-tiempo.
- Z_j , vector de los atributos ambientales que caracterizan los diferentes destinos. El vector de atributos ambientales, considerado en este estudio, resulta de la agregación de las características de las playas que integran cada uno de los destinos. En este sentido, Parsons y Needelman (1992) desarrollan, en el marco de modelos de utilidad aleatoria, la especificación que debe tomar la función indirecta de utilidad en el caso de que se agrupen varios espacios. Dada la imposibilidad de estimar el modelo con información plena (Full Information Model) aconsejado por los autores, se ha optado por estimar el modelo agregado con tamaño (Aggregate Model with Size), que basa en introducir en el modelo tanto el valor medio de las características ambientales de los espacios, \bar{z}_j , como el número de espacios agregados, m_n .

Así, la forma que toma la función indirecta de utilidad es la siguiente:

$$v_{ij}(p_{ij}, g_{ij}, \bar{z}_j, m_n)$$

4.2.6.4. Estimación y resultados

La estimación del valor de uso turístico-recreativo de las franjas del litoral español analizadas se ha realizado de acuerdo con la metodología expuesta anteriormente y mediante el uso del software econométrico NLOGIT-LIMDEP, en sus versiones 4.0 y 9.0 respectivamente.

Modelo de elección del destino

La estimación del modelo de elección del destino, que permite calcular la probabilidad de que un individuo escoja una alternativa determinada, se ha realizado considerando que las familias presentan una función indirecta de utilidad como la descrita en el apartado anterior, previo cálculo del coste de viaje (Anexo 3.10) y la caracterización ambiental de los diferentes destinos (Anexo 3.9). El CUADRO 81 presenta los resultados de dicha estimación.

CUADRO 81. Estimación del modelo de elección de destino

Variable	Coefficiente (p-valor)	Intervalo de confianza* [Bootstrap]
Coste del viaje	-0,0025 (0,00)	[-0,0037; -0,0012]
Tiempo de desplazamiento	-0,3440 (0,00)	[-0,4045; -0,2916]
Longitud	9,92E-06 (0,00)	[7,34E-06; 12,59E-6]
Temperatura anual	0,1567 (0,00)	[0,1067; 0,2065]
Arena dorada	2,4462 (0,00)	[2,0950; 2,7895]
Arena oscura	2,0565 (0,00)	[1,6976; 2,4139]
Numero de playas	0,0060 (0,00)	[-0,0048; -0,0070]
Pseudo R ²	17,4 %	

Nota: *Intervalo de confianza al 90%

El signo de los coeficientes estimados indican la dirección de la relación existente entre cada uno de los atributos y la probabilidad de que una alternativa concreta sea escogida. Entre los atributos que tienen un efecto positivo sobre la probabilidad de escoger un determinado destino se encuentran la longitud total de playa de la provincia, la temperatura media anual, la presencia mayoritaria de arena, tanto dorada como oscura, y el número de playas de la provincia. Contrariamente, factores como el coste del viaje y el tiempo de desplazamiento hasta el destino tienen un efecto negativo sobre la probabilidad de elección. Nótese que los coeficientes que acompañan a las variables incluidas en la especificación de la función indirecta de utilidad de las familias (g_j y m_i) son estadísticamente significativos y presentan los signos esperados.

Cálculo de la variación compensatoria por viaje y familia

Siguiendo a Hanemann (1982) es posible estimar la pérdida de bienestar que experimentan las familias de la muestra ante la eliminación de una alternativa de su conjunto de elección. La variación compensatoria (véase ecuación 9 del Anexo 3.8) es la medida de bienestar comúnmente utilizada en este contexto. En el caso de una disminución de la utilidad, como la que se da al eliminar un espacio, la variación compensatoria toma signo negativo, indicando que se debe compensar a las familias para alcanzar el nivel de utilidad inicial. Se trata, entonces, de estimar la cantidad mínima necesaria para que las familias se muestren indiferentes entre la situación inicial y la final. En el cuadro 66 se resumen los resultados obtenidos del cálculo de la

disposición a aceptar por viaje de las familias de la muestra. Mediante la técnica Bootstrap (Efron y Tibshirani, 1993) se ha procedido a extraer de forma aleatoria 1.000 muestras del mismo tamaño que la población muestral y se ha calculado, así, los intervalos de confianza necesarios para extrapolar la media muestral al conjunto de la población.

CUADRO 82. Variación compensatoria por viaje y familia (€₂₀₀₅)

Destino	VC media por viaje	Intervalo de confianza*
		[Bootstrap]
Alicante	105,25	[102,94; 107,68]
Tarragona	70,82	[67,94; 73,63]
Cádiz	47,13	[44,99; 49,45]
Málaga	42,71	[41,24; 44,24]
Valencia	39,52	[38,82; 40,25]
Castellón	31,61	[30,91; 32,39]
Cantabria	30,33	[28,85; 31,97]
Almería	27,95	[27,19; 28,83]
Barcelona	21,02	[20,25; 21,78]
Huelva	19,49	[18,67; 20,30]
A Coruña	17,69	[16,02; 19,41]
Guipúzcoa	14,87	[14,18; 15,58]

Nota: *Intervalo de confianza al 90%

Cálculo de la variación compensatoria anual

Una vez calculada la variación compensatoria por viaje y familia es posible estimar la variación compensatoria por año (y familia) a partir del cómputo del número de viajes que las familias de la muestra realizan a lo largo del año. De esta manera, se obtiene una estimación de la disposición a aceptar, por destino y año, para cada una de las familias incluidas en el análisis. El CUADRO 83 muestra tanto el valor medio de la disposición a aceptar por destino como los intervalos de confianza construidos siguiendo la técnica Bootstrap descrita anteriormente.

CUADRO 83. Variación compensatoria por año y familia (€₂₀₀₅)

Destino	VC media anual	Intervalo de confianza*
		[Bootstrap]
Alicante	217,53	[185,73; 257,10]
Tarragona	168,54	[152,12; 185,59]
Cádiz	98,08	[87,86; 109,76]
Málaga	84,22	[78,01; 90,62]
Valencia	77,45	[73,44; 81,47]
Castellón	69,15	[64,35; 74,60]
Cantabria	68,74	[59,73; 78,74]
Almería	54,76	[51,79; 57,74]
Barcelona	42,60	[39,25; 46,04]
Huelva	40,79	[36,73; 45,22]
A Coruña	36,86	[29,75; 45,00]
Guipúzcoa	34,22	[29,80; 39,29]

Nota: *Intervalo de confianza al 90%

Previa inferencia de la variación compensatoria anual, se ha procedido a determinar el número de hogares españoles que realizaron al menos un viaje turístico (de más de un día de duración) a una de las provincias de litoral consideradas. Así, de los 18.794 hogares encuestados durante 2005 por Familitur, 2.707 realizaron algún viaje a los destinos incluidos en el estudio, lo que representa un 14,4% del total. Suponiendo que esta proporción se mantiene a nivel poblacional, resulta un total de 2.114.764 hogares. El CUADRO 84 presenta los resultados agregados de la variación compensatoria por año y destino.

CUADRO 84. Variación compensatoria anual referida al total poblacional (€₂₀₀₅)

Destino	DAA anual	Intervalo de confianza* [Bootstrap]
Alicante	460.022.958,19	[392.770.919,85; 543.710.097,76]
Tarragona	356.415.374,57	[321.697.925,61; 392.472.738,11]
Cádiz	207.418.184,60	[185.798.316,06; 232.114.400,59]
Málaga	178.096.767,90	[164.970.215,22; 191.644.158,66]
Valencia	163.795.886,68	[155.309.338,06; 172.281.800,87]
Castellón	146.238.480,11	[136.095.013,76; 157.769.020,27]
Cantabria	145.362.121,83	[126.317.613,10; 166.526.047,22]
Almería	115.803.851,55	[109.528.288,87; 122.099.081,53]
Barcelona	90.083.878,23	[83.007.031,41; 97.368.183,41]
Huelva	86.260.384,61	[77.669.789,59; 95.631.327,60]
A Coruña	77.941.748,27	[62.905.140,59; 95.159.100,76]
Guipúzcoa	72.359.828,24	[63.020.818,19; 83.097.754,79]

Nota: *Intervalo de confianza al 90%

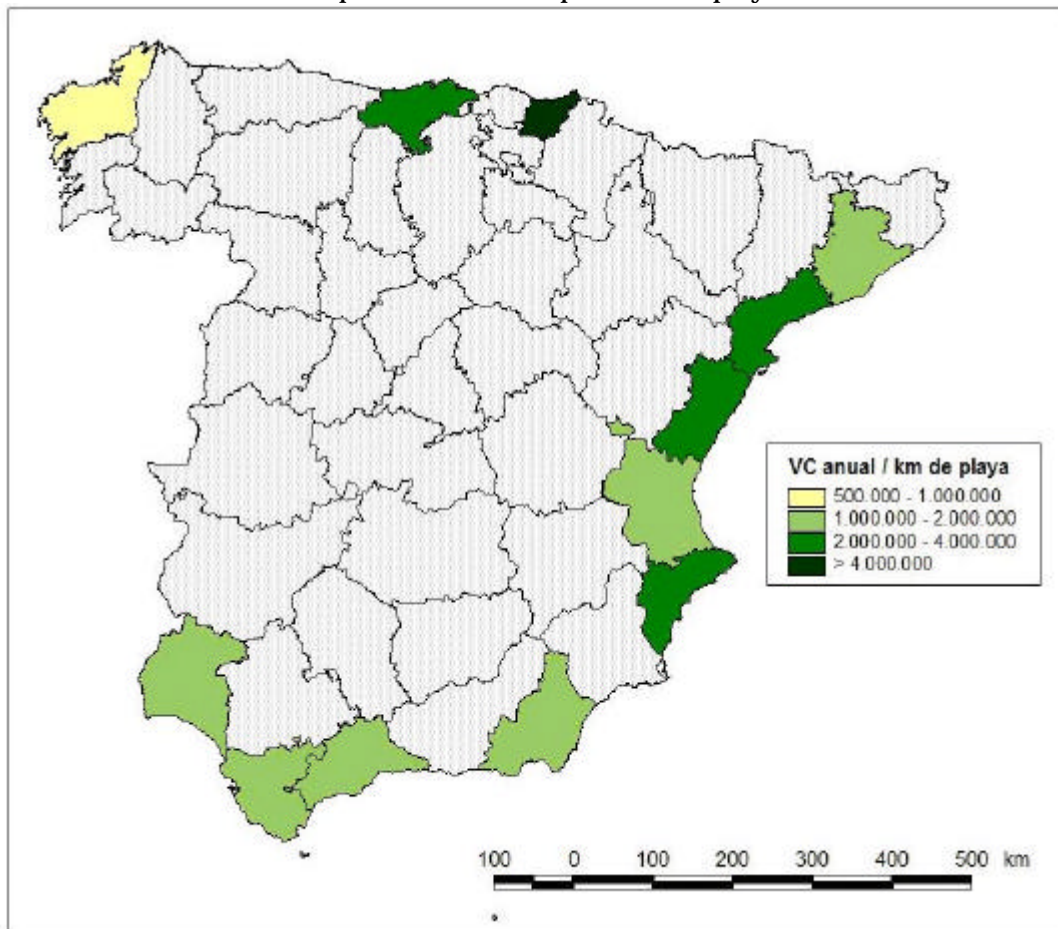
El CUADRO 85 presenta los resultados de la variación compensatoria por Km. y año de las provincias consideradas en el estudio. Por otra parte, el MAPA 3 ilustra gráficamente los resultados de esta aproximación.

CUADRO 85. Variación compensatoria anual referida al total poblacional por Km. de playa (€₂₀₀₅)

Destino	DAA anual / Km.	Intervalo de confianza* [Bootstrap]
Guipúzcoa	4.817.565,13	[4.195.793,49; 5.532.473,69]
Alicante	3.926.785,81	[3.352.718,05; 4.641.144,67]
Tarragona	3.539.378,10	[3.194.616,94; 3.897.445,26]
Cantabria	2.901.439,56	[2.521.309,64; 3.323.873,20]
Castellón	2.045.007,41	[1.903.160,59; 2.206.251,16]
Valencia	1.896.444,21	[1.798.186,15; 1.994.694,93]
Cádiz	1.463.783,94	[1.311.209,01; 1.638.069,16]
Málaga	1.335.558,81	[1.237.121,97; 1.437.151,55]
Barcelona	1.231.663,63	[1.134.906,09; 1.331.257,63]
Huelva	1.115.917,01	[1.004.783,82; 1.237.145,25]
Almería	1.024.268,99	[968.762,51; 1.079.949,42]
A Coruña	521.873,11	[421.192,77; 637.155,01]
Media	2.059.653,50	

Nota: *Intervalo de confianza al 90%

MAPA 3. Variación compensatoria anual por Km. de playa



La extrapolación de los resultados obtenidos al resto de provincias costeras no consideradas en este estudio puede realizarse tomando en consideración la media de la variación compensatoria anual por Km. de playa (CUADRO 85).

REFERENCIAS

- Berman, M.D. y Kim, H.J., 1999. Endogenous On-Site Time in the Recreation Demand Model. *Land Economics*, 75(4), 603-619.
- Efron, B. y Tibshirani, R., 1993. *An Introduction to the Bootstrap*. Monographs on Statistics and Applied Probability, 57. Chapman and Hall / CRC.
- Eugenio-Martin, J.L., 2003. Modelling determinants of tourism demand as a five-stage process: A discrete choice methodological approach. *Tourism and Hospitality Research*, vol.4, No.4, 341-354.
- Haab, T. C., K. E. McConnell (2002). *Valuing Environmental and Natural Resources –Econometrics of Non-Market Valuation*. Edward Elgar Publishers, EEUU.
- Hanemann, W. M. (1982). *Applied Welfare Analysis with Qualitative Response Models*. Department of Agricultural & Resource Economics, UCB. CUDARE Working Paper 241.
- IET, 2005. Informe Anual de los Movimientos Turísticos de los Españoles, 2005. Instituto de Estudios Turísticos. En URL: <http://www.iet.tourspain.es/informes/documentacion/familitur/familitur2005.pdf> Ministerio de Industria, Turismo y Comercio.
- McConnell, K.E., 1992. On-Site Time in the Demand for Recreation. *American Journal of Agricultural Economics*, 74(4), 918-925.
- Parsons, G.R. y Needelman, M.S., 1992. Site Aggregation in a Random Utility Model of Recreation. *Land Economics*, 68(4), 418-433.

ANEXO 3.1 EL MODELO DE DECISIÓN

Analíticamente, la utilidad que obtiene un individuo de visitar un espacio costero j de entre un conjunto de alternativas, $\Psi = \{1, 2, 3, \dots, J\}$, es una función del coste de visitar el espacio en cuestión (p_j), de la renta disponible (y), de los atributos ambientales que caracterizan el espacio ($q_j = q_{j1}, \dots, q_{jm}$) y de un término de error (ϵ_j) que recoge la influencia de las diferentes preferencias de los individuos. Así, puede escribirse: ²³

$$v_j^*(y - p_j, q_j, \epsilon_j) \quad (1)$$

Suponiendo que la utilidad asociada a cada espacio es una función lineal de sus características –principalmente, el coste de desplazarse y los atributos ambientales que la integran– y de un término de error aditivo (ϵ_j), la ecuación (1) se puede descomponer en dos partes, una determinista y otra aleatoria o estocástica, representada por ϵ_j :

$$v_j^*(y - p_j, q_j, \epsilon_j) = v_j(y - p_j, q_j) + \epsilon_j \quad (2)$$

Así, en una determinada ocasión de elección, atendiendo que el individuo escogerá aquel espacio que le proporciona mayor utilidad, la probabilidad de que el espacio j (π_j) sea seleccionado se puede escribir como:

$$\pi_j = \Pr(v_j^*(y - p_j, q_j, \epsilon_j) \geq v_k^*(y - p_k, q_k, \epsilon_k)) \quad \forall k \neq j \quad (3)$$

El supuesto convencional adoptado en la literatura es que los términos de error están independientemente e idénticamente distribuidos siguiendo una función de distribución acumulada de valor externo tipo I o de Gumbel,

$$F(\epsilon) = \exp(-e^{-\epsilon}) \quad (4)$$

con una función de densidad de probabilidad,

$$f(\epsilon) = e^{-\epsilon} \exp(-e^{-\epsilon}) \quad (5)$$

Siguiendo a Ben-Akiva y Lerman (1985), tres propiedades de la distribución Gumbel conducen al modelo logit. Así, la probabilidad de que un individuo escoja el espacio número j sería:

$$p_j = \Pr(v_j^* \geq v_k^*, \forall k \neq j) = \frac{\exp[v_j(y - p_j, q_j)]}{\sum_{j=1}^J \exp[v_j(y - p_j, q_j)]} \quad (6)$$

²³ Esta función corresponde a la función de utilidad indirecta condicional ya que lleva implícito el hecho de que el individuo ha escogido una alternativa de entre un conjunto de elección. Esto hace que la utilidad indirecta del individuo sólo dependa del vector de atributos correspondientes al espacio visitado q_j y no de los otros vectores de atributos $q_k, k \neq j$, cosa que es del todo consistente con la relación de complementariedad débil entre las características (o atributos de los espacios) y sus respectivas alternativas. Es decir, q_j tan sólo afecta a la utilidad si la alternativa j es la escogida.

En este sentido, la elección discreta modeliza, explícitamente, la elección entre las alternativas sustitutivas, teniendo en cuenta las diferencias de utilidad que se derivan de cada una de las alternativas disponibles. En conjunto, se observa más claramente si se reescribe la expresión (6) como:

$$\pi_j = \frac{1}{1 + \sum_{k \neq j}^J \exp[v_k(y - p_k, q_k) - v_j(y - p_j, q_j)]} \quad (7)$$

Esta propiedad, inherente a los modelos de utilidad aleatoria, hace que aquellas características que no varían entre alternativas (como es el caso de las variables socioeconómicas) no determinen la elección de los individuos en esta primera etapa. Este hecho toma especial relevancia cuando la renta disponible, que es sin duda un factor determinante a la hora de escoger entre dos espacios, no aparece en el resultado de la estimación, dado que tiene el mismo coeficiente en las dos funciones de utilidad. Cabe decir, que las características socioeconómicas pueden formar parte del modelo entrante, bien con interacción con los atributos de las alternativas o bien, como *dummies* específicas. Por ejemplo, la renta puede entrar en el modelo interaccionando con un atributo del espacio, como es el coste de acceso²⁴, o con una variable *dummy* para cada una de las alternativas.²⁵

Las aportaciones de Bockstael *et al.* (1986 y 1987) muestran que es posible ligar las dos etapas características del *linked model* a través del cálculo del denominado *inclusive value* (*I*), que no es más que una media ponderada de las utilidades indirectas que obtienen los individuos de todos los espacios. Así, cuando los atributos ambientales de un espacio concreto varían, el *inclusive value* también varía y, con ello, se altera la demanda total de viajes. El *inclusive value* se puede interpretar, entonces, como una medida de la máxima utilidad esperada de los atributos que caracterizan los distintos espacios naturales y puede definirse como:

$$I = I(y, p, q) = \ln \left(\sum_{j=1}^J e^{v_j(y-p_j, q_j)} \right) \quad (8)$$

Hay que tener en cuenta que los *inclusive values* representan los valores de los atributos y características de las distintas alternativas ponderadas por la probabilidad de que cada una de ellas sea escogida (Herriges et al., 1999). Por tanto, al ser incluidos en la estimación de la función de demanda de actividades recreativas como una variable más, realmente, se está introduciendo en la misma función, información sobre los atributos

²⁴ Hanemann (1982) puntualiza que la renta y el precio suelen entrar en la función de utilidad indirecta como $(y_i - p_i)$. Por tanto, el coeficiente estimado del precio a menudo se supone que es el mismo que el de la renta pero con el signo cambiado.

²⁵ Estas *dummies* de renta se definen considerando la línea positiva en, por ejemplo, cuatro niveles de renta y definiendo variables (0,1): $y_1=1$ si $0 \leq y \leq 300€$, $y_2=1$ si $300 \leq y \leq 600€$, $y_3=1$ si $600 \leq y \leq 900€$ y $y_4=1$ si $900 \leq y \leq 1.200€$. Ahora bien no pueden utilizarse estas cuatro *dummies* si se incluye un término constante en la especificación, ya que $y_1 + y_2 + y_3 + y_4 = 1$ para cualquier individuo. Por tanto, es necesario determinar una de las cuatro que constituirá el grupo de referencia. Entonces se estiman los parámetros que acompañan a cada variable para medir el efecto que la renta tiene sobre la probabilidad que un individuo visite un determinado espacio.

de los espacios (fauna, flora, vistas, costes de acceso, etc.) que, de otra forma, no podría ser tenida en cuenta (Creel y Loomis, 1992).²⁶

Hausman *et al.* (1995) sugieren una transformación de los *inclusive values* sobre la base de la aportación de Feather *et al.* (1995) y Parsons y Kealy (1995). Así, estos autores se decantan por calcular el excedente del consumidor por visita (s) a partir del modelo de elección del espacio de la primera etapa. Así, la definición del excedente del consumidor por visita en el caso de que el modelo de elección de espacio se haya construido bajo el esquema del modelo logit multinomial es²⁷:

$$s = \frac{1}{\alpha} \ln \left(\sum_{j=1}^J e^{V_j(y-p_j, q_j)} \right) = \frac{I}{\alpha} \quad (9)$$

Donde α es el valor absoluto del coeficiente que acompaña la variable coste del viaje; el resto de la expresión hace referencia al *inclusive value* de cada individuo.

Hausman *et al.* (1995) argumentan, entonces, que el excedente del consumidor por visita(s) puede ser interpretado como un índice de precios que permite incorporar información sobre los costes de desplazamiento y sobre los atributos ambientales de los espacios considerados en función de la demanda recreativa. Llegados a este punto, la función de demanda recreativa para el conjunto de la muestra puede definirse como la relación existente entre el número total de visitas (T) realizadas por los individuos alrededor de los espacios costeros de una región durante un periodo de tiempo considerado y un índice de precios(s), –que representa el excedente del consumidor por visita calculado anteriormente–, un conjunto de características socioeconómicas (z), la renta²⁸ (y) y un término de error (u). Así, resulta:

$$T = f(s, z, y, u) \quad (10)$$

Dadas las características de las variables que contiene la función de demanda recreativa (10), se utilizarán los conocidos *Count Data Models* para su estimación (Hausman *et al.*, 1984). Más concretamente, se utilizará un modelo de Poisson donde la variable dependiente (T) tomará, únicamente, valores discretos: 0, 1, 2, 3... (Maddala, 1983)²⁹. Se supone, entonces, que la variable dependiente sigue una distribución Poisson con parámetro λ_i que representa a la vez, la media y la varianza de la distribución.

²⁶ Existen otros estudios como el de Bockstael *et al.* (1989) y el de Carson *et al.* (1987) que ya habían utilizado los *inclusive values* como variables independientes de modelos similares para poder condensar la información de un conjunto de alternativas.

²⁷ Véase McFadden (1981) y Small y Rosen (1981).

²⁸ Además de la renta es posible incluir otras variables de tipo socioeconómico a la ecuación de demanda. Así, por ejemplo, Parsons and Kealy (1995) proponen incluir variables como la edad, la composición familiar o el nivel de experiencia de los individuos.

²⁹ Así, los valores que toma la variable dependiente no hacen referencia a una categoría de información, sino que representan un número por sí mismos.

Dado que de la variable dependiente se observan las frecuencias ($y_i = 1, 2, \dots, n$) y se conocen asimismo los regresores (x_i) de las variables de la ecuación de demanda (s, z, y, u), es posible estimar la probabilidad de que un individuo efectúe un número de visitas recreativas (t_i) durante un periodo de un tiempo determinado, a través de la siguiente expresión.

$$\Pr(T_i = t) = \frac{\exp(-\lambda_i)\lambda_i^t}{t!} \quad (11)$$

donde los parámetros λ_i pueden ser especificados como una función exponencial del tipo:

$$\lambda = \exp(\delta x_i + \gamma s_i) \quad (12)$$

Donde δ representa los parámetros estimados para cada una de las variables socioeconómicas del vector z , incluida la renta (y), y γ representa el parámetro estimado para el excedente del consumidor por visita e individuo (s).

La función de Máxima Verosimilitud necesaria para estimar la expresión (12) se puede escribir como:

$$\Pr(T_i = t) = \frac{\exp(-\lambda_i)\lambda_i^t}{t!} \quad (13)$$

Aplicando logaritmos y simplificando se obtiene la expresión:

$$\ln L^* = \sum_{i=1}^M (-\lambda_i + t \ln \lambda_i - \ln t!) \quad (14)$$

Una vez estimada la función de demanda es posible calcular el excedente del consumidor para el periodo considerado:³⁰

$$\Delta S_i = \int_{P^{BF}}^{P^A} \exp(X_i \beta + \alpha P + \mu_i) dP = \frac{1}{\alpha} \left[\exp(X_i \beta + \alpha P^A + \mu_i) - \exp(X_i \beta + \alpha P^{BF} + \mu_i) \right] \quad (15)$$

Donde ΔS_i representa el efecto del cambio en los atributos de los espacios sobre el excedente del consumidor de cada individuo, X_i representa el vector de variables

³⁰ De acuerdo con la definición temporal de la función de demanda (anual, por temporadas, etc.)

incluidas en el modelo de demanda, μ_i son los efectos individuales no observados, P_i^{BF} es el precio del *but for* (después del cambio en los atributos) y P_i^A es el precio actual por visita, representado por el excedente del consumidor extraído del modelo de elección del espacio. En este caso, y al objeto de estimar el excedente del consumidor mensual, debe calcularse la integral por debajo de la función de demanda, es decir, desde un precio cero ($P_i^{BF} = 0$) hasta un precio actual (P_i^A). Para esto, la expresión anterior se puede simplificar hasta obtener:

$$\Delta S_i = \int_0^{P_i^A} \exp(X_i\beta + \alpha P + \mu_i) dP = \frac{1}{\alpha} \exp(X_i\beta) [\exp(\alpha P_i^A) - 1] \quad (16)$$

El excedente del consumidor así obtenido es, entonces, una medida del bienestar que obtiene cada uno de los individuos de la muestra del disfrute de los servicios recreativos que ofrecen los espacios costeros de una región durante un periodo de tiempo considerado. En un intento de extrapolar el excedente obtenido para cada individuo de la muestra al total poblacional, la práctica habitual consiste en calcular la media o la mediana del excedente del consumidor de la muestra, y previo cálculo del intervalo de confianza, multiplicar el extremo inferior del intervalo por el número de individuos que componen la población relevante. Se obtiene, así, una medida anual del valor de uso recreativo de los espacios costeros de una región para los residentes mayores de 18 años.

Asimismo, es preciso advertir que el excedente del consumidor calculado es una medida del bienestar que obtiene un individuo representativo dado el nivel actual de los atributos ambientales, de modo que cualquier cambio en la calidad o cantidad de dichos atributos afecta tanto a la utilidad de los individuos como al bienestar que estos obtienen. Así, podemos reescribir la ecuación (1) como:

$$v_j^*(y - p_j, q_j', \varepsilon_j) \quad (17)$$

Donde ($q_j' = q_{j1}, \dots, q_{jk}', \dots, q_{jn}$) representa un cambio en el valor de los atributos ambientales del espacio k ³¹.

Siguiendo la misma metodología se puede, entonces, calcular la nueva medida del bienestar que obtienen los individuos de la muestra en función de los nuevos valores de los atributos ambientales. Por lo que la expresión (15) vendrá, en este caso, definida por:

$$\Delta S_i = \int_0^{P_i^{A^*}} \exp(X_i\beta + \alpha P + \mu_i) dP = \frac{1}{\alpha} \exp(X_i\beta) [\exp(\alpha P_i^{A^*}) - 1] \quad (18)$$

Donde $P_i^{A^*}$ representa el nuevo excedente del consumidor por visita actual.

³¹ q_j' puede representar varias situaciones: el cambio en uno de los atributos de un espacio del conjunto de elección, la variación de varios atributos de un espacio, la variación de un mismo atributo para todos los espacios o incluso, la pérdida de un espacio del conjunto de elección.

REFERENCIAS

- Ben-Akiva, M. y Lerman, S. R. (1985). *Discrete choice analysis: theory and application to travel demand*. Cambridge, Massachusetts: The MIT Press.
- Bockstael, N. E., Hanemann, W. M. y Kling, C. L. (1987). Estimating the Value of Water Quality Improvements in a Recreational Demand Framework. *Water Resources Research*, 23(5), 951-960.
- Bockstael, N. E., Hanemann, W. M. y Strand Jr, I. E. (1989). Measuring the benefits of water quality improvements using recreation demand models. Benefit analysis using indirect or imputed market methods (Volume II). Washington, D.C.: Environmental Protection Agency.
- Bockstael, N. E., Hanemann, W. M. y Strand, I. E. (1986). Measuring the benefits of water quality improvements in a recreational demand framework. *Water Resources Research*, 23(5), 951-960.
- Carson, R., Hanemann, W. M. y Wegge, T. (1987). *Southcentral Alaska Sport Fishing Economics Study*. Report prepared by Jones and Stokes Associates for the Alaska Dept. of Fish and Game.
- Creel, M. y Loomis, J. (1992). Recreation value of water to wetlands in the San Joaquin Valley: linked multinomial logit and count data trip frequency models. *Water Resources Research*, 28(10), 2597-2606.
- Feather, P., Hellerstein, D. y Tomasi, T. (1995). A Discrete-Count Model of Recreational Demand. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29(2), 214-227.
- Hanemann, W. M. (1982). *Applied Welfare Analysis with Qualitative Response Models*. Department of Agricultural & Resource Economics, UCB. CUDARE Working Paper 241.
- Hausman, J. A., Hall, B. H. y Griliches, Z. (1984). Econometric models for Count Data with an Application to the Patents-R & D Relationship. *Econometrica* 52(4), 909-938.
- Hausman, J. A., Leonard, G. K. y McFadden, D. (1995). A utility-consistent, combined discrete choice and count data model Assessing recreational use losses due to natural resource damage. *Journal of Public Economics*, 56(1), 1-30.
- Herriges, J. A., Kling, C. L. y Phaneuf, D. J. (1999). Corner solution models of recreation demand: a comparison of competing frameworks. Published Herriges, J. A. i Kling, C. L. (Eds.), *Valuing recreation and the environment* (pp. 163-197). Cheltenham: Edward Elgar.
- Maddala, G. S. (1983). *Limited-dependent and qualitative variables in econometrics*. Cambridge Cambridge University Press.
- McFadden, D. (1981). Econometric models of probabilistic choice. Publicat a Manski, C. F. i McFadden, D. (Eds.), *Structural Analysis of Discrete Data with Econometric Applications* (pp. 198-272). Cambridge: The MIT Press.
- Parsons, G. R. y Kealy, M. J. (1995). A Demand Theory for Number of Trips in a Random Utility Model of Recreation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29(3), 357-367.
- Small, K. A. y Rosen, H. S. (1981). Applied Welfare Economics with Discrete Choice Models. *Econometrica: Journal of the Econometric Society*, 49(1), 105-130.



ENCUESTA REFERENTE AL LITORAL DE PEGUERA, COSTA DE LA CALMA Y SANTA PONÇA



Secreto estadístico:

Todas sus respuestas serán objeto de protección y quedarán amparadas por el secreto estadístico, de tal modo que sólo podrán utilizarse para obtener información numérica agregada, estando prohibida la utilización de los datos individualizados por cualquier institución pública o privada.

Buenos días/Buenas tardes, mi nombre es

Estoy participando en un proyecto de investigación de la Universidad de las Islas Baleares para el Ministerio de Medio Ambiente que pretende analizar las actividades recreativas que los residentes de Peguera, Costa de la Calma y Santa Ponça realizan en las aguas de su litoral. ¿Tendría inconveniente en contestarme una serie de preguntas que forman parte de la encuesta que ha preparado un equipo de investigación del Departamento de Economía Aplicada de la Universidad de las Islas Baleares? Tengo que decirle que su participación es voluntaria y totalmente confidencial y que tardaremos, aproximadamente, unos 25 minutos.

BLOQUE A: Residencia de los encuestados

0. ¿Estaría dispuesto a colaborar con nosotros?

Sí

[Pasar a la pregunta 1]

No

¿Por qué? _____

[Muchas gracias por su atención]

0.

1. ¿Es esta su residencia habitual?

Sí

1.1. ¿Es de su propiedad?

- Sí (de mi familia)
 No, es alquilada
 Otros: _____

1.1.1. ¿Cuánto tiempo hace que vive aquí?

años

No

1.2. ¿Es esta su segunda residencia?

Sí

1.2.1. ¿Es de su propiedad?

- Sí (de mi familia)
 No, es alquilada
 Otros: _____

1.2.2. La utiliza...

- ...sólo durante los meses de verano
 ...en verano y otros períodos vacacionales
 ...en verano, otros períodos vacacionales y los fines de semana

1.2.3. ¿Cuánto tiempo hace que la tiene como segunda residencia?

años

No

[La encuesta ha terminado]

1.

1.1.

1.1.1. años

1.2.

1.2.1.

1.2.2.

1.2.3. años

BLOQUE B: Frecuentación de los espacios costeros

2. La costa ocupada por los núcleos de Peguera, Costa de la Calma y Santa Ponça, que abarca desde Cap Andritxol hasta Punta Prima, está formada por bahías, playas con y sin arena, calas, acantilados, etc. ¿Podría decirnos si, a lo largo del año, practica alguna de estas actividades?

	SÍ	NO	
1. Bañarse/Nadar	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	2.1. <input type="checkbox"/>
2. Bucear (sin equipo profesional)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	2.2. <input type="checkbox"/>
3. Navegar	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	2.3. <input type="checkbox"/>
4. Tomar el sol	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	2.4. <input type="checkbox"/>
5. Pasear/Caminar	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	2.5. <input type="checkbox"/>
6. Pescar	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	2.6. <input type="checkbox"/>
7. Contemplar/Observar	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	2.7. <input type="checkbox"/>
8. Practicar otros deportes (senderismo, buceo profesional, ...)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	2.8. <input type="checkbox"/>
¿Cuáles? _____			

3. A continuación le presentaré un listado de distintos espacios costeros de Peguera, Costa de la Calma y Santa Ponça. Le pediría que hiciera un esfuerzo para recordar todos aquellos espacios que usted ha visitado para llevar a cabo cualquier actividad de carácter recreativo (nadar, tomar el sol, hacer deporte, etc.). Concretamente, debe indicarme cuántas veces, durante el último mes, ha visitado cada uno de estos espacios y qué actividad ha llevado a cabo.

Indique el número de veces que ha visitado este sitio durante el último mes: 0, 1, 2, 3,...

Indique el código de la actividad que realiza principalmente:

- | | |
|------------------------------------|-----------------------------|
| 1. Bañarse/Nadar | 5. Pasear/Caminar |
| 2. Bucear (sin equipo profesional) | 6. Pescar |
| 3. Navegar | 7. Contemplar/Observar |
| 4. Tomar el sol | 8. Practicar otros deportes |

Espacio	Nº veces	Actividad
---------	----------	-----------

A) PEGUERA

1. Península de Cap Andritxol (Caló d'en Monjo)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.1. <input type="checkbox"/>
2. Cala Fornells	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.2. <input type="checkbox"/>
3. Zona de les Aigües Blaves (Caló de ses Llisses)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.3. <input type="checkbox"/>
4. Platja de Palmira	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.4. <input type="checkbox"/>
5. Platja de Torà	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.5. <input type="checkbox"/>
6. La Romana (o Platja des Morts)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.6. <input type="checkbox"/>
7. Sa Punta des Gats	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.7. <input type="checkbox"/>

B) COSTA DE LA CALMA

8. Cala Blanca	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.8. <input type="checkbox"/>
9. Platja/Punta des Castellot	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.9. <input type="checkbox"/>

C) SANTA PONÇA

10. Platja de Santa Ponça	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.10. <input type="checkbox"/>
11. Caló d'en Pallisser	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.11. <input type="checkbox"/>
12. Sa Caleta/Club Náutico	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.12. <input type="checkbox"/>
13. Mirador des Malgrat/Can Negret	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.13. <input type="checkbox"/>
14. Punta Prima (Cala d'en Guixar)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	3.14. <input type="checkbox"/>

BLOQUE C: Elementos relevantes de la última visita

4. De los espacios del listado anterior que usted ha visitado, ahora nos centraremos en la última visita que realizó a _____.

[**Escoger uno de los espacios que la persona haya visitado durante el último mes**]

5. ¿Qué actividad recreativa motivó su visita a este lugar?

- | | |
|---|---|
| <input type="checkbox"/> 1 <i>Bañarse/Nadar</i> | <input type="checkbox"/> 5 <i>Pasear/Caminar</i> |
| <input type="checkbox"/> 2 <i>Bucear (sin equipo profesional)</i> | <input type="checkbox"/> 6 <i>Pescar</i> |
| <input type="checkbox"/> 3 <i>Navegar</i> | <input type="checkbox"/> 7 <i>Contemplar/Observar</i> |
| <input type="checkbox"/> 4 <i>Tomar el sol</i> | <input type="checkbox"/> 8 <i>Practicar otro deporte (senderismo, buceo profesional,...). ¿Cuál?: _____</i> |

6. Tomando su residencia como punto de partida, ahora nos centraremos en los medios de transporte que utilizó para acceder a este espacio:

6.1. ¿Utilizó el coche o la moto para su desplazamiento?

- 1 *Sí, el coche*
 2 *Sí, la moto*

¿Cuántas personas iban en el coche/la moto, usted incluido? personas

3 *No*

4. Lugar:

5.

6.1.

6.1.1. personas

6.2. ¿Utilizó el bus?

1 *Sí*

¿Qué le costó su trayecto de ida y vuelta?
 €

2 *No*

6.2.

6.2.1. €

6.3. ¿Utilizó la bicicleta o se desplazó andando?

- 1 *Sí, la bicicleta*
 2 *Sí, andando*

6.3.1. Aproximadamente, ¿qué distancia recorrió?
 Km.

3 *No*

6.3.

6.3.1. Km.

6.4. ¿Fue en barco?

- 1 *Sí, de mi propiedad/de un familiar/de un amigo*
 2 *Sí, alquilado*

¿Cuántas personas iban en el barco, usted incluido?
 personas

6.4.2. ¿Recuerda la potencia del motor de la embarcación?
 CV

3 *No*

6.4.

6.4.1. personas

6.4.2. CV

7. Tomando su residencia como punto de partida, ¿cuánto tiempo, aproximadamente, necesitó para llegar a este lugar? [Especifique el tiempo total que utilizó]

horas minutos

7. horas
 minutos

8. ¿Cuánto tiempo estuvo allí?

- Menos de 1 hora Entre 1 y 3 hora Entre 3 y 6 horas Más de 6 horas

8.

9. ¿Con quién estuvo allí?

- Con amigos Con la familia Con la pareja Solo

9.

10. ¿Podría decirme si alguno de los siguientes factores fue importante a la hora de visitar este espacio?

- | | SÍ | NO |
|--|--------------------------|--------------------------|
| 1. La tranquilidad del lugar | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| 2. Su calidad paisajística | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| 3. Sus equipamientos y servicios | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| 4. La calidad de sus aguas | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| 5. La poca distancia desde casa | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| 6. La facilidad con la que se llega allí | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| 7. La tradición/costumbre familiar | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| 8. Otros: _____ | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

10.1.

10.2.

10.3.

10.4.

10.5.

10.6.

10.7.

10.8.

11. ¿Visita este espacio habitualmente?

Sí, frecuentemente

No, esporádicamente

11.

11.1. ¿Cuándo suele visitar este espacio?

- Sólo los fines de semana Tanto fines de semana como laborables
 Sólo los días laborables

11.1.

BLOQUE D: Características socio-económicas

Para acabar el cuestionario, desearía hacerle algunas preguntas de tipo personal muy importantes para el estudio. Le recuerdo que todas sus respuestas serán tratadas de forma anónima y confidencial.

12. ¿En qué país nació? _____

12. _____

13. ¿En qué año? 19

13. 19

14. ¿Cuál es su nacionalidad? _____

14. _____

15. En cuanto a su nivel de estudios, ¿cuál de las siguientes opciones lo describiría mejor?

- No tengo estudios
 No acabé los estudios obligatorios (EGB)
 Estudios primarios (de los 6 a los 12/14 años)
 Estudios secundarios (de los 12 a los 16 años)
 Estudios de bachillerato (más de 16 años)
 Estudios superiores de formación profesional (más de 16 años)
 Estudios universitarios o de postgrado

15.

16. ¿Cuál de las siguientes opciones describe mejor su situación laboral?

- Trabajador por cuenta ajena a tiempo completo Realizando labores domésticas

- 2 *Trabajador por cuenta ajena a tiempo parcial*
- 3 *Empresario (con o sin trabajadores)*
- 4 *Profesional liberal*

- 6 *Parado*
- 7 *Jubilado*
- 8 *Estudiante (no trabaja)*

16.

17. ¿Cuál de las siguientes categorías describe mejor la composición de su núcleo familiar? Tenga en cuenta que por núcleo familiar se entiende todos aquellos individuos que viven en el mismo hogar y comparten gastos.

- 1 *Familia unipersonal (vivo solo)*
- 2 *Pareja sin hijos*
- 3 *Pareja sin hijos y otro familiar*

- 4 *Padre o madre con hijos*
- 5 *Pareja con hijos*
- 6 *Pareja con hijos y otro familiar*
- 7 *Otros: _____*

17.

17.1 ¿Cuántos hijos viven en este núcleo familiar?

hijos

17.1 hijos

18. ¿En cuál de los siguientes tramos se incluyen sus **ingresos familiares netos al mes**?

- 0 *Sin ingresos*
- 1 *0 € - 800 €*
- 2 *800 € - 1.200 €*
- 3 *1.200 € - 1.600 €*
- 4 *1.600 € - 2.000 €*

- 5 *2.000 € - 2.500 €*
- 6 *2.500 € - 3.000 €*
- 7 *3.000 € - 4.000 €*
- 8 *4.000 € - 5.000 €*
- 9 *Más de 5.000 €*

18.

19. Ya para acabar, conteste Sí o No a las siguientes preguntas:

- 1. ¿Es miembro de alguna organización medioambiental?
- 2. ¿Colabora con alguna ONG?
- 3. ¿Pertenece a algún club deportivo o de ocio?
- 4. ¿Se decanta por la compra de productos ecológicos?
- 5. ¿Separa los residuos domésticos para su recogida?

SÍ	NO
<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2
<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2
<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2
<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2
<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2

19.1.

19.2.

19.3.

19.4.

19.5.

¿Le gustaría hacer algún comentario?

La encuesta ha terminado. ¡Muchas gracias por su colaboración!



Universitat de les
Illes Balears

Nº de encuestador:

Nº de cuestionario:

Versión del cuestionario:

[Rellenar al salir del domicilio de la persona sólo si se ha hecho la entrevista]

20. Núcleo urbano:

- 1 *Peguera*
 2 *Costa de la Calma*
 3 *Santa Ponça*

Calle/Plaza/Avda.: _____ Nº: _____ Piso: _____ Puerta: _____

21. Código postal: 07

Hora de inicio del cuestionario: :

Hora de finalización del cuestionario: :

22. Sexo de la persona que ha contestado el cuestionario: 1 *Masculino* 2 *Femenino*

23. En su opinión, el entrevistado ha entendido el ejercicio...

- 1 *...muy bien* 2 *...bastante bien* 3 *...bien* 4 *...nada*

24. ¿Qué sinceridad cree que ha mostrado el entrevistado al contestar?

- 1 *Bastante sincero*
 2 *Poco o nada sincero*

25. ¿Qué grado de cooperación ha mostrado el entrevistado?

- 1 *Bastante cooperativo*
 2 *Poco o nada cooperativo*

Comentarios: _____

20.

21.07

22.

23.

24.

25.

ANEXO 3.3 RESUMEN ESTADÍSTICO

Finalizado el proceso de recogida de información, se dispone de 727 observaciones susceptibles de ser utilizadas en el ejercicio de valoración económica del presente caso de estudio. Así, más allá de esta aplicación empírica, la información recogida referente a la población residente en la franja costera de la zona de estudio (ver Cuadro A3.1) permite poner de manifiesto diversos aspectos relativos a las características socioeconómicas de los entrevistados, así como su participación en las actividades recreativas que ofrece el litoral objeto de estudio.

Cuadro A3.1. Distribución de las encuestas por núcleos de población

<i>Núcleo de población</i>	Número de encuestas
Calvià Vila	88
Costa de la Calma	42
Peguera	188
Santa Ponça	409
Total	727

Fuente: Elaboración propia

- El 98,0% de los individuos de la muestra han visitado algún espacio del litoral considerados en el caso de estudio.
- El 79,8% de los entrevistados declaran haber nacido en España y un 81,6% tiene nacionalidad española.
- Entre los no nacidos en España el 18,8% ha nacido en un país miembro de la UE y un 1,3% en un país extracomunitario.
- Un 57,3% de los entrevistados son mujeres, mientras que el 42,6% son hombres.
- La edad media de los individuos de la muestra es de 59 años y la moda es de 61. En referencia a las edades medias de ambos grupos no se presentan diferencias significativas, siendo 56 años para las mujeres y 59 para los hombres.
- El 43,2% de los entrevistados declaran tener estudios de bachillerato (21,84%) o superiores de formación profesional (21,37%), mientras que el 18,2% declara tener estudios universitarios. Un 7,0% declara no tener estudios o no haber terminado la E.G.B.
- El 47,5% de los individuos de la muestra trabajan por cuenta ajena, el 37,3% lo hace a tiempo completo y el resto a tiempo parcial. Un 20,6% no trabaja, la mayoría son jubilados (13,6%), y el resto que son estudiantes (4,9%) o que están en situación de paro (2,1%). Un 19,2% se dedica a las tareas domésticas, y el 12,5% declaran que son empresarios o profesionales liberales.
- El 85,6% de los individuos de la muestra viven en pareja, de éstos el 45,4% vive con hijos y el 6,7% declaran, además, la presencia de otro familiar. El 31% de las parejas no tienen hijos, mientras que el 2,4% de éstas declaran la convivencia con algún familiar. Los núcleos familiares unipersonales suponen el 6,6% de los individuos de la muestra y las familias compuestas por un padre o una madre con hijos el 7,2%.
- Los ingresos familiares medios mensuales de la muestra están entre los rangos que van de los 2.000 a los 2.500 euros y de los 2.500 a los 3.000 euros.

- Un 79,8% de los individuos de la muestra tienen su residencia habitual en las localidades de estudio, mientras que el porcentaje de segundas residencias se reduce hasta el 20%.

ANEXO 3.4 ATRIBUTOS DEL MODELO

Atributos de coste

1. Coste de viaje: La determinación del coste de viaje se ha realizado sobre la base a la expresión

$$\text{CosteViaje} = \left\{ \left[\frac{2 \cdot \text{distancia} \cdot 0.00015}{\text{Númeroocupantes}} \right] + \left[\frac{2 \cdot \text{renta} \cdot 12 \cdot \text{tiempo}}{2080 \cdot 60 \cdot 3} \right] \right\}$$

en donde se ha asumido un coste por kilómetro recorrido de 0,15€ en el caso que el medio de transporte utilizado sea el automóvil. Asimismo se ha considerado un 1/3 de la renta individual (Cesario, 1973) como aproximación al coste de oportunidad del tiempo invertido en el trayecto. Asimismo, se considera que el número de ocupantes del coche es dos y que 2080 es una estimación del número de horas anuales de trabajo. El Anexo 3.5 presenta el procedimiento seguido en el cómputo de la matriz de distancia y tiempo.

Atributos ambientales

2. Parámetros de extensión y superficie de los espacios playa-duna:
 - a. Superficie total del espacio playa-duna: área (m²) comprendida desde la línea de costa hasta las primeras dunas móviles en el caso que las haya. Su cálculo se ha realizado a partir de la ortofotografía 1:5000 del *Govern de les Illes Balears*.
 - b. Anchura media de la playa. Anchura media (m) de la zona de reposo de la playa. Cálculo a partir de la cartografía digital 1:5000 del *Govern de les Illes Balears*.
 - c. Longitud de la playa. Longitud (m) de la línea de costa constituida por los materiales sedimentarios sueltos de la playa. Cálculo a partir de la cartografía digital 1:5000 del *Govern de les Illes Balears*.
3. Material sedimentario de la playa: tipo y características del sedimento o del afloramiento rocoso en cada playa. Se distingue entre un criterio de textura (calibre del sedimento, de arenas a gravas) y de la presencia de afloramientos rocosos en la playa. Los datos proceden del inventario de playas del Ministerio de Medio Ambiente, así como de los datos de campo para aquellas playas no incluidas en el catálogo del ministerio.
 - a. Arena. (Sedimento cuyo tamaño de grano es inferior a 2 mm)
 - Arena dorada. (Arena formado principalmente por bioclastos carbonatados)
 - Arena oscura. (Arena formada principalmente por litoclastos)

- b. Arena y grava. (Presencia de sedimentos cuyo tamaño de grano es inferior a 2mm, con otros de orden centimétrico)
- c. Arena y roca. (Presencia de sedimentos cuyo tamaño de grano es inferior a 2mm con afloramientos rocosos)
- d. Grava y roca. (Presencia de sedimentos cuyo tamaño de grano es de orden centimétrico con afloramientos rocosos)
- e. Roca. (Afloramientos rocosos)

4. Variables climáticas de los espacios playa-duna

- a. Temperatura anual media. Temperatura media del aire a la que se llega durante el año en cada una de las localidades caracterizadas (°C). Los datos proceden del modelo bioclimático de Guijarro (1986).
- b. Temperatura estival media. Temperatura media del aire a la que se llega durante los tres meses estivales (junio, julio y agosto) en cada una de las localidades caracterizadas (°C). Los datos proceden del modelo bioclimático de Guijarro (1986).
- c. Precipitación anual media. Cantidad de lluvia precipitada en una localidad, medida en milímetros o litros por metro cuadrado, durante un año. Los datos proceden del modelo bioclimático de Guijarro (1986).
- d. Precipitación estival media. Cantidad de lluvia precipitada en una localidad, medida en milímetros o litros por metro cuadrado, durante los tres meses estivales (junio, julio y agosto). Los datos proceden del modelo bioclimático de Guijarro (1986).

5. Radio visual

Criterio por el cual se define el grado de confinamiento y campo visual en términos de paisaje del usuario desde la playa. Se distinguen dos categorías a partir de la fotografía aérea y la cartografía digital del *Govern de les Illes Balears*:

- a. Abierto (1): Se corresponde a playas que no están ubicadas en ensenadas y sin delimitación lateral, en la que la componente longitudinal es notable.
- b. Encajado (2): Se corresponde a playas ubicadas en ensenadas y cuyos flancos vienen delimitados por salientes, estructuras artificiales o acantilados.

6. Campo visual

Caracterización de los elementos fisiográficos del campo visual tierra adentro que percibe el usuario desde la playa. Se distinguen seis categorías a partir de la fotografía aérea del *Govern de les Illes Balears*:

- a. Urbano (1): presencia continua de una fachada de edificios urbanos y elementos no naturales a lo largo de la playa.
- b. Semi-urbano (2): presencia de elementos urbanos pero sin continuidad lateral e intercalados con elementos naturales (bosques, acantilados, etc.)
- c. Dunas (3): presencia de dunas longitudinales no estabilizadas por vegetación, así como otras morfologías dunares (parabólicas, barjanes, etc.) parcialmente estabilizadas tras la playa.
- d. Humedal (4): presencia de una zona húmeda tras el primer cordón dunar o barra de desborde (en caso de cantos y bolos) de la playa.

- e. Acantilado (5): presencia de un acantilado tallado en materiales resistentes o sedimentarios flanqueando la playa.

7. Vegetación

Se distingue en este apartado entre la presencia de vegetación de matorral y la de porte arbóreo o la ausencia de ambas en los alrededores de la playa a partir de la fotografía aérea del *Govern de les Illes Balears*. Se entenderá por vegetación de porte arbóreo la presencia de una masa boscosa bien desarrollada, mientras que la vegetación de matorral corresponderá a vegetación de altura inferior al metro, tanto leñosa como herbácea.

8. Atributo fin de cuenca

La configuración de los elementos del relieve se utilizan para identificar la tipología geomorfológica de la playa que se caracteriza a partir de la fotografía aérea del *Govern de les Illes Balears*. A grandes rasgos se diferenciará entre aquellas playas asociadas a la desembocadura de un río (1) o un arroyo (2), las que, habitualmente encajadas, coinciden con la desembocadura de un barranco (3), aquellas que van asociadas a una pequeña laguna litoral (4) o en un orden de magnitud mayor a una albufera (5).

Atributos administrativos y urbanísticos

9. Distancia al núcleo más próximo

Distancia a la entidad de población más próxima a la playa. Dada en km y calculada a partir de la Cartografía digital 1:5000 del *Govern de les Illes Balears*.

10. Figuras de protección ambiental

Variable que identifica si la playa se encuentra en una zona afectada por alguna protección de figura ambiental tanto terrestre como marina. La inclusión o no de las playas caracterizadas se ha obtenido a partir de la cartografía temática del *Servei d'Espais Naturals i Biodiversitat* del *Govern de les Illes Balears*.

11. Bandera Azul

La concesión de la bandera azul a una playa implica la disposición de un conjunto de servicios, seguridad, parámetros de calidad de aguas y ambientales. Por tanto la acreditación de la playa será un indicador indirecto de los estándares de calidad. Los datos del catálogo de banderas azules provienen del Ministerio de Medio Ambiente.

12. Zona de fondeo

Entre los usuarios de las playas también se cuentan aquellos que acceden mediante embarcación. Para ello se considera a partir del catálogo de playas del Ministerio de Medio Ambiente, aquellas que disponen de zonas de fondeo delimitadas.

13. Playa nudista

Se considera en esta categoría a que las playas en las que la administración municipal especifica la función como tal de la playa, aunque es posible que en otras playas sin la correspondiente denominación, se desarrollen prácticas nudistas. Tal circunstancia también viene recogida en el catálogo de playas del Ministerio de Medio Ambiente.

Atributos de acceso

14. Carretera de acceso

Identificación de la categoría de la carretera que da acceso a la playa, destacando la jerarquía, accesibilidad, facilidades y seguridad. A partir de la cartografía digital 1:5000 del *Govern de les Illes Balears* se distinguirá entre (1) autopista, (2) autovía, (3) carretera nacional, (4) carretera autonómica, (5) carretera regional, (6) carretera local y (7) camino rural.

15. Distancia horaria a la población mayor de 10.000 habitantes más próximas

Se pretende establecer un área de influencia en cuanto a la captación de usuarios de la playa. El cálculo de la distancia horaria se obtendrá a partir de la distancia física calculada en la cartografía digital 1:5000 del *Govern de les Illes Balears* y la aplicación de un factor de corrección de acuerdo a las velocidades medias de circulación estipuladas por la legislación y el código de tránsito motorizado.

16. Tipología de acceso a la playa

Medio de transporte necesario para acceder a la playa desde el núcleo más próximo: a pie fácil (1), a pie difícil (2) o en coche (3). Variable de elaboración propia a partir del trabajo de campo.

17. Transporte público

La variable considera la posibilidad de acceder a la playa mediante transporte público, de manera que se distingue entre aquellas playas en las que no hay ningún medio de transporte público (0), aquellas en que el transporte público estaciona a pie de playa (1) o aquellos que tienen una estación cercana a la playa y que implican un corto paseo (2). Variable de elaboración propia a partir del trabajo de campo.

Atributos de seguridad y servicios

A continuación se enumera un conjunto de variables, en términos de ausencia (0) y presencia (1), que resumen el inventario de servicios en cuanto a materia de seguridad como de ocio de la playa. En lo relativo al alojamiento turístico se considera la tipología más característica del núcleo más próximo a la playa o en su defecto la del conjunto del municipio. Las fuentes de información combinan en el catálogo de playas del Ministerio y la prospección de campo.

18. Aparcamiento

19. Señalización de accesos

20. Accesos minusválidos

21. Servicios de vigilancia

22. Ambulatorio de campaña de la Cruz Roja
23. Equipo de salvamento
24. Señalización de peligro
25. Policía local
26. Oficina de turismo
27. Aseos
28. Duchas
29. Teléfono
30. Papeleras
31. Servicio limpieza
32. Pasarelas acceso
33. Alquiler sombrillas
34. Alquiler hamacas
35. Alquiler náutico
36. Quioscos, balnearios
37. Club náutico
38. Zona submarinismo
39. Zona surf

En materia de servicios, turismo y seguridad también se han considerado diferentes variables cuya escala es categórica o continua. Las fuentes continúan siendo el catálogo de playas del Ministerio o la cartografía digital autonómica.

40. Tipología de oferta turística dominante
 - a. Sin alojamiento (0)
 - b. Casa rurales (2)
 - c. Pensiones (2)
 - d. Hostales (3)
 - e. Hoteles (4)
 - f. Apartamentos (5)
41. Distancia al hospital más cercano, en km calculada sobre la cartografía digital.
42. Distancia al puerto deportivo más cercano, en km calculada sobre la cartografía digital.

ANEXO 3.5 CÓMPUTO DE DISTANCIAS ORIGEN-DESTINO

La variable “distancia” es un factor clave para el desarrollo y significado del Método del Coste del Viaje. No obstante en función del detalle de la escala de análisis y de los objetivos del estudio el término de distancia puede adoptar diferentes expresiones y conceptos que van desde la distancia temporal, la distancia euclidiana entre dos puntos, el arco mínimo, etc.

Hasta la fecha, las experiencias desarrolladas por el grupo que subscribe, han implementado el MCV en un contexto regional, en el que la distancia se correspondía al cálculo del itinerario mínimo por carretera entre el punto de origen (población de residencia, localización del hotel) al punto de destino (espacio natural, bosque). En este sentido, la valoración de bienestar obtenida por los residentes de un ámbito urbano litoral de las playas próximas, obliga a introducir variaciones y aumentar la complejidad del cálculo de distancias. Desde una perspectiva apriorística, introducir en el MCV la distancia lineal entre origen y destino en un sector de costa tan articulado como el de Santa Ponça, podría introducir un sesgo considerable en el modelo. Por lo tanto, parece óptimo diseñar el cálculo de distancias desde una doble perspectiva: por un lado calcular la distancia de cada individuo a las playas sitas en su propio núcleo urbano, y en segundo término calcular la distancia al nodo de comunicación más próximo a su residencia y de éste al núcleo y playa de destino en cuestión.

La aproximación conlleva varias consideraciones que no están exentas de dificultades técnicas y epistemológicas que superan la simple determinación de la distancia física entre dos puntos. La percepción subjetiva de las distancias, la imagen mental de la estructura urbana o los itinerarios con un sesgo cultural o asociados al disfrute de otros servicios, pueden complicar en exceso el cómputo de la distancia entre residencia del individuo y la playa seleccionada. En el campo de lo estrictamente técnico, la combinación de direcciones prohibidas, semáforos y tiempos de espera en cruces, etc... aunque factibles pueden llegar a complicar el algoritmo implicando costes temporales de cálculo considerables, sin contar con los problemas que puedan asociarse a la resolución, actualización o calidad de la cartografía digital, que para el caso objeto de estudio se corresponde con el Modelo Digital del Terreno 1:5.000 de la *Conselleria d'Obres Públiques i Ordenació del Territori* del *Govern de les Illes Balears*.

Llegado a este punto, se determina en consideración con lo expuesto con anterioridad, entender la distancia entre el domicilio del entrevistado y las playas de destino, como la distancia lineal a las playas más cercanas y/o las que pertenecen al núcleo urbano donde reside el individuo y su cálculo se designará como Modelo Simple (MS). El segundo de los objetivos, que persigue delimitar la distancia entre el domicilio de los entrevistados y las playas que pertenecen a otros núcleos urbanos cercanos al de residencia del individuo entrevistado, responderá al epígrafe de Modelo Híbrido (MH). Para el desarrollo de ambos modelos se ha contado con el soporte de herramientas de Sistemas de Información Geográfica, en concreto del software ArcGis® 9 a partir del que se georeferenciado la posición de cada uno de los individuos entrevistados tomando la dirección de su domicilio recogida en las encuestas.

Cuadro A3.2. Distribución de las playas por núcleos de población

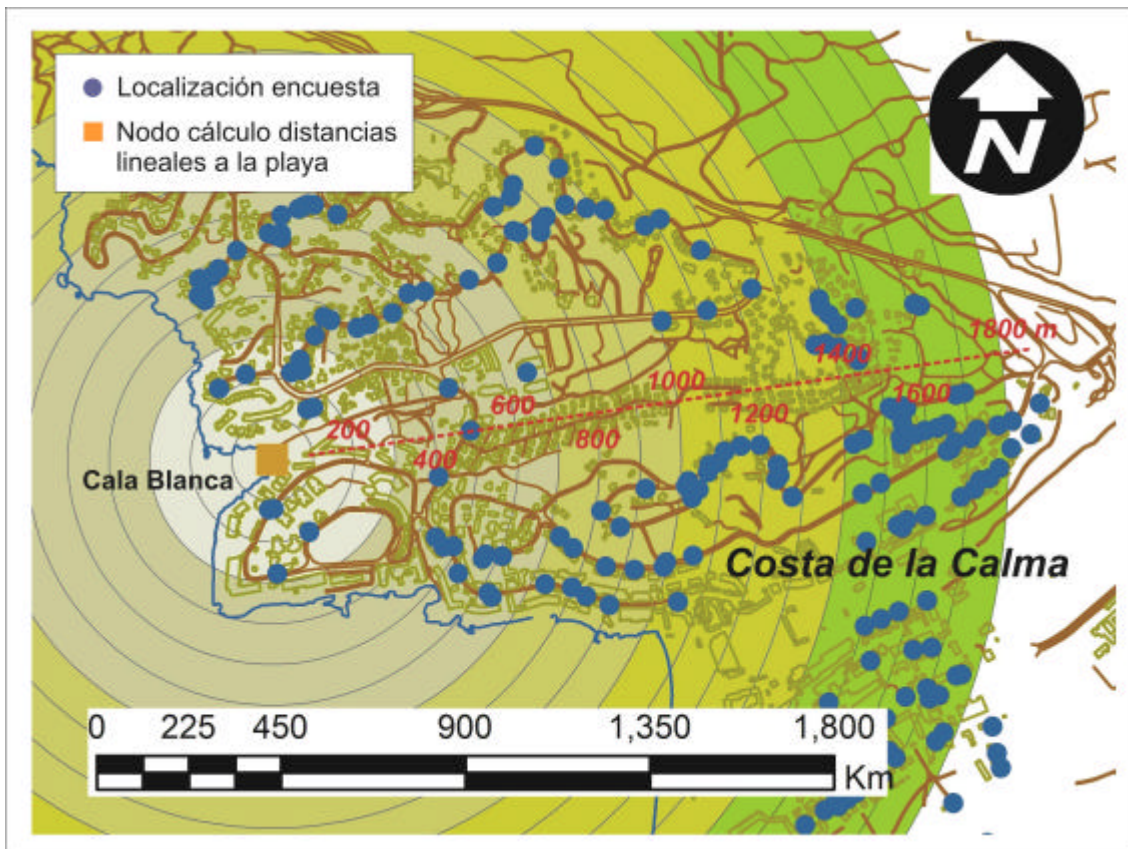
<i>Núcleo de población</i>	Playa, cala o zona de baño
Calvià Vila	
Costa de la Calma	Punta des Gats, Cala Blanca, Es Castellot
Peguera	Cala Fornells, Caló de ses Lisses, platja de Palmira, platja de Torà, platja de la Romana
Santa Ponça	Platja de Santa Ponça. Caló d'en Palliser, sa Caleta, Mirador des Malgrats-Can Negret
Sin asignación a núcleo urbano	Caló d'en Monjo, Punta Prima

Fuente: Elaboración propia

El Modelo Simple (Fig. A3.1) crea una capa específica para cada una de las playas que pertenece al núcleo urbano de residencia del entrevistado, en las que se ubica un punto de referencia en el centro de la playa, a partir del cual se genera un *buffer* concéntrico de distancias con intervalos de 50 m. La intersección de la capa de entrevistas georeferenciadas con los intervalos de 50 m definidos en la capa del *buffer* con origen en el nodo ubicado en cada playa, resulta en una matriz de distancias origen-destino. El MS se ejecuta para cada una de las playas ubicadas en cada núcleo urbano (Cuadro A.3.2).

FIGURA A 3.1.

Cómputo de distancia según el Modelo Simple para playas del mismo núcleo urbano

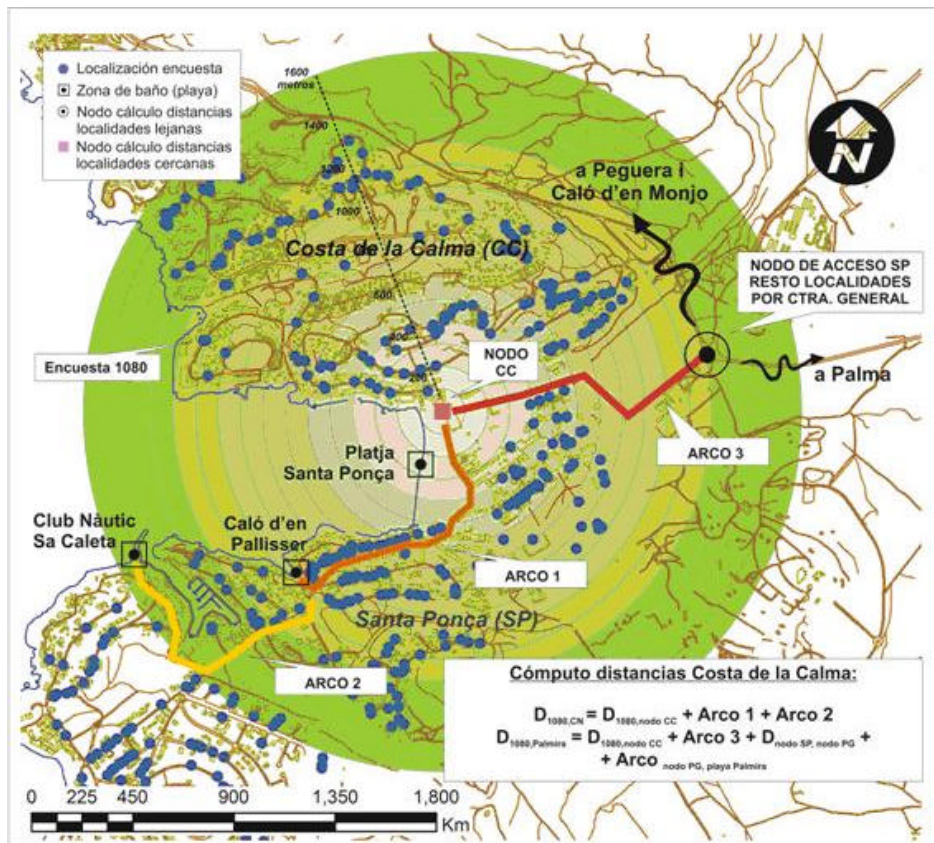


El Modelo Híbrido (Fig. A.3.2) yuxtapone varios algoritmos de cálculo. En primer lugar se crea una capa en la que se ubica el nodo de comunicaciones por el que necesariamente o en el que por su posición es más probable que deban pasar los residentes para salir de su núcleo de población. Del mismo modo como se procedía para el nodo ubicado en las playas, en este caso se calcula mediante un *buffer* con intervalos de 50 metros la distancia respecto el domicilio de cada uno de los entrevistados. El siguiente paso consiste en crear, a partir del aplicativo de análisis de redes de ArcGis® 9, una estructura de arcos y nodos y un algoritmo de cálculo de la distancia mínima entre dos nodos. El aplicativo permite abordar tanto el cálculo de la distancia respecto de playas de núcleos urbanos cercanos, como pueda suceder con Costa de la Calma y Santa Ponça, así como de núcleos lejanos como sucede con Peguera o el Caló d'en Monjo.

A modo de ejemplo, un individuo de Costa de la Calma (en la FIGURA A 3.2: Encuesta 1080) que desee ir a la zona de baño de Sa Caleta-Club Nàutic (Fig. A.3.2), deberá cubrir la distancia lineal hasta el nodo de cálculo de distancia a localidades cercanas (Nodo CC), punto a partir del cual se le irán sumando los arcos que le separan de la zona de baño próxima (Arco 1 y Arco 2). En el caso que deseara desplazarse hasta la playa de Palmira, el algoritmo diseñado sumaría a la distancia entre la residencia del encuestado y el nodo de distancias cercana, el arco que conecta al punto anterior con el nodo de acceso a Santa Ponça (Arco 3) y sucesivamente con los arcos que lo separan del nodo de acceso de Peguera y de éste al nodo ubicado en el centro de la playa de Palmira.

FIGURA A 3.2.

Cómputo de distancia según el Modelo Híbrido para playas de otros núcleos urbanos



Los resultados de ambos modelos se integran finalmente en una matriz de distancias entre individuos entrevistados y zonas de baño que también se expresan en tiempo a partir de considerar la velocidad máxima de circulación en núcleo urbano (40 km/h) y la velocidad aproximada de desplazamiento a pie para una persona de 31 a 60 acompañada (1,38 m/s).

ANEXO 3.6 CÓMPUTO DE DISTANCIAS ORIGEN-DESTINO EN EL EJERCICIO DE TRANSFERENCIA

La variable "distancia" es un factor clave para el desarrollo y significado del Método del Coste del Viaje. No obstante, en función del detalle de la escala de análisis y de los objetivos del estudio, el término de distancia puede adoptar diferentes expresiones y conceptos como la distancia temporal, la distancia euclidiana entre dos puntos o el arco mínimo.

Para el caso que nos ocupa, va a considerarse como variable de distancia el itinerario, en kilómetros por carretera, entre cada una de las playas y la cabecera del municipio en la que dichas playas se encuentran. Tan sólo en el caso de aquellas playas del catálogo del Ministerio de Medio Ambiente, que aparecen en el límite administrativo entre dos municipios, se procede al cálculo de la distancia a ambas cabeceras de municipio; aumentando así el universo de elección de la muestra. La consideración de la distancia a la cabecera de municipio responde a la disponibilidad de la base de datos socio-económica, puesto que hoy por hoy solo existen datos desagregados a nivel municipal, tanto en las diferentes bases de datos del Instituto Nacional de Estadística o bien en recopilaciones como el Anuario Económico de España del Servicio de Estudios de la Caja de Ahorros y Pensiones de Barcelona, "la Caixa".

El cálculo de la variable de distancia se ha realizado mediante la explotación de un Sistema de Información Geográfica (SIG) a partir de la combinación de tres capas correspondientes respectivamente a la localización de las playas del catálogo del Ministerio de Medio Ambiente, a la localización de las entidades de población que ejercen de cabecera de municipio y la red de carreteras y otras vías de comunicación. Mediante algoritmos de intersección se ha cuantificado el itinerario mínimo por carretera que separa la cabecera del municipio de la playa en cuestión. El resultado se ha integrado en una base de datos en la que se combina el código de la playa, el código INE de cada municipio, la distancia en kilómetros de la playa a la cabecera de municipio y una distancia en tiempo para la que se ha utilizado como factor de conversión una velocidad media de 65 km/h. Dicho valor corresponde al promedio entre las dos velocidades permitidas por la Dirección General de Tráfico para las vías más frecuentes que separan las playas de las cabeceras de municipio: vías urbanas (50 km/h) y carreteras autonómicas y/o estatales (80 km/h).

ANEXO 3.7 RESULTADOS DE LA TRANSFERENCIA DEL VALOR DE USO RECREATIVO DE LA BAHÍA DE SANTA PONÇA AL RESTO DE MUNICIPIOS COSTEROS DEL LITORAL ESPAÑOL.

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€₂₀₀₅)
03011-Alfàs del Pi (l')	3011	1.64	6.68	9188	1.20	736672.7517	613893.9598
03014-Alicante/Alacant	3014	1.40	5.43	239416	10.10	15604365.01	1544986.635
03018-Altea	3018	1.57	6.84	13272	7.57	1089891.236	143975.0642
03031-Benidorm	3031	2.01	11.17	43855	5.39	5875903.404	1090149.055
03041-Benissa	3041	0.92	2.68	8495	0.84	273316.5737	325376.8735
03042-Benitachell/Poble Nou de Benitaxell (el)	3042	0.65	1.59	2066	0.40	39457.40514	98643.51284
03047-Calpe/Calp	3047	2.52	17.03	16334	2.71	3338493.323	1231916.356
03050-Campello (el)	3050	1.50	6.19	15870	11.12	1179468.411	106067.3031
03063-Dénia	3063	1.91	9.58	27787	16.48	3193657.209	193789.8792
03065-Elche/Elx	3065	0.14	0.31	160833	13.55	602389.9462	44456.8226
03069-Finestrat	3069	0.99	3.08	1968	0.30	72652.80793	242176.0264
03076-Guardamar del Segura	3076	2.04	11.38	7922	11.57	1081927.757	93479.15647
03082-Jávea/Xàbia	3082	1.83	8.34	15866	7.70	1588148.909	206253.105
03099-Orihuela	3099	0.02	0.03	45026	4.23	16765.00659	3964.295719
03121-Santa Pola	3121	1.85	9.49	16248	6.35	1851176.332	291523.8319
03128-Teulada	3128	1.11	3.35	7391	0.95	296709.188	311997.0431
03133-Torrevieja	3133	2.46	16.32	43453	6.40	8508788.998	1329498.281
03139-Villajoyosa/Vila Joiosa (la)	3139	1.97	10.44	19590	4.85	2453667.482	506015.154
03901-Poblets (els)	3901	1.47	5.27	1617	1.00	102281.3015	102281.3015
03902-Pilar de la Horadada	3902	2.54	18.94	10366	4.44	2355983.609	530866.0679
04003-Adra	4003	1.66	7.87	17489	11.29	1651999.929	146324.1744
04013-Almería	4013	1.44	6.05	135052	22.86	9797251.129	428576.1649
04029-Berja	4029	0.16	0.36	10531	2.60	45744.6749	17594.10573
04032-Carboneras	4032	0.79	2.39	5362	6.94	153635.771	22137.71916
04035-Cuevas del Almanzora	4035	0.28	0.65	8662	5.98	67541.25308	11294.52393
04049-Garrucha	4049	2.22	14.24	4387	1.37	749435.9304	547033.5258
04064-Mojácar	4064	1.50	5.81	3639	10.82	253628.3684	23440.69949

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€₂₀₀₅)
04066-Níjar	4066	0.04	0.09	14172	7.85	14886.93999	1897.63416
04075-Pulpí	4075	0.66	1.95	5620	4.00	131454.7224	32863.6806
04079-Roquetas de Mar	4079	1.71	8.43	39061	15.10	3951141.286	261664.9858
04100-Vera	4100	0.70	2.08	5947	5.05	148402.6512	29386.6636
04902-Ejido (El)	4902	1.49	6.50	45617	18.50	3556370.859	192236.2626
07002-Alaior	7002	1.19	4.29	5860	2.52	301947.3293	119630.4791
07003-Alcúdia	7003	1.83	9.54	10162	7.27	1163863.193	160201.403
07005-Andratx	7005	1.48	6.29	6495	0.94	490195.041	521484.0862
07006-Artà	7006	0.82	2.45	5182	3.48	152537.7438	43895.7536
07011-Calvià	7011	1.40	5.82	29274	2.84	2043022.296	720642.7852
07013-Campos	7013	0.28	0.63	5498	5.30	41709.66895	7869.748859
07014-Capdepera	7014	2.01	11.36	6779	1.58	923716.4645	586486.6441
07015-Ciudadella de Menorca	7015	1.90	10.08	19003	1.07	2298026.633	2143681.561
07022-Felanitx	7022	0.40	0.96	12399	0.17	142535.6039	838444.7287
07023-Ferrieres	7023	0.63	1.73	3267	0.45	67834.61063	150743.5792
07024-Formentera	7024	1.59	6.99	4671	22.11	392000.9344	17727.17109
07026-Eivissa	7026	1.47	6.34	28887	1.62	2198027.868	1356807.326
07031-Llucmajor	7031	0.17	0.38	20184	0.52	91627.21616	176886.5177
07032-Mahón	7032	0.83	2.50	19570	2.22	587502.5158	264164.8003
07033-Manacor	7033	0.63	1.73	25852	1.66	538234.3589	325217.1353
07037-Mercadal (Es)	7037	1.95	10.46	2576	4.64	323247.4022	69665.38841
07039-Muro	7039	1.17	4.03	5203	4.20	251586.1742	59901.47004
07040-Palma de Mallorca	7040	1.38	5.58	280352	7.22	18766910.46	2600735.928
07042-Pollença	7042	0.95	3.04	11481	7.69	418182.2173	54415.38286
07046-Sant Antoni de Portmany	7046	1.78	8.91	12485	0.80	1335508.949	1667302.058
07048-Sant Josep de sa Talaia	7048	2.23	14.25	11704	12.56	2001905.624	159387.3904
07050-Sant Joan de Labritja	7050	1.42	5.67	3513	1.40	238922.6205	170659.0147

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€₂₀₀₅)
07051-Sant Llorenç des Cardassar	7051	1.83	9.16	5505	3.69	605128.4073	163991.4383
07052-Sant Lluís	7052	2.01	11.22	2724	0.34	366808.8169	1078849.462
07054-Santa Eulalia del Río	7054	2.10	12.57	16262	4.84	2453879.403	507524.1786
07055-Santa Margalida	7055	0.53	1.40	6487	2.85	108683.2395	38134.47001
07057-Santanyí	7057	2.29	14.86	7406	1.35	1320706.796	978301.3302
07059-Salines (Ses)	7059	2.08	11.82	2904	3.05	411857.1516	135035.1317
07061-Sóller	7061	1.05	3.45	9374	0.84	388436.9136	464082.334
07062-Son Servera	7062	1.90	10.26	7614	3.48	937837.0596	269493.4079
07063-Valldemossa	7063	1.13	3.97	1449	0.18	68974.34977	383190.8321
07064-Castell(es)	7064	1.78	8.88	5264	0.16	560971.1368	3506069.605
07902-Migjorn Gran (Es)	7902	1.93	9.96	980	0.95	117183.2679	123350.8084
08006-Arenys de Mar	8006	1.61	6.87	10849	2.65	894927.7914	337708.6005
08015-Badalona	8015	1.75	8.34	175128	1.93	17534533.17	9085250.35
08019-Barcelona	8019	1.24	4.51	1318583	4.20	71338626.21	16985387.19
08029-Cabrera de Mar	8029	1.63	7.54	3079	1.00	278490.2517	278490.2517
08032-Caldes d'Estrac	8032	1.61	6.86	1679	0.37	138130.2756	373325.0692
08035-Calella	8035	1.64	7.20	11633	3.07	1005159.993	327733.9397
08040-Canet de Mar	8040	1.65	7.19	9215	2.15	795041.6261	369786.8029
08056-Castelldefels	8056	2.14	12.73	38458	5.00	5872772.424	1174554.485
08074-Cubelles	8074	1.37	5.24	6213	2.38	390401.9816	164034.4461
08089-Gavà	8089	1.29	4.81	33167	3.73	1914533.049	513279.6378
08110-Malgrat de Mar	8110	1.56	6.58	12215	4.15	965076.8128	232548.6296
08118-Masnou (El)	8118	1.89	9.72	17360	2.69	2024239.232	752505.2907
08121-Mataró	8121	1.60	6.98	89686	2.40	7517092.538	3132121.891
08126-Montgat	8126	1.96	10.56	7095	1.24	898846.1381	724875.9178
08163-Pineda de Mar	8163	2.12	12.17	17526	2.91	2558958.641	879367.2307
08169-Prat de Llobregat (El)	8169	1.28	4.80	52343	7.99	3017592.94	377907.6944

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€₂₀₀₅)
08172-Premià de Mar	8172	1.88	9.57	22019	1.26	2528046.732	2006386.295
08194-Sant Adrià de Besòs	8194	2.03	11.34	26708	1.30	3633316.365	2794858.742
08197-Sant Andreu de Llavaneres	8197	1.79	8.62	6347	1.92	656337.154	341842.2677
08219-Vilassar de Mar	8219	1.91	9.81	14288	2.19	1681535.671	767824.5074
08235-Sant Pol de Mar	8235	2.28	14.34	3346	3.05	575864.5212	188808.0397
08261-Santa Susanna	8261	2.04	11.20	1713	2.42	230315.3236	95171.62131
08270-Sitges	8270	2.56	18.98	16934	7.07	3856631.188	545878.4414
08301-Viladecans	8301	1.02	3.35	47221	2.48	1895822.664	764444.6225
08307-Vilanova i la Geltrú	8307	1.85	9.08	45840	3.60	4995364.163	1387601.156
11004-Algeciras	11004	1.14	4.13	82086	4.45	4067941.517	914144.1611
11007-Barbate	11007	1.19	4.44	17464	14.85	930199.3804	62639.68892
11008-Barrios (Los)	11008	0.71	2.10	13849	0.75	348702.1429	464936.1906
11012-Cádiz	11012	1.97	10.92	113906	11.05	14927309.77	1350887.762
11014-Conil de la Frontera	11014	1.66	8.20	14509	9.50	1427399.384	150252.5667
11015-Chiclana de la Frontera	11015	0.61	1.76	47435	8.70	1002624.563	115244.2027
11016-Chipiona	11016	1.90	10.40	13232	5.95	1650591.913	277410.4056
11022-Línea de la Concepción (La)	11022	1.76	8.64	47567	8.77	4930030.324	562147.1293
11027-Puerto de Santa María (El)	11027	1.42	6.03	60877	11.98	4401973.402	367443.5227
11028-Puerto Real	11028	1.64	7.64	28735	2.10	2633615.645	1254102.688
11030-Rota	11030	1.60	7.23	20112	12.65	1745966.049	138021.0316
11031-San Fernando	11031	0.81	2.47	70684	6.10	2096303.577	343656.3241
11032-Sanlúcar de Barrameda	11032	1.63	7.69	47791	5.85	4411179.457	754047.7705
11033-San Roque	11033	0.84	2.62	18765	14.10	590004.4538	41844.2875
11035-Tarifa	11035	1.29	4.99	12673	20.70	759571.7313	36694.28653
11039-Vejer de la Frontera	11039	0.61	1.70	10135	4.20	206979.6294	49280.86415
12004-Alcalá de Xivert	12004	0.74	2.13	4857	5.14	124321.3282	24210.57998
12009-Almazora/Almassora	12009	0.73	2.12	14424	2.65	366907.3729	138455.6124

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€₂₀₀₅)
12011-Almenara	12011	0.91	2.78	4200	3.61	140152.8895	38823.5151
12027-Benicarló	12027	1.61	7.42	17226	5.07	1534736.283	303008.1506
12028-Benicasim/Benicàssim	12028	2.05	12.49	10339	7.70	1549717.631	201262.03
12032-Burriana	12032	1.41	5.90	22491	2.00	1593016.694	796508.3472
12033-Cabanes	12033	0.09	0.20	2184	7.30	5155.580889	706.2439573
12040-Castellón de la Plana/Castelló de la Plana	12040	0.80	2.43	124196	2.75	3615092.449	1314579.072
12053-Chilches/Xilxes	12053	1.11	3.78	2016	2.40	91425.66612	38094.02755
12077-Moncofa	12077	1.35	5.33	3453	5.35	220760.4791	41263.64096
12082-Nules	12082	0.82	2.53	9746	4.15	295604.1678	71229.91996
12085-Oropesa del Mar/Orpesa	12085	1.89	10.30	3630	6.54	448817.1059	68626.46879
12089-Peñíscola	12089	1.89	10.25	4121	8.12	506878.9944	62415.8348
12117-Torreblanca	12117	0.75	2.14	4145	4.75	106320.2349	22383.20734
12138-Vinaròs	12138	2.09	12.37	18656	3.99	2768571.519	694748.1853
15004-Ares	15004	2.55	20.38	4396	3.27	1075105.067	328778.308
15005-Arteixo	15005	2.13	13.41	19631	3.19	3159253.972	990361.7467
15008-Bergondo	15008	1.31	5.38	5576	1.08	359706.1786	333061.2765
15011-Boiro	15011	2.56	22.79	15026	10.01	4109581.85	410752.8086
15015-Cabanas	15015	1.11	4.14	2967	1.25	147257.1471	117711.5484
15016-Camarinas	15016	2.03	12.85	5534	4.46	853590.7675	191388.0645
15019-Carballo	15019	0.81	2.65	24251	6.35	770912.061	121403.4742
15020-Carnota	15020	2.24	16.51	4947	11.87	980105.5764	82604.76834
15022-Cedeira	15022	1.99	11.43	6674	1.86	915775.6864	493679.6153
15023-Cee	15023	1.75	9.55	6190	1.06	709575.3731	672583.292
15028-Corcubión	15028	2.12	13.81	1687	0.30	279507.3492	931691.164
15030-Coruña (A)	15030	2.47	18.12	208961	1.87	45444704.54	24301981.04
15034-Dumbría	15034	2.17	19.04	3704	0.80	846069.9024	1057587.378
15035-Fene	15035	0.89	2.89	12942	0.29	449237.6618	1576272.498

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€₂₀₀₅)
15036-Ferrol	15036	1.94	10.55	69010	9.38	8736177.409	931858.9236
15037-Fisterra	15037	1.86	10.91	4369	5.00	571985.9673	114397.1935
15040-Laxe	15040	1.87	11.48	3062	4.88	421824.427	86439.43175
15041-Laracha (A)	15041	1.14	4.49	9424	0.94	507450.7354	539841.2078
15043-Malpica de Bergantiños	15043	2.48	20.58	6263	3.15	1546692.893	491013.617
15044-Mañón	15044	1.89	10.81	1714	2.27	222331.318	97943.31191
15048-Miño	15048	1.98	12.65	4382	2.94	665024.4318	226198.7863
15051-Mugardos	15051	2.25	15.42	5149	0.30	952926.9747	3176423.249
15052-Muxía	15052	1.12	4.85	5320	4.80	309887.4549	64559.88644
15053-Muros	15053	2.59	23.28	8811	6.60	2461123.447	373067.0679
15057-Noia	15057	1.76	9.50	12242	2.51	1395870.79	556123.8208
15058-Oleiros	15058	2.02	11.92	23015	4.16	3291454.414	791786.0028
15061-Ortigueira	15061	1.62	7.85	7385	4.32	695231.4327	160933.202
15062-Outes	15062	0.73	2.67	7340	0.81	235198.5443	292172.1047
15067-Pobra do Caramiñal (A)	15067	2.57	22.74	8479	5.75	2314100.754	402452.3051
15068-Ponteceso	15068	2.47	20.51	6151	2.48	1513871.572	610432.0855
15069-Pontevedra	15069	1.80	9.92	7543	0.39	897949.8666	2302435.555
15071-Porto do Son	15071	2.53	22.74	8641	13.31	2357533.639	177124.9916
15072-Rianxo	15072	2.02	13.44	10007	2.25	1613875.523	718875.5112
15073-Ribeira	15073	2.78	27.80	21746	13.21	7255499.753	549409.3407
15075-Sada	15075	1.87	10.03	9953	1.10	1198044.003	1089130.912
15087-Valdoviño	15087	2.23	15.12	6183	7.68	1121863.108	146075.9255
15901-Cariño	15901	1.63	7.52	4340	2.45	391842.3372	159935.6478
17013-Begur	17013	2.24	14.50	2884	1.13	501674.4879	445932.8781
17023-Blanes	17023	2.01	11.36	25658	4.06	3497364.493	862481.9958
17032-Cadaqués	17032	2.53	19.47	1726	1.47	403164.3616	274635.1237
17034-Calonge	17034	2.18	14.40	5919	3.74	1023126.804	273417.1041

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€₂₀₀₅)
17047-Castelló d'Empúries	17047	1.52	6.26	4824	3.98	362190.1941	91117.02995
17048-Castell-Platja d'Aro	17048	1.71	8.37	5776	3.49	580362.8364	166531.6604
17062-Escala (L)	17062	2.15	12.98	4989	3.07	777383.3458	253219.3309
17092-Llançà	17092	2.10	12.02	3348	3.24	483065.256	149324.6541
17095-Lloret de Mar	17095	2.45	17.89	16726	3.74	3591062.633	961462.5523
17117-Palafugell	17117	1.71	8.15	15437	0.47	1509668.059	3232693.917
17118-Palamós	17118	2.33	16.14	12502	2.68	2421512.48	903886.704
17124-Pals	17124	1.50	6.53	1796	4.20	140633.0975	33484.07083
17138-Portbou	17138	1.95	9.78	1269	0.61	148952.2465	244184.0106
17152-Roses	17152	1.86	9.65	10366	3.36	1200542.208	357836.7238
17160-Sant Feliu de Guíxols	17160	2.01	11.27	15057	1.56	2036741.96	1309801.904
17178-Sant Pere Pescador	17178	0.95	3.08	1209	6.80	44654.69259	6566.866557
17181-Santa Cristina d'Aro	17181	0.05	0.11	2612	0.43	3473.914447	8078.870806
17199-Torroella de Montgrí	17199	1.31	5.14	6864	4.21	423119.3257	100622.9074
17202-Tossa de Mar	17202	2.62	20.88	3720	2.17	931992.804	429291.941
18006-Albuñol	18006	1.04	3.42	4605	4.85	188896.8716	38947.80858
18017-Almuñécar	18017	1.60	7.04	17468	8.05	1475934.743	183391.4939
18093-Gualchos	18093	1.14	3.99	2272	2.23	108859.0967	48793.85776
18140-Motril	18140	1.16	4.21	41084	12.95	2077745.832	160493.2668
18162-Polopos	18162	1.15	4.09	1120	1.45	54995.27712	37927.77732
18173-Salobreña	18173	1.67	7.81	8325	4.37	780334.0648	178443.6462
20029-Deba	20029	1.71	8.77	4431	2.15	466252.2621	217367.022
20036-Hondarribia	20036	1.92	10.83	12859	0.76	1671858.976	2194040.651
20039-Getaria	20039	1.68	8.87	2018	1.29	214732.7526	166459.4981
20056-Mutriku	20056	1.61	7.98	4121	4.12	394548.0099	95764.08007
20061-Orio	20061	1.85	10.10	3772	0.42	457261.4997	1088717.856
20069-Donostia-San Sebastián	20069	1.85	10.08	155300	3.35	18777391.33	5603518.75

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€₂₀₀₅)
20079-Zarautz	20079	2.09	13.03	17651	2.50	2759227.902	1103691.161
20081-Zumaia	20081	2.09	13.02	7197	0.43	1124768.549	2615740.813
21005-Almonte	21005	0.00	0.00	14271	24.20	741.6868806	30.6482182
21010-Ayamonte	21010	1.04	3.55	13557	6.50	578264.6705	88963.79546
21021-Cartaya	21021	0.27	0.64	10667	4.60	82334.16582	17894.84152
21041-Huelva	21041	0.48	1.23	117413	2.50	1734915.857	693966.3429
21042-Isla Cristina	21042	1.63	7.67	14260	8.10	1312573.907	162046.1613
21044-Lepe	21044	0.53	1.43	15356	15.50	264069.1837	17036.72153
21050-Moguer	21050	1.18	4.37	12154	0.50	637687.0391	1275374.078
21055-Palos de la Frontera	21055	1.75	9.01	5762	5.50	622777.6294	113232.2963
21060-Punta Umbría	21060	1.55	7.09	9879	13.50	840912.7695	62289.83478
27005-Barreiros	27005	1.83	9.98	3077	7.41	368479.3841	49720.60236
27013-Cervo	27013	1.80	9.93	4394	4.81	523513.1433	108951.7468
27019-Foz	27019	1.99	11.52	8368	6.07	1156878.276	190558.1084
27025-Xove	27025	1.96	12.72	3169	3.57	483661.6278	135365.6949
27051-Ribadeo	27051	1.97	11.47	7985	5.11	1099073.127	214914.5731
27066-Viveiro	27066	1.81	9.40	13152	4.42	1484091.024	335539.4583
29005-Algarrobo	29005	1.23	4.37	3879	0.80	203183.1977	253978.9971
29025-Benalmádena	29025	2.16	12.81	28217	6.32	4336390.027	686680.9228
29041-Casares	29041	0.65	1.75	2757	1.30	57812.6755	44471.28885
29051-Estepona	29051	1.54	6.62	34922	21.50	2773533.555	129001.5607
29054-Fuengirola	29054	2.07	11.83	41222	6.05	5853988.819	967601.4577
29067-Málaga	29067	1.85	9.49	433533	14.00	49393140.08	3528081.434
29068-Manilva	29068	1.73	8.19	5103	7.60	501562.276	65995.03631
29069-Marbella	29069	1.65	7.69	81296	23.57	7501923.372	318282.7056
29070-Mijas	29070	1.50	6.09	37784	11.20	2760448.425	246468.6093
29075-Nerja	29075	2.80	24.29	13883	5.82	4046265.989	695234.706

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€₂₀₀₅)
29082-Rincón de la Victoria	29082	1.85	9.43	20176	6.70	2284043.11	340901.9567
29091-Torrox	29091	1.84	8.55	9648	6.75	989505.24	146593.3689
29094-Vélez-Málaga	29094	1.29	4.89	46143	16.05	2706527.595	168631.0028
29901-Torremolinos	29901	1.87	9.50	37231	5.70	4246102.592	744930.2792
30003-Águilas	30003	2.64	22.59	22515	10.04	6103882.784	608259.3706
30016-Cartagena	30016	1.34	5.66	151496	35.02	10297074.1	294034.0978
30024-Lorca	30024	0.01	0.01	63980	3.21	10954.37127	3417.900553
30026-Mazarrón	30026	2.73	24.68	16965	13.75	5024639.819	365428.3505
30035-San Javier	30035	1.59	7.44	16123	22.00	1439307.723	65423.07833
30036-San Pedro del Pinatar	30036	1.93	10.87	13256	8.15	1728846.513	212128.4064
30902-Alcázares (Los)	30902	2.27	15.29	6975	4.70	1280117.76	272365.4809
33014-Carreño	33014	2.47	18.83	9458	2.32	2136846.28	921054.4312
33016-Castrillón	33016	2.00	11.30	19897	6.89	2696868.032	391417.7114
33017-Castropol	33017	1.24	5.39	3767	1.59	243618.5184	153122.8903
33018-Coaña	33018	2.22	16.28	3254	1.79	635863.333	355230.9123
33019-Colunga	33019	1.69	7.79	3898	3.07	364421.7825	118704.1637
33021-Cudillero	33021	2.51	19.16	5521	10.84	1269704.011	117185.4186
33023-Franco (El)	33023	1.86	11.12	3632	1.09	484743.7759	444719.0604
33024-Gijón	33024	1.97	10.69	238275	4.06	30576993.93	7531279.293
33025-Gozón	33025	2.44	19.17	9871	4.62	2271283.46	491513.4083
33034-Valdés	33034	2.30	16.88	13273	11.86	2688961.939	226801.783
33036-Llanes	33036	2.58	21.05	11828	7.47	2987107.417	399880.511
33039-Muros de Nalón	33039	1.89	9.98	1989	1.33	238295.9185	179169.8636
33041-Navia	33041	1.62	8.26	7883	2.16	781229.7405	361513.0682
33055-Ribadedeva	33055	1.49	6.43	1586	0.84	122439.5039	145761.3141
33056-Ribadesella	33056	1.88	9.91	5533	3.01	657926.6486	218580.2819
33069-Soto del Barco	33069	1.55	6.94	3819	0.81	318204.4678	392845.022

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€₂₀₀₅)
33070-Tapia de Casariego	33070	2.68	25.14	3814	2.33	1150692.42	494708.6929
33076-Villaviciosa	33076	0.65	1.88	12609	2.17	283743.7314	130757.4799
35001-Agaete	35001	1.71	8.49	4352	1.82	443309.1478	243576.4548
35002-Agüimes	35002	1.54	7.11	15999	3.29	1364094.342	414618.341
35003-Antigua	35003	0.10	0.23	4502	1.19	12517.72168	10519.09385
35004-Arrecife	35004	1.93	11.27	36164	1.07	4889804.743	4591365.956
35005-Artenara	35005	0.22	0.51	1148	0.44	7040.356223	16000.8096
35006-Arucas	35006	1.73	8.67	26524	2.33	2760185.642	1184629.031
35009-Gáldar	35009	2.15	13.92	17917	1.79	2992234.103	1671639.164
35010-Harí	35010	1.63	7.53	3351	3.61	302828.6583	83886.05492
35011-Ingenio	35011	0.86	2.87	19606	0.50	675013.6722	1350027.344
35012-Mogán	35012	2.37	17.07	9860	3.76	2020090.967	537973.6263
35014-Oliva (La)	35014	1.82	9.56	8460	13.17	970892.0731	73747.97365
35015-Pájara	35015	0.69	2.07	10204	27.53	253557.7389	9210.233886
35016-Palmas de Gran Canaria (Las)	35016	1.52	6.79	295070	5.98	24054530.12	4022496.676
35017-Puerto del Rosario	35017	1.18	4.52	16745	2.51	907406.7408	361516.6298
35018-San Bartolomé	35018	1.07	3.85	10451	1.05	482227.2244	459264.0232
35019-San Bartolomé de Tirajana	35019	1.54	6.95	27685	17.91	2307593.243	128879.8237
35020-San Nicolás de Tolentino	35020	0.97	3.23	6219	2.99	241392.0572	80868.36086
35022-Santa Lucía de Tirajana	35022	1.35	5.58	37015	1.28	2478429.212	1936272.822
35024-Teguise	35024	2.07	12.80	9959	10.80	1530045.149	141736.4659
35026-Telde	35026	1.90	10.60	70263	3.93	8940289.977	2274882.946
35028-Tías	35028	2.39	17.30	10249	6.41	2127977.978	332236.9989
35029-Tinajo	35029	1.10	4.05	3674	1.33	178615.522	134804.1676
35030-Tuineje	35030	1.20	4.68	7762	1.81	435596.5132	240661.057
35034-Yaiza	35034	2.33	16.89	4232	5.94	857716.6219	144396.7377
36003-Baiona	36003	2.59	22.54	9193	2.02	2486110.499	1233801.737

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€ ₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€ ₂₀₀₅)
36004-Bueu	36004	2.25	16.20	10376	6.15	2017643.124	328018.7164
36006-Cambados	36006	1.81	10.41	11164	1.55	1394248.65	899515.2578
36008-Cangas	36008	3.00	32.66	20413	9.40	7999319.145	851444.2943
36010-Catoira	36010	2.02	14.35	2980	0.20	513228.8074	2566144.037
36022-Grove (O)	36022	3.04	32.46	9293	14.07	3619597.703	257219.8481
36023-Guarda (A)	36023	1.82	9.71	8261	1.55	962783.1686	621150.4313
36026-Marín	36026	1.77	9.64	20978	2.43	2426457.325	998542.109
36029-Moaña	36029	1.61	7.78	15221	2.93	1421837.434	485103.1847
36035-Nigrán	36035	2.00	12.73	13548	4.97	2069002.167	416298.2226
36041-Poio	36041	2.25	16.34	11923	3.80	2337979.305	615257.7119
36045-Redondela	36045	1.88	10.81	24800	2.74	3218106.826	1174491.542
36048-Rosal (O)	36048	1.27	5.12	4984	0.35	306276.7441	875076.4116
36051-Sanxenxo	36051	2.93	32.53	13605	7.19	5310406.345	738582.2455
36053-Soutomaior	36053	1.35	6.02	4643	0.30	335186.9713	1117289.904
36054-Tomiño	36054	1.13	4.69	9507	0.35	535419.9187	1529771.196
36055-Tui	36055	0.69	2.21	13391	0.80	355415.4482	444269.3102
36056-Valga	36056	2.10	15.41	5251	0.07	970902.3806	13870034.01
36057-Vigo	36057	1.72	8.69	241101	8.31	25145557.91	3025939.58
36058-Vilaboa	36058	1.15	5.03	4965	2.01	299772.7305	148918.3957
36060-Vilagarcía de Arousa	36060	2.22	14.88	28222	1.43	5038674.149	3516171.772
36061-Vilanova de Arousa	36061	2.65	24.82	8799	4.90	2621145.76	534927.7061
36901-Illa de Arousa (A)	36901	3.07	38.88	4074	6.40	1900863.412	297009.9081
38001-Adeje	38001	1.59	7.32	17170	3.60	1508662.503	419072.9175
38002-Agulo	38002	1.77	8.54	973	0.75	99714.26832	132952.3578
38003-Alajeró	38003	1.15	4.26	1251	0.60	63981.38419	106635.6403
38005-Arico	38005	1.13	4.05	4824	2.42	234385.3976	96853.47009
38006-Arona	38006	0.98	3.31	32746	3.46	1301191.546	376611.1565

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€₂₀₀₅)
38007-Barlovento	38007	1.62	7.55	2086	0.05	189060.2277	4201338.394
38008-Breña Alta	38008	1.42	6.03	4717	0.03	341272.9481	10037439.65
38009-Breña Baja	38009	1.82	9.68	3006	0.62	349125.0271	559495.2358
38010-Buenavista del Norte	38010	1.50	6.66	4182	0.99	334274.796	337651.3091
38011-Candelaria	38011	1.55	6.95	11677	2.06	973266.1749	472459.3082
38012-Fasnia	38012	1.07	3.70	2128	0.45	94586.79189	210192.8709
38013-Frontera	38013	1.11	3.80	3789	0.79	172902.8687	219419.8841
38014-Fuencaliente de la Palma	38014	1.77	8.94	1584	0.75	169946.4983	225692.5608
38015-Garachico	38015	1.91	10.80	4565	0.79	591608.1686	748871.0995
38016-Garafia	38016	0.92	2.88	1567	0.01	54218.56981	10843713.96
38017-Granadilla de Abona	38017	0.60	1.68	17150	4.05	346733.5893	85613.23193
38018-Guancha (La)	38018	1.54	7.01	4365	0.07	367269.7189	5246710.27
38019-Guía de Isora	38019	1.31	5.27	12147	0.95	768363.922	813083.5153
38020-Güímar	38020	0.97	3.24	12728	2.77	494796.7336	178626.9796
38021-Hermigua	38021	1.51	6.48	1787	1.30	139048.7052	106960.5424
38022-Icod de los Vinos	38022	1.76	8.95	17800	0.29	1912036.448	6593229.132
38023-San Cristóbal de La Laguna	38023	0.48	1.30	106355	1.84	1652833.531	898279.0929
38024-Llanos de Aridane (Los)	38024	0.66	1.92	14570	0.15	334969.9415	2189346.023
38025-Matanza de Acentejo (La)	38025	1.89	10.60	5780	0.06	735547.5408	12259125.68
38026-Orotava (La)	38026	0.96	3.31	30670	1.57	1217908.546	775737.9275
38028-Puerto de la Cruz	38028	1.92	10.55	22642	0.34	2866188.107	8429965.02
38029-Puntagorda	38029	1.73	8.63	1411	0.04	146057.8871	4057163.532
38030-Puntallana	38030	1.64	7.72	2021	0.17	187234.9759	1076063.08
38031-Realejos (Los)	38031	1.13	4.15	27156	1.33	1351042.012	1015821.062
38032-Rosario (El)	38032	0.56	1.53	10973	0.25	201049.4348	804197.739
38033-San Andrés y Sauces	38033	1.72	8.79	4644	0.07	489792.8682	7535274.895
38034-San Juan de la Rambla	38034	1.59	7.54	3985	0.12	360383.5611	3003196.342

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€ ₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€ ₂₀₀₅)
38035-San Miguel de Abona	38035	0.46	1.21	6638	0.61	96280.34262	157836.6272
38036-San Sebastián de la Gomera	38036	2.03	12.12	5396	6.63	784663.959	118350.5217
38038-Santa Cruz de Tenerife	38038	0.54	1.49	159369	6.61	2855065.865	431931.2957
38040-Santiago del Teide	38040	1.18	3.98	8036	0.98	383742.8894	393582.4507
38041-Sauzal (El)	38041	1.18	4.40	6248	1.30	329907.3559	253774.8891
38042-Silos (Los)	38042	1.51	6.84	4453	0.59	365551.711	619579.1713
38043-Tacoronte	38043	1.89	10.30	16729	2.04	2068528.671	1013984.643
38045-Tazacorte	38045	1.77	9.19	4263	0.21	470362.5436	2261358.383
38047-Tijarafe	38047	1.88	9.99	2283	0.05	273670.6298	5701471.453
38048-Valverde	38048	1.33	5.23	3516	4.88	220872.3185	45260.72099
38049-Valle Gran Rey	38049	1.27	4.78	3666	1.80	210197.7045	116776.5025
38050-Vallehermoso	38050	1.13	3.89	2454	2.90	114597.1335	39516.25292
38053-Villa de Mazo	38053	1.98	11.11	3761	1.88	501551.239	267066.6874
39001-Alfoz de Lloredo	39001	1.50	6.50	2229	0.40	173783.5882	434458.9706
39006-Arnuero	39006	1.61	7.28	1593	0.65	139114.5681	214022.4125
39011-Bareyo	39011	1.80	9.19	1490	0.35	164358.4813	469595.661
39020-Castro-Urdiales	39020	1.95	10.64	17864	2.83	2280156.744	805709.0969
39024-Comillas	39024	2.17	13.54	2025	0.90	329076.3834	365640.426
39035-Laredo	39035	1.76	8.76	10999	8.20	1156350.458	141018.3485
39040-Marina de Cudeyo	39040	2.10	12.83	4385	0.20	674891.4912	3374457.456
39044-Miengo	39044	2.01	11.68	3188	1.15	446761.7548	388488.4824
39047-Noja	39047	1.54	6.97	1758	5.90	147104.7708	24933.01199
39052-Pielagos	39052	2.21	14.21	10989	3.46	1873208.017	541389.6003
39061-Ribamontán al Mar	39061	1.71	8.39	3194	9.08	321681.3733	35427.46402
39073-Santa Cruz de Bezana	39073	1.63	7.68	7540	0.25	695054.2314	2780216.925
39075-Santander	39075	1.89	10.05	157955	4.30	19043953.88	4428826.484
39079-Santoña	39079	1.53	6.61	9426	3.00	747732.6786	249244.2262

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€₂₀₀₅)
39080-San Vicente de la Barquera	39080	1.80	8.96	3743	3.88	402505.4319	103738.5134
39085-Suances	39085	1.99	11.16	5671	2.07	759249.0866	366786.9984
39091-Valdáliga	39091	0.71	2.05	2216	1.80	54546.06617	30303.3701
39095-Val de San Vicente	39095	1.39	5.70	2239	1.48	153072.649	103427.4656
43004-Alcanar	43004	1.16	4.03	6888	7.25	333317.9574	45974.89068
43012-Altafulla	43012	2.14	12.98	2709	1.16	422028.5109	363817.6818
43013-Ametlla de Mar (L')	43013	2.48	17.19	4316	1.80	890369.8415	496027.7669
43014-Amposta	43014	0.06	0.13	14350	4.60	21960.35776	4773.990818
43037-Calafell	43037	1.69	7.84	11505	4.20	1081788.431	257568.674
43038-Cambriels	43038	1.94	10.64	17451	7.45	2227783.282	299031.313
43050-Creixell	43050	2.02	11.26	1770	1.90	239111.339	125848.0732
43051-Cunit	43051	1.99	10.69	5495	2.45	704730.1892	287644.9752
43092-Mont-roig del Camp	43092	1.81	8.94	5756	9.69	617384.2614	63746.43897
43104-Perelló (El)	43104	1.20	4.12	1946	0.67	96283.79413	143707.1554
43131-Roda de Barà	43131	2.06	11.93	3124	2.13	447217.1447	209961.1008
43136-Sant Carles de la Ràpita	43136	1.67	7.52	9835	7.30	888050.8962	121734.1873
43148-Tarragona	43148	1.52	6.57	95829	6.68	7551148.261	1130411.416
43153-Torredembarra	43153	1.58	7.03	9311	5.70	785116.2723	137739.6969
43162-Vandellòs i l'Hospitalet de l'Infant	43162	1.78	9.00	3691	5.19	398750.649	76830.5682
43163-Vendrell (El)	43163	1.12	3.92	19627	6.09	923359.5948	151743.5653
43171-Vila-seca	43171	2.09	12.42	11085	2.43	1652091.906	679873.2121
43901-Deltebre	43901	0.44	1.13	8931	11.90	121046.037	10171.93588
43902-Sant Jaume d'Enveja	43902	0.19	0.43	2854	5.50	14643.59956	2662.472647
43905-Salou	43905	2.40	17.41	11879	3.49	2482264.16	712270.921
43906-Amposta (L')	43906	1.73	7.82	1745	3.14	163789.4301	52162.23889
46013-Alboraya	46013	1.07	3.71	15219	3.14	677616.9593	215801.5794
46048-Bellreguard	46048	1.56	6.76	3309	0.70	268613.5018	383733.5739

Municipio	INE	ECV (st)	ECM (ST)	Población >16 años	Longitud playa Km.	Valor anual total (€ ₂₀₀₅)	Valor Km. playa (€ ₂₀₀₅)
46082-Canet d'En Berenguer	46082	1.85	9.53	2617	1.15	299194.0448	260168.7346
46105-Cullera	46105	1.98	11.03	17372	15.08	2299071.699	152458.3355
46113-Daimús	46113	1.60	7.10	1629	1.67	138742.7823	83079.51035
46131-Gandia	46131	1.63	7.65	49875	5.93	4575975.091	771665.2767
46143-Xeraco	46143	1.79	8.81	4296	2.62	454089.2294	173316.4998
46163-Massalfassar	46163	1.67	7.92	1229	0.20	116873.5375	584367.6877
46164-Massamagrell	46164	1.45	6.13	11093	1.42	815855.2514	574545.9517
46166-Meliana	46166	1.17	4.23	7665	1.25	389275.8428	311420.6743
46168-Miramar	46168	1.91	10.09	1170	1.52	141713.105	93232.30595
46181-Oliva	46181	1.27	4.81	17587	8.50	1016062.495	119536.7641
46195-Piles	46195	1.76	8.56	1804	1.16	185272.8299	159717.9568
46199-Pobla de Farnals (la)	46199	0.98	3.29	4411	0.40	174042.3321	435105.8303
46204-Puig	46204	0.93	2.96	6215	3.74	220421.272	58936.16899
46220-Sagunto/Sagunt	46220	1.46	5.95	48520	7.48	3465734.051	463333.4293
46235-Sueca	46235	0.93	2.93	21661	6.58	762261.0653	115845.1467
46238-Tavernes de la Valdigna	46238	1.23	4.56	13803	4.35	755944.1362	173780.2612
46250-Valencia	46250	0.44	1.13	637126	18.86	8604997.761	456256.5091
48012-Bakio	48012	2.13	12.87	1548	0.84	239081.2934	284620.5874
48014-Barrika	48014	1.33	5.18	1073	0.62	66648.325	107324.1949
48017-Bermeo	48017	1.42	5.70	14869	0.34	1017576.24	2992871.294
48043-Gorliz	48043	2.06	11.85	3768	0.84	535725.7695	636253.8831
48044-Getxo	48044	0.58	1.60	70556	1.60	1354972.213	848980.083
48057-Lekeitio	48057	2.65	21.15	6483	0.25	1645582.613	6582330.451
48068-Mundaka	48068	2.20	13.52	1656	0.09	268753.4389	2986149.322
48071-Muskiz	48071	1.12	3.93	5693	0.96	268817.0178	279726.3453
48073-Ondarroa	48073	2.16	13.36	8490	0.18	1361548.669	7564159.274
48077-Plentzia	48077	2.11	12.71	3122	0.36	476096.8953	1337350.829
48085-Sopelana	48085	1.35	5.35	8907	1.85	572286.949	309511.6003
51001-Ceuta	51001	2.03	13.00	55781	6.23	8702979.957	1398069.069
52001-Melilla	52001	1.85	10.57	50554	1.92	6410923.208	3339022.504

ANEXO 3.8 MODELO

La utilidad que obtiene un individuo i de visitar el espacio j de entre un conjunto de alternativas (o conjunto de elección), $J = \{1, 2, 3, \dots, J\}$, se puede considerar como una función de su renta disponible (y_i), del coste de la visita al espacio en cuestión (p_j), de los atributos ambientales que lo caracterizan ($q_j = q_{j1}, \dots, q_{jn}$) y de un término de error (e_{ij}) que recoge los atributos no mesurables de las alternativas así como los errores de percepción y de optimización de los individuos. Con ello, la función indirecta de utilidad puede expresarse de la siguiente forma:

$$v_{ij}^*(y_i - p_{ij}, q_j, e_{ij}) \quad (1)$$

Suponiendo que la utilidad asociada a cada espacio es una función lineal de sus características y de un término de error aditivo (e_{ij}), la ecuación anterior puede descomponerse en dos partes, una determinista y otra aleatoria, que es conocida por el individuo pero desconocida por el investigador, representada por e_{ij} .

$$v_{ij}^*(y_i - p_{ij}, q_j, e_{ij}) = v_{ij}(y_i - p_{ij}, q_j) + e_{ij} \quad (2)$$

Aceptado el hecho que los individuos maximizan su utilidad, la probabilidad de que, en una ocasión de elección, el individuo i elija el espacio j puede escribirse como:

$$p_{ij} = \Pr(v_{ij}(y_i - p_{ij}, q_j, e_{ij}) \geq v_{ik}(y_i - p_{ik}, q_k, e_{ik})) \forall k \neq j \quad (3)$$

Si los residuos e_{ij} están independiente y idénticamente distribuidos siguiendo una distribución de valor extremo de tipo I o de Gumbel, cuya distribución acumulada es

$$F(e_{ij}) = \exp(-e^{-e_{ij}}) \quad (4)$$

y cuya distribución de densidad es

$$f(e_{ij}) = \exp(-e_{ij} - e^{-e_{ij}}) \quad (5)$$

entonces puede demostrarse³² que la probabilidad de que un individuo escoja la alternativa j se calcula mediante el siguiente modelo logit condicional;

$$p_{ij} = \Pr(v_{ij} \geq v_{ik}, \forall k \neq j) = \frac{\exp[v_{ij}(y_i - p_{ij}, q_j)]}{\sum_{j=1}^J \exp[v_{ij}(y_i - p_{ij}, q_j)]} \quad (6)$$

³² La relación entre la distribución extrema de tipo I y el modelo logit anidado se expone formalmente en Maddala (1983, Pág. 72).

Por otra parte, Hanemann (1982) desarrolla la especificación de la medida habitual de bienestar en el marco de los modelos de utilidad aleatoria. En concreto, Hanemann parte del concepto de *inclusive value* que, en caso de la elección entre alternativas mutuamente excluyentes, se define como la utilidad máxima esperada que obtiene un individuo de poder elegir entre un conjunto de alternativas. En el caso que el término de error (\mathbf{e}_{ij}) siga una distribución de valor extremo de tipo I el *inclusive value* se define como³³:

$$I = I(y_i - p_{ij}, q_j) = \ln \left(\sum_{j=1}^J e^{v_{ij}(y_i - p_{ij}, q_j)} \right) \quad (7)$$

La disposición máxima (mínima) a pagar (aceptar) por una mejora (deterioro) de la calidad ambiental en uno o más espacios, así como por la introducción (eliminación) de un espacio, puede escribirse como una función explícita de las diferencias entre la utilidad máxima esperada antes y después del cambio ambiental. Se trata, en concreto, de calcular la variación compensatoria ante un cambio en los atributos ambientales de los espacios o ante una modificación del conjunto de elección del individuo. Para el caso de alteraciones en los atributos ambientales de los espacios recreativos, la disposición a pagar (aceptar) se expresa, formalmente, de la siguiente manera:

$$VC = \left[\ln \left(\sum_{j=1}^J e^{v_{ij}(y_i - p_{ij}, q_j')} \right) - \ln \left(\sum_{j=1}^J e^{v_{ij}(y_i - p_{ij}, q_j)} \right) \right] \times |\mathbf{b}_y^{-1}| \quad (8)$$

Donde β_y es la utilidad marginal de la renta, q_j' recoge las características ambientales después del cambio y q_j es el vector de atributos ambientales iniciales. De forma similar, la disposición a aceptar ante la eliminación de un espacio del conjunto de elección del individuo se define como:

$$VC = \left[\ln \left(\sum_{j=2}^J e^{v_{ij}(y_i - p_{ij}, q_j)} \right) - \ln \left(\sum_{j=1}^J e^{v_{ij}(y_i - p_{ij}, q_j)} \right) \right] \times |\mathbf{b}_y^{-1}| \quad (9)$$

En este último caso la variación compensatoria mostrará, necesariamente, signo negativo, indicando que se debe compensar al individuo por la eliminación de un espacio en su conjunto de elección. Se trata, por consiguiente, de la cantidad mínima que compensa al individuo –o disposición a aceptar (DAA)- por la pérdida de un espacio de su conjunto de elección, de tal forma que la utilidad máxima esperada en la situación final sea igual a la inicial.

³³ Véase Haab y McConnell (2002, Pág. 318) para el desarrollo formal de la especificación del *inclusive value* a partir de modelos de utilidad aleatoria.

ANEXO 3.9 ATRIBUTOS DEL MODELO

Atributos ambientales

1. Parámetros de extensión y superficie de los espacios playa-duna:
 - a. Superficie total del espacio playa-duna: área (m²) comprendida desde la línea de costa hasta las primeras dunas móviles en el caso que las haya. Su cálculo se ha realizado a partir de la ortofotografía del Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC) del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, variando la escala de las imágenes de 1:5.000 a 1:10.000 y el año del vuelo del 2001 al 2003 según la información disponible para cada localidad.
 - b. Anchura media de la playa. Anchura media (m) de la zona de reposo de la playa. Cálculo a partir de la ortofotografía del Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC) del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, variando la escala de las imágenes de 1:5.000 a 1:10.000 y el año del vuelo del 2001 al 2003 según la información disponible para cada localidad.
 - c. Longitud de la playa. Longitud (m) de la línea de costa constituida por los materiales sedimentarios sueltos de la playa. Aproximación mediante la ortofotografía del Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC) del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, variando la escala de las imágenes de 1:5.000 a 1:10.000 y el año del vuelo del 2001 al 2003 según la información disponible para cada localidad.

2. Material sedimentario de la playa: tipo y características del sedimento o del afloramiento rocoso en cada playa. Se distingue entre un criterio de textura (calibre del sedimento, de arenas a gravas) y de la presencia de afloramientos rocosos en la playa. Los datos proceden del inventario de playas del Ministerio de Medio Ambiente, así como de los datos de campo para aquellas playas no incluidas en el catálogo del ministerio.
 - a. Arena. (Sedimento cuyo tamaño de grano es inferior a 2 mm)
 - Arena dorada. (Arena formado principalmente por bioclastos carbonatados)
 - Arena oscura. (Arena formada principalmente por litoclastos)
 - b. Arena y grava. (Presencia de sedimentos cuyo tamaño de grano es inferior a 2mm, con otros de orden centimétrico)
 - c. Arena y roca. (Presencia de sedimentos cuyo tamaño de grano es inferior a 2mm con afloramientos rocosos)
 - d. Grava y roca. (Presencia de sedimentos cuyo tamaño de grano es de orden centimétrico con afloramientos rocosos)
 - e. Roca. (Afloramientos rocosos)

3. Variables climáticas de los espacios playa-duna
 - a. Temperatura anual media. Temperatura media del aire a la que se llega durante el año en cada una de las localidades caracterizadas (°C). Los datos proceden de la cartografía digital del Atlas Nacional de España (Escala 1:1.000.000) del Instituto Geográfico Nacional.
 - b. Temperatura estival media. Temperatura media del aire a la que se llega durante los tres meses estivales (junio, julio y agosto) en cada una de las localidades

caracterizadas (°C). Los datos proceden de la cartografía digital del Atlas Nacional de España (Escla 1:1.000.000) del Instituto Geográfico Nacional.

- c. Precipitación anual media. Cantidad de lluvia precipitada en una localidad, medida en milímetros o litros por metro cuadrado, durante un año. Los datos proceden de la cartografía digital del Atlas Nacional de España (Escla 1:1.000.000) del Instituto Geográfico Nacional.
- d. Precipitación estival media. Cantidad de lluvia precipitada en una localidad, medida en milímetros o litros por metro cuadrado, durante los tres meses estivales (junio, julio y agosto). Los datos proceden de la cartografía digital del Atlas Nacional de España (Escla 1:1.000.000) del Instituto Geográfico Nacional.

4. Radio visual

Criterio por el cual se define el grado de confinamiento y campo visual en términos de paisaje del usuario desde la playa. Se distinguen dos categorías a partir de la fotografía aérea y la cartografía digital del Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC) del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, variando la escala de las imágenes de 1:5.000 a 1:10.000 y el año del vuelo del 2001 al 2003 según la información disponible para cada localidad.

- a. Abierto (1): Se corresponde a playas que no están ubicadas en ensenadas y sin delimitación lateral, en la que la componente longitudinal es notable.
- b. Encajado (2): Se corresponde a playas ubicadas en ensenadas y cuyos flancos vienen delimitados por salientes, estructuras artificiales o acantilados.

5. Campo visual

Caracterización de los elementos fisiográficos del campo visual tierra adentro que percibe el usuario desde la playa. Clasificaciones de acuerdo con Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC) del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, variando la escala de las imágenes de 1:5.000 a 1:10.000 y el año del vuelo del 2001 al 2003 según la información disponible para cada localidad.

- a. Urbano (1): presencia continua de una fachada de edificios urbanos y elementos no naturales a lo largo de la playa.
- b. Semi-urbano (2): presencia de elementos urbanos pero sin continuidad lateral e intercalados con elementos naturales (bosques, acantilados, etc.)
- c. Dunas (3): presencia de dunas longitudinales no estabilizadas por vegetación, así como otras morfologías dunares (parabólicas, barjanes, etc.) parcialmente estabilizadas tras la playa.
- d. Humedal (4): presencia de una zona húmeda tras el primer cordón dunar o barra de desborde (en caso de cantos y bolos) de la playa.
- e. Acantilado (5): presencia de un acantilado tallado en materiales resistentes o sedimentarios flanqueando la playa.

6. Vegetación

Se distingue en este apartado entre la presencia de vegetación de matorral y la de porte arbóreo o la ausencia de ambas en los alrededores de la playa a partir del Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC) del Ministerio de Agricultura, Pesca y

Alimentación, variando la escala de las imágenes de 1:5.000 a 1:10.000 y el año del vuelo del 2001 al 2003 según la información disponible para cada localidad. Se entenderá por vegetación de porte arbóreo la presencia de una masa boscosa bien desarrollada, mientras que la vegetación de matorral corresponderá a vegetación de altura inferior al metro, tanto leñosa como herbácea.

7. Atributo fin de cuenca

La configuración de los elementos del relieve se utilizan para identificar la tipología geomorfológica de la playa que se caracteriza a partir del Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC) del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, variando la escala de las imágenes de 1:5.000 a 1:10.000 y el año del vuelo del 2001 al 2003 según la información disponible para cada localidad.. A grandes rasgos se diferenciará entre aquellas playas asociadas a la desembocadura de un río (1) o un arroyo (2), las que, habitualmente encajadas, coinciden con la desembocadura de un barranco (3), aquellas que van asociadas a una pequeña laguna litoral (4) o en un orden de magnitud mayor a una albufera (5).

Atributos administrativos y urbanísticos

1. Distancia al núcleo más próximo

Distancia lineal a la entidad de población más próxima a la playa. Dada en Km. y calculada a partir de la información disponible en la Infraestructura de Datos Espaciales (IDEE) del Ministerio de Fomento, combinando las capas respectivas de localización de las playas presentes en el catálogo de playas del Ministerio, así como la cartografía de las entidades de población del Instituto Nacional de Estadística.

2. Figuras de protección ambiental

Variable que identifica si la playa se encuentra en una zona afectada por alguna protección de figura ambiental tanto terrestre como marina. Los datos del catálogo provienen del Ministerio de Medio Ambiente.

3. Bandera Azul

La concesión de la bandera azul a una playa implica la disposición de un conjunto de servicios, seguridad, parámetros de calidad de aguas y ambientales. Por tanto la acreditación de la playa será un indicador indirecto de los estándares de calidad. Los datos del catálogo de banderas azules provienen del Ministerio de Medio Ambiente.

4. Zona de fondeo

Entre los usuarios de las playas también se cuentan aquellos que acceden mediante embarcación. Para ello se considera a partir del catálogo de playas del Ministerio de Medio Ambiente, aquellas que disponen de zonas de fondeo delimitadas.

5. Playa nudista

Se considera en esta categoría a que las playas en las que la administración municipal especifica la función como tal de la playa, aunque es posible que en otras playas sin la

correspondiente denominación, se desarrollen prácticas nudistas. Tal circunstancia también viene recogida en el catálogo de playas del Ministerio de Medio Ambiente.

Atributos de acceso

1. Carretera de acceso

Identificación de la categoría de la carretera que da acceso a la playa, destacando la jerarquía, accesibilidad, facilidades y seguridad. A partir de la cartografía digital 1:200.000 del Mapa Oficial de Carreteras Interactivo (MOCI) del Ministerio de Fomento se distinguirá entre (1) autopista, (2) autovía, (3) carretera nacional, (4) carretera autonómica, (5) carretera regional, (6) carretera local y (7) camino rural.

2. Distancia horaria a la población mayor de 10.000 habitantes más próximas

Se pretende establecer un área de influencia en cuanto a la captación de usuarios de la playa. El cálculo de la distancia horaria se obtendrá a partir de la distancia física calculada en la cartografía digital de la Infraestructura de Datos Espaciales (IDEE) del Ministerio de Fomento y la aplicación de un factor de corrección de acuerdo a las velocidades medias de circulación estipuladas por la legislación y el código de tránsito motorizado.

3. Tipología de acceso a la playa

Medio de transporte necesario para acceder a la playa desde el núcleo más próximo: a pie fácil (1), a pie difícil (2) o en coche (3). Variable de elaboración propia a partir del trabajo de campo. Los datos del catálogo provienen del Ministerio de Medio Ambiente.

4. Transporte público

La variable considera la posibilidad de acceder a la playa mediante transporte público, de manera que se distingue entre aquellas playas en las que no hay ningún medio de transporte público (0), aquellas en las que el transporte público estaciona a pie de playa (1) o aquellas que tienen una estación cercana a la playa y que implican un corto paseo (2). Los datos del catálogo provienen del Ministerio de Medio Ambiente.

Atributos de seguridad y servicios

A continuación se enumera un conjunto de variables, en términos de ausencia (0) y presencia (1), que resumen el inventario de servicios en cuanto a materia de seguridad como de ocio de la playa. En lo relativo al alojamiento turístico se considera la tipología más característica del núcleo más próximo a la playa o en su defecto la del conjunto del municipio. Las fuentes de información arranca del catálogo de playas del Ministerio.

1. Aparcamiento	2. Teléfono
3. Señalización de accesos	4. Papeleras
5. Accesos minusválidos	6. Servicio limpieza
7. Servicios de vigilancia	8. Pasarelas acceso
9. Ambulatorio de campaña de la Cruz Roja	10. Alquiler sombrillas
11. Equipo de salvamento	12. Alquiler hamacas
13. Señalización de peligro	14. Alquiler náutico
15. Policía local	16. Quioscos, balnearios
17. Oficina de turismo	18. Club náutico
19. Aseos	20. Zona submarinismo
21. Duchas	22. Zona surf

ANEXO 3.10 DETERMINACIÓN DEL COSTE DEL VIAJE

La determinación del coste del viaje de las familias de la muestra se realiza de acuerdo con el modelo estructural de demanda recreativa presentado por Berman y Kim (1999), donde el coste total que soportan las familias en sus viajes recreativos se representa mediante la siguiente expresión:

$$p_{ij} = p_{ij}^n + p_{ij}^0(t_{ij}) + w_i(g_{ij} + t_{ij})$$

Donde p_{ij} representa el coste total del viaje, p_{ij}^n es el coste de desplazamiento, $p_{ij}^0(t_{ij})$ recoge el coste de estancia en el destino, w_i es el salario familiar, g_{ij} es el tiempo de desplazamiento y t_{ij} el tiempo de estancia en el destino. En el presente trabajo el tiempo de estancia en el destino se determina exógenamente y se asume que no varía entre las diferentes alternativas. Además, se considera que el coste de estancia por unidad de tiempo es el mismo para todos los destinos y que las familias no tienen la posibilidad de intercambiar tiempo de recreo por horas de trabajo, lo que conduce a una solución de esquina en el mercado de trabajo que elimina la ponderación del tiempo del viaje por la renta familiar. De esta manera, la expresión que determina el coste total del viaje es:

$$p_{ij} = p_{ij}^n + p_i^0(t_i)$$

El coste de desplazamiento (p_{ij}^n) se calcula a partir de dos matrices que relacionan orígenes y destinos; una de distancias, que recoge los Km. que separan el centro del municipio de residencia de cada familia del centro de la capital de las 12 provincias de litoral que conforman el ámbito de estudio, y otra de peajes, que establece la cantidad, en euros, que las familias deben desembolsar por dicho concepto para viajar hasta los destinos que conforman su espacio de elección³⁴. En este sentido se considera que las familias de la muestra consideran el desplazamiento en coche privado como única alternativa de transporte³⁵. El coste de desplazamiento se ha estimado de acuerdo con los estándares establecidos por la Administración General del Estado que, para el caso de coches privados, se cifra en 0,15 euros por Km. recorrido. Analíticamente, la expresión seguida para el cálculo del coste de desplazamiento es:

$$p_{ij}^n = (km_{ij} \times 0,15 + peajes_{ij}) \times 2$$

Por otra parte, el coste de estancia de las familias ($p^0(t_i)$) ha sido estimado a partir de un modelo de regresión censurado tipo Tobit (Berman y Kim, 1999). Se trata, en esencia, de estimar el gasto de estancia necesario al que se enfrentan las familias dado el tiempo de estancia en el destino, las características socioeconómicas de la familia y la composición del grupo de viaje. En el cuadro 1 se resumen las variables finalmente incluidas en el modelo Tobit, todas ellas son estadísticamente significativas y presentan los signos esperados.

Cuadro 1. Estimación del gasto de estancia (Tobit)

³⁴ Para una descripción exhaustiva del cómputo de distancias entre origen y destino véase Anexo 3.12

³⁵ Aunque este supuesto parezca restrictivo, en realidad el 82% de los viajes internos realizados por los españoles durante 2005 se realizaron en coche (Familitur, 2005)

Variable	Coefficiente	P-valor
Constante	-551,32	(0,00)
Numero de Individuos	153,44	(0,00)
Estancia	56,62	(0,00)
Estancia ^2	-0,56	(0,00)
Edad del Cabeza de Familia	18,62	(0,00)
Edad del Cabeza de Familia ^2	-0,17	(0,00)
Numero de Viajes a la Costa	-24,04	(0,00)
Ocupación del Cabeza de Familia; Dirigentes del S.P. o de empresas	196,01	(0,00)
Ocupación del Cabeza de Familia; Profesionales Liberales	353,12	(0,00)
Ocupación del Cabeza de Familia; Técnicos y profesionales de apoyo	230,93	(0,00)
Ocupación del Cabeza de Familia; Vendedores a particulares	132,68	(0,03)
Ocupación del Cabeza de Familia; Artesanos y obreros de los oficios	-188,48	(0,02)
Ocupación del Cabeza de Familia; Obreros de la industria y la construcción	77,49	(0,04)
Ocupación del Cabeza de Familia; Fuerzas armadas y clero	260,75	(0,02)
Nivel de Estudios del Cabeza de Familia; Segundo ciclo de segundo grado	87,71	(0,00)
R ²	16%	

Los resultados anteriores indican que la relación entre el gasto del viaje y el tiempo de estancia en el destino es de carácter no lineal. Así, mientras el gasto total aumenta con el tiempo de estancia en el destino su incremento marginal presenta signo negativo. Idéntica relación se observa para la edad del cabeza de familia. Entre el resto características socioeconómicas de la familia, las variables de ocupación del cabeza de familia presentan un efecto positivo sobre el gasto realizado en el caso de trabajadores no cualificados (la categoría base), con la excepción de los artesanos y obreros de los oficios, también el que el cabeza de familia posea estudios de segundo ciclo de segundo grado incrementa el gasto del viaje. Por otra parte, el número de viajes que realiza la familia a la costa tiene un efecto negativo sobre el gasto del viaje, por lo que cuantos más viajes realice menor será su gasto por viaje. Finalmente, el número de individuos de la familia que realizan el viaje, variable relativa a la composición del grupo de viaje, tiene un efecto positivo sobre el gasto, indicando que cuantos más individuos viajen mayor será el coste en el que incurra la familia.

ANEXO 3.11 CÓMPUTO DE DISTANCIAS ORIGEN-DESTINO

La variable "distancia" es un factor clave para el desarrollo y significado del Método del Coste del Viaje. No obstante, en función del detalle de la escala de análisis y de los objetivos del estudio, el término de distancia puede adoptar diferentes expresiones y conceptos como la distancia temporal, la distancia euclidiana entre dos puntos o el arco mínimo.

Hasta la fecha, las experiencias desarrolladas por el grupo que subscribe, han implementado el MCV en un contexto regional, en el que la distancia se correspondía al itinerario mínimo por carretera entre el punto de origen (población de residencia, localización del hotel) al punto de destino (espacio natural, bosque). La construcción de la estructura de nodos y arcos, imprescindible para el cálculo automático de distancias, se realizó a partir del Modelo Digital del Terreno 1:5.000 de la *Conselleria d'Obres Públiques i Ordenació del Territori* del Govern de les Illes Balears. No obstante, para el cálculo de distancias en el ámbito geográfico de la Península Ibérica, que constituye el objeto de estudio del subproyecto VANE Litoral_Familitur, no se dispone de una base cartográfica de la resolución necesaria para la delimitación de las distancias entre cada uno de los municipios de residencia de los individuos entrevistados en Familitur y la capital de la provincia litoral donde se ubica la localidad de destino del viaje.

Llegados a este punto, para el cálculo de distancias se ha desarrollado una aproximación que integra dos estadios (Fig. 1). El primero aborda la distancia entre las diferentes capitales de provincia de la Península Ibérica –Portugal incluido– a partir de la cartografía digital disponible en el portal IDEE (Infraestructura de Datos Espaciales de España) del Instituto Geográfico Nacional, así como el Mapa Oficial de Carreteras Interactivo (MOCI) escala 1:200.000 correspondiente al año 2000 publicado por el Ministerio de Fomento. A tal fin se han considerado el itinerario más aconsejable en función del tipo de vía (prefiriendo la autopista a la autovía, la autovía a la carretera nacional y así sucesivamente) y las velocidades máximas permitidas por la Dirección General de Tráfico en cada tipo de vía. En este sentido, los tiempos indicados no incluyen paradas para repostar combustible, ni retenciones debidas a causas externas (tráfico, meteorología, etc).

En la segunda etapa, a partir de diferentes cartografías de ámbito autonómico disponible en el portal IDEE (Infraestructura de Datos Espaciales de España) del Instituto Geográfico Nacional y, tan sólo, para aquellos municipios en los que residen los individuos entrevistados por Familitour, se ha procedido a calcular la distancia por carretera –asumiendo los mismos criterios que en el estadio anterior– entre la población cabecera del municipio y la capital de provincia a la que pertenece el municipio en cuestión.

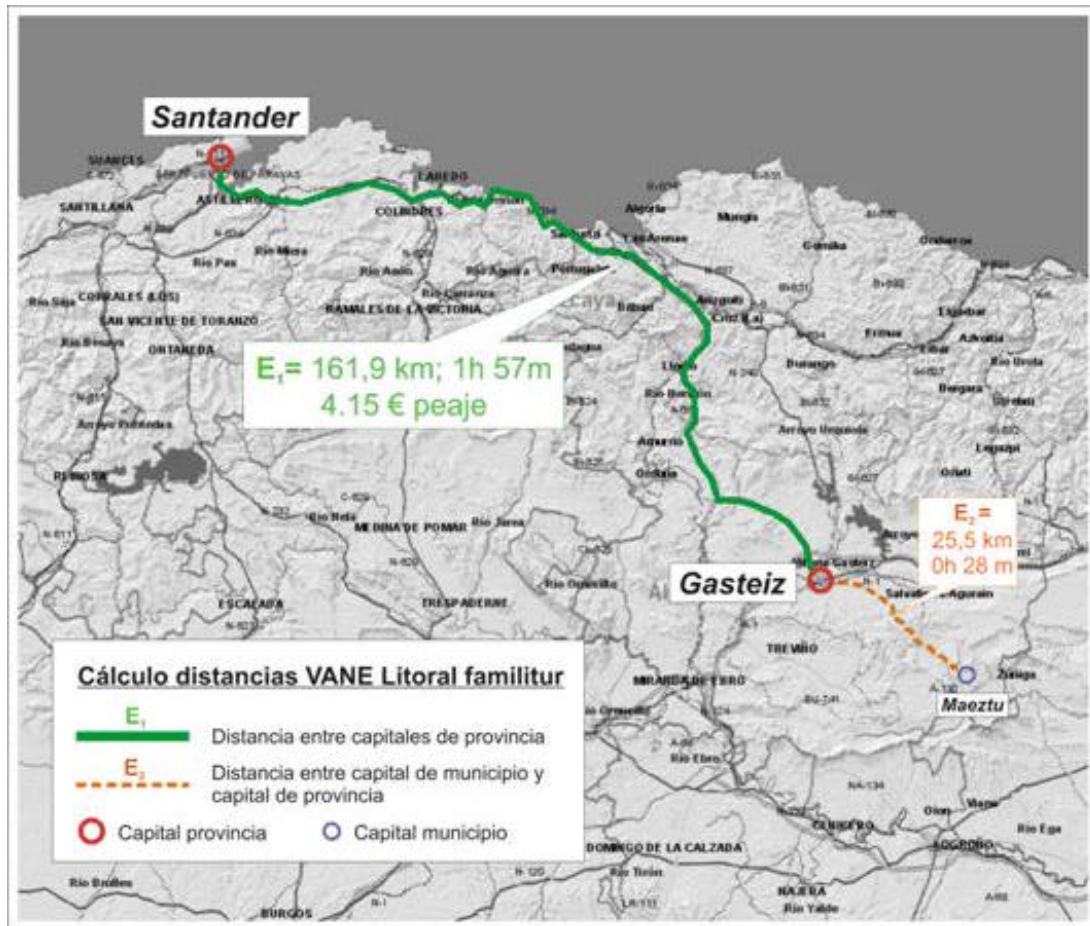
Finalmente, Los resultados de ambos modelos, en términos de distancia por carretera (km) y tiempo (horas y minutos), se han integrado en una sola matriz de distancias entre individuos entrevistados y provincias litorales objeto del desplazamiento.

Puesto que no puede obviarse el coste relacionado con los peajes que deben satisfacerse para transitar por determinadas vías, tan sólo, en lo tocante a la distancia entre capitales de provincia, se ha considerado el importe de los peajes (a precios de 2007), de

acuerdo con la información disponible en el planificador de rutas de Repsol YPF® (<http://www.guiacamps.com>), asumiendo que los costes de los peajes pueden sufrir variaciones debidas a factores como la temporada, el horario, etc.

FIGURA 1.

Cómputo de distancia entre el municipio de entrevista de Familitur y la capital de la provincia litoral de destino



4.3. Uso recreativo del activo bosque

4.3.1. Definición del servicio

La labor que aquí se plantea no carece de sentido ni de oportunidad, pues, de entre todas las funciones que proporcionan los espacios naturales, cada vez gozan de mayor demanda las actividades recreativas. Si bien este servicio afecta de manera importante al bienestar de las personas, la ausencia de un mercado de referencia para el mismo, así como sus particularidades económicas (externalidades, bienes públicos), hacen que su creciente valoración social no tenga reflejo en el sistema de precios. Esta circunstancia puede tener graves consecuencias. Así, como señala Del Saz (1999), la ausencia de valoración de estos recursos puede llevar a su sobreexplotación o uso inadecuado, y a que dejen de cumplir su función social. También dificulta la adopción de decisiones públicas respecto a estos espacios naturales, al no poder realizarse un conveniente análisis coste-beneficio de aquellas.

2.4.3.2. Valoración del servicio

Para realizar este tipo de valoraciones se suele acudir a técnicas que se basan en el diseño de un mercado hipotético que incluye la realización de encuestas a la población susceptible de ser beneficiada por el activo ambiental objeto del estudio. Estos procedimientos englobarían tanto a los métodos de preferencias declaradas (la valoración contingente es el más conocido), como a los métodos de las preferencias reveladas, donde el más popular sería el método del coste del viaje.

A partir de los trabajos seminales emprendidos en España por una serie de autores a comienzos de los años noventa, el método de valoración contingente se ha impuesto claramente en este tipo de aplicaciones. De este modo, se ha seguido el camino abierto con anterioridad en Estados Unidos y otros países europeos. El método de valoración contingente intenta averiguar la valoración que otorgan las personas a los cambios en el bienestar que les produce la modificación en las condiciones de oferta de un bien ambiental, a través de la pregunta directa (Azqueta, 1994). En este trabajo no intentaremos estimar la curva de demanda implícita o real del bien ambiental, centrándonos en los valores medios de la disposición a pagar (DAP), expresada en € actualizados al año 2005 por visita realizada, de diferentes estudios que ya han sido desarrollados. Como consecuencia del predominio de las aplicaciones del método de valoración contingente, de los 34 resultados seleccionados, tan sólo 4 se obtuvieron a través del método de coste del viaje (Desert de les Palmes, S'Albufera, Mondragó, y Sierra de María-Los Vélez).

Otra forma de actuar sería utilizar los resultados de la aplicación de estas metodologías a casos más o menos similares. Es lo que se conoce como transferencia de beneficios, y se trata de un tipo de análisis cada día más utilizado en el ámbito de la valoración ambiental. Existen básicamente tres procedimientos de transferencia: transferencia de la DAP media de un estudio al contexto objetivo, transferencia de funciones de valor, y transferencia de función de beneficios mediante meta-análisis (Lavandeira *et al.*, 2007; Navrud y Ready, 2007). En este trabajo se ha optado por este último procedimiento, a través del cual se intenta resumir los valores procedentes de diferentes estudios en una

única función de valor. Por último, y como aspecto destacable del proyecto VANE, con objeto de maximizar la utilidad de los resultados obtenidos, asignaremos a los mismos una interpretación espacial, a nivel de coberturas CORINE.

Metodología seleccionada para el ejercicio VANE

Hipótesis contempladas y Fuentes utilizadas

Antes de nada, es preciso considerar que el desarrollo de este trabajo se encuentra fuertemente condicionado por la presentación final de los resultados. Por tal motivo, las hipótesis consideradas se centrarán en gran medida en la asignación y manejo de los distintos valores utilizados por unidad de territorio:

- En este ejercicio no se tendrá en cuenta el autoconsumo ambiental que pudieran realizar los propietarios de los sistemas forestales.
- No se ha realizado ningún tipo de encuestas a visitantes en zonas forestales.
- No se han considerado diferencias entre las rentas medias de los visitantes a los distintos lugares donde se han realizado estos estudios
- En aquellos polígonos que estén incluidos total o parcialmente en ENPs, se sugiere la utilización preferente de los datos de EUROPARC para el número de visitantes. Asimismo, se asume que la estimación de visitantes es homogénea en cada ENP, y en cada polígono.
- En el resto de polígonos se calcula el número de visitantes a partir de los datos de ocupación de las casas rurales, sean éstos individualizados, o promedios.
- No se han considerado los visitantes de un día, por no disponer de estadísticas desagregadas.
- El formato de la cartografía digital utilizada para la superficie de los ENPs es *raster*.

La no consideración del autoconsumo ambiental se debe tanto a razones técnicas (no se conoce la titularidad de los distintos polígonos CORINE asociados a sistemas forestales), como al empleo del método de transferencia de beneficios. Es decir, no se han utilizado metodologías que permiten el cálculo de esta variable, muy importante en algunos ecosistemas forestales (Campos y Caparrós, 2006).

La no utilización de encuestas supone, además de las limitaciones en cuanto a la elección de una determinada metodología que no se conoce de antemano qué aspectos recreativos asociados a los bosques en una determinada zona son más demandados por los visitantes, o son ofertados desde montes públicos o privados.

Por último, también es preciso señalar que el valor que se obtiene con la metodología empleada no es un valor de cambio, estimado a precios de mercado como pudiera ser el valor asociado a otros productos tangibles del monte. Esto implica que deberán extremarse las precauciones a la hora de calcular un valor total asociado a todos los bienes y servicios vinculados a los ecosistemas forestales.

En el CUADRO 77 se recogen las fuentes utilizadas para realizar este estudio. Se incluyen tanto los datos propiamente necesarios para realizar la valoración, como el soporte cartográfico necesario:

CUADRO 77. Fuentes de información utilizadas.

Fuente	Año	Informaciones
Instituto de Turismo de España	2008	Datos sobre casas rurales y campings en la zona de estudio
INE	2008	Encuesta de Ocupación en Alojamientos de Turismo Rural
CORINE	2000	Soporte gráfico del Proyecto VANE
TRAGSATEC	2008	Datos sobre buffers, tamaño de cada ENP, y Fcc
EUROPARC	2008	Datos de visitantes a ENPs en el año 2005
http://parquesnaturales.consumo.es/documentos/	2008	Datos sobre Parques Nacionales y Naturales
www.directoriorural.com/casas-rurales/a-coruña.html	2008	Datos sobre casas rurales

Fuente: Elaboración propia.

Descripción de la metodología empleada

El primer paso en el diseño del procedimiento de transferencia elegido, es el análisis de aquellos estudios de valoración de activos naturales de uso que, a priori, podrían incluirse en este ejercicio.

Aunque los métodos antes expuestos han gozado de un creciente interés en los últimos años, es preciso reseñar que casi todos los ejercicios de valoración realizados hasta la fecha se centran en Parques Nacionales, Parques Naturales o figuras similares, como se puede apreciar en ciertos trabajos (Prada, 2001). Es decir, hay que tener presente que los ejercicios de este tipo llevados a cabo en España no son precisamente abundantes, y, además, apenas se han realizado en zonas donde se produce conjuntamente una actividad productiva, asociada al menos a la producción de madera, y una actividad recreativa. Hechas estas puntualizaciones, en el CUADRO 78. se resumen las características de los estudios que se han considerado. A continuación se incluyen algunas aclaraciones sobre los datos recogidos.

CUADRO 78. Estudios de valoración de áreas naturales seleccionados para el meta-análisis.

Lugar Referencia	Tipo de área	Escenario	Implementación	DAP	DAP (€ ₂₀₀₅ /V)
La Dehesa del Moncayo	9907 ha	Precio de entrada	MVC	DAP = 610 p/v	5,20 €/v
Rebolledo y Pérez (1994)	163805 v/a	Uso: MX	Visitantes >18 N=303		
				1994	
Pla de Boaví (Alt Pirineu)	69870 ha	Precio de entrada	MVC	Media: 954 p/v	8,14 €/v
Riera, Descalzi y Ruiz (1994)	70000 v/a	Uso: DC	Visitantes >18 N=300		
				1994	

Señorío de Bertiz Pérez <i>et al.</i> (1995)	2054 ha 65244 v/a	Precio de entrada Uso: DC, MX	MVC Visitantes >18 NDC=399 NMX=372 1995	Media: DAPDC=1029 p/v DAPMX=734 p/v	DAPDC=8,38 €/v DAPMX=5,98 €/v
Monfragüe Campos <i>et al.</i> (1996)	18403 ha 300000 v/a	Precio de entrada Uso: MX	MVC Visitantes >18 N=349 1993	1328 p/v	11,85 €/v
Lugar Referencia	Tipo de área	Escenario	Implementación	DAP	DAP (€ ₂₀₀₅ /V)
Ordesa y Monte Perdido Pérez y Pérez y Barreiro (1997)	15665 ha 598950 v/a	Precio de entrada Uso: DC, DD, MX	Visitantes NDC=857 NDD=845 NMX=652 1995-1996	Media: DAPDC=1175 p/v DAPDD=1147 p/v DAPMX=1133 p/v	DAPDC=9,57 €/v DAPDD=9,34 €/v DAPMX=9,23 €/v
Aigüestortes i Estany de S. Maurici Riera <i>et al.</i> (1997)	13935 ha 337484 v/a	Precio de entrada Uso: MX	MVC (MCV) Visitantes >18 N=525 1997	Media: 1428 p/v (MCV=1231,5 p/v)	10,72 €/v
Monte Aloia González (2001)	789 ha 162000 v/a	Precio de entrada Uso: A	MVC Visitantes N=402 1994-1995	Media: 382 p/v	3,26 €/v
Gran Canaria (Tamadaba) León (1994)	7479 ha 40846 v/a	Fondo anual Uso: A, DC, DD, MX	MVC Encuesta tfno. N=458 1993	DAPA= 4128 p/v DAPDC = 6692 " DAPDD = 4498 "	DAPA=36,82 €/v DAPDC=59,70 €/v DAPDD=40,12 €/v
L'Albufera Del Saz y Suárez (1998)	20998 ha 28039 v/a	Precio de entrada Uso: DC, MX	MVC Visitantes >18 NDC=496 NMX=419 1995	DAPMX= 590 p/v DAPDC= 759 p/v	DTPMX=4,80 €/v DTPDC=6,18 €/v
Posets-Maladeta Pérez <i>et al.</i> (1998)	34176 ha 122122 v/a	Precio de entrada Uso: MX	MVC Visitantes >18 N=382 1996	824 p/v	6,41 €/v

Teide	18984 ha	Precio de entrada	MVC	1856 p/v	13,94 €/v
León <i>et al.</i> (1998)	3349204 v/a	Uso: MX	Visitantes >18 N=834 1997		
Caldera de Taburiente	4354 ha	Precio de entrada	MVC	1627 p/v	12,22 €/v
León <i>et al.</i> (1998)	380399 v/a	Uso: MX	Visitantes >18 1997		
Islas Atlánticas Gallegas (Cíes)	1176 ha	Precio de entrada	MVC	Media:	16,20 €/v
González, Polomé y Prada (2000)	213897 v/a	Uso: DD	Visitantes >18 N=595 1998	2200 p/v	Meta-análisis 10, 31 €/v
Lugar Referencia	Tipo de área	Escenario	Implementación	DAP	DAP (€ ₂₀₀₅ /V)
Pinares de la sierra de Guadarrama (Peñalara)	738 ha	Uso: A, DS, DD	Encuesta en términos de gasto del viaje	Media:	15,51 €/v
Caparrós y Campos (2002)	163887 v/a		Visitantes N(modelo 4): 487	2350 p/v	
Desert de les Palmes Bengoechea (2003)	3.042 ha 125208 v/a	Cálculo de la función de demanda	MCV (versión zonal)	Excedente del consumidor: 0,75 €/v	0,80 €/v
S'Albufera	1656 ha	Compensación por la desaparición del ENP	MCV	Media:	0,26 €/año
Riera Font (1997)	120000 v/a	A	Turistas 1997	34,389 p/año	
Mondragó	750 ha	Compensación por la desaparición del ENP	MCV	Media:	0,13 €/año
Riera Font (1997)	17546 v/a	A	Turistas 1997	16,87 p/año	
Doñana	54999 ha	Precio entrada	MVC	Media truncada:	8,03 €/v
Júdez <i>et al.</i> (2003)	381964 v/a	Uso: DC	Visitantes N=1046 2000	1136,09 p/v	
Hornachuelos	60047 ha	Precio entrada	MVC	Media:	1,59 €/v
Arriaza (2002)	114861 v/a	Uso: A	Visitantes N=397 1999	1,32 €/v	
Sierra Mágina	19978 ha	Precio entrada	MVC	Media:	1,84 €/v

Arriaza (2002)	210728 v/a	Uso: A	Visitantes N=400	1,53 €/v		1999
Andújar	74903 ha	Precio entrada	MVC	Media:	3,39 €/v	
Arriaza (2002)	108338 v/a	Uso: A	Visitantes N=400	2,82 €/v		1999
Cazorla-Segura	210123 ha	Precio entrada	MVC	Media:	2,99 €/v	
Arriaza (2002)	379445 v/a	Uso: A	Visitantes N=400	2,46 €/v		1999
Sierra Espuña	17702 ha	Precio de entrada	MVC (MCV)	Media:	3,54 €/persona	
Vidal <i>et al.</i> (2004)	200333 v/a	Uso: MX	Visitantes >18 N=238	3,22 €/persona		2002
Lugar Referencia	Tipo de área	Escenario	Implementación	DAP	DAP (€ ₂₀₀₅ /V)	
Los Alcornocales	167755 ha	Precio de entrada	MVC	Media:	12,11 €/v	
Oviedo, Caparrós, Campos (2005)	105776 v/a	Uso: MX	Visitantes N=450	11,03 €/v		2002
Sierra de María-Los Vélez	22561 ha	Cálculo de la función de demanda	MCV	14,2 – 24,62 €/v	14,6 – 25,4 €/v	
Castillo, M ^o E. <i>et al.</i> (2007)	234864 v/a	(versión zonal)	Visitantes > 18 N=214 2004-2005			
El Montgó	2083 ha	Uso: A, DC	MVC (MCV)	Media	A= 5,49 €/v	
Riera (2005)	5219 v/a		Visitantes N=106		DC=5,67 €/v	2005
Garrotxa	13942 ha	Uso	MVC	Media	6,74 €/v	
Creel y Farell (2008)	602862 v/a		N=2000 entrevistas telefónicas >18			
Aiguamolls	4760 ha	Uso	MVC	Media	3,54 €/v	
Creel y Farell (2008)	152000 v/a		N=2000 entrevistas telefónicas >18			

Deltra Ebre	6877 ha	Uso	MVC	Media	8,07 €/v
Creel y Farell (2008)	855500 v/a		N=2000 entrevistas telefónicas >18		
Montserrat	3513 ha	Uso	MVC	Media	10,59 €/v
Creel y Farell (2008)	2369000 v/a		N=2000 entrevistas telefónicas >18		
Montseny	29493 ha	Uso	MVC	Media	9,25 €/v
Creel y Farell (2008)	602862 v/a		N=2000 entrevistas telefónicas >18		
Garraf	12425 ha	Uso	MVC	Media	5,30 €/v
Creel y Farell (2008)	150000 v/a		N=2000 entrevistas telefónicas >18		
Collserola	8500 ha	Uso	MVC	Media	16,296 €/v
Creel y Farell (2008)	2500000 v/a		N=2000 entrevistas telefónicas >18		
Lugar Referencia Tipo de área Escenario Implementación DAP DAP (€ ₂₀₀₅ /V)					
Montnegre	14796 ha	Uso	MVC	Media	1,75 €/v
Creel y Farell (2008)	107000 v/a		N=2000 entrevistas telefónicas >18		

Fuente: Elaboración propia.

MX: Mixto (dicotómico + abierto); DC: Dicotómico simple; DD: Dicotómico doble; A: Abierto

€/v = euros/visita; p/v = pesetas/visita; v/a: visitas/ año

Valores en verde, ajustados mediante regresión

Valores en rojo, tomados de otras fuentes, y no de EUROPARC

Notas al CUADRO 78

- Se ha utilizado una regresión logarítmica, en base a los valores de 49 espacios protegidos proporcionados por EUROPARC, para determinar el número de visitantes totales en aquellos ENPs para los que únicamente se disponía de visitantes a centros de interpretación:

$$\ln(v_{tot}) = 1,3328 + 1,012062 \times \ln(v_{cen}) \quad (1)$$

Donde:

v_{tot} = Visitantes totales al ENP

v_{cen} = Visitantes a centros de interpretación

- Utilizando dicha regresión se ha obtenido el número de visitantes totales para 7 de los ENPs recogidos en la Tabla 1. (Moncayo, María-Los Vélez, Sierra Mágina, Los Alcornocales, Maladeta, Cazorla-Segura, Andújar, y Hornachuelos).
- El dato de visitantes a Pla de Boaví y al Desert de les Palmes se ha obtenido en <http://parquesnaturales.consumer.es>
- El dato de visitantes a Tamadaba ha sido proporcionado por D. Javier López Figueroa, técnico del Cabildo de Gran Canaria, y corresponde a las zonas de acampada y de barbacoas (quedan fuera de la estimación las playas y otras zonas recreativas).
- El estudio sobre las islas Cíes se extiende al Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia: Cíes, Ons, y Sálvora.
- El estudio sobre Pla de Boaví (Pallars Sobirá) se extiende al Parque Natural del Alt Pirineu.
- En sentido contrario, el estudio de León, C. J. sobre espacios naturales del oeste de Gran Canaria se centra en el Parque Natural de Tamadaba.
- De igual modo, el estudio de Caparrós y Campos sobre los pinares de la sierra de Guadarrama se centra en el Parque Natural de Peñalara.

Después de la selección de estudios, analizamos las potenciales variables explicativas para el modelo de regresión. En el CUADRO 79. se presentan las mencionadas variables, así como su interpretación:

CUADRO 79 Variables consideradas.

DAP/ha (<i>dapha</i>)	Disposición a pagar por hectárea
Área (<i>area</i>)	Superficie del parque en formato <i>raster</i>
Visitantes totales (<i>visitot</i>)	Visitantes totales al parque
Centros de interpretación	<i>Dummy</i> = 1, si en el parque existen centros de interpretación
Áreas de recreo	Número de áreas de recreo existentes en el parque
Figura de protección	<i>Dummy</i> = 1, si es un Parque Nacional
Fcc	Fracción de cabida cubierta
Formaciones vegetales	Ponderación para el parque en base a los códigos CLC NIVEL 3 de CORINE
Pendiente máxima	Pendiente máxima del parque
Pendiente media	Pendiente media del parque
b5, b10, b25, b50, b100, b200	Población existente a 5, 10, 25, 50, 100, y 200 km ó menos del parque
b5/10, b10/25, b25/50, b50/100, b100/200	Población existente en una corona circular distante entre 5 y 10, entre 10 y 25, entre 25 y 50, entre 50 y 100, y entre 100 y 200 km del parque

Fuente: Elaboración propia.

Notas al CUADRO 79:

- La variable *dapha* se calculará mediante la expresión:

$$dapha (\text{€/ha}) = (dap (\text{€/visita}) \times \text{visitantes})/ha$$

(2)

- Se ha preferido el formato *raster* para la variable *area* por ser más coherente con el resto de aplicaciones.
- Para la Fcc, en parques donde es posible superponer el MFE, se realiza una ponderación en caso de que ninguna tesela del MFE ocupe más del 50% de su superficie. En caso contrario, se asigna el valor sin ponderar. En el caso de los parques andaluces, se ha utilizado información por estratos del II Inventario Forestal.
- Los buffers de población utilizados tienen carácter acumulativo. A fin de evitar los problemas esperados, y comprobados, de multicolinealidad, se ha preferido utilizar coronas circulares: b5/10, b10/25...

Mención aparte merece el cálculo del número de visitantes, ya que cuando realizamos el cálculo del número de visitantes, debemos identificar en primer lugar las distintas posibilidades que se nos pueden presentar:

Espacios naturales protegidos (ENPs)

En este caso, se utilizarán esencialmente los datos de visitas totales durante el año 2005 proporcionados por EUROPARC. Cuando de un parque se disponga del número de visitantes a los centros de interpretación, pero no del número de visitantes totales, recurriremos a la regresión logarítmica (1) que se ha presentado anteriormente. Finalmente, existen parques para los que no se dispone ni de visitantes totales ni de visitantes a centros de interpretación. En esos casos, se pueden encontrar datos de visitas para 2006 en:

<http://parquesnaturales.consumer.es/documentos/>

También se sugiere contactar con los gestores del parque, pues en ocasiones se realizan estudios de campo que pueden resultar significativos.

Superficies forestales no sujetas a figuras de protección

Cuando ninguna porción del polígono se haya ocupada por un ENP, se ha considerado oportuno realizar la estimación del número de visitantes en función de la afluencia de viajeros a casas rurales. Identificamos entonces tres posibilidades:

- Existe una casa rural localizada en el polígono. Entonces distinguiremos dos casos:
 - Provincias de Madrid, Segovia y Ávila.
Para estas provincias se dispone de información sobre casas rurales, como nombre, dirección, código postal y nº de plazas de las mismas. Sugerimos que se utilice esta información para determinar el número de viajeros anuales a través de la ecuación:

$$\text{Viajeros} = \text{Número de plazas} \times \text{Grado de ocupación} \times \text{Número de días}$$

(3)

Donde:

El grado de ocupación por plazas y en la modalidad de casa rural por CC.AA. puede obtenerse de la Encuesta de ocupación en alojamientos de turismo rural (Resúmenes anuales 2005). Este dato autonómico se repartirá homogéneamente a lo largo de todas las provincias que integran la Comunidad.

El número de días correspondientes a 2005 se obtiene de restar a los 365 de partida un mes de vacaciones, así como los 8 días festivos en toda España durante el año 2005 (Calendario Laboral y Festivo 2005). El número obtenido es, por tanto, 327 días.

- Resto de las provincias para las que no se disponga de esta información
En este caso, a cada casa rural presente en un polígono, se le asignará un valor medio que se calculará de la siguiente manera:
 - Consultando la Encuesta de ocupación en alojamientos de turismo rural, obtenemos los datos autonómicos del número de viajeros en alojamientos y casas rurales, así como el porcentaje de los primeros correspondiente a los viajeros en casas rurales.
 - Una vez calculado este porcentaje para cada CC.AA., lo extendemos homogéneamente a las provincias que integran dicha Comunidad. En el caso de la provincia de Badajoz, para la cual el INE no ofrece información desagregada, el valor que precisamos se obtiene a partir del ratio existente entre las casas rurales de Cáceres y Badajoz.
 - Los resultados provinciales obtenidos del número de viajeros en casas rurales, se dividirán entre el número de casas rurales en cada provincia. De este modo obtenemos un valor medio provincial del número de viajeros o visitantes en la casa rural.
- Existe más de una casa rural en el polígono
Se procederá, según el caso, tal y como se ha indicado anteriormente para cada una de las casas existentes en el polígono. Posteriormente, se sumarán los valores de viajeros obtenidos para cada casa rural.
- No existen casas rurales en el polígono
Tal y como se ha indicado anteriormente, podemos obtener los datos provinciales del número de viajeros en alojamientos y casas rurales. En este caso también nos interesa evaluar la diferencia existente entre dichos valores. A los polígonos sin casas rurales se les asigna un valor provincial medio que se calcula dividiendo la diferencia existente entre los visitantes en alojamientos y casas rurales entre el número de polígonos CORINE existentes en la provincia en cuestión.

Resultados / Función de transferencia

Resultados

Para el cálculo de la DAP por ha se ha optado por estimar dos modelos. Uno adaptado a los ENPs, y el otro, a las superficies forestales que no presentan figura de protección ambiental. En ambos casos se han cotejado distintas formas funcionales y métodos de estimación. Igualmente, como es lógico, se han realizado las oportunas diagnosis de parámetros y residuos, al igual que se ha explorado la posible existencia de multicolinealidad entre las variables explicativas, y se han examinado los problemas derivados de la heterocedasticidad (Novalés, 2000; Wooldridge, 2006).

La primera función de transferencia de valores se aplica a los ENPs. En este caso se ha incluido en el análisis la superficie del parque, procurando utilizar coronas y no buffers circulares para evitar la presencia de multicolinealidad. Basándonos en la literatura consultada (Lavandeira *et al.*, 2007), se consideró conveniente realizar un contraste direccional de Golfeld-Quandt, verificándose en el mismo la existencia de heterocedasticidad. Por tal motivo, optamos por utilizar MCG (Mínimos Cuadrados Generalizados), en vez de MCO (Mínimos Cuadrados Ordinarios). La variable de ponderación elegida, proviene del modelo de heterocedasticidad verificado: $Z = \sqrt{(2,079120 - (0,171697 \times LN(area))}$. Utilizando este valor, se consigue mejorar la estimación respecto a la utilización de MCO. El modelo obtenido es:

MODELO 1

$$\ln(dapha) = -2,517725 \times Z + 1,107289 \times \ln(visitot) - 0,946244 \times \ln(area) - 0,524212 \times \ln(fcc) - 1,211228 \times \ln(b5/10) + 1,754586 \times \ln(b10/25) - 0,507533 \times \ln(b25/50) \quad (4)$$

Donde:

- Ln(dapha): Logaritmo neperiano de la disposición a pagar por hectárea (€₂₀₀₅/ha).
- Ln(visitot): Logaritmo neperiano de los visitantes totales al ENP.
- Ln(area): Logaritmo neperiano de la superficie del ENP (datos de EURPARC).
- Ln(fcc): Logaritmo neperiano de la Fracción de cabida cubierta del ENP.
- Ln(b5/10): Logaritmo neperiano de la población existente a una distancia de entre 5 y 10 km del ENP.
- Ln(b10/25): Logaritmo neperiano de la población existente a una distancia de entre 10 y 25 km del ENP.
- Ln(b25/50): Logaritmo neperiano de la población existente a una distancia de entre 25 y 50 km del ENP.

La segunda función de transferencia se aplica a espacios sin protección. Se reduce la eficiencia al no utilizarse la variable $\ln(area)$, pero también desaparecen los problemas de heterocedasticidad. En cualquier caso, también se realizó un contraste de Golfeld-Quandt con la variable $\ln(visitot)$, confirmándose la hipótesis nula, es decir, la inexistencia de heterocedasticidad. Por tal motivo, se ha preferido aplicar MCO (Mínimos Cuadrados Ordinarios). En este caso, el modelo obtenido es:

MODELO 2

$$\ln(dapha) = -11,50041 + 1,124773 \times \ln(visitot) - 0,463879 \times \ln(fcc) - 0,591763 \times \ln(b5) + 0,840528 \times \ln(b10/25)$$

(5)

Donde:

- Ln(dapha): Logaritmo neperiano de la disposición a pagar por hectárea (€₂₀₀₅/ha).
- Ln(visitot): Logaritmo neperiano de los visitantes totales obtenidos a través de los visitantes a casas rurales.
- Ln(fcc): Logaritmo neperiano de la Fracción de cabida cubierta del polígono
- Ln(b5): Logaritmo neperiano de la población existente a una distancia de 5 km alrededor de la casa rural.
- Ln(b10/25): Logaritmo neperiano de la población existente a una distancia de entre 10 y 25 km de la casa rural.

A continuación se va a presentar un ejemplo de la estimación llevada a cabo con estos dos modelos para un número significativo de parques (22), en los que se han realizado estudios de valoración, y, por tanto, existen resultados que contrastar. Para simplificar la evaluación del CUADRO 80, recurrimos a calcular la suma de las diferencias existentes entre el estudio y el resultado de cada modelo, al cuadrado. Se comprueba de este modo que la desviación se reduce en un 9,93% estimando con el MODELO 1.

CUADRO 80. Comparación entre las estimaciones.

ENP	Estudio	Modelo 1	Diferencia	Modelo 2	Diferencia
D de las Palmas	32,93	24,74	8,19	79,44	-46,51
Aigüestortes	259,62	183,38	76,24	209,50	50,12
Ordesa	257,70	256,75	0,95	361,04	-103,34
IA Gallegas	2828,31	4226,59	-1398,28	1352,10	1476,21
Aloia	589,28	1601,36	-1012,08	245,76	343,52
Bertiz	189,95	68,48	121,47	48,16	141,79
Moncayo	41,80	35,80	6,00	84,08	-42,28
Maladeta	8,30	2,20	6,10	10,00	-1,70
Peñalara	3566,43	1556,80	2009,63	751,42	2815,01
Monfragüe	168,40	223,22	-54,82	278,58	-110,18
Montserrat	6500,76	8071,85	-1571,09	5359,20	1141,56
Montseny	172,32	201,07	-28,75	662,99	-490,67
Garrotxa	265,50	778,89	-513,39	310,56	-45,06
Aiguamolls	103,14	35,43	67,71	108,50	-5,36
Garraf	58,31	190,09	-131,78	201,54	-143,23
Collserolla	4364,71	500,82	3863,89	413,57	3951,14
Montnegre	11,57	18,59	-7,02	34,75	-23,18
Alt Pirineu	8,16	6,28	1,88	15,31	-7,15
El Montgó	14,21	6,21	8,00	1,22	12,99
L'Albufera	7,48	40,89	-33,41	23,33	-15,85
Mondragó	3,04	9,53	-6,49	4,87	-1,83
Sierra Espuña	37,57	28,32	9,25	94,28	-56,71

Fuente: Elaboración propia.

Por último, a lo largo del ejercicio VANE se ha pensado en estimar el número de visitantes totales en función de los visitantes que pernoctaban en casas rurales. La idea inicial era, con los datos de algunos de los estudios anteriormente descritos en el CUADRO 78 realizar esta estimación siempre y cuando se hubiera preguntado a los visitantes si se hospedaban en una casa rural. Se ha contactado con algunos de los autores de esos trabajos y se han conseguido algunas informaciones. Sin embargo, se ha comprobado cómo en algunas ocasiones las casas rurales estaban englobadas con otros alojamientos, y cómo el porcentaje de excursionistas que se hospedaban en casas rurales variaba mucho entre las distintas CC.AA. En otros casos (i.e., Peñalara) realizar esta operación suponía sobre-estimar los visitantes. También se intentó ampliar la muestra con las encuestas que TRAGSATEC había realizado para el III IFN, pero de nuevo surgieron los mismos problemas en cuanto a cómo se había formulado la pregunta. Por todo ello se ha decidido computar únicamente los visitantes a casas rurales como los visitantes a los Centros. Somos conscientes que se trata de una infravaloración, pero es preciso recordar que la disposición a pagar que se aplica en zonas forestales sin alguna figura de protección procede de ENPs, luego por este lado igual se está sobrevalorando. Esta afirmación no está contrastada al no existir estudios como los anteriormente descritos realizados en zonas forestales no protegidas.

Pautas para la representación cartográfica del valor económico

Algunas de las pautas ya han sido recogidas anteriormente, pero conviene aclarar que para cada polígono CORINE, los valores de las variables explicativas consideradas se incorporarán al MODELO 1 o al MODELO 2, según corresponda. Es decir, si el polígono cae total o parcialmente dentro de un ENP, se usará el MODELO 1. En caso contrario, se empleará el MODELO 2. Dado que en estos modelos se utilizarán expresiones logarítmicas, los valores de las variables explicativas inferiores a 1, deberán igualarse a 1, con el fin de obviar dichas variables sin bloquear el cálculo de los resultados.

REFERENCIAS

- Arriaza, M., González, J., Ruiz, P., y Cañas, J. A., 2002. Determinación del valor de uso de cinco espacios naturales protegidos de Córdoba y Jaén. *Estudios Agrosociales y Pesqueros* 196: 153-172.
- Azqueta, D., 1994. *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill. Madrid.
- Azqueta, D., y Pérez y Pérez, L. (eds.), 1996. *Gestión de espacios naturales. La demanda de servicios recreativos*. McGraw-Hill. Madrid.
- Barreiro, J., y Pérez y Pérez, L., 1997. El valor de uso recreativo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Documento de Trabajo. Servicio de Investigación Agroalimentaria. Diputación General de Aragón. Zaragoza.
- Bengoechea, A., 2003. Valoración del uso recreativo de un espacio natural. *Estudios de economía aplicada* 21-2: 321-338.
- Campos, P., Urzainqui, E., Riera, P., y De Andrés, R., 1996. Valor económico total de un espacio de interés natural: La dehesa del área de Monfragüe. En Azqueta, D. (coord.). *Gestión de espacios naturales: La demanda de servicios recreativos*, pp. 193-215.
- Campos, P., y Caparrós, A., 2006. Social and private total Hicksian incomes of multiple use forests in Spain. *Ecological Economics* 57, 545– 557.
- Caparrós, A., 2000. *Valoración económica del uso múltiple de un espacio natural. Análisis aplicado en los pinares de la Sierra de Guadarrama*. Tesis Doctoral Universidad Complutense de Madrid.
- Castillo, M^a E., Sayadi, S., y Ceña, F., 2007. El valor de uso recreativo Del parque natural Sierra de María-Los Vélez (Almería). VI Congreso de Economía Rural y Agroalimentaria. Albacete, 19-21 de Septiembre de 2007.
- Cole, D., 1996. *Wilderness Recreation Use Trends 1965 through 1994*. Research Paper INT-RP-488. Ogden, UT: U.S.
- Creel, M., y Farrell, M., 2008. Usage and valuation of natural parks in Catalonia, 2001-2002. *Investigaciones económicas*, Vol. XXXII (1): 5-25.
- Del Saz, S., 1999. Valoración contingente de espacios naturales en la Comunidad Valenciana: un fenómeno reciente. *Noticias de la Unión Europea*, 170: 133-140.
- Del Saz, S., y Suárez, C., 1998. El valor recreativo de espacios naturales protegidos: aplicación del método de valoración contingente al Parque de L'Albufera. *Economía Agraria* 182: 239-272.
- Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. 11 p
- Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2004. *III Inventario Forestal Nacional*. Comunidad de Madrid. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Garrido, A., De Lucio, J.V., Gómez-Limón, J., y Múgica, M., 1994. Aplicación del método del coste del viaje a la valoración de Instituto Nacional de Estadística (2007). Encuesta de ocupación en alojamientos de turismo rural.
- González, M., 1997. *Valoración económica del uso recreativo-paisajístico de los montes: aplicación al Parque Natural de Monte Aloia en Galicia*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Económicas, Universidad de Vigo.
- González, M., Polomé, P., y Prada, A., 2001. Especificaciones y consideraciones muestrales en La estimación de La demanda de un espacio natural singular: lãs Illas Cíes em Galicia. *Economía agrária y recursos naturales*, 2: 67-92.
- Júdez, L., De Andrés, R., y Urzainqui, E., 2003. *Valoración del uso recreativo del Parque Nacional de Doñana*. Colección de Estudios Ambientales y Socioeconómicos. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid.
- Lavandeira, X., León, C., y Vázquez, M^a X., 2007. *Economía ambiental*. Pearson Educación. Madrid.
- León, C.J., 1995. El método dicotómico de valoración contingente: una aplicación a los espacios naturales en Gran Canaria. *Investigaciones económicas*, Vol. XIX (1): 83-106.

- León, C. J., y Vázquez, F. J., 1998. A Bayesian approach to bounded contingent valuation. *Environmental and Resource Economics*, 3: 197-215.
- Loomis, J.B., 2000. Economic values of wilderness recreation and passive use: what we think we know at the beginning of the 21st Century. In: McCool, Stephen F.; Cole, David N.; Borrie, William T.; O'Loughlin, Jennifer (comps.). *Wilderness science in a time of change conference- Volume 2. Proceedings RMRS-P-15-VOL-2*. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station
- Martínez, E., 1996. *Manual de Estimación de Pérdidas y Estimación del Impacto Ambiental por Incendios Forestales*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Navrud, S., y Ready, R. (eds.), 2007. *Environmental value transfer: issues and methods. The economics of non-market goods and resources*, Vol. 9. Springer. Dordrech (Netherlands).
- Novalés, A., 2000. *Econometría* (2ª ed.). McGraw-Hill. Madrid.
- Oviedo, J.L., y Caparrós, A., y Campos, P., 2005. Valoración contingente del uso recreativo y de conservación de los visitantes del Parque Natural los Alcornocales. *Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 208: 115-140.
- Pérez y Pérez, L., Azpilikueta, M., Sánchez, M., 1996. La demanda del recreo en espacios protegidos en Navarra. Aplicación del método de valoración contingente al parque natural del Señorío de Bértiz. *Actas del Primer Congreso de Economía de Navarra*, pp. 613-624.
- Pérez y Pérez, L., Barreiro, J., Barberán, R., y Del Saz, S., 1998. El Parque Posets-Maladeta. Aproximación económica a su valor de uso recreativo". Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza.
- Prada, A. (dir.), 2001. *Valoración Económica del Patrimonio Natural*. Instituto de Estudios Económicos. Fundación Pedro Barrié de la Maza. A Coruña.
- Rebolledo, D., y Pérez y Pérez, L., 1994. Valoración contingente de bienes ambientales. Aplicación al Parque Natural de la Dehesa de Moncayo". Documento de Trabajo 94/6, Unidad de Economía y Sociología Agrarias, SIA-DGA. Zaragoza.
- Riera Font, A., 2000. Mass tourism and the Demand for Protected Natural Areas: A Travel Cost Approach. *Journal of Environmental Economics and Management* 39: 97-116.
- Riera, P., Descalzi, C., y Ruiz, A., 1994. El valor de los espacios de interes natural em España. Aplicación de los métodos de la valoración contingente y el coste del viaje. *Revista española de economía*, Vol 11, nº 1: 207-230 (Ejemplar dedicado a Recursos naturales y medio ambiente).
- Riera, P., Boltà, J., y Golobardes, G., 1998. Valor economic del parc nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici de la Seva ampliació. Publicado en *La investigación al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Quartes jornades sobre recerca al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici*. Direcció General de Medi Natural, Generalitat de Catalunya, pp. 293-303.
- Riera, P., 2005. El beneficio social del parque natural Del Montgó. I Jornadas "El Turismo Sostenible em El Parque Natural Del Montgó". Alicante.
- Vidal, F., Martínez-Carrasco, L., Abenza, L., y González, E., 2004. Valoración económica del parque regional de Sierra Espuña (Murcia), en V Congreso de Economía Agraria. Santiago de Compostela, Septiembre 2004.
- Wooldridge, J., 2006. *Introductory Econometrics: A Modern Approach*, 3rd Edition. South-Western College Publications.

4.4. El servicio recreativo en los espacios naturales protegidos

4.4.1. Introducción

Entre los múltiples servicios que los espacios naturales protegidos proporcionan a la sociedad, destaca su papel como lugares esenciales para la educación, la cultura y el ocio. Los espacios protegidos, representantes de los paisajes mejor conservados de nuestro país, son cada vez más, un referente imprescindible para demandas actuales de ocio de la sociedad, que apuntan hacia un turismo de naturaleza cada vez más exigente con la calidad del entorno. El creciente número de visitantes que reciben parece corroborar esta idea. En el año 1984 poco más de 2.400.000 personas visitaron los Parques Nacionales españoles. En 18 años esta cifra se ha cuadruplicado. En la actualidad el conjunto de espacios naturales protegidos españoles reciben anualmente al menos 30 millones de visitas (Gómez-Limón *et al.*, 2000; EUROPARC-España, 2006). Diferentes causas han motivado este crecimiento de la afluencia. Entre ellas, el incremento de la sensibilidad ambiental, el aumento del tiempo dedicado al ocio, las demandas de espacios verdes, el aumento del poder adquisitivo y la movilidad de los ciudadanos, el nivel de formación, etc.

En la actualidad, un buen número de parques españoles realiza seguimientos sobre la afluencia de visitantes, por lo que el número de visitantes que acceden al espacio natural protegido es la variable más importante para conocer la intensidad del uso público y poder estimar el valor otorgado por la sociedad a los servicios recreativos que estos espacios naturales proporcionan. Esta creciente demanda de uso recreativo en los espacios protegidos es en consecuencia un indicador del valor que la sociedad otorga a estos lugares. Los métodos más usuales empleados en este tipo de trabajos son los basados en el coste del viaje y los métodos de preferencias declaradas, y diversos estudios lo ponen de manifiesto (Garrido *et al.*, 1994; Campos y Riera, 1996; Júdez *et al.*, 1998; Pérez *et al.*, 1998; Prada, 2001; Ruiz *et al.*, 2001; Gómez Limón *et al.* 2002). En este punto de desarrollo del trabajo, sin embargo, se ofrece información cuantitativa sobre el número de visitantes a las figuras de protección más representativas del Estado.

4.4.2. Estimación del número de visitantes a espacios protegidos en España

Espacios naturales protegidos considerados

Se han incluido en el análisis los espacios protegidos considerados en la categoría de “parques” en el observatorio de los espacios naturales protegidos de EUROPARC-España. Se incluyen en la categoría “parques” tanto los parques nacionales como los parques de diverso tipo designados por las comunidades autónomas (los denominados por “parques naturales”) (CUADRO 81).

Como primera aproximación al valor de uso recreativo de los ENP se ha utilizado la información referente al número de visitantes anuales a estos espacios registrada en el observatorio de los espacios naturales protegidos del estado español de EUROPARC-España (año 2005), que fue proporcionada directamente por los directores de los parques a través de la encuesta de institucionalización de los espacios protegidos

realizada por EUROPARC-España en 2006. Concretamente se tienen cifras sobre las siguientes magnitudes:

- Visitas totales anuales: número total de visitas realizadas al conjunto del parque considerado. Representa la mejor información disponible. En unas ocasiones es una estimación, en otras un dato objetivo y en otras un registro en un punto concreto de gran afluencia de visitantes.
- Visitantes anuales a centros de información: número de personas que pasan a lo largo del año por los centros de información del parque.

CUADRO 81. Número de espacios y superficie protegida por figura de protección

Figura de protección		Superficie terrestre total (ha)	Número de espacios	Superficie total protegida (%)
Parques	Parque Nacional	310.213	13	6,00
	Parque Natural ⁽¹⁾	3.319.474	143	64,19
Reservas	Reserva Natural ⁽²⁾	126.918	235	2,45
Monumentos	Monumento Natural ⁽³⁾	91.400	284	1,77
Paisaje Protegido	Paisaje Protegido	94.498	44	1,83
Otros	PEIN	673.984	144	13,03
	Paraje ⁽⁴⁾	114.392	62	2,21
	Sitio de Interés ⁽⁵⁾	1.675	24	0,03
	Área Natural Recreativa ⁽⁶⁾	9.443	27	0,18
	Corredor Ecológico y de Biodiversidad	6.124	4	0,12
	Biotopo Protegido	901	5	0,02
	Espacio Natural en régimen de protección preventiva ⁽⁷⁾	59.513	5	1,15
	Microrreserva	7.271	43	0,14
	Humedal Protegido	7.749	5	0,15
	Zona Especial de Conservación ⁽⁸⁾	703.869	77	13,61

Notas: En la primera columna se identifican las cuatro figuras básicas de la Ley estatal 4/89.

1) Parque Natural, Parque Regional, Parque Rural, Plan Especial de Protección de Cataluña, Reserva de la Biosfera de Urdaibai.; (2) Reserva Natural, Reserva Natural Especial, Reserva Natural Dirigida, Reserva Natural de Fauna Salvaje, Refugio de Fauna, Reserva Natural Parcial, Reserva Natural Concertada, Reserva Integral, Reserva Natural Integral, Reserva Natural Marina, Reserva Fluvial, Reserva Ley de Protección Propia; (3) Monumento Natural, Monumento Natural de Interés Nacional, Enclave Natural, Árbol Singular; (4) Paraje Natural, Paraje Pintoresco, Paraje Natural de Interés Nacional, Paraje Natural Municipal; (5) Sitio de Interés Científico, Sitio Natural de Interés Nacional, Lugar de Interés Científico; (6) Área Natural Recreativa, Parque Periurbano, Parque Periurbano de Conservación y Ocio; (7) Espacio Natural Protegido, Régimen de Protección Preventiva; (8) Zona de Especial Conservación de Importancia Comunitaria, Zona de Especial Protección de los Valores Naturales, Zona Especial de Conservación. Fuente: EUROPARC-España (2006).

Contabilización del número de visitas

En 2005 había en España 156 espacios protegidos bajo la categoría “parque”, que ocupaban una superficie terrestre de 3.656.451 ha, el 70 % de la superficie protegida en España. De ellos, 118 parques tenían algún tipo de información de visitantes (ya sea la cifra total o de personas que entraron en los centros de información), lo que representa

un 76 % del total de estos espacios (100% de parques nacionales y 74% de parques naturales). Los 75 parques con información de visitantes totales representan una superficie total de 1.124.106 ha, alrededor del 31 % de la superficie de parques, y suman 24.562.062 visitas anuales.

Seis parques declararon haber recibido en 2005 más de un millón de visitas al año. Estos seis espacios suman casi 13 millones de visitas, más del 50% del total (CUADRO 82). Entre ellos destaca el caso del Parque Natural de Collserola, que a pesar de su mediano tamaño (8.073 ha) recibe una gran presión de visitantes debido a estar adyacente a la ciudad de Barcelona y a ser un destino recreativo de referencia en esta ciudad. El caso del Parque Nacional del Teide, con más de 3 millones de visitas, se explica por su carácter de destino turístico de agencias y operadores.

Sólo los 13 parques nacionales (con 326.201 ha de superficie total, que representa el 8,7% de superficie protegida como parque) suman 10.743.488 visitas, el 44% del total y los 6 parques más visitados suman el 50% de las visitas. El 90% de las visitas (22 millones) a parques se produjo en los 27 espacios con más visitantes (que representan el 36% del total).

CUADRO 82. Parques con más de un millón de visitantes totales en el año 2005

Parque	Nº de visitas
Teno	1.000.000
Timanfaya	1.778.882
Picos de Europa	1.939.803
Muntanya de Montserrat	2.369.000
Collserola	2.500.000
Teide	3.349.204
TOTAL	12.936.889

Fuente: EUROPARC-España, 2006.

Estimación de visitas en parques sin información sobre visitas totales

No todos los parques tienen registrado el número de visitantes totales el año de estudio. Para asignar un valor estimado de visitas a todos los parques del Estado es necesario proceder en dos pasos:

- Hay 43 parques que aportan el dato de visitantes a los centros de información, pero no los visitantes totales. Para este grupo se ha estimado el número de visitas totales mediante una ecuación de regresión obtenida utilizando el subconjunto de parques que proporcionan ambas variables. La FIGURA 30 muestra que existe una correlación clara entre el número de personas que visitan los centros y las visitas totales. Esto permite estimar las visitas totales a partir de los visitantes a los centros para aquellos espacios que sólo cuentan con la información de los centros.
- Para la extrapolación al resto de parques sin información (38 parques naturales sin ninguna información de visitantes) será necesario un análisis de regresión múltiple, que no se ha considerado en esta fase del estudio.

Para la estimación de visitantes totales en los parques que sólo cuentan con conteos en centros de visitantes, se construyó en primer lugar un modelo de regresión con los 49 parques que cuentan con ambas variables. Se consideró las visitas totales como variable dependiente y las visitas a los centros como variable independiente (FIGURA 30). Los resultados de la regresión se muestran en el CUADRO 83.

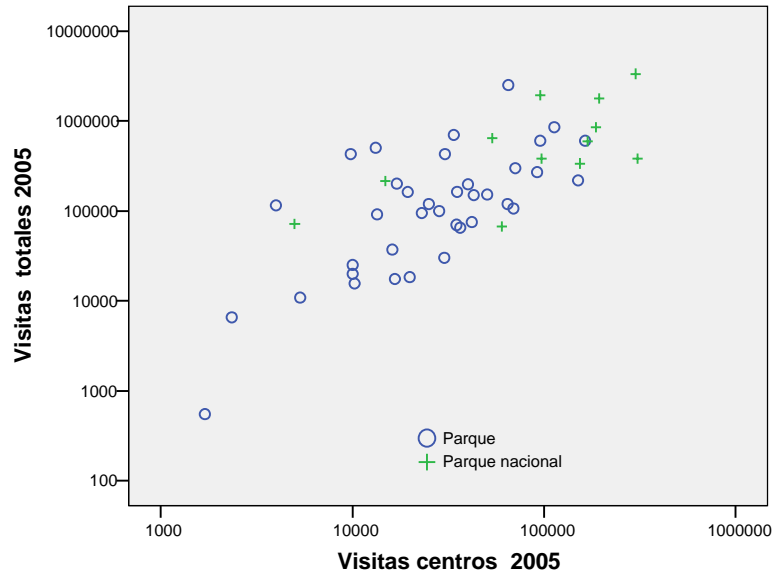


FIGURA 38. Relación entre visitantes a centros y visitantes totales (escala logarítmica). Fuente: Elaboración propia.

CUADRO 83. Resumen del modelo de regresión con todos los parques que aportan información de las dos variables (49 casos)

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típico
Todos los casos	0,766	0,587	0,579	0,48539

Fuente: Elaboración propia.

Examinados los datos, se observó que algunas observaciones presentaban valores muy alejados de los esperados, comprobándose que se trataba de casos excepcionales por el número anormalmente alto o bajo de visitantes respecto a lo esperado, que puede explicarse con base en factores locales. Por ello se eliminaron del análisis 8 casos (CUADRO 84), mejorando notablemente el grado de ajuste de la regresión. Los parámetros del modelo de regresión se muestran en la CUADRO 85, donde puede verse que el modelo de regresión explica el 71% de la varianza de los datos, lo que se considera suficiente para predecir el número de visitantes totales en función de los visitantes a los centros.

Finalmente se ha sumado el número de visitantes totales a los parques que tienen el dato y el número estimado a los que no lo tienen. Con este cálculo el número total de visitantes a los 118 parques de los que hay alguna información sería de 27.087.899,41 visitantes anuales. Debe tenerse en cuenta que aunque el modelo parece adecuado para la estimación de valores globales, cuando se consideran los valores predichos para cada

parque individual, se incurre en un error estadístico que puede ser apreciable (FIGURA 39).

En la práctica, para la elaboración de la FIGURA 39, se han empleado primariamente datos de visitantes reales y, en aquellos parques sin cifras de visitantes totales pero con un registro de entradas al centro de información, las estimaciones realizadas a partir del modelo de regresión más ajustada (sin 8 casos extremos).

CUADRO 84. Parques eliminados del análisis de regresión

Nombre ENP	Figura de protección	Comunidad autónoma	Visitas totales 2005	Visitas centros 2005
Doñana	Parque Nacional	Andalucía	381.964	306.483
Archipiélago de Cabrera	Parque Nacional	Islas Baleares	71.987	5.000
Urdaibai	Reserva de la Biosfera	País Vasco	115.361	4.000
Las Lagunas de Ruidera	Parque Natural	Castilla-La Mancha	501.070	13.186
Cadí-Moixeró	Parque Natural	Cataluña	430.000	9.801
Collserola	Plan Especial de Protección	Cataluña	2.500.000	65.127
Sierra de La Pila	Parque Regional	Murcia	547	1.701
Anaga	Parque Rural	Canarias	700.000	33.768

Fuente: Elaboración propia.

CUADRO 85. Resumen del modelo de regresión con los parques que aportan información de las dos variables menos valores extremos (41 casos)

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típico	Durban-Watson
Menos 8 casos extremos	0,843 ^a	0,711	0,703	0,34681	1,866

Notas: a) Variables predictoras: (constante), LOG_CENTROS b) Variable dependiente: LOG_VISITAS.
Fuente: Elaboración propia.

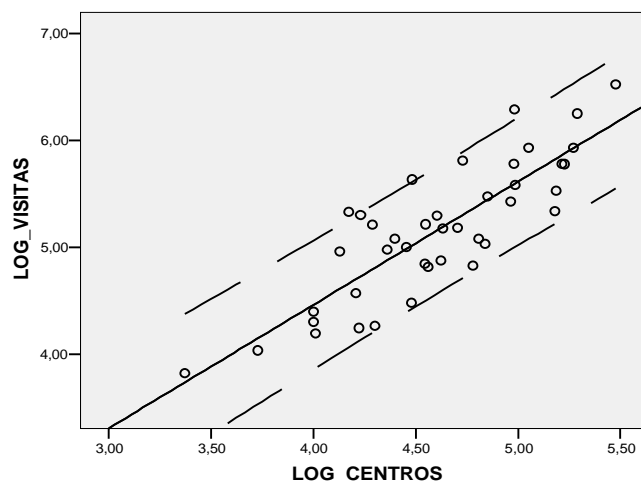


FIGURA 39. Recta de regresión e intervalos de confianza ($p > 0.95$). Fuente: Elaboración propia.

Hay 38 parques naturales sin ninguna información sobre visitantes. Suman 560.565 ha un 15% de la superficie de parques. Si consideramos la relación visitantes/superficie observada en el conjunto de parques con datos, puede estimarse groseramente que los que no aportan datos de visitantes contribuirían con 4.757.572 visitas más (un 17% más de visitas). La cifra total de visitantes a los parques españoles alcanzaría según este cálculo las 31.845.472 visitas anuales. Sin embargo esta cifra debe ser interpretada con cautela ya que: i) no existe una relación lineal entre el número de visitantes y la superficie; y ii) en algunos casos puede decirse que los parques con muchos visitantes tienen registros, y que si no se registran generalmente es porque que no es un fenómeno importante para la gestión, por lo que la cifra global de visitantes no debería considerarse subestimada de una forma sensible.

Para estos parques sin información, una tarea a desarrollar sería encontrar una función que permita estimar el número de visitas a partir de variables indirectas. Para ello es necesario determinar qué variables pueden estar influyendo en el número de visitas e intentar discriminar su importancia mediante análisis estadísticos (regresión múltiple). Algunas hipótesis de partida están recogidas en el CUADRO 86. Previsiblemente, no todas las variables tendrán la misma importancia y algunas seguramente no tendrán un papel significativo. El resultado final puede ser una combinación de varias.

CUADRO 86. Posibles hipótesis y variables relacionadas con la cantidad de visitantes a los espacios naturales protegidos

HIPOTESIS	VARIABLE
Los parques cercanos a grandes ciudades son más visitados	Distancia a capital de CC.AA. más próxima
Los parques nacionales son más visitados	Categoría (P Nacional / parque)
Los parques incluidos en paquetes turísticos son mucho más visitados	Descartar Teide y Timanfaya
Los parques más antiguos son más conocidos y más visitados	Año de declaración
Los parques de montaña son más visitados	Altitud media
Los parques forestales son más visitados	Cobertura forestal (CORINE)
Los parques agrarios son menos visitados	Cobertura agrícola (CORINE)
Los parques en humedales (aves) son más visitados	Tipología (fluvial / humedal / cabecera)
Los parques costeros son más visitados	Kms de costa
Los parques grandes son más visitados	Superficie terrestre / marina / total
Los parques en CC.AA. más densamente pobladas son más visitados (Canarias, Cataluña)	CC.AA.

Fuente: Elaboración propia.

Cabe plantearse algunas precauciones para estimar el número de visitantes, dado que se trata en su mayoría de singularidades:

- 14 parques canarios, que no cumplieron la encuesta (representan casi la tercera parte de la superficie sin información, 167.762,60 ha)
- 7 parques muy recientes, posteriores a 2002. (Del Estrecho, Ponga, Sierra de El Carche, Alt Pirineu, Baix Llobregat, Hoces del Cabriel y Serra Gelada)
- 17 parques anteriores a 2000, pero aún sin plan de gestión aprobado
- El parque del Curso Medio del Río Guadarrama y su entorno, cuya proximidad a la ciudad de Madrid puede distorsionar cualquier modelo de predicción

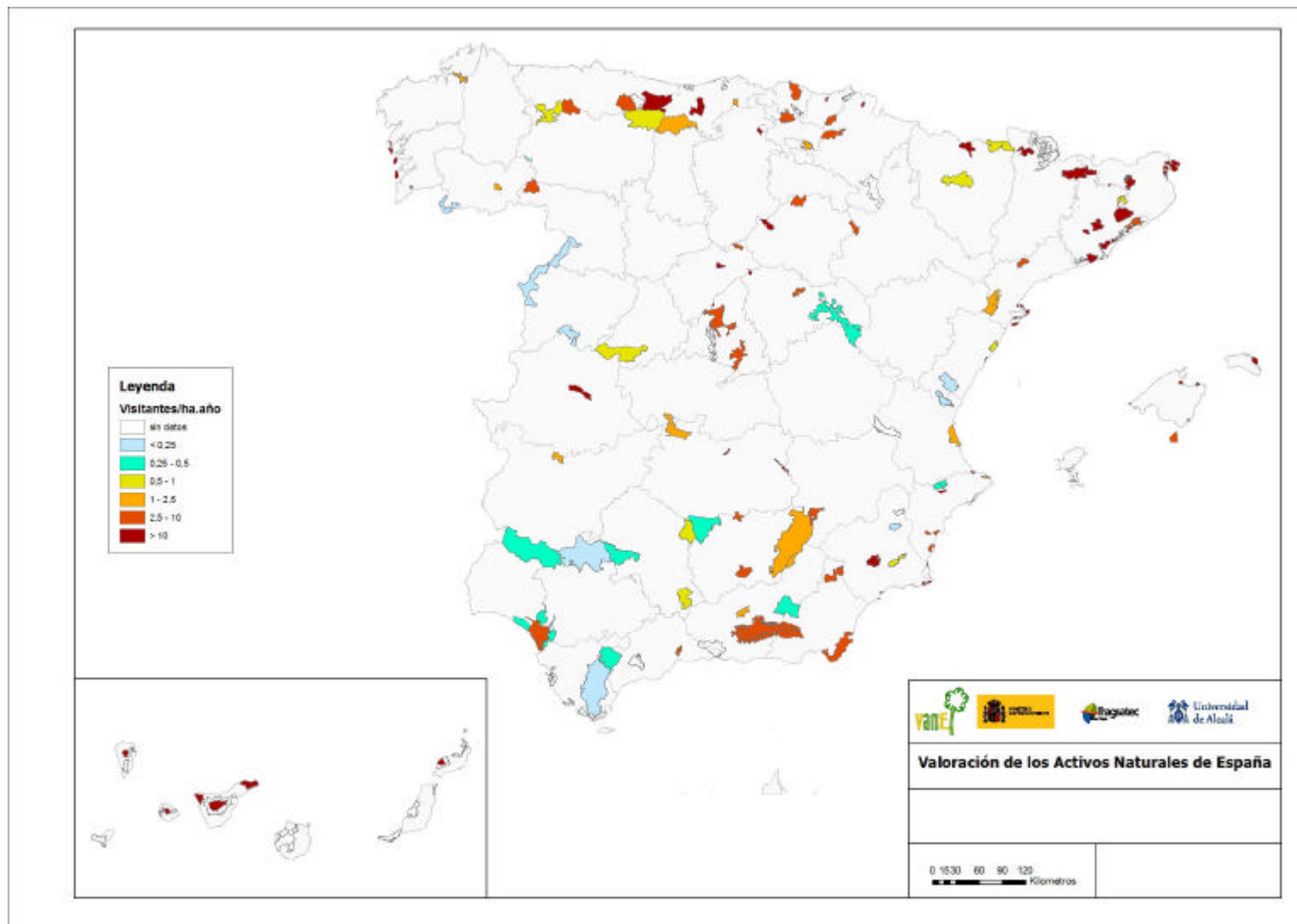


FIGURA 40. Mapa de número de visitantes a los ENP de España

4.5. Uso recreativo de zonas de alta montaña y roquedos³⁶

4.5.1. Definición del servicio

Las zonas montañosas se han identificado a menudo con espacios naturales sometidos a unas condiciones duras y difíciles para la vida, en las que el paisaje natural está bien conservado. Los servicios recreativos asociados a estos enclaves se deben no tanto a la presencia en sí de fauna, vegetación o roquedos, sino más bien a su alto grado de naturalidad y a su posición geográfica dominante con respecto al entorno, en cuanto que permiten disfrutar de vistas privilegiadas. Siguiendo a Vera *et al.* (1997), los productos turísticos de la montaña se pueden agrupar en cinco tipos: turismo de nieve, turismo verde, turismo en humedales, turismo fundamentado en recursos histórico-artísticos y tradicionales y turismo de aventura. De todos ellos, el único que es exclusivo de las zonas de montaña es el de nieve. La visita a la montaña responde mayormente a motivaciones de tipo lúdico y/o deportivo³⁷ y a la búsqueda de lugares agradables al aire libre. Además del esquí en todas sus variantes, constituye también un buen estímulo la práctica del montañismo y la escalada, el reto deportivo en definitiva de coronar algún pico emblemático. Con objeto de canalizar esta demanda, se han constituido agencias y asociaciones de caminantes y montañeros, que participan en salidas colectivas y organizadas.

La exigencia de buen tiempo condiciona bastante la visita, dada la rigurosidad climática de estas zonas altas. No así la existencia de áreas recreativas, en tanto que actividades como el picnic o el baño tienen un carácter coyuntural en las cumbres. Sin embargo, el acondicionamiento de calzadas y fuentes y la señalización de itinerarios son inversiones apreciadas por los montañeros. Las pistas de esquí - hasta 31 estaciones en nuestro país - se localizan en la montaña alta, en laderas no demasiado empinadas, y su disfrute se ve claramente condicionado a la estacionalidad de las nieves. Sin ser comparable con otros países y regiones más frías del norte y centro de Europa, en España resulta significativa la creciente aceptación y demanda de este deporte, que no hace mucho era practicado por minorías. Esta afición se pone de relieve en la afluencia masificada a las pistas y el considerable desembolso económico que supone para los que lo practican. En la mayoría de las estaciones nacionales, ni los cañones de nieve ni la iluminación nocturna pueden hacer cambiar el desequilibrio entre oferta y demanda en los deportes blancos³⁸. Al subsanarlo en alguna medida se

³⁶ Este activo se correspondería con las categorías CORINE de roquedos (3.3.1), glaciares y nieves permanentes (3.3.5) y espacios orófilos altitudinales con vegetación escasa (3.3.3.3).

³⁷ La visita deportiva viene a ser, para muchos efectos, un subgrupo de la visita turística, no siempre fácil de deslindar de ésta ni tampoco de la visita recreativa, ni siquiera en función del propósito de sus practicantes. Así, es frecuente que el deportista remate su actividad con una comida o consumición en un establecimiento serrano o también, a veces, con una visita de índole cultural o la compra de un producto típico. Por convención, se entiende como visita deportiva aquella de índole más activa que la cultural o la recreativa, y en el transcurso de la cual el visitante utiliza el medio para desarrollar una o varias de las actividades que se contemplan como modalidades deportivas, y que se caracterizan por la realización de esfuerzo físico voluntario y activo (Nicolás *et al.*, 2003).

³⁸ El caso de la madrileña Sierra de Guadarrama es bastante revelador, pues, por su proximidad a la capital, constituye un auténtico reclamo en temporada de nieve. Y eso aún cuando tan sólo cuenta con dos pequeñas instalaciones: la de Navacerrada, que se localiza en terrenos de dominio público, es muy popular desde principios del siglo XX, y está gestionada por una empresa autonómica. Valdesquí, junto a la de Valcotos (actualmente cerrada), nació en los años sesenta, como centro de interés turístico

orientan iniciativas comerciales y de ocio, nucleadas en torno a parques de nieve artificiales (Valenzuela, 2003)³⁹.

CUADRO 87. Estaciones de esquí en España

<u>Pirineos</u>	<u>Sistema Bético</u>	<u>Cordillera Cantábrica</u>
Astún	Sierra Nevada	Alto Campóo
Baqueira Beret		Leitariegos
Boí Taüll		Manzaneda
Candanchú	<u>Sistema Ibérico</u>	San Isidro
Cerler	Javalambre	Valgrande – Pajares
Espot Esquí	Valdelinares	
Formigal	Valdezcaray	
La Molina		
Masella		
Panticosa - Los Lagos	<u>Sistema Central</u>	
Port Ainé	La Pinilla	
Port del Comte	Pto. Navacerrada	
Rasos de Peguera	Valdesquí	
Vall de Núria		
Vallter 2000		

Fuente: <http://canalesqui.abc.es>

Parte del atractivo de la alta montaña lo proporcionan las coberturas de hielo y roca, que abundan en las cumbres y que plantean retos deportivos para alpinistas y montañeros. Los glaciares tienen la particularidad de que es bastante posible que una buena parte de su valor económico se encuentre -además de en los usos recreativos y en las reservas de agua que constituyen -, en forma de valores de no uso, es decir, en la satisfacción que experimenta el público en general por el mero conocimiento de su existencia en unas condiciones determinadas⁴⁰. Esta idea se pone de relieve en la medida en que este tipo de coberturas afronta un proceso de rápida y preocupante desaparición. Así, según se ha podido averiguar, la mayoría de los glaciares de valle y los hielos permanentes, aunque no todos, están sufriendo una regresión desde hace unos 100 a 300 años (Arnell y Liu, 2001), y el ritmo de desaparición se está viendo acelerado (Haeberli *et al.*, 1999). Esta paulatina desaparición dota a estas zonas de un carácter singular (a este paso relicto y testimonial), que les confiere un notable (y, en teoría, creciente) valor de existencia. Fuera de los espacios de alta montaña, los

nacional, de iniciativa privada. Sin embargo, según Valenzuela (2003), las escasas dimensiones de las pistas y lo imprevisible de la nieve hace inviable dar satisfacción a los 500.000 aficionados al esquí que se estima existen en la comunidad de Madrid.

³⁹ Este es el caso del centro “Xanadú”, que se sitúa al suroeste de Madrid y bastante alejado de la Sierra. Se proyectó con una capacidad de en torno a 8.000 esquiadores al día, con un presupuesto de 360 millones de euros, si bien esta oferta se ve arropada de una amplia zona comercial, de ocio y gastronomía, pretendiéndose en su día canalizar entre 25 y 30 millones de visitantes al año.

⁴⁰ La importancia de las formaciones de hielos y glaciares en el valor paisajístico se puso de manifiesto en un estudio de valoración contingente efectuado a propósito del derrame de petróleo por el carguero Exxon Valdez en aguas de Alaska, al tratar de evitar los icebergs del Glaciar Columbia. Diversas fotos de los lugares afectados, con el antes y el después, permitieron dar valor a hielos y glaciares (Carson *et al.*, 2003).

roquedos litorales constituyen lugares pintorescos próximos a playas, calas y zonas de baño en general, en entornos amenizados por una botánica particular⁴¹.

4.5.2. Metodología de valoración y resultados preliminares

La metodología que se propone para valorar usos recreativos en zonas de montaña y roquedos consta de dos partes claramente diferenciadas: la estimación de visitas (magnitud física) y la elección o determinación del valor recreativo medio de la visita (magnitud económica).

Estimación del número de visitantes

En aquellos polígonos o unidades CORINE que estén incluidas en parques nacionales o naturales, se utilizará la estimación de visitantes proporcionada por EUROPARC-España, para el año 2005, asumiendo que dicha estimación es homogénea en cada espacio natural (tal y como se expone en el punto 4.4.2). En el resto de zonas se propone estimar el número de visitantes a partir de datos de ocupación de las casas rurales y campings que se ubiquen en un área de influencia definida en torno a aquéllas, atendiendo a algún criterio por el cual se pondere su proximidad (tal y como se expone en 4.3.2).

En la red de parques nacionales existen varios de marcado carácter montañoso, en los que es notoria la presencia de nieve, hielo, roquedos y vegetación altitudinal escasa. Estos espacios tienen gran aceptación, y así, en el año 2005, en la península, Picos de Europa recibió un total de 1.939.803 turistas, siendo el segundo parque más visitado; Sierra Nevada tuvo 645.738; Ordesa y Monte Perdido 592.100; y Aigüestortes y Lago San Mauricio 337.484 visitantes. En las Islas Canarias hay tres parques que incluyen terrenos de roquedo y espacios orófilos altitudinales: El Teide, que tiene notables formaciones rocosas en altura, ha sido con diferencia el parque nacional español más frecuentado en los últimos 10 años, alcanzándose en 2005 una afluencia de 3.349.204 personas; Timanfaya, con 1.778.882, fue el tercero más visitado; y La Caldera de Taburiente acogió a 377.582 turistas aquel mismo año. Como parque nacional representativo de los roquedos litorales, tendríamos el del Archipiélago de La Cabrera, que a lo largo del año 2005 recibió 71.987 visitantes. Otros espacios singulares representativos de este tipo de enclaves de costa serían las islas Chafarinas y las islas Columbretes, éstas últimas de origen volcánico (MMA, 2007). A partir de la información proporcionada por EUROPARC-España (2006) sobre afluencia de visitantes a parques nacionales y naturales, podemos inferir las visitas medias que se dan en las zonas de montaña y roquedos, conforme a las categorías CORINE, según se detalla en el cuadro siguiente:

⁴¹ Característica es la “maquia” mediterránea, de acebuche o ullastrar, y las praderas de posidonia, abundantes en muchos fondos próximos a las rocas costeras del mar Mediterráneo.

CUADRO 88. Afluencia media de visitantes a zonas de montaña y roquedos en parques nacionales y naturales españoles (parques nacionales y naturales). Año 2005

Clase CORINE	Descripción	Sup. tot. (ha)	Sup. PNyN (ha)	Visitas ha ⁻¹ año ⁻¹
PENÍNSULA Y BALEARES				
33210	Rocas desnudas con fuerte pendiente (acantilados, etc.)	66.168,77	24.917,19	20,29
33220	Afloramientos rocosos y canchales	109.176,25	44.291,78	29,67
33330	Espacios orófilos altitudinales con vegetación escasa	194.318,36	75.144,91	12,89
33500	Glaciares y nieves permanentes	302,05	302,05	19,67
Superficies totales		369.965,43	144.655,93	
CANARIAS				
33210	Rocas desnudas con fuerte pendiente (acantilados, etc.)	1.661,78	1.426,43	n.d.
33230	Coladas lávicas cuaternarias	34.923,43	23.265,76	262,30*
Superficies totales		36.585,21	24.692,19	

Notas: * Sólo existen datos para los parques nacionales de El Teide y Timanfaya. Fuente: Elaboración propia, a partir de EUROPARC-España (2006).

Determinación del valor recreativo medio de la visita

Una vez aproximado el número de visitas, procede atribuirles un valor. Atendiendo a los métodos usuales que se emplean para valorar servicios recreativos - que son los de preferencias reveladas, como el coste de viaje, y los métodos de preferencias declaradas, como es la valoración contingente -, dicho valor se corresponde con la disposición a pagar media por visita con fines recreativos. En nuestro caso, la DAP se obtendrá de estudios de caso específicos centrados en las zonas de montaña y, si cabe, roquedos litorales. A falta de éstos, una DAP orientativa se podría estimar a partir de una selección de estudios de caso aplicados a este tipo de zonas, utilizando entonces la técnica de meta-análisis (que se presentaba en el epígrafe 4.1.3). Dada la diversidad de zonas, e incluso ecosistemas, que pueden aparecer en estos estudios, además de los valores medios que puedan deducirse, puede ser prudente aplicar rangos de valores máximos y mínimos.

Aunque no están dirigidos específicamente a áreas de montaña y roquedos, sí pueden encontrarse estudios de caso en los meta-análisis que se citan, como más destacados, en el punto 4.1.3, Loomis (2000), Shrestha y Loomis (2001), Rosenberger y Loomis (2001), Pearce y Pearce (2001), Zandersen (2005) y Loomis (2005). En España no existen muchos estudios de este tipo dirigidos a dar valor a áreas rocosas y de montaña. En Vázquez (2001) se recopilan varios estudios que aplican el método de valoración contingente para identificar disposiciones a pagar de los visitantes a catorce parques españoles, nacionales y naturales. De ellos se infiere una DAP media por uso recreativo equivalente a 9,30 €₂₀₀₅ por visita (8,7 €₂₀₀₅ por visita de mediana). La mayor parte de estos espacios presentan zonas de montaña o roquedos, en mayor o menor medida, si bien abarcan terrenos mucho más diversos. Separando en el trabajo de Vázquez (2001) los estudios de caso que se citan a continuación, en atención a su carácter más bien montañoso, podemos averiguar una DAP media de 6,97 €₂₀₀₅ por visita: Ordesa y Monte Perdido (Pérez *et al.*, 1996, y Pérez y Barreiro, 1997), Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (Riera *et al.*, 1997), la Dehesa del Moncayo

(Rebolledo y Pérez, 1994), Pla de Boavi els Pallars Sobirà (Riera *et al.*, 1994), Monte Aloia (González, 1997); y Posets-Maladeta (Pérez *et al.*, 1998). Atendiendo a la presencia de coladas lávicas, tendríamos los 13 €₂₀₀₅ por visita del Teide (León *et al.*, 1998), y en representación de roquedos litorales, los 11,4-35,8 €₂₀₀₅ por visita que resultan para la Cuenca de Tejeda, Cumbres, Tamadaba (León, 1997).

4.5.3. Asignación territorial del servicio

La representación cartográfica se realizará a nivel polígono o unidad CORINE. Conviene recordar que las zonas de montaña y roquedos representan una extensión muy reducida en comparación con otros tipos de coberturas. No obstante, dado que a estas zonas se les presupone una participación muy modesta en el resto de servicios - salvo tal vez el de provisión de agua -, bien merece aproximar con rigor su valor recreativo.

Habrá que asignar un número de visitantes por hectárea y año en cada polígono, así como una disposición a pagar por visita. El producto de ambos valores permitirá obtener la cifra de valor recreativo que se está buscando. El procedimiento propuesto para estimar el número de visitantes en las áreas de montaña y roquedos ha sido expuesto en el punto anterior, y pretende aplicarse a partir de datos provinciales y locales, complementado, en la medida de lo posible, con encuestas. Sería muy interesante en este sentido poder poner en relación los visitantes a los espacios naturales con los usuarios de casas rurales y campings. Sobre la posibilidad de diseñar funciones de transferencia, cabe remitirse a lo expresado previamente. Adicionalmente, los valores de disposiciones a pagar se podrían matizar en función de los estudios de caso ya realizados, utilizando una técnica de meta-análisis, como ya se ha comentado.

REFERENCIAS

- Arnell, N., Liu, C., Compagnucci, R., da Cunha, L., Hanaki, K., Howe, C., Mailu, G., Shiklomanov, I. y Stakhiv, E., 2001. Hydrology and Water Resources. En: McCarthy, J.J., Canziani, O.F., Leary, N.A., Dokken, D.J. y White, K.S. (eds.). *Climate Change, 2001. Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. World Meteorological Organisation/United Nations Environment Programme. Cambridge University Press, pp.191-233. Australia, 2001.
- Bell, F. W. y Leeworthy, V. R. (1990). Recreational demand by tourist for saltwater beach days. *Journal of Environment Economics and Management* 18(3) 189-205.
- Ben-Akiva, M. y Lerman, S. R. (1985). *Discrete choice analysis: theory and application to travel demand*. Cambridge, Massachusetts: The MIT Press.
- Benson, J. y Willis, K. 1992. *Valuing informal Recreation Benefits on the Forestry Commission Estate*, HMSO, London.
- Bockstael, N. E., Hanemann, W. M. y Kling, C. L. (1987). Estimating the Value of Water Quality Improvements in a Recreational Demand Framework. *Water Resources Research*, 23(5), 951-960.
- Bockstael, N. E., Hanemann, W. M. y Strand Jr, I. E. (1989). Measuring the benefits of water quality improvements using recreation demand models. Benefit analysis using indirect or imputed market methods (Volume II). Washington, D.C.: Environmental Protection Agency.
- Bockstael, N. E., Hanemann, W. M. y Strand, I. E. (1986). Measuring the benefits of water quality improvements in a recreational demand framework. *Water Resources Research*, 23(5), 951-960.
- Bockstael, N. E., Hanemann, W. M. y Strand, I. E. (1988). Benefits from improvements in Chesapeake Bay water quality. Benefit analysis using indirect or imputed market methods (Volume III). Washington, D.C.: Environment Protection Agency.

- Campos, P., Aparicio, A. y Alarcón, J. 1996. Economía sustentable de los espacios naturales: Análisis de la conservación de sistemas silvopastorales en el oeste español. En *Manuales Quercus*, nº 3: Medio natural, desarrollo sostenible y participación social. Instituto de la Juventud - Quercus. 1996.
- Campos, P., Caparrós, A., Montero, G. 2007. Rentas comerciales y ambientales de los Pinares de la Sierra de Guadarrama. Cuartas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Páular.
- Campos, P., Riera, P., 1996. Rentabilidad social de los bosques. *Recursos, Ambiente y Sociedad*, 715:47-62.
- Caparrós, A. y Campos, P., 2002. Valoración de los usos recreativo y paisajístico en los pinares de la Sierra de Guadarrama. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 195, 121-146.
- Caparrós, A., 2000. Valoración económica del uso múltiple de un espacio natural. Análisis aplicado en los pinares de la Sierra de Guadarrama. Tesis Doctoral Universidad Complutense de Madrid.
- Carson, R., Hanemann, W. M. y Wegge, T. (1987). Southcentral Alaska Sport Fishing Economics Study. Report prepared by Jones and Stokes Associates for the Alaska Dept. of Fish and Game.
- Carson, R., Mitchell, R., Hanemann, M., Kopp, R., Presser, S. y Rudd, P., 2003. Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez. *Environmental and Resource Economics*, 25.
- Casey, J.F., Vukina, T. y Danielson, L.F., 1995. The Economic Value of Hiking: Further Considerations of Opportunity Cost of Time in Recreational Demand Models. *Journal of Agriculture and Applied Economics* 27(2), December 1995, 658-668.
- Caulkins, P. P., Bishop, R. C. y Bouwes Sr, N. W. (1986). The Travel Cost Model for Lake recreation: A comparison of Two Methods for Incorporating Site Quality and Substitution Effects. *American Journal of Agricultural Economics*, 68(2), 291.
- Cole, D., 1996. Wilderness Recreation Use Trends 1965 through 1994. Research Paper INT-RP-488. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. 11 p
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van Den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253 – 260
- Creel, M. y Loomis, J. (1992). Recreation value of water to wetlands in the San Joaquin Valley: linked multinomial logit and count data trip frequency models. *Water Resources Research*, 28(10), 2597-2606.
- Croitoru, L., 2007. How much are Mediterranean forests worth? *Forest Policy and Economics* 9: 536–545.
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393–408.
- Desvougues W.H., Smith V.K. y McGivney M.P. (1983). A comparison of alternative approaches for estimation of recreational and related benefits of water quality improvements. Report to the US Environment protection Agency, Washington, DC.
- Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2004. III Inventario Forestal Nacional. Comunidad de Madrid. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- EUROPARC-España, 2006. Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2005. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 160 páginas.
- EUROPARC-España, 2006. Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2005. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 160 páginas.
- Farber, S., Costanza, R. Childers, D.L., Erickson, J., Gross, K. Grove, M., Hopkinson, C.S., Kahn, J., Pincetl, S. Troy, A. Warren, P., Wilson, M. 2006. Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *Bioscience* 56(2): 117-129.
- Feather, P., Hellerstein, D. y Tomasi, T. (1995). A Discrete-Count Model of Recreational Demand. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29(2), 214-227.
- Fix, P., Loomis, J. y Eichhorn, R. (2000). Endogenously chosen travel costs and the travel cost model: an application to mountain biking at Moab. *Applied Economics*, 32. 1227-1231.

- Garrido, A., De Lucio, J.V., Gómez-Limón, J., Múgica, M., 1994. Aplicación del método del coste del viaje a la valoración de La Pedriza, en el Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares en la Provincia de Madrid. En: Azqueta, D., Valoración Económica de la Calidad Ambiental. McGraw-Hill, Madrid, pp. 122-130.
- Garrido, A., Gómez Limón, J., de Lucio, J.V. y Múgica, M., 1994. Aplicación del método del coste del viaje a la valoración de La Pedriza, en el Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares en la provincia de Madrid. En Azqueta, D., 1994, Valoración de la calidad ambiental. McGraw-Hill.
- Garrido, A., Gómez-Limón, J., de Lucio, J.V., Múgica, M., 1994. Aplicación del método del coste de viaje a la valoración de "La Pedriza" en el Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares. En Azqueta, D. (Ed). Valoración económica de la calidad ambiental, 122-130. McGraw Hill, Madrid.
- Garrod, G. y Willis, K.G.(1999). Economic valuation of the environment, Cheltenham: Edward Elgar.
- Gómez Limón, J., Medina, L., Atance, I., Garrido, A., 2002. Los visitantes de la comarca de Doñana. Sostenible, nº4. Fundación Doñana 21.
- Gómez-Limón, J.; de Lucio, J.V. y Múgica, M. De la declaración a la gestión activa. Los espacios naturales protegidos en el Estado español en el umbral del sXXI. Fundación Fernando González Bernáldez. 94 pp.
- Guijarro, J. P. (1986). Contribución a la Bioclimatología de Baleares. Palma: tesi doctoral inèdita, Universitat de les Illes Balears. 282+301 p.
- Haab, T. C., K. E. McConnell (2002). Valuing Environmental and Natural Resources –Econometrics of Non-Market Valuation. Edward Elgar Publishers, EEUU.
- Hackett, Steven. 1998. Environmental and Natural Resources Economics: Theory, Policy, and the Sustainable Society. Armonk, New York: M.E. Sharpe.
- Haeberli, W., Käab, A., Wagner, S., Vonder Mühl, D., Geissler, P., Haas, J.N., Glatzel-Mattheier, H. y Wagenbach, D., 1999. Pollen analysis and ¹⁴C age of moss remains in a permafrost core recovered from the active rock glacier Murtèl-Corvatsch, Swiss Alps: geomorphological and glaciological implications. Journal of Glaciology 45/149, 1-8.
- Hanemann, W. M. (1982). Applied Welfare Analysis with Qualitative Response Models. Department of Agricultural & Resource Economics, UCB. CUDARE Working Paper 241.
- Hanemann, W.M. (1978). A Methodological and Empirical Study of the Recreation Benefits from Water Quality Improvements, Phd dissertation, Department of Economics, Harvard University.
- Hausman, J. A., Hall, B. H. y Griliches, Z., 1984. Econometric models for Count Data with an Application to the Patents-R & D Relationship. Econometrica 52(4), 909-938.
- Hausman, J. A., Leonard, G. K. , McFadden, D. 1995. A utility-consistent, combined discrete choice and count data model Assessing recreational use losses due to natural resource damage. Journal of Public Economics, 56(1), 1-30.
- Herriges, J. A., Kling, C. L. y Phaneuf, D. J. (1999). Corner solution models of recreation demand: a comparison of competing frameworks. Published Herriges, J. A. i Kling, C. L. (Eds.), Valuing recreation and the environment (pp. 163-197). Cheltenham: Edward Elgar.
- Hotelling, Harold (1947). "Letter to the National Park Service," Reprinted in An Economic Study of the Monetary Evaluation of Recreation in the National Parks (1949). U.S. Department of the Interior, National Park Service and Recreational Planning Division, Washington, D.C.
- IET, 2006. Balance del turismo en España 2006. Instituto de Estudios Turísticos. Ministerio de Industria, Turismo y Comercio.
- INE, 2005. Cuenta satélite del turismo en España. Serie 200-2005. Nota de prensa. Instituto Nacional de Estadística.
- Instituto Nacional de Estadística (2007). Encuesta de ocupación en alojamientos de turismo rural.
- Júdez, L., de Andrés, A., Pérez, C., Urzainqui, E., Ibáñez, M., 1998. Evaluation contingente de l'usage récréatif d'une réserve naturelle humide. Cahiers d'Economics et Sociologie Rurales, 48 : 38-60.
- Kaoru, Y., Smith, V. K. y Liu, J.L. (1995). Using Random utility models to estimate the recreational value of estuarine resources. American Journal of agricultural economics, 77(1), 141-151.
- Loomis, J. 2005. Updated outdoor recreation use values on national forests and other public lands. General Technical Report PNW-GTR-658. Portland, OR: USDA, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. En URL: http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw_gtr658.pdf

- Loomis, J. 2005. Updated outdoor recreation use values on national forests and other public lands. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-658. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Loomis, J.B., 2000. Economic values of wilderness recreation and passive use: what we think we know at the beginning of the 21st century. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-15 Vol. 2, 2000.
- Loomis, J.B., 2000. Economic values of wilderness recreation and passive use: what we think we know at the beginning of the 21st Century. In: McCool, Stephen F.; Cole, David N.; Borrie, William T.; O'Loughlin, Jennifer (comps.). Wilderness science in a time of change conference- Volume 2. Proceedings RMRS-P-15-VOL-2. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station
- Loomis, J.B., 2000. Economic values of wilderness recreation and passive use: what we think we know at the beginning of the 21st century. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-15 Vol. 2, 2000.
- MA, 2003. Ecosystems and human well-being. A framework for assessment. Millenium Ecosystem Assessment.
- Maddala, G.S., 1983. Limited-dependent and qualitative variables in econometrics. Cambridge Cambridge University Press.
- Martínez Peña, F., 2003. Producción y Aprovechamiento de *Boletus edulis* Bull.; Fr. en un Bosque de *Pinus sylvestris* L. Serie Técnica. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León.
- Martínez, E., 1996. Manual de Estimación de Pérdidas y Estimación del Impacto Ambiental por Incendios Forestales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- McFadden, D., 1974. The Measurement of Urban Travel Demand. Journal of Public Economics, 3, 303-328.
- McFadden, D., 1981. Econometric models of probabilistic choice. Publicat a Manski, C. F. i McFadden, D. (Eds.), Structural Analysis of Discrete Data with Econometric Applications (pp. 198-272). Cambridge: The MIT Press.
- MMA (Ministerio de Medio Ambiente), 2004. Datos de afluencia. a los Parques. Nacionales. En URL: http://reddeparquesnacionales.mma.es/parques/org_auto/red_ppnn/memoriaRed2003/mem_red_06.pdf. Ministerio de Medio Ambiente. Red de Parques Nacionales.
- MMA (Ministerio de Medio Ambiente), 2007. Visitas a parques nacionales. En URL: http://reddeparquesnacionales.mma.es/parques/org_auto/visitas/parques.htm. Ministerio de Medio Ambiente. Red de Parques Nacionales.
- Morey, E.R., Rowe, R.D. y Watson, M. (1993). A reported Nested-Logit Model of atlantic Salmon Fishing. American Journal of Agricultural Economics, 75, 579-592.
- Morey, E.R., Shaw, W. D. y Rowe, R.D. (1991). A discrete-choice model of recreational participation, site choice, and activity valuation when complete trip data are not available. Journal of Environment Economics and Management, 20(2), 181-201.
- Newbold, P. (1997). Estadística para los negocios y la economía. Madrid: Precint Hall.
- Nicolás, P., Fernández Arroyo, R. y Santa Cecilia, F., 2003. 2º informe del Plan de Ordenación de Recursos Naturales de la Sierra de Guadarrama, Sección Deporte. Universidad Autónoma-Comunidad de Madrid.
- Pagiola, S., von Ritter, K., Bishop, J. 2004. Assessing the economic value of ecosystem conservation. Environmental Department paper no. 101. World Bank.
- Parsons, G. R. y Kealy, M. J. (1995). A Demand Theory for Number of Trips in a Random Utility Model of Recreation. Journal of Environmental Economics and Management, 29(3), 357-367.
- Pearce, D.W. y Pearce, C.G.T., 2001. The Value of Forest Ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, CBD Technical Series No.4.
- Pérez, L., Barreiro, J., Barberán, R., del Saz, S., 1998. El parque Posets-Maladeta. Aproximación económica a su valor de uso recreativo. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie Investigación.
- Phaneuf, D. J., Kling, C. L. y Herr, J.A. (2000). Estimation and Welfare Calculations in a Generalized Corner Solution Model with an Application to Recreational Demand. Review of Economics & Statistics, 82(1), 83-92.
- Prada, A. (Dir) (2001). Valoración económica del patrimonio natural. A Coruña: Instituto de Estudios Económicos Pedro Barrié.

- Riera, A. (2000) Mass Tourism and the Demand for Protected Natural Areas: A travel cost approach, *Journal of Environmental Economics and Management*, 97-116.
- Rosenberger, R.S. y Loomis, J.B., 2000. Benefit Transfer of Outdoor Recreation Use Values. A Technical Document Supporting the Forest Service Strategic Plan (2000 Revision). U.S. Department of Agriculture Forest Service.
- Rosenberger, R.S., Loomis, J.B. 2001. Benefit transfer of outdoor recreation use values. A technical document supporting the Forest Service Strategic Plan (2000 Revision). US Department of Agriculture. Forest Service.
- Ruiz, P., Cañas, J.A., González, J., 2001. Economía ambiental de los parques naturales de Córdoba. Universidad de Córdoba. Diputación de Córdoba. Junta de Andalucía. 280 pp.
- Shrestha, R.K. Loomis, J.B. 2001. Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation. *Ecological Economics* 39: 67-83.
- Small, K. A. y Rosen, H. S. (1981). Applied Welfare Economics with Discrete Choice Models. *Econometrica: Journal of the Econometric Society*, 49(1), 105-130.
- Valenzuela, M., 2003. Turismo y servicios recreativos. En García Delgado, J.L. (director): Estructura económica de Madrid. Civitas-Comunidad de Madrid.
- Vázquez, M.X., 2001. Transferability of recreational benefits from natural areas. Spanish experiences. *MEDIT, Mediterranean Perspectives and Proposals. Journal of Economics, Agriculture and Environment* 1: 45-55.
- Vera, J.F., López Palomeque, F., Marchena, M.J. y Antón, S., 1997. Análisis territorial del turismo. Ariel. Barcelona.
- Walsh R., Loomis, J.B. Gillman, R., 1984. Valuing Option, Existence and Bequest Demands for Wilderness. *Land Economics* 60, 14-29.
- Zandersen, M., 2005. Valuing Forest Recreation in Europe: Time and Spatial Considerations. PhD Thesis prepared within the International Max Planck Research School on Earth System Modelling.

5· Caza y pesca recreativas

5.1. Introducción

5.1.1. Definición del servicio

En estrecha relación con el capítulo anterior, se ha planteado la valoración de una tipología específica de actividades de ocio como son la caza y pesca deportiva y la recogida de productos vivos con fines recreativos. En la bibliografía especializada pocas veces se muestra como una categoría de servicio independiente ya que se le clasifica normalmente como una modalidad de servicio recreativo (Costanza et al., 1997; Turner et al., 2003), pero también como un tipo de producción de alimentos (Farber et al., 2006) o vinculado a la función de hábitat (de Groot et al., 2002; Woodward y Wui, 2001; Brander et al., 2006). Efectivamente comparte características con los servicios recreativos y de producción de alimentos, entre los que se mueve. Es razonable pensar que muchos de los productos obtenidos (bayas u hongos que un excursionista recolecta en un paseo, conejos o truchas cobradas por un cazador o un pescador deportivo) serán consumidos posteriormente, sustituyendo de hecho a los que pueden encontrarse en el mercado, pero es probable que el coste en que ha tenido que incurrir el individuo para su captura o recogida supere al precio del mercado. Esto indicaría que la utilidad percibida por dicho individuo no sólo proviene del consumo de ese producto, sino también (y quizás fundamentalmente) del mismo proceso de su recolección, pesca o caza.

Debe puntualizarse que el carácter recreativo de este servicio está determinado por la intención con que se lleva a cabo. Por eso, la captura o recogida con fines comerciales de productos que, por no ser su reproducción técnica o económicamente viable, sólo pueden ser extraídos directamente del medio en que habitan (pesca comercial, recolección de ciertos moluscos, crustáceos y trufas y otros hongos) se clasificaría en el apartado de producción de alimentos y materias primas (capítulo 2). En el otro extremo puede señalarse la captura o muerte de especies cuyo único interés reside en el mero hecho de su captura (trofeos de caza), lo que señala la vocación puramente recreativa de esa actividad. Atendiendo a ese doble carácter, puede decirse que este servicio se encuentra a caballo entre los servicios de provisión e información (si se sigue la terminología de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio) o de los servicios de producción e información (si se atiende a las categorías de de Groot et al., 2002).

5.1.2. Importancia del servicio en España

Hay dos razones principales por las que se ha decidido no incluir en el apartado de servicios recreativos estas actividades de ocio en la naturaleza. En primer lugar, los servicios recreativos (en general) se consideran valores de uso directo no consuntivos porque no implican la extracción de productos de los ecosistemas, mientras que la caza y pesca deportivas sí tienen carácter consuntivo¹ (Pagiola et al., 2004) ya que, por ejemplo, la tasa de capturas determina el valor del activo para este servicio. En segundo lugar, permite poner de relieve la importancia de esta forma particular de

¹ Como ilustración de su carácter consuntivo, puede mencionarse el trabajo para Estados Unidos de Coleman *et al.* (2004), quienes calcularon que la pesca deportiva en aguas marinas extrae el 4% del pescado capturado anualmente en este país y hasta el 23% del total de las especies con un cierto riesgo de sobreexplotación.

recreo en nuestro país. Así, el Anuario de Estadística Agroalimentaria más reciente (MAPA, 2004) contabilizó 1.157.969 licencias de caza y 667.655 licencias de pesca para el año 2003² y más de 30.000 parcelas dedicadas a la caza (CUADRO 89). De acuerdo con esta fuente, ese mismo año se extrajeron de los ecosistemas continentales españoles más de 19.000 toneladas de piezas de caza y 6.000 de pesca, fundamentalmente de especies como el jabalí, ciervo, liebre, conejo, perdiz, trucha y cangrejo (CUADROS 90 y 91) Estas cifras dan una idea de la importancia de algunas de estas actividades recreativas al aire libre en España.

CUADRO 89. Terrenos sometidos a régimen especial (caza) en España, 2003

Número	Refugios de caza	Reservas de caza	Cotos				Terrenos de caza controlada	TOTAL
			Nacionales	Locales	Sociales	Privados		
	131	47	4	387	41	31.257	88	31.955

Fuente: MAPA (2004).

CUADRO 90. Peso y valor de las piezas cobradas (caza) en España, 2003

Especie	Miles de piezas	Peso medio (kg/pieza)	Peso total (t)	Precio (€/pieza)	Valor (M€)	Ingresos complementarios (M€)
Ciervo	59,5	66,23	3.940,61	197,92	11,776	19,779
Jabalí	119,4	44,69	5.335,72	78,08	9,322	6,387
Otra caza mayor	29,8	30,03	893,90	111,88	3,330	2,077
Liebre	1.133,6	1,86	2.104,92	7,80	8,839	5,284
Conejo	4.173,4	0,95	3.950,26	3,66	15,295	6,710
Otra caza menor (mamíferos)	137,8	5,82	801,67	10,78	1,485	0,043
Perdiz	3.062,4	0,50	1.532,45	6,39	19,571	33,371
Codorniz	1.237,4	0,13	158,57	0,99	1,231	4,671
Otra caza volátil	5.380,6	0,22	1.185,42	0,99	5,344	8,164
TOTAL	15.333,8	-	19.903,53	-	76,191	86,488

Nota: la columna de ingresos complementarios contiene una estimación de los ingresos percibidos por la utilización cinegética de las tierras, con exclusión del valor de las piezas cobradas. Fuente: MAPA (2004).

CUADRO 91. Peso y valor de las piezas capturadas en aguas continentales (pesca deportiva) en España, 2003

Especie	Miles de piezas	Peso total (t)	Peso medio (kg/pieza)	Precio (€/pieza)	Valor (M€)
Salmón	1,9	13,8	7,096	88,60	0,172
Trucha	10.547,2	1.687,9	0,160	1,10	11,624
Cangrejo	13.545,2	614,0	0,045	0,07	0,975
Otras especies	32.372,8	4.213,3	0,130	0,07	2,404
TOTAL	56.467,1	6.529,0	-	-	15,175

Fuente: MAPA (2004).

² Esas cifras absolutas contrastan con la tendencia en el pasado reciente, que tanto para la caza como para la pesca deportiva indican que el número de licencias ha descendido de forma sostenida a lo largo de 13 años (el número de licencias de caza en 1990 era de 1.443.514, y el de licencias de pesca 851.053) (MAPA, 2004).

La distribución de esta actividad por la geografía española y por las diferentes coberturas CORINE es desigual. Las zonas agrícolas y zonas forestales con vegetación natural y espacios abiertos (clases CORINE 2 y 3) son sin duda las más aptas para la caza, probablemente con una mayor especialización de las primeras en caza menor y de las segundas en caza mayor. Por comunidades autónomas, Andalucía, Castilla y León, Castilla-La Mancha y Extremadura son las regiones que concentran un mayor número de terrenos dedicados a la caza (MAPA, 2004). La pesca deportiva está necesariamente asociada a algunas categorías de la clase 4 (zonas húmedas) y a la clase 5 (superficies de agua) de CORINE y es previsible que existan diferencias entre la practicada en aguas dulces y marinas.

5.1.3. Revisión de metodologías

Como se ha comentado anteriormente, la capacidad del territorio de alojar actividades como la caza, la pesca deportiva y la recolección recreativa de productos vivos es un servicio que comparte características con el recreativo y con la producción de alimentos y materias primas. Es posible pensar, siguiendo ese planteamiento, que esa dualidad se corresponde con diferentes maneras de abordar su valoración, como de hecho reconoce la bibliografía. En este sentido, puede mencionarse en primer lugar la revisión de de Groot et al. (2002), donde se indica que las técnicas de valoración más comunes en los servicios recreativos y de turismo en los más de 100 estudios de caso empleados por Costanza et al. (1997) son la valoración de mercado directa (entendida como valor añadido: precio de mercado menos costes de trabajo y capital) y la valoración contingente, seguidos del coste del viaje, el factor de producción y los precios hedónicos. Por su parte, Farber et al. (2006) señala que el coste del viaje y la valoración contingente son los métodos más adecuados de valoración económica de los servicios recreativos. En esas líneas sugeridas por la bibliografía más general sobre valoración de los servicios de los ecosistemas se avanza a continuación.

La caza y la recogida de setas como rentas de producción del capital natural

El territorio cumple una función de hábitat de especies que pueden ser extraídas o recolectadas con fines recreativos. El carácter consuntivo de estas actividades permite afirmar que la caza, la pesca deportiva y la recolección recreativa de productos vivos en la naturaleza son también un servicio de producción de los ecosistemas. Desde este punto de vista, lo que se valora es la capacidad de los ecosistemas de generar rentas económicas que puedan ser percibidas por los propietarios de las parcelas, algo ya indicado por el CUADRO 92, que informa que la caza en España generó en 2003 86,5 millones de euros en forma de ingresos complementarios pagados a los propietarios de las tierras. De hecho, se argumenta que el alquiler de terrenos agrícolas con fines cinegéticos es una opción atractiva para los propietarios de explotaciones cuya rentabilidad está amenazada por los cambios en la Política Agrícola Común (PAC), como muestran el estudio de caso del delta del Rhône (costa mediterránea de Francia) de Mathevent y Mesleard (2002). Esta alternativa de valoración es en principio tanto más factible cuanto mejor estén definidos los derechos de propiedad y los mecanismos de asignación eficiente, lo que determina la aparición de precios de mercado. Previsiblemente esto es más común para la caza, aunque los derechos de pesca y de

recolección de productos vivos (como las setas) también pueden estar administrados de esa manera.

En España, el trabajo del Instituto de Economía y Geografía (IEG) del CSIC ofrece algunas ideas sobre la consideración de la caza y la recogida de setas como rentas del capital. El marco de análisis de las Cuentas Económicas Agroforestales (CAF) (Campos y Caparrós, 2006; Caparrós et al., 2003; Caparrós et al., 2001), diversas publicaciones referidas a una misma masa de pinar de la Sierra de Guadarrama (Madrid) valoraron los recursos cinegéticos por medio de precios de mercado (con matices). Para ello, se establecieron las cantidades de corzo y jabalí extraídas anualmente a partir de información sobre capturas medias de estas especies, a las que se imputó un precio por unidad procedente de áreas relativamente similares por no existir un precio para la zona de estudio (el acceso es libre para los cazadores en ese lugar). Como se ve en el CUADRO 92, el valor obtenido de esta manera por la caza es bajo en comparación con otros servicios, algo aparentemente debido a las restricciones impuestas por la Administración pública. Los autores argumentan además que esas rentas están normalmente infravaloradas por la práctica generalizada entre las asociaciones de cazadores locales de consumir la renta de la caza en forma de donación implícita de los propietarios, tanto públicos como privados. Como valores de contraste ofrecidos por los mismos autores pueden mencionarse la cifra de 15 € ha⁻¹ de precio de arrendamiento para caza obtenida en una encuesta a propietarios forestales de los Sistemas Central e Ibérico (Campos, Martínez y Roselló, 2003, en Campos et al., 2007) o la renta de 37 €₁₉₉₈ ha⁻¹ hallada en un alcornocal en Monfragüe (Campos et al., 2006).

La valoración de la recogida de setas en los trabajos del pinar de la Sierra de Guadarrama es un apartado algo más complejo debido a la doble naturaleza (comercial y recreativa) de la actividad. La solución adoptada en Campos et al. (2007) consistió en considerar la existencia de dos tipos de recolectores (locales y foráneos) y asumir que sólo los segundos perciben un beneficio recreativo. En la práctica, esto significó que aunque la valoración del servicio fue realizada a partir de precios de mercado (y un dato de producción de dos especies de *Boletus* traído de pinares similares en Soria), se dedujo el valor comercial de las setas de la DAP por motivos manifestada por los visitantes para obtener el valor recreativo neto de las visitas.

CUADRO 92. Producción total de un pinar en estado estacionario representativo de la Sierra de Guadarrama

Clase	Unidad	Cantidad (uds ha ⁻¹)	Precio (€ ₁₉₉₈ ud ⁻¹)	Valor (€ ₁₉₉₈ ha ⁻¹)	Valor (€ ₂₀₀₂ ha ⁻¹)
Madera				456,3	569,9
Crecimiento	m ³ cc	2,5	90*	146,3	182,7
Corta	m ³ cc	2,5	124	310,0	387,19
Pastoreo	UF	146	0,08	12,3	15,36
Caza				2,9	3,62
Corzo	Res	0,0028	390,66	1,1	1,37
Jabalí	Puesto	0,0382	48,08	1,8	2,25
Autoconsumo	ha	1	368,8	368,8	460,63
Setas	kg	6,8**	3,6	24,4	30,48
Carbono	t C fijado	0,33	20	6,5	8,12

Clase	Unidad	Cantidad (uds ha ⁻¹)	Precio (€ ₁₉₉₈ ud ⁻¹)	Valor (€ ₁₉₉₈ ha ⁻¹)	Valor (€ ₂₀₀₂ ha ⁻¹)
	neto				
Recreativo	Visitas	15	11,19	167,9	209,71
Conservación	Visitantes	3	11	33,0	41,22

Notas: * Para estimar el valor del crecimiento anual de la madera comercial se ha descontado al 3 % el precio en pie de la madera en función de los años que faltan para cortarla en cada clase de edad.

** Considera únicamente el 80 % de la producción recolectada en el estudio de Martínez (2001) para permitir la regeneración de las setas. Fuente: Campos et al., 2007.

La dimensión recreativa del servicio: medidas de excedente del consumidor

El cálculo de excedentes del consumidor, ya sea por medio de métodos de preferencias reveladas o declaradas es la segunda alternativa de valoración identificada, que subraya además el carácter recreativo del servicio. Estas metodologías son sin duda relevantes: el meta-análisis de Brander et al. (2006), referido específicamente a la caza y pesca deportiva encontró 190 ejercicios de valoración en zonas húmedas en todo el mundo en los últimos 25 años y concluyó que los procedimientos más comunes para la valoración del servicio caza y pesca recreativas son el coste del viaje y la valoración contingente. Por ello, pueden destacarse nuevamente los ya mencionados trabajos de Rosenberger y Loomis (2001) y Loomis (2005) (ver epígrafe 4.1.1. sobre servicios recreativos), en los que destaca la gran cantidad de estudios (321) y estimaciones (425) recogidas para caza y pesca deportiva y en comparación otras formas de recreo en la naturaleza³. El CUADRO 93 muestra valores promedios resultantes de estas revisiones para las actividades consideradas en este apartado. En la misma línea de estudios de corte meta-analítico cabe mencionarse también la revisión de Kacmierczak (2001) de servicios de caza y pesca en humedales costeros y continentales en los Estados Unidos.

Por su parte, la recogida de productos vivos es una categoría no contemplada en los trabajos anteriores. Reconociendo su ausencia, Starbuck et al. (2004) llevaron a cabo una aplicación del modelo de coste del viaje a las actividades de recogida de bayas y setas en el Bosque Nacional de Gifford Pinchot, en el sudeste del estado de Washington (EE.UU.) que ofrece una estimación del excedente del consumidor de 33,98 €₂₀₀₅ [36,06 US\$₂₀₀₃] por visita y día, lo que señala la aplicabilidad de estos métodos para valorar esta tipología específica del servicio.

CUADRO 93. Excedente del consumidor medio por día de actividad y persona según estudios de demanda recreativa

	Nº de estudios	Nº de estimaciones	Media	Mediana	Error estándar de la media	Rango de estimaciones	Rango de estimaciones
Rosenberger y Loomis (2001) 1967-1998							
	[€ ₁₉₉₆]				[€ ₁₉₉₆]		[€ ₂₀₀₅]
Caza mayor	35	177	34,48	29,79	1,77	3,69 – 167,00	4,78–216,26
Caza menor	11	19	28,51	22,13	7,64	2,77 – 151,89	3,59–196,7

³ Teniendo en cuenta además que en esa recopilación no se puso el énfasis en el apartado de pesca deportiva por la existencia de otra recopilación de 1.676 estimaciones (101 estudios) específica de esa actividad desarrollada por el Servicio de Pesca y Vida Salvaje de los Estados Unidos (Boyle *et al.*, 1998), que puede verse en [URL: <http://www.indecon.com/fish/>]

	Nº de estudios	Nº de estimaciones	Media	Mediana	Error estándar de la media	Rango de estimaciones	Rango de estimaciones
Caza de aves acuáticas	13	59	25,25	14,54	3,24	1,73 - 114,07	2,24-147,72
Pesca	39	122	28,67	16,13	2,73	1,38 - 168,48	1,79-218,18
Loomis (2005) 1967-2003 [€₂₀₀₄]			[€₁₉₉₆]			[€₂₀₀₅]	
Caza	192	277	37,72	-	1,77	2,09 - 201,72	2,15-207,97
Pesca	129	177	37,92	-	3,87	1,67 - 447,68	1,72-461,56

Nota: valores originales en US\$₁₉₉₆ (Rosenberger y Loomis, 1996) y US\$₂₀₀₄ (Loomis, 2005). La conversión a € se ha hecho por medio de la tasa de cambio media US\$/€ de los años correspondientes (Fuente: Reserva Federal de los EE.UU.). Fuente: Rosenberger y Loomis (2001); Loomis (2005).

Consideraciones adicionales

En esta introducción se han expuesto las dos alternativas de valoración del servicio caza, pesca deportiva y recolección recreativa de productos vivos señaladas por la bibliografía (rentas de producción y estimaciones de excedente del consumidor por métodos de preferencias declaradas y reveladas), que se corresponden con el doble carácter (productivo y recreativo) del servicio. Como conclusión puede sugerirse la idea de Whitten y Bennet (2002) quienes, para calcular el VPN de un área de caza de patos en el sur de Australia, hicieron una suma actualizada de los beneficios percibidos por los cazadores (excedente del consumidor estimado por coste del viaje) y por los propietarios del área de caza (excedente del productor calculado a partir de la tarifa de entrada). Siguiendo ese razonamiento, cabría interpretarse que las dos metodologías presentadas serían complementarias y que cada una de ellas estaría ofreciendo una parte (excedente del consumidor y excedente del productor) del valor total de estas actividades de recreo al aire libre.

5.2. Caza mayor y menor en zona de bosque

5.2.1. Definición del servicio

Antes de pasar a aspectos relacionados con la valoración de este recurso, es preciso dar algunas cifras que muestren su importancia. Desafortunadamente no se dispone de una estadística completa de cotos de caza y de la superficie que abarcan, pero se intuye que es superior a toda la superficie forestal de España. A pesar de estas limitaciones estadísticas, en el CUADRO 94. se muestran algunos datos, referidos a número de capturas y el valor que el Anuario de Estadística Agraria (AEA) y desde el año 2005 el Anuario de Estadísticas Forestales (AEF) le imputan.

CUADRO 94. Datos básicos sobre la caza en España					
Modalidad	2000	2001	2002	2003	2005
Caza menor: número de capturas	16.870,784	17.735,881	16.110,576	15.125,098	11.596,685
Caza mayor: número de capturas	169.005	224.901	216.282	208.653	261.668
Caza menor: valor de las capturas (€)	55.454,830	57.870,395	63.061,410	51.763,634	45.719,369
Caza mayor: valor de las capturas (€)	27.260,655	29.955,069	30.771,890	24.427,830	27.987,942
Fuente: Elaboración propia a partir de datos proporcionados por el AEA (2000-2003) y el AEF (2005)					

Es preciso señalar que a la hora de la valoración se va a considerar este output como independiente de otros bienes y servicios asociados a las masas forestales. Es decir, el ejercicio de la actividad cinegética no interfiere con otros valores de uso y no uso existentes en la zona objeto de estudio. Esta simplificación supone, por ejemplo, que observar la fauna cinegética sin proceder a su caza no se considera una actividad cinegética. En definitiva, el uso recreativo no guarda relación con el uso cinegético, aunque, como se ha señalado en el epígrafe 5.1.1 algunos autores lo tratan conjuntamente.

En cuanto al servicio caza existen en principio dos alternativas a la hora de efectuar la valoración. Una de ellas sería en base a las rentas obtenidas de su producción y la otra según las estimaciones del excedente del consumidor. Como se abordará en el siguiente epígrafe, el método empleado en este ejercicio de valoración se centrará en el primero de ellos. La justificación atiende fundamentalmente a la imposibilidad de conseguir informaciones referidas al excedente del consumidor en otros cotos de caza en España.

Una forma sencilla de efectuar la valoración sería por diferencia entre los ingresos y gastos asociados a un determinado coto. Sin embargo, otros autores parten de otra idea: valorar los cotos de caza según el número de piezas cobradas y el valor, dentro de un mercado deportivo, de cada una de ellas (Covisa, 1998). Incluso hay autores (Montoya, 1995) que han generalizado este método para hacer estimaciones del valor de la caza a nivel agregado, a través de ciertas equivalencias entre especies, lo que conlleva evidentes dificultades motivadas por la estimación de ciertos datos imprescindibles para realizar la valoración.

Metodología seleccionada para el ejercicio VANE

A la hora de realizar la valoración del recurso cinegético es preciso tener en cuenta las relaciones entre la propiedad de los sistemas forestales y los individuos que realizan el ejercicio de la caza. Estas relaciones pueden orientar cómo resolver el ejercicio de valoración para este output. Así, la propiedad puede arrendar temporalmente unos derechos para la actividad cinegética a un cazador, o bien puede efectuar el arrendamiento a una sociedad intermedia, los cotos de caza, y éstos son los que gestionan el disfrute de esta actividad. Además, también podría disfrutar de este recurso por entero. En este último caso la valoración podría realizarse midiendo los ingresos que deja de percibir a cambio de tener la exclusividad en el disfrute de la caza, o bien calculando el autoconsumo ambiental de dicho propietario para esta actividad. Nótese que esta última opción no es factible si no se realizan encuestas a los propietarios, tarea que en principio no ha sido contemplada en el ejercicio VANE.

Por lo tanto, para realizar la valoración una opción sería contabilizar los ingresos que recibe la propiedad, vía cotos de caza. Esta sería la alternativa que anteriormente se ha definido como una valoración de mercado directa, y se asume que en el pago que se realiza va implícito de alguna forma un valor recreativo. Por ejemplo, en algunos países están cuantificado estos ingresos por ha, y en el caso de Dinamarca se alcanzan

como promedio los 50€/ha durante el período 1998-2000, llegando incluso en algunos montes a duplicar esta cifra (Melby et al., 2006). En definitiva, se utilizaría el mismo esquema que se ha tomado por ejemplo para la realización del ejercicio de valoración en los productos ganaderos. Se asume el canon de arrendamiento (en este caso los ingresos motivados por permisos o tarifas) como la base para realizar la valoración, con independencia de otros valores añadidos. Sin embargo, es preciso destacar que este modo de realizar la valoración presenta generalmente unos valores muy inferiores a los de mercado si el propietario realizara una subasta directa a posibles cazadores interesados (Campos et al., 2007).

Por otro lado, es preciso señalar que la renta de capital obtenida se encuentra en numerosas ocasiones subvalorada por la práctica generalizada entre las asociaciones de cazadores locales de consumir la renta de la caza en forma de donación implícita de los propietarios, tanto público como privado. Es muy posible que una subasta libre de la caza de una determinada especie de caza mayor ofreciese una cuantía de la renta del propietario del pinar varias veces superior a la renta cinegética estimada en este trabajo.

Una forma de realizar la valoración similar sería utilizar la información relativa a los pagos realizados por particulares para adquirir permisos para cazar. Como muchas veces estos pagos están vinculados a un determinado animal, o grupo de animales, se puede establecer un cierto valor de mercado por cada unidad cinegética. Sin embargo, es preciso resaltar que el conocimiento en España sobre el funcionamiento de estos mercados es todavía muy limitado. Se han obtenido algunos datos de mercado en la zona objeto de este estudio, pero se han considerado claramente insuficientes para realizar a partir de ellos la valoración. Precisamente estos datos difieren notablemente de los publicados en el Anuario de Estadística Agraria del año 2004 (MAPA, 2005), que se refieren al número de piezas a nivel provincial y su valor. Se pudiera pensar en utilizar el valor aportado en esta publicación para obtener un valor en cada coto multiplicando el número de animales abatidos, según especie, por el valor unitario de cada una de ellas. Con ese valor por coto, rápidamente se podría obtener un valor por unidad de superficie. Sin embargo, además de las diferencias con los valores de mercado, no se ha utilizado esta información por los siguientes motivos:

- La estadística sólo distingue venados y jabalíes. Gamos, muflones y corzos van en un apartado denominado “otra caza mayor”.
- Los valores promedio de algunas provincias es exactamente el mismo que en el año anterior.
- Inconsistencias en los datos provinciales. A título de ejemplo, se ha comprobado cómo el valor promedio de una pieza cinegética cobrada en una provincia (i.e, un jabalí) presenta un valor muy superior al de otra especie cinegética con un valor unitario generalmente mayor (i.e el venado) en una provincia limítrofe. Estos valores no concuerdan en absoluto con los datos de mercado que obran en nuestro poder.

Estas razones no han sido óbice para que se hayan empleado en la valoración que acompaña al III IFN (Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2004), asumiendo que esos datos se corresponden a precios de mercado. Al final con esta metodología se muestra un valor homogéneo no a nivel provincia, sino a nivel estrato. Teniendo presente esta forma de realizar la valoración, una modificación a este procedimiento sería calcular un valor por pieza abatida. Para ello se debería conocer el número y el sexo de las piezas cobradas por coto, y la cantidad pagada por cada una de ellas. Dado que para este último dato no existe información fiable, una alternativa podría ser imputar los precios asociados a los permisos por abatir una determinada pieza en una Reserva Nacional de Caza (RNC) o Reserva Regional de Caza (RRC). Estos permisos, cuyo coste es la suma de dos tipos de cuotas, se pudieran asimilar a un “proxy” del valor de esa pieza en el mercado, aunque en la realidad el precio es inferior a lo que se paga por una pieza similar en un coto privado.

Como se ha comentado, la otra vía para realizar la valoración sería a través de la determinación del excedente del consumidor, generalmente ligado en este caso al pago por el derecho de ejercer la actividad cinegética. Este derecho, en principio, no está vinculado a una garantía en cuanto al número y calidad de las piezas cobradas. Existe a nivel mundial una literatura relativamente abundante al respecto, pero no se puede decir lo mismo de la realidad española. De hecho, como se ha comentado, no se conocen ejercicios de valoración contingente o del coste del viaje que se hayan aplicado a un caso cinegético. Por último, es preciso destacar la existencia de una encuesta del año 1985 (Metra 6, citada en López Ontiveros y García Verdugo, 1991) donde se ha calculado la renta generada por la caza según Comunidad Autónoma. No se ha acudido a la fuente original, ni por tanto se ha comprobado qué metodología se ha seguido, pero a título meramente ilustrativo se han capitalizado estos valores al año 2005 obteniéndose un valor promedio para toda España superior a los 33€/ha.

Hipótesis contempladas y Fuentes utilizadas

En este subapartado se pretende reseñar tanto las hipótesis que se han introducido para realizar el ejercicio de valoración, como las fuentes de información utilizadas. Las hipótesis se describen a continuación:

- En el caso de que se utilicen para la valoración los ingresos por el arrendamiento de los cotos, éstos se consideran netos. El mismo razonamiento se realiza con el precio de los permisos en RNC/RRCs.
- Las producciones cinegéticas se asocian unívocamente a los cotos de caza
- No se dispone de informaciones relativas a la modalidad de caza empleada, por lo que la valoración será según la especie cinegética, no según la modalidad de caza empleada.
- Tampoco se conocen características de los cotos que pudieran inducir a otorgarle otro valor, según el aprovechamiento cinegético realizado. Por ejemplo, la tipología de las piezas cobradas será muy diferente si se trata de fincas abiertas o cerradas.
- Cuando existen estadísticas provinciales de capturas, se asumen que son en efecto piezas cobradas.

- Se considera este valor en zonas protegidas, a excepción de que se prohíba la caza explícitamente.

La primera hipótesis hace referencia a que no es posible diferenciar un valor asociado a la zona poblada con pino albar de las superficies del coto no cubiertas con esta especie. Por otro lado, se considera como único ingreso el relativo al canon de arrendamiento, y no se imputa ningún coste adicional (de mantenimiento, de personal, etc.).

Además, existen notables diferencias en la forma de gestionar los cotos que sin duda pueden afectar en el aprovechamiento económico del mismo (Carranza, 1999). El que un manejo sea más intensivo o más extensivo tendrá repercusiones a la hora de realizar la valoración de un coto. Sin embargo, como se ha comentado en las hipótesis arriba dispuestas, no se dispone de estas informaciones. En relación a las estadísticas provinciales, parece que en algunos casos la información procede de los Planes Técnicos de caza de los distintos cotos. Es decir, sería un límite superior de lo que se caza. En la realidad no se suelen alcanzar estas cifras.

Con respecto a la última hipótesis, es preciso tener en cuenta que algunos montes están incluidos en ENPs y otro tipo de zonas protegidas, lo que en principio puede implicar restricciones para la caza. En este sentido, al no disponer de datos empíricos que muestren cambios en la cuota de arrendamiento al modificarse la legislación sobre estos espacios, esta cualidad no se ha incorporado al análisis, lo que supone asumir que estas restricciones no afectan al precio asociado al arrendamiento de los cotos. Se podría hacer la hipótesis de que en los costes de gestión de las zonas protegidas (epígrafe 2.10.2) estaría implícita o explícitamente incorporado este coste de oportunidad. En el CUADRO 95 se recogen las fuentes utilizadas para realizar el ejercicio de valoración en la zona de estudio.

CUADRO 95. Fuentes de Información utilizadas

Fuente	Año	Informaciones
Delegaciones Provinciales de Medio Ambiente de las CC.AA	2007-2008	Listado cotos, canon de arrendamiento en los distintos cotos, número de capturas, capas SIG de los cotos
Periódicos, Boletines Provinciales, páginas web de distintas Consejerías Autonómicas	varios	Informaciones sobre subastas en distintos cotos
Expertos en gestión cinegética (Carranza, 2008)	2008	Diversas informaciones sobre los ciervos en el Sur de España: trofeos abatidos, ratios, etc.

Fuente: Elaboración propia.

Descripción de la metodología empleada

La metodología empleada difiere según las piezas cobradas sean de caza menor o de caza mayor. A continuación se diferenciarán ambos casos.

CAZA MENOR

La metodología se basa en contabilizar los ingresos (canon de arrendamiento) que se han obtenido en cada coto. Estos ingresos se han dispuesto únicamente para dos

provincias (Ávila y Segovia). Inexplicablemente no se han conseguido estadísticas en otras provincias. Aún así se ha estimado oportuno utilizar los resultados de estas dos provincias para transferir el valor correspondiente. Del estudio de los arrendamientos de 160 cotos en Castilla y León se ha obtenido un valor medio de 3,04€/ha. El procedimiento ha sido el siguiente: primero se ha seleccionado la información de los arrendamientos de los cotos asociados al área de estudio. A continuación se han homogeneizado todos los datos de arrendamientos disponibles a valores del año 2005. Dado que en las capturas de ninguno de ellos había piezas de caza mayor, a excepción del jabalí, se utilizará este valor para cualquier coto donde se hayan capturado estas piezas, y con independencia de la CC.AA. donde esté situado.

Para valorar este recurso en principio no se va a distinguir entre las distintas especies cinegéticas que habitualmente se consideran dentro de este concepto, que como es sabido engloba a animales de pequeño tamaño. Es decir, no se diferenciará entre piezas como la perdiz, la tórtola, las aves acuáticas, el conejo o la liebre. Por otro lado, en aquellos cotos donde, además de caza menor, se hayan cobrado jabalíes y ninguna otra pieza de caza mayor, se otorgará el mismo valor que si no existieran capturas de esta especie.

Lógicamente, este procedimiento parte de la existencia de una capa SIG con los cotos a nivel provincial. Si no fuera el caso se ponderará ese valor por el ratio entre la superficie de los cotos que a nivel Comunidad Autónoma caen dentro de la superficie que CORINE adjudica a los terrenos forestales y la superficie total forestal de esa Comunidad Autónoma, según CORINE. Ese ratio, siempre que sea menor que la unidad, multiplicará al valor otorgado a la caza menor, y se imputará a toda la superficie forestal de la provincia. Si no se dispusiera de la información relativa a la citada superficie de los cotos a nivel autonómico, se empleará el ratio promedio, calculado de igual forma, entre todas las provincias del Estado que dispongan de esta información. Si el ratio fuera superior a la unidad se le otorgará el valor medio anteriormente descrito (3,04€/ha).

CAZA MAYOR

La metodología sugerida para la caza menor no se puede aplicar a la caza mayor, debido a la ausencia de datos referidos a los arrendamientos en este tipo de cotos. En este caso es preciso acudir a las capturas de especies de caza mayor declaradas en los distintos cotos. La metodología se basa en otorgar un valor a cada pieza capturada dependiendo de circunstancias como la especie, el sexo o el valor de cada especie. Este valor se obtendrá, como se explicará más adelante, a partir de las informaciones sobre sorteos y subastas acaecidas en Reservas Nacionales o Cotos Regionales de caza. Conviene aclarar que no se ha dispuesto de una información homogénea para toda España de cotos, capturas en cada coto y sexo de las capturas. Esto influirá en la denominación de provisionales a algunos parámetros que se mostrarán en este apartado.

La especie cinegética (corzo, ciervo, cabra montés, gamo, muflón, arruí) será un dato conocido. Lo siguiente será conocer, según cada especie, el número de machos y

hembras que se han cazado por coto. Aquí pueden encontrarse con distintas posibilidades. La primera sería si existe esa información referente a las capturas a nivel provincial. En ese caso se aplicaría ese ratio para contabilizar los machos y hembras que se han cazado. Si no existiera la información anterior a nivel provincial se imputaría el ratio que existe en el conjunto de cotos donde se cobre la especie analizada a nivel nacional. Una estimación de este ratio, provisional a falta de computar las capturas de numerosas provincias se muestra en el CUADRO 96.

En cuanto al valor, sería preciso conocer, además de las cuotas fijadas en los sorteos en Reservas Nacionales/Regionales de Caza, cuál sería el trofeo medio según CC.AA., categoría y especie. Esta información resulta imprescindible, ya que la valoración de cada pieza está en función de los puntos CIC (International Council for Game and Wildlife Conservation). Sin embargo, no se encuentran fácilmente estadísticas que contengan estas informaciones. Únicamente se ha conseguido otorgar un valor medio al venado gracias a las informaciones proporcionadas por un experto (Carranza, 2008) y que se corresponden a 3.481 ciervos cazados en el Sur de España entre 1999 y 2007. Con estas informaciones y la ficha de homologación disponible en la Junta Nacional de Homologación de Trofeos, organismo dependiente de la Federación de Caza⁴, se ha conseguido una puntuación promedio para esta especie.

CUADRO 96. Fuentes: Ratios entre hembras y machos (ratio h/m) para piezas cobradas en las provincias de Albacete, Ciudad Real y Toledo

Pieza	Número	ratio h/m
Ciervo macho	37768	
Ciervo hembra	39568	1.05
Corzo macho	2185	
Corzo hembra	511	0.23
Gamo macho	3245	
Gamo hembra	3432	1.06
Muflon macho	5089	
Muflon hembra	5111	1.00
Cabra macho	236	
Cabra hembra	142	0.60
Arrui macho	74	
Arrui hembra	94	1.27

Fuente: elaboración propia a partir de los datos proporcionados por las Delegaciones Provinciales de Medio Ambiente de cada Comunidad Autónoma

Sin embargo, las categorías asociadas a estos sorteos discriminan las piezas según el trofeo esperado. Es decir, que esa puntuación promedio no implica que no se cobren trofeos o inclusive medallas. Se ha establecido para una especie, el ciervo, y una CC.AA.

⁴ <http://www.fedecaza.com>

(Andalucía) una relación que vincula el valor de la pieza con la categoría y la puntuación del trofeo⁵, dado que se otorga un valor al trofeo en función de los puntos que logre. Con este manual (Egmasa, 2007) y las informaciones proporcionadas por la referencia anteriormente citada (Carranza, 2008) se llega a los datos recogidos en el CUADRO 97.

CUADRO 97. relación entre las capturas y la puntuación del trofeo de venado

Categoría	Explicación	% capturas	Puntos CIC ciervo
Trofeo	Animales calificados como trofeos	14,51	154
MSE	Animales representativos o selectivo especial	7,76	125
MSN	Resto de machos	77,73	112

Fuente: elaboración propia a partir de los datos de Carranza (2008) y Egmasa (2007)

Dado que no se han conseguido estudios similares para las otras especies de caza mayor, se ha supuesto que las citadas especies cuando se capturan presentan una distribución porcentual según categoría igual a la mostrada en el CUADRO 97. Es decir, se asume, por ejemplo, que el 14,51% de las capturas en corzos, gamos, muflones, etc. presentan la categoría de trofeos.

En definitiva, una vez conocidas las capturas de sexo masculino, se dispondrá el porcentaje correspondiente de capturas según categoría y se le imputará un valor para cada pieza cobrada, en función de las informaciones recogidas en el CUADRO 99. En este CUADRO⁶ ya aparecen los datos finales, resultado de las normativas de cada CC.AA. y de aplicar factores de ponderación en función de los puntos que aparecen para el venado en el CUADRO 97 y su correspondiente valor en Andalucía. También se han actualizado/capitalizado al año 2005 los valores, según especie cinegética y CC.AA. que aparecen en el CUADRO 97, a excepción de las CC.AA. donde exista constancia que no se han modificado. Si no existieran informaciones de la CC.AA. a la que pertenece el coto que se está analizando, se tomará el valor promedio para toda España, según especie. Estos valores promedios también están recogidos en el CUADRO 99. Por último, el jabalí se tendrá en cuenta cuando el coto analizado sea exclusivamente de caza mayor, aplicándose el valor que se recoge en el CUADRO 99.

⁵

http://www.egmasa.es/user/Monterias07/TARIFAS_Y_NORMAS_GENERALES_DE_MEDICION_EN_VERDE.pdf

⁶ Es preciso hacer constar que se han tomado como similares los conceptos MSE a caza selectiva de machos y MSN a caza selectiva variada (ver CUADRO 99)

CUADRO 99. Valores por pieza, según categoría, cuota y CC.AA.

CC.AA.	Categoría	Cabra Montés	Ciervo	Gamo	Muflón	Rebeco	Corzo	Arrui	Jabalí	Lobo		
Andalucía	cuota de entrada											
		trofeo	672.9	404.4	283.	1	283.1		45.5			
		selectiva				141.						
		machos	280.4	202.2	5	141.5						
		selectiva										
		variada	56.1	56.1	56.1	56.1						
		hembras	28.0	28.0	28.0	28.0						
		cuota complementaria										
		trofeo	421.3	407.2	280.	9	280.9					
		selectiva				112.						
		machos	196.6	112.3	3	112.3				84.3		
		selectiva				112.						
		variada	174.1	39.3	3	112.3						
		hembras	0.0	0.0	0.0	0.0						
Aragón	cuota de entrada											
		trofeo		200.0	0.0		180.3					
		selectiva										
		machos		60.0	0.0		60.0			6.0		
		selectiva										
		variada		30.0	0.0		60.0					
		hembras		30.0	0.0		60.0					
		cuota complementaria										
		trofeo		540.0	450.	0	372.2					
		selectiva				160.						
		machos		180.0	0		144.0			30.1		
		selectiva				140.						
		variada		140.0	0		120.2					
		hembras			30.0		72.0					
Asturias	cuota de entrada											
		trofeo			179.	5	179.5	134.6				
		selectiva				179.						
		machos		314.2	5		181.5	134.6		107.7		
		selectiva				179.						
		variada		314.2	5		181.5	134.6				
		hembras		89.8	89.8		179.5	89.8				
		cuota complementaria										
		trofeo		423.6	269.	3	314.2	224.4				
		selectiva				269.						
		machos		359.0	3		314.2	224.4		71.8		
		selectiva				269.						
		variada		359.0	3		314.2	224.4				
		hembras		89.8	89.8		0.0	89.8				
Murcia	cuota de entrada											
		trofeo						344.0				
		selectiva										
		machos						99.8				
		selectiva										
		variada						99.8				
		hembras						99.8				
	cuota complementaria											
	trofeo							622.1				

CC.AA.	Categoría	Cabra Montés	Ciervo	Gamo	Muflón	Rebeco	Corzo	Arruí	Jabalí	Lobo
	selectiva variada							350.1		
	hembras							0.0		
Castilla y León	cuota de entrada									
	trofeo selectiva									
	machos selectiva variada	397.2	336.4			336.4	233.6			467.3
	hembras									
	cuota complementaria									
	trofeo selectiva	691.6					420.6			
	machos selectiva variada	434.6	224.3			280.4	233.6			2336. 4
	hembras	0.0					0.0			
Cataluña	cuota de entrada									
	trofeo selectiva		319.4				159.7			
	machos selectiva variada	286.9	63.8				31.9			
	hembras		31.0				15.6			
	cuota complementaria									
	trofeo selectiva	638.6	511.2				95.7			
	machos selectiva variada	377.2	319.9				95.7			
	hembras	319.9	159.4				63.8			
	hembras		38.3				31.0			
Castilla-La Mancha	cuota de entrada									
	trofeo selectiva	335.2	269.3	236. 3	236.3		236.3			
	machos selectiva variada	38.5	38.5	38.5	38.5		38.5		38.5	
	hembras	16.5	16.5	16.5	16.5		16.5			
	cuota complementaria									
	trofeo selectiva	368.2	453.9	368. 2	368.2		236.3		104.4	
	machos selectiva variada	335.2	269.3	236. 3	236.3		137.4		71.4	
	hembras	269.3	142.9	55.0	142.9		38.5		71.4	
	hembras	55.0	82.4	55.0	26.4		38.5		71.4	
La Rioja	cuota de entrada									
	trofeo selectiva		452.6							
	machos selectiva variada		452.6						226.3	
	hembras		452.6							
	cuota complementaria									
	trofeo		662.7						55.5	

CC.AA.	Categoría	Cabra Montés	Ciervo	Gamo	Muflón	Rebeco	Corzo	Arruí0	Lobo
	hembras		62.9						
Cantabria	cuota de entrada								
	trofeo selectiva		206.2						
	machos selectiva		103.1					30.9	
	variada		20.6						
	hembras		20.6						
	cuota complementaria								
	trofeo selectiva								
	machos selectiva							30.9	123.7
	variada								
	hembras								

PROMEDIO NACIONAL	Categoría	Cabra Montés	Ciervo	Gamo	Muflón	Rebeco	Corzo	Arruí0	Lobo
	cuota de entrada								
	trofeo selectiva	484.4	312.8	233.0	259.7	232.1	191.1	344.0	75.8
	machos selectiva	209.4	154.3	119.8	90.0	80.5	51.3	99.8	75.8
	variada	159.8	122.0	91.4	47.3	80.5	51.3	99.8	75.8
	hembras	14.2	83.6	44.8	22.3	79.8	30.5	99.8	75.8
	cuota complementaria								
	trofeo selectiva	529.9	402.9	342.1	324.5	322.2	244.2	622.1	62.8
	machos selectiva	335.9	193.0	194.5	174.3	152.7	172.8	435.5	57.3
	variada	299.5	122.8	144.1	127.6	144.8	140.1	350.1	57.3
	hembras	13.7	34.2	43.7	13.2	24.0	39.8	0.0	57.3

Fuente: elaboración propia a partir de informaciones publicadas en diversos Boletines Oficiales (Autonómicos, Provinciales) y en las páginas web de distintas Consejerías que presenten competencias en el aprovechamiento cinegético.

Resultados / Función de transferencia

Resultados

En el CUADRO 100 se recogen los principales resultados obtenidos aplicando estas metodologías a la provincia de Zaragoza, mientras que en el Mapa 4 se muestra la representación cartográfica de este servicio en la citada provincia.

Dado que de los 465 cotos existentes en la provincia la mayoría (80%) son únicamente de caza menor, el valor medio de los cotos en Zaragoza resulta muy próximo a la cifra otorgada para la caza menor (3,04€/ha). Por el contrario, el valor máximo supera los 30€/ha. Además, es preciso resaltar el hecho de que los valores obtenidos parten de una serie de hipótesis siempre muy conservadoras. Así, en todo caso, se ha procurado otorgar el menor valor aún cuando pudieran existir otras posibilidades.

CUADRO 100. Valoración de la caza en la provincia de Zaragoza. Principales resultados

Variable	Valor (€/ha)
Valor medio de la caza en los cotos de la provincia de Zaragoza	3,60
Valor mínimo de la caza en los cotos de la provincia de Zaragoza	3,04
Valor máximo de la caza en los cotos de la provincia de Zaragoza	32,40

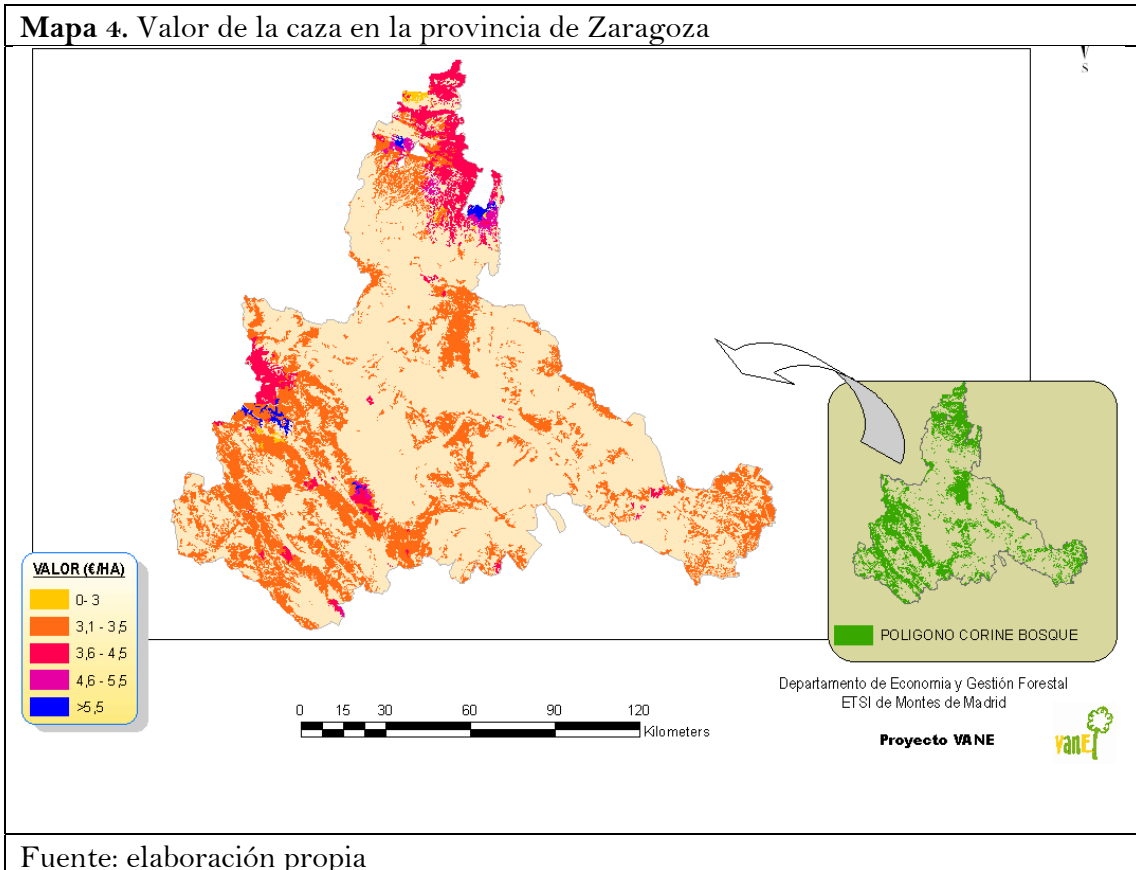
Fuente: Elaboración propia

No se han podido comparar estos resultados con otras fuentes agregadas como el IFN. Sin embargo, sí se ha hecho un cálculo referido al valor de cada pieza cobrada. No existen para el año 2005 datos para Zaragoza desagregados por especies, pero por ofrecer un dato promedio, a nivel nacional se le imputa un valor superior a 82€ la pieza de ciervo cobrada. Los valores aquí recogidos son superiores, alcanzando los 135€/pieza. En esta comparación se están considerando machos y hembras. El valor promedio de un venado macho en un coto de la provincia de Zaragoza supera los 258€. Por último, también hay que reflejar el hecho que las estadísticas del AEF muestran 5537 capturas de caza mayor para el año 2005, mientras que los datos que se están manejando en este ejercicio de valoración son más elevados, llegando a las 6.378 capturas.

Función de Transferencia

La metodología anteriormente descrita para la caza mayor no está pensada para realizar ninguna transferencia de resultados. Lo que se han transferido han sido informaciones referentes a los venados del Sur de España al resto de la caza mayor. Por otro lado, y aunque en el momento de redactar este protocolo no se dispone de ninguna provincia de la cual se disponga de datos referidos a los arrendamientos en cotos de caza mayor, y dado que existe un conjunto de provincias de las cuales no se han recibido informaciones sobre el servicio cinegético en las mismas, si se presentara una muestra de provincias con estas informaciones, se podría pensar en replicar el procedimiento empleado para la caza menor. En este hipotético caso, lo primero que habría que hacer es calcular el valor por hectárea del arrendamiento asociado a cada coto. Para ello, en primer lugar se tomarán los datos referidos a los arrendamientos y se homogeneizarán en el año 2005, Una vez realizada esta homogeneización se dividirá el valor obtenido para cada coto por su superficie. Este resultado sería el valor que se aplicará a cada coto. Para aquellos en los que no se disponga la información correspondiente a los arrendamientos, pero estén referenciados geográficamente, se les asignará el valor promedio por hectárea de todos los cotos de caza mayor de la provincia. En este hipotético caso este valor sería preferible al calculado por la metodología explicada para la caza mayor en los anteriores epígrafes.

Mapa 4. Valor de la caza en la provincia de Zaragoza



Fuente: elaboración propia

REFERENCIAS

Campos, P., Caparrós, A., Montero, G., 2007. Rentas comerciales y ambientales de los Pinares de la Sierra de Guadarrama. Cuartas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Páular, pp. 9-47.

Carranza, J., 1999. Aplicaciones de la etología al manejo de las poblaciones de ciervo en el suroeste de la Península Ibérica: producción y conservación. *Etología* 7, 5-18.

Carranza, J., 2008. Comunicación personal.

Covisa, J., 1998. Ordenación Cinegética. Proyectos de Ordenación y Planes Técnicos. Cinegética y Naturaleza Ediciones, Madrid.

EGMASA, 2007. Tarifas y normas generales de medición en verde. Disponible en: <http://www.egmasa.es/>

Metra 6, 1985. Turismo cinegético en España. Citado en: López Ontiveros, A., García Verdugo, F.J., 1991. Geografía de la caza en España. *Agricultura y Sociedad* 58, 81-112.

Melby, H., Strange, N., Jellesmark Thorsen, B. Helles, F., 2006. Determinants of hunting rental prices: A hedonic analysis. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, 63-72.

Montoya, J.M., 1995. Valoración de los ingresos cinegéticos. *Caza y Pesca* 635, 936-941.

ANEXO

Protocolo de valoración y asignación al territorio

1. Cuestiones preliminares

Fuentes de información

Un reto importante a la hora de afrontar la valoración de este servicio ha sido la dificultad de conseguir información homogénea para todo el territorio. La búsqueda de información por Comunidades Autónomas realizada por Tragsatec ha conseguido recopilar los siguientes tipos de información (no disponibles para todas las provincias ni en todos casos de forma completa):

- datos de superficie y municipio de los cotos de caza
- cartografía de los cotos
- número de capturas en caza menor/mayor por coto de caza
- precio de arrendamiento en coto menor

Dadas las limitaciones de la información de base proporcionada por las Administraciones autonómicas, el objeto de este documento es proponer indicaciones para emplear los datos recopilados a lo largo del proyecto..

Terrenos de caza

Aunque la legislación autonómica específica qué tipologías de terrenos de caza pueden existir en cada Comunidad Autónoma, el Anuario de Estadística Agroalimentaria distingue las siguientes clases generales de recintos (terrenos sometidos a régimen especial) donde se practica la caza en España. Para el año 2003, el último del que se dispone de información detallada, el Cuadro 1 muestra la proporción de terrenos de diferentes tipos existentes en España.

Cuadro 1 / Tipos de terrenos de caza en España, 2003.

Tipo de terreno de caza	Número de terrenos de régimen especial	Porcentaje sobre el total	
Refugios de caza	131	0,41%	
Reservas de caza	47	0,15%	
Cotos	<i>Nacional</i>	4	0,01%
	<i>Local</i>	387	1,21%
	<i>Social</i>	41	0,13%
	<i>Privado</i>	31.257	97,82%
Terreno de caza controlada	88	0,28%	
Total	31.955	100%	

Fuente / Anuario de Estadística Agroalimentaria 2004.

Puede pensarse que si se dispusiera de cartografía e información sobre capturas o arrendamientos de los cotos privados (casi el 98% del total de los terrenos de caza) se estaría valorando casi la totalidad del servicio en España, a menos que el resto de terrenos (otros tipos de cotos, refugios, reservas, etc.) concentren una superficie o un número de capturas muy superior al que indica su proporción sobre el total. Sin embargo, como es conocido, sólo se dispone de información para valorar una parte del total. Los más de 30.000 recintos recogidos por las estadísticas oficiales marcan el

máximo de terrenos de caza que podrían haber sido valorados, de haber dispuesto de información completa.

Distinción entre caza menor y mayor

El Real Decreto 1095/1989, de 8 de septiembre, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca y se establecen normas para su protección, proporciona el listado de especies que son objeto de aprovechamiento cinegético en España. De éstas, nueve especies (cabra montes, ciervo, gamo, muflón, rebeco, corzo, arruí, jabalí y lobo⁷) se consideran caza mayor. Existen numerosas especies de caza menor, con diferencias o especificidades por regiones de España, aunque un listado incluiría en cualquier caso las siguientes especies (basado en datos recopilados por Tragsatec de capturas en Ávila, Segovia, Asturias y las cuatro provincias de Galicia): perdiz, conejo, paloma, liebre, zorro, codorniz, faisán, tórtola, zorzal, estornino, córvidos (cuervo, urraca, grajilla, corneja), agachadiza común, chocha perdiz, aves acuáticas (ánade azulón) y perros errantes.

Esta distinción está relacionada con diferentes aproximaciones a la valoración y asignación de valores al territorio. La caza menor se valorará por medio de precios anuales de arrendamiento (habitualmente establecidos por un contrato a varios años), relacionados con el derecho a practicar esta actividad en el terreno, de forma más o menos independiente con el número y tipo de piezas que se cobren. La caza mayor se valorará por medio de las cuotas fijadas por el derecho a cazar (cuota de entrada) y por las piezas cazadas (cuota complementaria) en los sorteos de las Reservas Regionales/Nacionales de Caza, en función de la Comunidad Autónoma, especie y categoría. Dado que no se dispone de datos de precios por pieza en otro tipo de propiedades (como los cotos privados), se utilizan esas cantidades monetarias para valorar la caza en todo tipo de terrenos de caza. Es previsible que en ambos casos se esté sobreestimado la renta obtenida por el uso cinegético del territorio, puesto que esos precios y cuotas se explican en parte por los costes de gestión y mantenimiento de los terrenos de caza (vallado, repoblación, suplementos alimentarios, guardería, etc.), que no se han podido descontar por no disponerse de datos cuantitativos sobre costes. Además, en el caso de la caza menor, cabe la posibilidad de que el precio de la tierra agrícola esté incorporando en alguna medida las rentas que obtiene el propietario por permitir cazar en su propiedad (que se suman a las de producción agrícola o ganadera).

Por otro lado, la distinción entre caza mayor y menor también es relevante en cuanto a las coberturas que prestan los servicios, como se plantea más adelante.

Restricciones previas de carácter geográfico

Las especies de caza mayor y menor presentan, como el resto de organismos vivos, unos determinados patrones de distribución espacial. Se han revisado las fichas recogidas en los atlas de aves y mamíferos del Inventario Nacional de Biodiversidad para establecer dos criterios (complementarios) previos a la asignación de valores en el

⁷ La caza del lobo está permitida si se autoriza expresamente por las Comunidades Autónomas, de acuerdo con lo que se establece en el artículo 1.4 del Real Decreto 1095/1989.

territorio, con independencia de que los datos de cotos, municipios, arrendamientos, capturas, etc. reflejen igualmente esa distribución espacial.

Altitud

Tanto la perdiz y el conejo, las dos especies de caza menor más importantes en España, no están presentes en zonas por encima de 1.500 m sobre el nivel del mar. Se propone tomar esta altitud como límite máximo de distribución espacial del servicio (caza menor). En cuanto a la caza mayor, dado que la valoración se realiza por especies, el Cuadro 2 muestra las altitudes máximas que alcanzan sus rangos de distribución.

Cuadro 2 / Altitud máxima de los rangos de distribución de las especies de caza mayor en España.

Especie	Altitud máxima
Cabra montés	3.400 m.
Ciervo	Hasta zonas de alta montaña
Gamo	Hasta zonas sin nieve
Muflón	Zonas de montaña (presente en laderas del Teide)
Rebeco	2.800 m [Pirineos] / 2.400 m . [Cordillera Cantábrica]
Corzo	N.d.
Arruí	2.000 m.
Jabalí	2.400 m.
Lobo	2.000 m.

Fuente / Atlas de mamíferos terrestres de España.

Mapas de distribución de especies cinegéticas

Tanto el Atlas y Libro Rojo de mamíferos terrestres de España (Palomo *et al.*, 2007) como el Atlas de las aves reproductoras de España (Martí y Moral, 2003) del Inventario Nacional de Biodiversidad⁸ presentan en las fichas de especie mapas de distribución de, hasta lo que ha podido comprobarse, todas las especies de caza menor y mayor de España. Se realizará lo siguiente, en función de la disponibilidad de esa cartografía y de la posibilidad de incorporarla al SIG de valores económicos:

- Para caza menor, elaborar mapas provinciales que reflejen la distribución de todas las especies de caza menor presentes los datos de capturas (por provincias) recopilados para valorar este servicio. Esta operación podría simplificarse ya que, dado lo ampliamente extendidas que están especies de caza menor como el conejo o la perdiz, pueda asumirse que todo el territorio de una provincia esté ocupado por alguna especie de caza menor.
- Para la caza mayor, ya que la valoración trabaja directamente con datos de capturas y especies, se elaborarán mapas individuales (por provincias) para cada especie.

El objetivo de estos mapas de altitud y distribución geográfica es delimitar las áreas de cada provincia que están proporcionando el servicio (caza mayor y menor) por ser hábitat de las especies cinegéticas. Puede darse el caso de que los datos de capturas informen de que se ha capturado una especie en una zona donde el atlas de mamíferos

⁸ URL: <http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/inventarios/inb/>

terrestres indica que esa especie no está presente. En ese caso, prevalecerá el dato de capturas frente al mapa de distribución por ser información de más detalle.

Principios para la asignación de valores al territorio

Es de aplicación también el principio de asignar el valor al territorio que genera el servicio, que en ocasiones, como también en el caso de los usos del agua, es diferente del espacio donde se consume el servicio. Por eso, los valores del servicio de caza no se repartirán sólo entre las hectáreas de terrenos de caza, sino por toda la superficie ocupada por las coberturas que se han identificado como hábitat de especies de caza mayor y menor. La idea es que son todos esos ecosistemas, independientemente de si están designados como zona de caza o no, los que soportan las poblaciones de esas especies, que además se mueven entre ellos de forma relativamente libre. A este supuesto, que simplifica la asignación de valores al territorio, pueden hacerse dos matices:

- Es posible pensar que el terreno ocupado por el coto tenga un valor adicional al de ser hábitat de las especies que se cazan. Así, aunque por ejemplo una población de perdices habite en todas las coberturas CORINE de un municipio, los cazadores disfruten de la actividad sólo en el terreno de caza, ya que no disfrutan sólo abatiendo piezas en cualquier lugar, sino en un espacio con unos atributos determinados: paisaje agradable, vías de acceso cómodas, instalaciones adecuadas, etc. En teoría sería posible plantearse qué parte del valor de la actividad reside en los hábitats de las especies (coberturas CORINE en general) y qué parte específicamente al coto, reserva, etc. En la práctica no es posible incorporar este matiz.
- En el caso de la caza mayor, es más probable que el servicio se consuma en el mismo lugar donde se genera. Esto ocurrirá en zonas de caza valladas donde los propietarios o gestores controlan las poblaciones: los animales nacen (o son introducidos), viven y mueren (son abatidos) en el recinto. Dado que no se dispone de esta información de detalle (terrenos de caza mayor vallados) se asignará a todo el territorio del municipio con presencia de coberturas CORINE asociadas a la caza mayor.

La determinación de coberturas CORINE propias de la caza mayor y menor se ha llevado a cabo reconociendo que las diferentes especies cinegéticas ocupan hábitats diferentes, se ha propuesto vincular los valores de la caza mayor y menor a coberturas CORINE diferentes. Así, el valor de la caza menor estará vinculado fundamentalmente al suelo agrícola, a las zonas forestales sin arbolado o con poco arbolado y a las zonas ocupadas por las aguas y el valor de la caza mayor a las zonas arboladas, matorrales, etc. Existirán por tanto zonas en las que se da tanto la caza menor como la mayor. Se señalan en este punto dos cuestiones específicas de esta asignación de coberturas:

- En el apartado de caza menor se han incorporado las coberturas de aguas continentales, incluyendo los embalses, donde habitan especies de aves acuáticas como el ánade azulón (Martí y Moral, 2003).

- En el apartado de caza mayor, se han incorporado a las zonas agrícolas los mosaicos de cultivos con vegetación natural ya que algunas especies (como el gamo o, sobre todo, el jabalí) utilizan también zonas de agroecosistemas (Palomo *et al.*, 2007).

Esta decisión tiene implicaciones sobre otras cuestiones relacionadas con la asignación de valores al territorio, como son las limitaciones a ciertos servicios en ENP. Como se estableció en las indicaciones a las metodologías sobre corcho y piñones, el servicio caza no se estaría contabilizando en Parques Nacionales. Aplicar este criterio de asignar el valor al lugar donde se genera (y no donde se consume) posibilita imputar valores de caza a Parques Nacionales, ya que también serán hábitat de especies, que después pueden ser abatidas fuera de sus límites administrativos. La idea se hace también extensible a otras figuras de menor protección (parques naturales, rurales, etc.) en los que, en función de su estrategia de gestión, la caza puede estar permitida.

2. Valoración del servicio y asignación de valores al territorio

CAZA MENOR

Frente a la valoración vía las piezas capturadas de la caza mayor, la caza menor se valorará con precios de arrendamiento expresados en la unidad de referencia del proyecto ($\text{€}_{2005} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$). Se dispone de datos de arrendamientos para un porcentaje de los cotos de Asturias, Segovia y Ávila (208 cotos en total)⁹. De éstos, se ha seleccionado una submuestra de 28 cotos de Ávila y Segovia¹⁰ en los que, gracias a la información sobre especies capturadas, se sabe que sólo se han extraído especies de caza menor. El Cuadro 3 recoge el promedio del precio de arrendamiento en esta submuestra, que se extenderá al resto de regiones. Como puede verse en ese Cuadro, las cifras de arrendamiento son mayores cuando en el coto también se practica la caza mayor. No se dispone de información sobre los criterios de selección muestral (los 208 cotos con datos de arrendamiento son una fracción de los más de 1.000 cotos con matrícula de Ávila, Segovia y Asturias).

Cuadro 3 / Precio promedio de arrendamiento de cotos de caza menor en Ávila y Segovia

Tipo de coto	Precio promedio de arrendamiento [$\text{€}_{2005} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$]	Tamaño de la muestra
Sólo caza menor en AV y SG	1,68 [0,06 – 8,03]	28 cotos
Caza menor y jabalí en AV y SG	1,62 [0,06 – 8,03]	47 cotos

⁹ La muestra de 208 cotos con datos de arrendamiento se ha obtenido a partir de los datos recopilados por Tragsatec para Ávila, Segovia y Asturias, sobre la que se ha trabajado de la siguiente manera:
- se han actualizado los precios anuales de arrendamiento a $\text{€}_{2005} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ por medio del IPC armonizado de España.

- se han depurado los registros (matrículas de cotos): a) muy antiguos (1993, 1995); datos de años posteriores a 2008 (2009, 2010); c) con precio cero o simbólico (el arrendatario se hace cargo de los gastos de mantenimiento, por ejemplo); d) para los que no se disponía de dato de superficie o no era posible determinar qué superficie le correspondía.

¹⁰ En Asturias sólo se ha localizado un coto dedicado a la caza menor con información del precio de arrendamiento (CRC 70 – Gozón) que no se ha incluido en la submuestra para calcular el promedio.

Tipo de coto	Precio promedio de arrendamiento [€ ₂₀₀₅ .ha ⁻¹ .año ⁻¹]	Tamaño de la muestra
Todos los cotos disponibles para AV y SG	2,87 [0,05 – 44,53]	150 cotos
Todos los cotos disponibles para AV, SG y AST	2,11 [0,05 – 44,53]	208 cotos

Fuente / Elaboración propia a partir de datos de arrendamientos y capturas recopilados por Tragsatec para el proyecto VANE.

Esos 28 cotos representan una fracción mínima de todos los terrenos de caza de España (menos del 0,1% del total). Por esa razón, se han buscado fuentes de información o vías de valoración alternativas que, aunque se han descartado por no conocerse los supuestos o fuentes de información empleados, podrían servir potencialmente como valores de contraste. Concretamente se trata de:

- Datos de caza menor del Anuario de Estadística Agroalimentaria 1999 – 2003: el Cuadro 4 muestra los resultados obtenidos de dividir el valor agregado del promedio de caza menor en Ávila y Segovia según este anuario por la superficie total de terrenos de caza en cada una de estas provincias (cotos, cotos regionales, zonas de caza controlada, Reserva Regional de Caza de Gredos). Como puede verse, se trata de valores más bajos que los obtenidos a partir de los datos de arrendamiento. Se ha desechado esta fuente porque, de acuerdo con las consultas realizadas al MARM, la valoración del anuario no se realiza sobre la base de una metodología establecida sino a partir de apreciaciones subjetivas o del precio de mercado de la carne.

Cuadro 3 / Precio promedio de arrendamiento de cotos de caza menor en Ávila y Segovia

Provincia	Valor agregado de la caza menor según AEA 99-03 [€ ₂₀₀₅ .año ⁻¹]	Superficie ocupada por los terrenos de caza de la provincia (ha)	Valor de contraste [€ ₂₀₀₅ .ha ⁻¹ .año ⁻¹]
Ávila	112.888	722.256,00	0,16
Segovia	254.022	635.993,81	0,40

Fuente / Elaboración propia a partir de datos del Anuario de Estadística Agroalimentaria (1999 – 2003) y de superficies de cotos (recopilado por Tragsatec para el proyecto VANE).

- De acuerdo con un estudio de la Real Federación Española de Caza (RFEC)¹¹, el precio de arrendamiento de los cotos en España está comprendido entre 6 y 21 euros por hectárea y temporada. Se ha descartado emplear esta referencia en la valoración ya que se desconoce el origen de los datos y los supuestos que sustentan dichos resultados.

Hecho este análisis, para la asignación de valores de caza menor al territorio se contemplan las siguientes posibilidades:

1. Municipios con terrenos de caza en Ávila y Segovia. Se aplicará a las coberturas CORINE del municipio asociadas a caza menor un valor resultante de aplicar la expresión:

¹¹ Ver: <http://www.fecaza.com/lacaza/CazaSECTORECONOMICO.pdf>

$$VCMen_i = PArr_i / SCMen_i$$

donde,

$VCMen_i$: valor de servicio caza menor en el municipio i ($\text{€}_{2005} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$)

$PArr_i$: precio de arrendamiento anual del coto en el municipio i ($\text{€}_{2005} \cdot \text{año}^{-1}$)

$SCMen_i$: superficie del municipio i ocupada por las coberturas CORINE asociadas a caza menor (ha)

2. Municipios con terrenos de caza en el resto de España no presentes en el anexo: se aplicará a las coberturas CORINE del municipio asociadas a caza menor un valor derivado del promedio del precio de arrendamiento de caza menor en Ávila y Segovia ($1,68 \text{ €}_{2005} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), por medio de la expresión:

$$VCMen_i = (1,68 \times \text{Supcotos}_i) / SCMen_i$$

donde,

$VCMen_i$: valor de servicio caza menor en el municipio i ($\text{€}_{2005} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$)

Supcotos_i : superficie de terrenos de caza menor en el municipio i (ha)

$SCMen_i$: superficie del municipio i ocupada por las coberturas asociadas a caza menor (ha)

Los datos de capturas permiten determinar si en el coto se dedica exclusivamente a la caza mayor. Las bases de datos de Ávila, Segovia y Asturias indican que no es el caso habitual. Por ello, se propone asumir, en los cotos que no se sabe si son de caza menor o mayor, que se aprovecha en cualquier caso la caza menor.

En ocasiones, los cotos están presentes en dos o más municipios: la forma de operar será la misma, teniendo en cuenta que la unidad territorial para asignar valores será la suma de las superficies ocupadas por los términos municipales.

En caso de no contar con cartografía o datos de superficie y municipio del coto, no podrán asignarse valores al territorio. este caso se daría en un conjunto reducido de territorios.

CAZA MAYOR

La valoración de la caza mayor se realiza por medio del valor unitario de las piezas capturadas. Para ello se dispone esencialmente de los datos de capturas recopilados por Tragsatec para el proyecto. Dado que el Anuario de Estadística Agroalimentaria dispone de datos provinciales de capturas de ciervo y jabalí (serie 1999-2003), se propone comparar estas cifras con las capturas de ciervo y jabalí recogidas por Tragsatec para comprobar hasta qué punto los datos empleados en la valoración, recogidos coto a coto, coinciden con las estadísticas agregadas.

Para la valoración de cada pieza capturada, se utilizará básicamente la metodología diseñada por el equipo ETSIM para valorar la caza mayor:

- No se tomarán sólo los datos de capturas registradas en el año 2005. Cuando la información recopilada contenga datos disponibles para una serie de años, se tomará el promedio de capturas (por especie y terreno de caza). Si sólo existen datos de un año, aunque sea diferente de 2005, se tomarán para calcular el valor del servicio en ese terreno de caza.
- Si no se consigue información adicional sobre la puntuación de las piezas abatidas en España, sólo se aplicarán los porcentajes recogidos en el CUADRO 97 del presente capítulo ('Relación entre las capturas y la puntuación de trofeo de venado') para valorar los machos de venado en Andalucía. Para valorar los machos del resto de especies en Andalucía y otras Comunidades Autónomas, adoptando un criterio conservador se tomará el valor unitario (cuota de entrada y complementaria) más bajo, correspondiente a la categoría 'selectiva variada' en la CUADRO 99 ('Valores por pieza, categoría, cuota y CC.AA.').

Para cada terreno de caza se dispondrá de un valor agregado (en $\text{€}_{2005} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), resultado de sumar el valor unitario de cada una de las piezas cobradas en ese terreno a lo largo de un año. A partir de este punto puede llevarse a cabo la asignación del valor al territorio. Se disponga de cartografía o de datos de municipio y superficie, se aplicará a las coberturas del municipio asociadas a caza mayor un valor resultante de aplicar la expresión:

$$\text{VCMay}_i = \text{Vpiezas}_i / \text{SCMen}_i$$

donde,

VCMay_i : valor de servicio caza mayor en el municipio i ($\text{€}_{2005} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$)

Vpiezas_i : valor agregado de las piezas de caza mayor abatidas en los terrenos de caza del municipio i ($\text{€}_{2005} \cdot \text{año}^{-1}$)

SCMen_i : superficie del municipio i ocupada por las coberturas CORINE asociadas a caza mayor (ha)

Sólo se considerarán de caza mayor aquellos terrenos que los datos de capturas indiquen como tales. Como en la caza menor, cuando un terreno de caza esté presente en más de un municipio: la unidad territorial para asignar valores será la suma de las superficies ocupadas por los términos municipales. Si no se dispone de cartografía o datos de superficie y municipio del coto, no podrán asignarse valores al territorio.

REFERENCIAS

- Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. (eds.), 2007. Atlas y Libro Rojo de los mamíferos terrestres de España. Ministerio de Medio Ambiente, Tragsa, SECEMU y SECEM. Madrid.
- Martí, R., Moral, J.C. (eds.), 2003. Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Sociedad Española de Ornitología. Madrid

5.3. Pesca recreativa en aguas continentales

5.3.1 Métodos de valoración de la pesca deportiva

La pesca deportiva es un servicio que comparte características con el recreativo y con la producción de alimentos y materias primas. Es posible pensar, siguiendo ese planteamiento, que esa dualidad se corresponde con diferentes maneras de abordar su valoración, como de hecho reconoce la bibliografía. En este sentido, de Groot *et al.* (2002) indican que las técnicas de valoración más comunes en los servicios recreativos y de turismo en los más de 100 estudios de caso empleados por Costanza *et al.* (1997) son la valoración de mercado directa (entendida como valor añadido: ingresos menos costes de capital y trabajo) y la valoración contingente, seguidos del coste del viaje, los métodos basados en la función de producción y los precios hedónicos. Por su parte, Farber *et al.* (2006) y Brander *et al.* (2006) señalan que el coste del viaje y la valoración contingente son los métodos más adecuados de valoración económica de los servicios recreativos.

En la práctica, una revisión de la bibliografía especializada más reciente indica que los estudios de valoración económica de la pesca deportiva (como actividad recreativa desarrollada en ecosistemas con unas determinadas características), utilizan efectivamente los métodos de coste del viaje y valoración contingente¹². Estas técnicas se han empleado tradicionalmente para estimar el excedente del consumidor asociado a la práctica de la actividad, como ponen de manifiesto trabajos como Srestha *et al.* (2002), Toivonen *et al.* (2004) o los meta-análisis de Rosenberger y Loomis (2001), Loomis (2005) y Brander *et al.* (op. cit.) sobre los que se volverá más adelante. Más recientemente, estos métodos se emplean (en ocasiones, de forma conjunta), para medir incrementos en el excedente del consumidor asociados a cambios en la calidad del espacio donde se lleva a cabo la actividad. Tal es el caso, por ejemplo, de estudios recientes como Alberini *et al.* (2007) en la laguna de Venecia, Johnstone y Markandya (2006) en diferentes cuencas fluviales de Inglaterra, Massey *et al.* (2006) en la costa de Maryland (EE.UU.) y Cantrell *et al.* (2004) en Hawái. Entre otras cosas, este tipo de trabajos tiene interés en el contexto de VANE en la medida que pueden indicar qué atributos del medio físico explican variaciones en el bienestar proporcionado por los ecosistemas donde puede practicarse la pesca deportiva.

En resumen, puede confirmarse que los métodos de preferencias reveladas (coste del viaje) y declaradas (valoración contingente), constituyen el marco metodológico básico para la valoración de este tipo específico de servicio recreativo, sin perder de vista otras aproximaciones que, como los precios de mercado, pueden emplearse de manera complementaria.

¹² En paralelo a estudios orientados a descubrir el valor económico de la actividad, las asociaciones de pescadores y organismos relacionados producen de igual manera trabajos orientados a estimar el impacto económico de esta actividad. Un resumen amplio de estos estudios puede encontrarse en la página web de la *European Anglers Association*, si bien no contiene información sobre la pesca deportiva en España [URL: <http://www.eaa-europe.eu/index.php?id=19>]

5.3.2. Aproximaciones a la valoración del servicio en VANE

5.3.2.1 Estadísticas agrarias y forestales: datos sobre capturas

Las estadísticas del antiguo Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación han recopilado, al menos desde mediados de la década de los noventa del siglo pasado, datos de capturas de especies de pesca deportiva, en un apartado específico de caza y pesca. Hasta el año 2004 se encontraban englobadas en el Anuario de Estadística Agroalimentaria (AEA) y, desde entonces, se recogen en el Anuario de Estadística Forestal (AEF). El CUADRO 101 muestra las estadísticas más recientes disponibles, correspondientes al AEF 2006, para toda España. Además de estos datos, los anuarios disponen de información sobre el número de licencias

CUADRO 101. Peso y valor de las piezas de pesca deportiva capturadas en aguas continentales en España según especies (año 2006).

Especie	Número	Peso total (kg)	Peso medio (kg pieza ⁻¹)	Valor (€)	Precio (€ pieza ⁻¹)
Ciprínidos*	1.085.460	107.159,00	0,10	-	-
<i>Perca americana</i>	2.500	625,00	0,25	-	-
Cangrejo de río americano	1.021.822	41.993,54	0,04	2.289.620,65	2,24
Cangrejo señal	108.347	5.713,59	0,05	34.281,54	0,32
Salmón	2.132	10.983,55	5,15	707.466	331,83
Trucha arco-iris	816.725	170.049,13	0,21	492.996,42	0,60
Trucha común	1.517.725	206.754,55	0,14	1.086.107,82	0,72
Trucha sin especificar	130.000	32.500,00	0,25	48.750,00	0,38
Otros	5.800.000	3.072.500,00	0,53	7.164.000,00	1,24
TOTAL	10.484.711	3.648.278,36	0,35	11.823.222,91	1,13

Nota: *Ciprínidos: barbo, boga, carpa, lucio, lucioperca y otros ciprínidos menores

Fuente: Anuario de Estadística Forestal 2005. MARM.

Siendo estos datos información básica sobre el servicio, existen dos limitaciones a su uso en la valoración de la pesca deportiva en España. En primer lugar, se trata de estadísticas relativamente incompletas: los datos recogidos en el CUADRO 101 (año 2006) proceden de 20 de las 50 provincias de España y algo similar ocurre con las cifras de 2005. En segundo lugar, no proporcionan información sobre especies marinas, que representan con seguridad una parte importante de las capturas realizadas con fines recreativos. En tercer lugar, tras consultas realizadas al MARM, se sabe que no existe una metodología uniforme en las diferentes Comunidades Autónomas para valorar las capturas. El valor monetario registrado por los anuarios sería en el mejor de los casos el precio de mercado de las especies. Esa sería sólo una parte de la utilidad obtenida por el pescador deportivo en la práctica de la actividad ya que su objetivo no es sólo extraer peces (que en ocasiones devuelve al ecosistema), sino disfrutar de una actividad en la naturaleza¹³. Se puede reflexionar sobre hasta qué punto el número de capturas por jornada está correlacionado con el bienestar obtenido por la práctica de la actividad (ver, por ejemplo, Johnston, 2006).

¹³ Puede matizarse esa afirmación; en otras ocasiones la pieza extraída no sólo no se devuelve sino que se consume o incluso se vende, un valor que se sumaría al de la práctica de la actividad recreativa. Además, la recogida de especies como el cangrejo de río tiene carácter de actividad productiva (Gutiérrez-Yurita *et al.*, 1997). En este caso el empleo de un precio de mercado sería probablemente una mejor aproximación al valor del servicio.

5.3.2.2 *Transferencia de resultados: el valor de las jornadas de pesca*

Como ha quedado definido anteriormente, el cálculo del excedente del consumidor, ya sea por medio de métodos de preferencias reveladas o declaradas, es la estrategia de valoración recomendada y más utilizada en los estudios valoración de los servicios de los ecosistemas. Sin embargo, no se han localizado estudios de valoración de ese tipo que valoren, ni siquiera en localizaciones concretas, la práctica de la pesca deportiva en España (que tampoco parecen ser muy abundantes en Europa occidental). En ese contexto de escasez de información sobre el valor económico (medido como excedente del consumidor) de la actividad, se ha optado por hacer una primera estimación del valor de la pesca deportiva en España por medio de transferencia de resultados. Más en concreto, entre las diferentes opciones consideradas por la bibliografía especializada, la solución propuesta en este caso concreto sería la transferencia internacional de resultados (en concreto, de un escalár). Aunque hay una discusión amplia en torno a la conveniencia de la transferencia de resultados como alternativa a los métodos de valoración (Brouwer, 2000; Sretsha y Loomis, 2001; Barton, 2002; Hanley et al., 2006), puede recuperarse en este punto la conclusión de Ready y Navrud (2006, p. 434) de que “cuando la alternativa es no poder producir ninguna estimación de valor, entonces la transferencia de beneficios [internacional] es una herramienta de utilidad”.

Llegado el momento de seleccionar el resultado o conjunto de resultados para la transferencia, se ha optado por utilizar meta-análisis, es decir, colecciones de resultados organizados de forma coherente para permitir su transferencia. Esta alternativa evita tener que realizar una búsqueda y ordenación de valores procedentes de lugares determinados y se adapta a las características específicas del ejercicio que se pretende hacer: en esta transferencia, la zona de referencia del estudio original (*study site*) y el lugar al que se aplicará el escalár transferido (*policy site*) no son localizaciones concretas, sino áreas geográficas tan amplias como el territorio de países o regiones enteras.

Se han localizado varios trabajos de esas características. Como primera aproximación, la revisión de Kazmierczak (2001) recoge resultados en varios órdenes de magnitud (entre decenas y miles de dólares por hectárea y año) para los servicios de caza y pesca, tanto deportiva como comercial, en humedales costeros y continentales de los Estados Unidos. Por su parte, el meta-análisis de Brander et al. (2006), construido a partir de 190 ejercicios de valoración de humedales de todo el mundo ofrece un promedio de cerca de 40 US\$₁₉₉₅ ha⁻¹ año⁻¹ para la pesca deportiva y el de Johnston et al. (2006) explora los factores que determinan la disposición a pagar por pez extraído. En esta línea de estudios de corte meta-analítico, destaca el trabajo de Rosenberger y Loomis (2001) y, especialmente, la actualización de Loomis (2005) cuya base de datos se ha empleado para esta primera estimación del valor del servicio en España. Hay varias características que justifican la elección. En primer lugar, esta fuente de información contiene gran cantidad de estudios (129) y estimaciones (177) referidos a pesca

deportiva, incluso aunque no se puso especial énfasis en esta actividad¹⁴. Todos los valores fueron obtenidos originalmente en estudios de valoración contingente o coste del viaje realizados entre 1967 y 2003 en los Estados Unidos. Para poder ser comparados, se expresan en una unidad estándar (promedio simple del valor de un visita por persona y día), una unidad bien adaptada a los datos de visitantes disponibles para España. Estos valores medios pueden verse, para la pesca deportiva, en el CUADRO 102. Además, la base de datos en la que se basa el informe final permite distinguir entre mediciones del excedente del consumidor total asociado a un día de pesca y estudios que estiman cambios en el bienestar (variaciones marginales en el excedente del consumidor) derivados de una modificación de la calidad del espacio visitado. Como se plantea más adelante, esta es una diferencia importante a la hora de estimar valores para VANE.

CUADRO 102. Excedente del consumidor medio por día de actividad y persona según estudios de valoración contingente y coste de viaje en EE.UU.

	Nº de estudios	Nº de estimaciones	Media	Mediana	Error estándar de la media	Rango
Rosenberger y Loomis (2001): 1967-1998					[US\$ ₁₉₉₆]	
Pesca	39	122	35,89	20,19	3,42	1,73 – 210,94
Loomis (2005): 1967-2003					[US\$ ₂₀₀₄]	
Pesca	129	177	47,16	-	4,81	2,08 – 556,82

Nota: valores originales en US\$₁₉₉₆ (Rosenberger y Loomis, 1996) y US\$₂₀₀₄ (Loomis, 2005).

Fuente: Rosenberger y Loomis (2001); Loomis (2005).

Para realizar las estimaciones del valor de la pesca deportiva en España se ha partido de la base de datos FAMILITUR, del Instituto de Estudios Turísticos, que facilita por provincias el número de viajes (que en la terminología específica de esta encuesta son desplazamientos de más de un día) y pernoctaciones al año que tienen como objetivo la pesca deportiva. Tan sólo las encuestas de 2005, 2006 y 2007 contienen datos del número de viajes específicamente orientados a la pesca deportiva (en años anteriores aparecen de forma conjunta los viajes de caza y pesca). Respecto al número de pernoctaciones, tan sólo están disponibles en el informe de 2005. Como puede verse en el CUADRO 103, existen diferencias importantes en el número de viajes registrados al año, tanto en los totales como en los datos provinciales.

CUADRO 103. Número de viajes y pernoctaciones cuyo motivo es la pesca deportiva periodo 2005-2007).

	2005		Pernoctac. por viaje	2006	2007
	Nº viajes	Nº pernoctaciones		Nº viajes	Nº viajes
TOTAL	669.531	7.582.000	11,32	327.191	141.530
<i>España</i>	<i>637.733</i>	<i>7.027.000</i>	<i>11,02</i>	<i>300.698</i>	<i>126.979</i>
<i>Extranjero</i>	<i>31.798</i>	<i>555.000</i>	<i>17,45</i>	<i>26.493</i>	<i>14.551</i>
Andalucía	56.070	300.000	5,35	65.992	28.300
Aragón	23.204	235.000	10,13	14.476	-
Asturias	28.615	472.000	16,49	23.297	8.712
Baleares	21.705	186.000	8,57	7.948	6.322

¹⁴ En la elaboración de la base de datos no se puso especial énfasis en el apartado de pesca deportiva por la existencia de otra recopilación de 1.676 estimaciones (101 estudios) específica de esa actividad desarrollada por el Servicio de Pesca y Vida Salvaje de los Estados Unidos (Boyle et al., 1998), que puede verse en [URL: <http://www.indecon.com/fish/>].

	2005			2006	2007
	Nº viajes	Nº pernoctaciones	Pernoctac. por viaje	Nº viajes	Nº viajes
Canarias	73.227	524.000	7,16	19.401	1.626
Cantabria	40.716	430.000	10,56	-	2.049
Castilla – La Mancha	46.662	223.000	4,78	29.991	21.464
Castilla y León	58.853	575.000	9,77	28.097	7.671
Cataluña	78.835	387.000	4,91	5.443	8.729
Com. Valenciana	72.587	1.687.000	23,24	41.906	14.407
Extremadura	72.933	1.026.000	14,07	8.841	2.450
Galicia	25.420	508.000	19,98	50.477	17.537
Madrid	7.308	51.000	6,98	3.626	-
Murcia	22.622	213.000	9,42	1.203	4.066
Navarra	1.422	3.000	2,11	-	1.155
País Vasco	-	-	-	-	2.493
La Rioja	7.553	207.000	27,41	-	-
Ceuta y Melilla	-	-	11,32	-	-

Fuente: Encuesta FAMILITUR. Instituto de Estudios Turísticos (IET).

A partir de estas cifras, se ha trabajado para aproximar un valor de la visita a partir de la recopilación de Loomis (2005) por medio de una transferencia de resultados. Para ello, en la base de datos se han seleccionado las estimaciones que tienen la pesca deportiva como actividad principal (177 observaciones) y, entre ellas, las que con certeza se refieren al excedente de consumidor total (53 observaciones). Es decir, se han desechado aquellos valores que miden cambios en la calidad del espacio o en los que se desconoce a qué categoría pertenecen. Esta precisión es importante puesto que VANE aspira a ofrecer una imagen del valor del flujo de los servicios de los ecosistemas de España en las condiciones actuales, no a valorar cambios en el bienestar vinculados a una modificación de la calidad de los activos naturales. El promedio que se obtiene al introducir esa restricción es de 58,20 US\$₂₀₀₄, por encima de la media de 47,16 US\$₂₀₀₄ que proporciona la muestra total de 177 estimaciones (ver CUADRO 102). La conversión de ese valor de base (58,20 US\$₂₀₀₄) a unidades monetarias de referencia en VANE se ha llevado a cabo siguiendo algunas de las recomendaciones de la bibliografía especializada para la transferencia internacional de resultados. En concreto, se han tenido en cuenta las diferencias en precios e ingresos que existen entre EE.UU., el país del que proceden los valores a transferir, y España. Para ello se utiliza, siguiendo la propuesta de Ready y Navrud (2006) una tasa de cambio dólar-euro corregida con criterios de paridad de poder adquisitivo. En concreto, se ha utilizado el factor de conversión PPP [*Purchasing Power Parity*] entre EE.UU. y España para el año 2004 que proporcionan las *Penn World Tables* (Heston et al., 2006). La idea que justifica esta operación desde un punto de vista microeconómico es que la disposición a pagar por el disfrute de un bien público (como puede ser un tramo de río o de costa apto para pescar), de dos individuos con las mismas preferencias sólo será igual si ambos se enfrentan a los mismos precios y perciben los mismos ingresos. Como no es el caso, el factor de paridad del poder adquisitivo permite aproximarse en alguna medida a una situación de igualdad en precios e ingresos en ambos países (EE.UU. y España). Las transformaciones realizadas para obtener el valor unitario de referencia (50,45 €₂₀₀₅ visita⁻¹ día⁻¹) están recogidas en el CUADRO 104.

CUADRO 104. Valor unitario de una jornada de pesca deportiva en España por transferencia de resultados.

Valor unitario de la visita		Unidad	Fuente
EC visita ⁻¹ día ⁻¹	58,20	US\$ ₂₀₀₄ visita ⁻¹ día ⁻¹	Loomis (2005)
EC visita ⁻¹ día ⁻¹	48,89	€ ₂₀₀₄ visita ⁻¹ día ⁻¹	-
<i>EC visita⁻¹ día⁻¹</i>	50,45	€ ₂₀₀₅ visita ⁻¹ día ⁻¹	-
Factores de conversión		Unidad	Fuente
PPP EE.UU.-España (2004)	0,84	€ ₂₀₀₄ US\$ ₂₀₀₄ ⁻¹	Penn World Tables (Heston et al., 2006)
Factor inflación España jun04 – jun05	1,03	€ ₂₀₀₅ € ₂₀₀₄ ⁻¹	Instituto Nacional de Estadística (INE)

Fuente: Elaboración propia a partir de las fuentes recogidas en el cuadro.

CUADRO 105. Valor económico del servicio pesca deportiva en España (2005).

	Valor del servicio [€ ₂₀₀₅]
ESPAÑA	354.522.062
Andalucía	15.135.423
Aragón	11.856.081
Asturias	23.813.066
Baleares	9.383.962
Canarias	26.436.539
Cantabria	21.694.107
Castilla – La Mancha	11.250.665
Castilla y León	29.009.561
Cataluña	19.524.696
Com. Valenciana	85.111.530
Extremadura	51.763.147
Galicia	25.629.317
Madrid	2.573.022
Murcia	10.746.150
Navarra	151.354
País Vasco	-
La Rioja	10.443.442
Ceuta y Melilla	-

Fuente: Elaboración propia a partir de FAMILITUR, Loomis (2005) y otros.

Aplicando el valor unitario de la visita a las cifras provinciales de pernотaciones¹⁵ recogidos en el CUADRO 105, se obtienen los resultados de esta primera estimación del valor del servicio en España. El CUADRO 105 recoge los resultados, sólo disponibles para 2005 en la medida que FAMILITUR sólo ofrece cifras de pernотaciones para dicho periodo.

Dicho esto, son muchas las limitaciones que presenta este ejercicio de valoración, que será en el mejor de los casos una estimación tentativa del valor del servicio en España basada en la (limitada) información disponible. Será necesario, por tanto, extremar las cautelas a la hora de interpretar resultados, al menos por las siguientes razones:

- Por el lado de la contabilidad de las visitas, FAMILITUR no registra los días de pesca que son excursiones (es decir, desplazamientos de un día sin pernотación) ni las jornadas de pesca practicadas en lo que FAMILITUR denomina el entorno habitual (municipio de residencia). Previsiblemente, una fracción muy importante del total de días de pesca disfrutados por los

¹⁵ Para los propósitos de este ejercicio, se ha asumido que el número de pernотaciones equivale al número de días de práctica de la actividad.

residentes en España caigan en esa categoría. Por esta razón puede pensarse que los resultados subestiman el valor agregado del servicio.

- Aunque la corrección con criterios de paridad de poder adquisitivo, recomendada por la literatura, permite incorporar a la transferencia internacional de resultados diferencias en precios e ingresos, ésta es una solución que dista de ser perfecta. En primer lugar, la estimación del factor PPP está sujeta a un cierto grado de incertidumbre ya que depende de la cesta de bienes seleccionada para hacer la comparación entre países. Por otra parte, existen diferencias importantes en la presión fiscal que soportan los contribuyentes de cada país, así como en los servicios que reciben del Estado (como la sanidad o la educación, que pueden ser gratuitas o prestarse a bajo coste), lo que determina qué ingresos están realmente disponibles para el ciudadano. Además, las diferencias culturales entre países pueden estar detrás de estructuras de preferencias muy heterogéneas, especialmente en cuestiones de patrimonio común, valores compartidos, etc. (Ready y Navrud, 2006). Estos y otros argumentos relativizan la utilidad de la transferencia de resultados como técnica de valoración en ausencia de otras alternativas.
- Por último y más importante, no se dispone de una función de demanda que estime un excedente del consumidor a partir de los atributos del espacio (la calidad ambiental, accesibilidad, presencia de instalaciones complementarias, etc. del tramo de río o costa), de las características socioeconómicas de las personas que practican la actividad o del tipo de viaje necesario. Con el esquema de valoración propuesto (limitado por la escasez de información disponible para España), todos los días de pesca recogidos en la encuesta de FAMILITUR se estiman por un mismo valor unitario, con independencia de ese conjunto de factores que explican por qué unos espacios son más valorados que otros. Que los resultados estén expresados por provincia es coherente con esa limitación, ya que no es posible asignar valores a una escala de más detalle. Como se verá en el siguiente epígrafe, existen dificultades adicionales al reparto de valores por el territorio.

5.3.3. Dificultades para la asignación de valores al territorio

La dificultad fundamental a la que se enfrenta una posible asignación de valores al territorio es que con la información disponible en la actualidad es posible determinar con un cierto nivel de precisión dónde se realiza la actividad y en qué proporción se concentra y, por tanto, cómo repartir en el territorio los valores estimados. Se da el caso de las provincias litorales, en las que no es posible conocer qué parte de las jornadas de pesca registradas por FAMILITUR se da en tramos de costa y qué parte en tramos de ríos u otros cuerpos de agua continentales (o incluso de aguas salobres). Además, tanto en las provincias interiores como en las costeras no es posible conocer con precisión cómo se distribuye la actividad ya que, aunque existan mapas de zonas de pesca (cotos, vedados y otras figuras), no se ha localizado información que permita asignar intensidad de visitas o de capturas a tramos de río, costa, masas de agua, etc.

Esto no significa, sin embargo, que no exista información que sería eventualmente de utilidad. El Anuario de Estadística Forestal más reciente (2006) contiene un listado de las masas de aprovechamiento pesquero (zonas reservadas para la pesca deportiva). Además, algunas Comunidades Autónomas¹⁶ disponen de cartografía de esas zonas de pesca. Las ideas empleadas en la asignación territorial de valores de los servicios del agua (por cuencas o subcuencas) serían también de aplicación en este servicio, aunque probablemente sería necesario también considerar las características ambientales concretas del tramo donde se practica la actividad.

REFERENCIAS

- Alberini, A., Zanatta, V., Rosato, P., 2007. Combining actual and contingent behavior to estimate the value of sports fishing in the Lagoon of Venice. *Ecological Economics* 61, 530–541.
- Barton, D., 2002. The transferability of benefit transfer. *Ecological Economics* 42, 147–164.
- Brouwer, R. 2000. Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics* 32, 137–152.
- Cantrell, R.N., Garcia, M., Leung, P.S., Ziemann, D., 2004. Recreational anglers' willingness to pay for increased catch rates of Pacific threadfin (*Polydactylus sexfilis*) in Hawaii. *Fisheries Research* 68, 149–158.
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van Den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253 – 260
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408
- Farber, S., Costanza, R., Childers, D.L., Erickson, J., Gross, K., Grove, M., Hopkinson, C.S., Kahn, J., Pincetl, S., Troy, A., Warren, P., Wilson, M., 2006. Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *Bioscience* 56(2), 117–129.
- Gutiérrez-Yurita, P.J., Martínez, J.M., Bravo-Utrera, M.A., Montes, C., Ilhéu, M., Bernardo, J.M., 1999. The status of crayfish populations in Spain and Portugal. En: *Crayfish in Europe as Alien Species: How to Make the Best of a Bad Situation?* F. Gherardi, D.M. Holdich (eds.). CRC Press, 1999.
- Hanley, N., Colombo, S., Tinch, D., Black, D., Aftab, A., 2006. Estimating the benefits of water quality improvements under the Water Framework Directive: are benefits transferable? *European Review of Agricultural Economics* 33, 391–413.
- Heston, A., Summers, R., Aten, B., 2006. Penn World Table Version 6.2. Center for International Comparisons of Production, Income and Prices at the University of Pennsylvania.
- Johnston, R.J., Ranson, M.H., Besedin, E.Y., Helm, E.C., 2006. What Determines Willingness to Pay per Fish? A Meta-Analysis of Recreational Fishing Values. *Marine Resource Economics*, 21 1–32.
- Johnstone, C., Markandya, A., 2006. Valuing river characteristics using combined site choice and participation travel cost models. *Journal of Environmental Management* 80, 237–247.
- Loomis, J. 2005. Updated outdoor recreation use values on national forests and other public lands. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-658. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Pawson, M. G., Tingley, D., Padda, G., Glenn, H., 2004. Final report. EU contract FISH/2004/011 on "Sport Fisheries" (or Marine Recreational Fisheries) in the EU For The European Commission Directorate-General for Fisheries. EC Directorate-General for Fisheries Unit FISH-1.
- Ready, R., Navrud, S., 2006. International benefit transfer: Methods and validity tests. *Ecological Economics* 60(2), 429–434.

¹⁶ En una revisión realizada en agosto de 2008, se ha detectado información cartográfica y de otro tipo en diversas consejerías de las siguientes Comunidades Autónomas: Galicia, Cantabria, La Rioja, Navarra, Aragón, Cataluña y Castilla y León.

Rosenberger, R.S. y Loomis, J.B., 2000. Benefit Transfer of Outdoor Recreation Use Values. A Technical Document Supporting the Forest Service Strategic Plan (2000 Revision). U.S. Department of Agriculture Forest Service.

Shrestha, R.K. Loomis, J.B. 2001. Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation. *Ecological Economics* 39: 67–83

Shrestha, R.K., Seidl, A.F., Moraes, A.S., 2007. Value of recreational fishing in the Brazilian Pantanal: a travel cost analysis using count data models. *Ecological Economics* 42, 289–299.

Toivonen A.-L.; Roth E.; Navrud S.; Gudbergsson G.; Appelblad H.; Bengtsson B.; Tuunainen P., 2004. The economic value of recreational fisheries in Nordic countries. *Fisheries Management & Ecology* 11(1), 1–14.

6 · Control de la erosión

6.1. Introducción

6.1.1. Definición del servicio

Aunque la erosión es un proceso que tiene lugar de manera natural, como agente modelador del paisaje, y que incluye desde la meteorización de la roca madre a la escorrentía, el transporte de materiales y la sedimentación de las partículas aguas abajo (UNCCD, 2006), algunas actividades antrópicas como la agricultura intensiva, las deforestaciones o los incendios pueden perturbar el medio físico, favoreciendo la erosión hídrica superficial de tipo laminar y en regueros, la formación de cárcavas y barrancos y la acción erosiva del viento (Torres Quevedo, 2004). Los procesos erosivos ocasionan, a nivel local, una migración de las reservas de nutrientes y materia orgánica del suelo (Lal, 1987), lo cual trae como consecuencia, a corto plazo, una reducción del rendimiento potencial de los cultivos en las zonas afectadas (Pimentel *et al.*, 1995; Barbier, 1995) y a medio plazo, un inadecuado drenaje, una menor infiltración y una mayor acción erosiva que puede dar lugar a la colmatación de embalses (Pimentel *et al.*, 1995), disminuyendo la generación de energía hidroeléctrica (Guo *et al.*, 2000), la cantidad y calidad de agua disponible para otros usos (Magrath y Arens, 1989), así como algunos servicios recreativos asociados a los humedales (Farber *et al.*, 2006). Las pérdidas económicas causadas por la erosión y compactación del suelo se han estimado en 1.200 millones US\$ año⁻¹ en EEUU (Gill, 1971), en 915 millones US\$ año⁻¹ en Canadá (Girt, 1996) y en 5.400 millones US\$ año⁻¹ en Asia (UNEP, 1994). Quizás por este motivo, y pensando más en los impactos ambientales y socioeconómicos que producen los eventos erosivos sobre el bienestar social (Costanza *et al.*, 1997; Daily, 1997), es necesario estudiar el control de la erosión como un servicio del ecosistema llevado a cabo por las diferentes coberturas vegetales. La Evaluación de Ecosistemas del Milenio clasifica la formación de suelo como un servicio de soporte (MEA, 2005), junto con la producción primaria y el reciclado de nutrientes, ya que sin el suelo (o los nutrientes o los procesos fotosintéticos) no se pueden realizar el resto de servicios de producción o regulación del ecosistema. Sin embargo, algunos autores argumentan que el control de la erosión se debe incluir en el ejercicio de valoración como un servicio de regulación de ecosistemas (de Groot *et al.*, 2002; Hein *et al.*, 2005; Farber *et al.*, 2006), diferenciando el servicio control de la erosión de la formación de suelo, ya que tienen lugar en diferentes escalas (biomas, ecosistemas o coberturas vegetales) (Turner *et al.*, 2000), inciden de distinta manera sobre el bienestar humano (capital privado o público) y requieren distintas metodologías para ser valorados.

6.1.2. Importancia del servicio en España

En España el 12 % de la superficie está afectada por procesos erosivos agudos y el 31% está sometida a procesos de alto riesgo por desertificación (MMA, 2006). El Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES), elaborado ya para gran parte del territorio nacional¹, establece que la tasa de erosión promedio en el ámbito nacional está en torno

¹ De acuerdo con las estadísticas de Indicadores de Medio Ambiente del Ministerio de Medio Ambiente, las regiones con mayor proporción de superficie en riesgo de desertificación son las del levante y sur peninsular (Andalucía, Región de Murcia, Comunidad Valenciana y Cataluña), además de las islas Canarias (MMA, 2006).

a las 10–12 t ha⁻¹año⁻¹, con rangos que van desde las 0 hasta 200 t ha⁻¹ año⁻¹ (INES, 2005). Los ambientes de la España semiárida, en concreto la región de Murcia y Almería, caracterizados por la incidencia de precipitaciones torrenciales y esporádicas y por la presencia de suelos con bajos contenidos en materia orgánica (Jones, 2006) son las regiones más afectadas por procesos erosivos en cárcavas, donde una única riada puede suponer la pérdida de toneladas de suelo acumuladas durante cientos de años (Torres Quevedo, 2004). Sin embargo, si se revisan algunos datos empíricos de las tasas de erosión en España, se encuentran valores promedios que van de 4–6 t ha⁻¹ año⁻¹ para ecosistemas semiáridos de ambientes mediterráneos (ITGE, 1999; Cantón *et al.*, 2003) y de 10–12 t ha⁻¹ año⁻¹ para las Islas Canarias (Rodríguez Rodríguez *et al.*, 1998), por lo que, algunos autores advierten que el cálculo de las tasas de erosión a partir de RUSLE puede estar sobreestimado en los ambientes mediterráneos y que se podría estar subestimando el servicio de control de la erosión en algunos ecosistemas naturales mediterráneos (Gallardo *et al.*, 2002; Ibáñez, 2007). Aunque existen algunos trabajos en España sobre cuál es el impacto de la erosión a escala de parcela agrícola (ITGE, 1999; Martínez-Casasnovas *et al.*, 2005; Martínez-Casasnovas y Ramos, 2006), no se conoce con precisión cuál sería el impacto económico de la erosión del suelo laminar, en regueros o en cárcavas, de no existir las actuales coberturas de uso del suelo, por lo que, presentamos a continuación una revisión de metodologías que pueden ser de utilidad en la valoración económica del servicio control de la erosión en los ambientes mediterráneos.

6.1.3. Revisión de metodologías

La valoración que se atribuye a los servicios de los ecosistemas depende de quién se beneficia del servicio (beneficiarios) y de quién cubre los costes de provisión y mantenimiento (Hein *et al.*, 2005). En el servicio control de la erosión en suelos agrícolas intervienen, a escala local, los agricultores, ya que parte de los procesos erosivos tienen lugar en las parcelas agrícolas donde los productores pueden optar, o no, por realizar prácticas de conservación de suelo (terrazas, caballones, labranza perpendicular a la pendiente, prácticas de laboreo mínimas o nulas). En esta selección, entran en juego los incentivos o motivaciones del agricultor, de manera que éste optará por realizar prácticas de conservación en la medida en que el beneficio marginal de las mismas iguale los costes (Barbier, 1995). Martínez-Casasnovas *et al.* (2005) encuentran que los costes de realizar prácticas de conservación de suelo en viñedos son menores que las pérdidas de rentabilidad agraria. Sin embargo, los beneficios de las prácticas de conservación no se reflejan de manera directa en los precios de mercado, dado que los productos agrícolas no reciben un valor añadido por realizar dichas prácticas de conservación, por lo que, difícilmente este tipo de criterios influye en la toma de decisiones del agricultor. Además, la existencia de mercados distorsionados por las políticas agrarias proteccionistas de la UE y EE.UU., influyen en las decisiones del agricultor que, con frecuencia, está más preocupado por la producción que por realizar prácticas de conservación de suelo.

En este sentido, el servicio control de la erosión se puede valorar, por un lado, a escala de parcela agrícola, donde las pérdidas de nutrientes y de materia orgánica causan el descenso de la productividad agrícola. Y, por otro lado, a escala regional, cuando la

erosión afecta a los bienes y/o servicios públicos. El valor del servicio en los suelos agrícolas puede ser estimado a partir de los costes de sustitución en fertilizantes, agua o energía (Dixon *et al.*, 1994), la pérdida de rentabilidad agraria o el beneficio marginal de realizar o no prácticas de conservación de suelo (Barbier, 1995; Gunatilake y Vieth, 2000; Martínez-Casasnovas y Ramos, 2006), mientras que los efectos de la erosión sobre los bienes públicos pueden ser establecidos usando técnicas de valoración de mercado o de no-mercado (Hein *et al.*, 2005). A esta escala, es importante diferenciar entre dónde se produce la erosión de suelo y dónde se manifiesta, de manera que la rápida colmatación de un embalse *aguas abajo* ocurre tras la erosión y transporte de sedimentos *aguas arriba*, lo cual dificulta la distribución del valor por coberturas de territorio, a las que se les suelen atribuir diferentes tasas de erosión en relación con la cobertura vegetal (Guo *et al.*, 2001). En cualquier caso, la metodología de valoración se refiere a los *costes evitados* en la limpieza y mantenimiento de los embalses, así como en la prevención de riadas, deposición de sedimentos o tratamiento de aguas (Farber *et al.*, 2006). Siguiendo la definición de Hein *et al.* (2005), se justifica la valoración del *servicio control de la erosión* en que i) proporciona un beneficio directo a las personas que viven en la zona, a escala de parcela agrícola, ii) tiene un impacto fuera del ecosistema, por lo que el área de influencia del servicio necesita ser definida antes de ser valorado y iii) provee un beneficio directo a la sociedad, al incidir sobre la provisión de agua o energía hidroeléctrica. Por todo lo anterior, en la valoración del servicio control de la erosión y formación de suelo se requiere conocer la pérdida de suelo evitada por la cobertura de estudio, elegir la línea de base a partir de la cual se considera que el ecosistema contribuye con el servicio de control de la erosión y establecer las diferentes metodologías de valoración económica, tal y como se presenta a continuación:

Estimación de la tasa de erosión de suelo evitada

Aunque el primer estudio científico sobre los efectos de la erosión data de finales del siglo XIX, y los primeros experimentos cuantitativos los realizó el Servicio Forestal de Estados Unidos en 1915 (Mitchell y Bubenzer, 1980), fue la catástrofe del Dust Bowl, la que despertó un gran interés y preocupación por los problemas de la erosión del suelo. Dissmeyer y Foster (1983) realizaron una evaluación de los factores que afectaban a la pérdida de suelo y propusieron una ecuación empírica, llamada *Universal Soil Loss Equation* (USLE). Posteriormente, esta ecuación fue revisada y modificada por la *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE), la cual permite calcular empíricamente la pérdida de suelo a partir de un conjunto de factores bióticos y abióticos, según la ecuación: $A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$, donde A es la pérdida de suelo por unidad de superficie para un periodo de tiempo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), R es el índice de erosión pluvial (cantidad, frecuencia e intensidad de la lluvia), K es el factor erosionabilidad del suelo, L es el factor longitud de la ladera, S es la pendiente, C es el factor cubierta vegetal y P es el factor de prácticas de conservación de suelo (fajas, terrazas o bancales). Una vez calculados los factores, las pérdidas de suelo se agrupan por niveles erosivos, desde cero cuando la erosión es mínima ($0 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) hasta siete ($>200 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Sin embargo, uno de los inconvenientes que tiene la RUSLE es precisamente su carácter universal, de hecho algunos autores argumentan que “no se puede recomendar que se aplique la ecuación [USLE] a condiciones para las que no fue establecida” (Morgan, 1995). Pero, cualquier otra alternativa requeriría modelos de carácter dinámico más

complejos. En España, se utilizó la USLE para elaborar el Mapa de Estados Erosivos, y en la actualidad, se está aplicando la RUSLE para estimar las pérdidas de suelo a un nivel más detallado en cada Provincia en el INES.

Sin embargo, uno de los problemas que se encuentra en el momento de valorar el servicio de control de la erosión es elegir la línea de base a partir de la cual un ecosistema contribuye con el servicio control de la erosión laminar y en regueros. Puesto que el suelo es un recurso no renovable (a escalas de tiempo reducidas), es necesario seleccionar algún criterio que permita determinar la cantidad de suelo retenido por las distintas coberturas vegetales, así como el incremento de materia orgánica en el horizonte superficial. Para ello, es importante diferenciar el servicio control de la erosión de la formación de suelo, para lo que se establecen distintos criterios:

- Se podría pensar, en primer lugar, en que existe una pérdida de suelo cuando la tasa de erosión supera la tasa de formación de suelo, es decir, cuando las pérdidas son mayores que las ganancias. Algunos autores señalan que la tasa de formación de suelo, calculada a partir del incremento de un centímetro del perfil de suelo, se encuentra alrededor de $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Lal, 1997), o bien, que la tasa de regeneración de suelo puede durar de 100 a 400 años (Pimentel y Wilson, 1997); quedando excluidos los entisuelos, litosuelos o andisuelos (que se comportan como ciertos inceptisoles). En España, el Plan de Acción Nacional contra la Desertización estima que gran parte del territorio nacional sufre algún proceso erosivo (MMA, 1994), lo que explica que las tasas de erosión sean muy superiores a las tasas de formación de suelo, lo que llevaría a asignar un valor negativo del servicio a gran parte del territorio nacional. Sin embargo, el contenido de materia orgánica del suelo se podría utilizar como un indicador de la capacidad de infiltración de agua en el suelo y, por lo tanto, de prevención contra los procesos erosivos laminares, en regueros o en cárcavas, donde se ha observado una alta correlación entre los suelos españoles con bajo contenido de carbono ($<1\%$) y la tasa de pérdida de suelo ($>2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Jones, 2006)². Por otro lado, Barbier (1995) considera que el nivel óptimo a partir del cual un suelo agrícola contribuye con el control de la erosión no debería ser un “nivel cero”, ya que no es posible cultivar sin incrementar en un grado la erosión y, aún cuando existen algunas prácticas de conservación de suelos, la inversión para reducir los niveles de erosión hasta hacerlos cero haría inviable la actividad.
- El segundo criterio para calcular la línea de base consiste en usar la diferencia entre la tasa de erosión del ecosistema natural y la del suelo degradado, entendiendo la degradación como cualquier actividad antrópica que incide directamente sobre el suelo y su capacidad de regeneración natural. De esta forma, se imputaría un valor negativo de control de la erosión en la misma relación en que el ecosistema pierde suelo respecto el ecosistema natural. En este punto, es necesario entender el suelo desde el punto de vista agrobiológico (y no edafogenético), es decir, como los primeros centímetros de suelo donde se

² Consultar mapas: [URL: http://eusoiils.jrc.it/events/SummerSchool_2006/Presentations/3_BJONES_ErosOMlands.pdf]

encuentran los nutrientes, la materia orgánica y el agua disponible para las plantas, que inciden de manera directa sobre la productividad del ecosistema (Lal, 1997). En España, gran parte de los suelos de las mesetas castellanas presentan un bajo contenido de materia orgánica en el suelo como consecuencia de la intensificación de los cultivos cerealistas en el pasado (López-Fando y Almendros, 1995), por lo que, algunos autores argumentan que España está desertificada desde hace cientos de años (Ibáñez, 2007) y que las cifras de erosión para los ambientes mediterráneos españoles están sobreestimadas y que cualquier cobertura vegetal, aunque esté formada exclusivamente por hierbas, contribuye a reducir la erosión (Gallardo Díaz *et al.*, 2002; Gallardo Díaz *et al.*, 2000).

- Otro criterio para calcular la línea de base podría consistir en usar la diferencia entre la tasa de erosión con y sin cobertura vegetal; para ello, se podría emplear la diferencia de la tasa de erosión cuando se hacen cero los factores C y P de la ecuación RUSLE, comúnmente empleada en la literatura. La diferencia entre ambas tasas de erosión se asignaría a la cobertura vegetal, de manera que toda cubierta vegetal contribuiría en mayor o menor medida a la conservación de suelo. Eade y Moran (1996) recalculan USLE con y sin cubierta vegetal, obteniendo así el volumen total de suelo retenido por la cobertura vegetal. Guo *et al.* (2001) establecen como línea de referencia una tasa de erosión de $1,09 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, que corresponde con una situación ideal de máxima cobertura vegetal, mínima pendiente y suelos resistentes a la erosión.
- Por último, siempre se podría plantear como línea de base el promedio de la tasa de erosión. Por ejemplo, el PANDE estima una tasa de erosión en España de $10\text{-}12 \text{ t ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ (MMA, 2006). Este valor de línea de base permitiría diferenciar entre coberturas con tasas de erosión superiores al promedio nacional, donde quizás no tenga sentido valorar el servicio, ya que el servicio no podría ser sustituido a un coste aceptable para la sociedad (Barbier, 1995; Turner *et al.*, 2000), de aquellas coberturas con tasas de erosión menores al promedio nacional, donde es factible su valoración mediante costes evitados o de sustitución.

Valoración económica de la pérdida de suelo evitada

Una vez elegida la línea de base a partir de la cual se considera que un activo retiene suelo, el siguiente paso es cómo valorar la pérdida de suelo evitada. Pimentel *et al.* (1995) calculan los costes económicos producidos por la pérdida de suelo en EE.UU. Para ello, subdividen los gastos derivados de la erosión en costes *in-situ* y *ex-situ*. Los costes *in-situ* se refieren a los gastos en los que habría que incurrir para compensar la pérdida de nutrientes, carbono de suelo y agua producida por la erosión del subsistema suelo. Mientras que los costes *ex-situ* se refieren a los daños ocasionados por la deposición de partículas de suelo en los cuerpos de agua que colmatan los embalses, reducen las reservas de agua, disminuyen la producción de energía y el tiempo de vida de los embalses. Esta terminología ha sido adoptada por numerosos autores (Costanza *et al.*, 1995; Farber *et al.*, 2006, de Groot *et al.*, 2002; Eastwood *et al.*, 2000). En concreto, autores como Pimentel *et al.* (1995), Guo *et al.* (2001) y Cruz *et al.* (1988)

calcularon el coste de reposición en fertilizantes en función de la tasa de pérdida de suelo (CUADRO 106). Estos autores asumen que la pérdida de fertilidad ocasionada tras los procesos erosivos se recupera completamente tras la aplicación de fertilizantes químicos y agua de riego. Sin embargo, el coste de reposición no implica necesariamente que el suelo se recupere, sólo asegura que la producción agrícola se puede mantener al menos por un periodo finito de tiempo (Lal, 1997; Lal, 1994), por lo que, sería más correcto hablar del coste de mantenimiento de la producción agrícola en un intervalo de tiempo, lo cual permitiría diferenciar la agricultura de conservación de los sistemas intensivos (Lacasta y Meco, 2001).

Por otro lado, otros autores proponen valorar el servicio control de la erosión a escala de parcela mediante la pérdida de la rentabilidad agrícola (Costanza *et al.*, 1997; Farber *et al.*, 2006; Martínez-Casasnovas *et al.*, 2005; Magrath y Arens, 1989) o la realización de prácticas de conservación de suelo (Martínez-Casasnovas y Ramos, 2006). En los países en vías de desarrollo, el control de la erosión del suelo debe contabilizarse en función de la pérdida de productividad del cultivo, ya que no siempre es viable y factible la sustitución de la fertilidad natural por fertilizantes químicos o agua (Pimentel *et al.*, 1995; Farber *et al.*, 2006). Con frecuencia, el precio de los abonos químicos es tan alto que el coste de reposición se convierte en el principal coste del agricultor, por tratarse de agricultura de subsistencia (Barbier, 1995). Además, si se considerara en la valoración del servicio control de la erosión la función productiva, a partir de los costes del agricultor, se podría incurrir en doble contabilización, ya que la erosión incide en el funcionamiento del ecosistema en su conjunto (Hein *et al.*, 2005). La Federación Europea de Agricultura de Conservación (ECAAF, 2007)³, así como los trabajos de Magrath y Arens (1989)⁴, han estimado que la pérdida a escala global de 75 billones t suelo supone, en términos del descenso de producción agrícola, 400 billones US\$ año⁻¹, o más de 70 US\$ persona⁻¹ año⁻¹ (FAO, 2006).

Por otro lado, los costes *ex situ* proporcionan valores tanto del servicio retención de suelos en los sistemas forestales (Costanza *et al.*, 1997, Chomitz y Kumari, 1995; Dixon y Hodgson, 1988; Eade y Moran, 1996), como de los costes evitados en la colmatación de embalses (Pimentel *et al.*, 1995; Adger *et al.*, 1994; ECAAF, 2007), en la reducción de tierras abandonadas o en el coste de limpieza para prevenir avalanchas de sedimentos (Guo *et al.*, 2001), así como en la disminución del tiempo de vida del embalse, la reducción en la generación de energía hidroeléctrica y la capacidad de almacenar agua para otros usos (Magrath y Arens, 1989; Cruz *et al.*, 1988, Hansen *et al.*, 2002) (CUADRO 106). Por otro lado, el servicio formación de suelo se refiere al incremento de carbono en los primeros horizontes de suelo⁵. Estudios previos demuestran que la erosión disminuye las reservas de materia orgánica en el suelo (Lal, 1997) por lo que, algunos ecosistemas (Burke *et al.* 1995; Ithori *et al.*, 1995) realizan una función en la captura de carbono en suelo que se puede traducir por el coste de emisiones de dióxido de carbono a la atmósfera (Fankhauser y Pearce, 1994). En este sentido, De Groot *et al.*

³ Basándose en Pimentel *et al.* (1995)

⁴ Según Repetto *et al.* (1989)

⁵ La captura de carbono en suelo constituye otro servicio del ecosistema (epígrafe 2.7), sin embargo, algunos autores consideran que los ecosistemas realizan un servicio en la formación de suelo, ya que se ha observado que las tasas de pérdida de suelo están relacionadas con el carbono de suelo (Jones, 2006).

(2002), siguiendo los trabajos de Costanza *et al.* (1997), obtienen un valor de retención de suelo que difiere del servicio de formación de suelo.

Sin embargo, algunos autores argumentan que los costes *ex situ* son más importantes porque afectan al conjunto de la sociedad, por lo que, proponen utilizar métodos de preferencias declaradas, en los que se pregunta a los ciudadanos por su preferencia de elección o disponibilidad a pagar (DAP) por un cambio en las condiciones actuales, ya sea de manera directa, mediante la valoración contingente o de manera indirecta, utilizando los métodos de experimentos de elección (EE) (Colombo y Calatrava, 2003; Colombo *et al.*, 2003). Un estudio de valoración contingente realizado en la Cuenca del Aljibe (Almería) ofrece una diferencia en la DAP por realizar medidas correctoras de erosión, entre los habitantes de la zona y los visitantes, de 104,04-72,03 € año⁻¹ (Almansa y Calatrava, 2006), frente a la encontrada por Colombo *et al.*, (2003) de 42-72 € ha⁻¹ año⁻¹. La aplicación de EE en la cuenca del Alto Genil (Granada) proporcionó un valor de 57-159 € ha⁻¹año⁻¹ que se pudo comparar con la prima concedida por la Junta de Andalucía a la realización de prácticas de agricultura de conservación, establecida en 132,2 € ha⁻¹año⁻¹ por un período de 5 años (Colombo y Calatrava, 2003). De este modo, los métodos de preferencias declaradas se pueden emplear para validar hasta que punto las políticas públicas que fomentan la conservación del suelo se perciben por la sociedad como una mejora del bienestar, lo que puede contribuir a la justificación de compensaciones económicas por la realización de medidas de conservación de suelo.

CUADRO 106. Valoración económica del servicio control de la erosión y formación de suelo en diferentes ecosistemas

Cobertura CORINE	Servicio ecosistémico	Metodología	Pérdidas de suelo, nutrientes, producción o capacidad del embalse	Valoración económica	Rango de estimación ¹ € ₂₀₀₅ ha ⁻¹ año ⁻¹	
Suelo agrícola	Control de la erosión	Costes de reposición en fertilizantes	17 t ha ⁻¹ año ⁻¹	100 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Pimentel <i>et al.</i> , 1995)	30-240	
			—	53 € ha ⁻¹ año ⁻¹ (ECAAF, 2007)		
			464.200-75.960 t suelo	272 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Guo <i>et al.</i> , 2001)		
			Pérdidas de 188-753 k/ha NPK	30-120 € ₁₉₉₉ ha ⁻¹ año ⁻¹ (ITGE, 1999) ²		
			Pérdidas del 6 % N y 26 % P	40-79 € ha ⁻¹ año ⁻¹ (Martínez-Casasnovas y Ramos, 2006)		
			Pérdidas de 118-70 y 51 k/ha NPK	50-127,5 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Cruz <i>et al.</i> , 1988)		
	Pérdida de rentabilidad agraria		>10 cm suelo	28,5 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Costanza <i>et al.</i> , 1997)	28-150	
			16,2 t ha ⁻¹	106-153 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Farber <i>et al.</i> , 2006)		
			Pérdidas del 4 % de la producción	68,6 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Magrath y Arens, 1989)		
			Pérdidas del 5% de la producción	150 € ha ⁻¹ año ⁻¹ (Martínez-Casasnovas <i>et al.</i> , 2005) ³		
Costes en prácticas de conservación	>31,5%	180 € ha ⁻¹ año ⁻¹ (Martínez-Casasnovas y Ramos, 2006)	180			
Suelo forestal	Control de la erosión	Costes evitados	—	185 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Costanza <i>et al.</i> , 1997)	180 (25-213)	
			-	29-245 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (de Groot <i>et al.</i> , 2002)		
			Pérdida de suelo evitada	940 US\$ ha ⁻¹ (Eade y Moran, 1996) ⁴		
		Costes en la colmatación de embalses		—	96 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Pimentel <i>et al.</i> , 1995)	50-98
				Pérdida de servicios recreativos	0,1-5 US\$ t ⁻¹ (Hansen <i>et al.</i> , 2002)	
				6,83 M m ³ año ⁻¹	57 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Guo <i>et al.</i> , 2001)	
				113 M t año ⁻¹	2,3 M US\$ año ⁻¹ México (Adger <i>et al.</i> , 1995) ⁵	
				1,07 M m ³	16,2-74,8 M US\$ (Magrath y Arens, 1989)	
		Costes en la retirada de sedimentos		>20t ha ⁻¹ año ⁻¹	0,055 US\$ t suelo (Cruz <i>et al.</i> , 1988) ⁶	78
				16,6 M m ³	88 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Guo <i>et al.</i> , 2001)	
	Costes en el tratamiento de aguas			50-150 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Adger <i>et al.</i> , 1995)	51-154	
Reducción de tierras abandonadas	6.500 ha año ⁻¹			3 US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Guo <i>et al.</i> , 2001)		
EE: Valoración contingente	—	42-72 € ha ⁻¹ año ⁻¹ (Colombo <i>et al.</i> , 2003); 57-159€ ha ⁻¹ año ⁻¹ (Colombo y Calatrava-Requena, 2003)				

1 Se utiliza la conversión de US\$_{añoX} a US\$₂₀₀₅, según la oficina de estadísticas del Departamento de Trabajo de USA y la tasa de cambio media de US\$ 2005 a €₂₀₀₅, según la Reserva Federal de los EE.UU.

2 Se calcula el precio de los fertilizantes para el 2005 usando los precios publicados para 1999 (15,49 €/100k NPK) y se utilizaron los precios de 2003(17,94 €/100k NPK) para calcular el incremento para el periodo 1999-2003 que resultó ser de 0,61 € por año (MAPA, 2007).

3 Las pérdidas en producción suponen el 5 % de los ingresos brutos de la producción de uva (3.000 € /ha año)

4 Eade y Moran (1996) dan valores para píxeles de 50 m, desde 0-444,5 US\$ píxel⁻¹.

5 Calculado a partir del coste de reposición de 20 US\$₁₉₈₈ / 100 t suelo (Holmes, 1988) que equivaldría a 26,4 €₂₀₀₅ / 100 t suelo.

6 Se calcula sobre el coste de retirada de sedimentos en 0,008 US\$/t suelo, la pérdida de agua de riego en 0,055 US\$/t suelo (167US\$/ha) y la reducción en la generación de energía hidroeléctrica en 0,007US\$/t suelo (1.480US\$/año).

6.2. Control de la erosión en el activo bosque

6.2.1. Definición del servicio en el activo bosque

Tradicionalmente se ha considerado al bosque como un agente protector del suelo. La cubierta vegetal proporciona protección al suelo al disminuir la energía cinética de las gotas de lluvia, limitando la velocidad de la escorrentía, aumentando la permeabilidad del suelo, y disminuyendo la velocidad del viento. Esta característica de las masas forestales ha estado presente en la gestión que se ha venido realizando en las mismas. El mantenimiento de la función protectora del suelo y, por tanto, la disminución de los procesos erosivos ha sido un objetivo presente, generalmente de forma explícita, en los Proyectos de Ordenación (PO) de un gran número de masas forestales en España, por lo que se puede extender al área objeto de estudio por tratarse de montes de la cabecera de la cuenca de varios ríos. Así, la protección frente a riesgos erosivos cobra importancia, y de hecho parte de esta superficie forestal presenta un marcado valor como zonas de protección hidrológica, con el fin tanto de proteger los suelos como por la regulación de los regímenes hídricos. Todo esto conlleva a que algunos cuarteles tengan como objetivo principal la protección contra la erosión, y la gestión forestal (tipo de cortas, forma de las mismas, etc.) se realice respetando ese fin. Por otro lado, en la zona de estudio habitualmente no se observan episodios de torrencialidad importantes y la erosión hídrica suele ser escasa, debido al estrato herbáceo que cubre los suelos de los montes y por el buen arraigo que, en general, presenta la vegetación.

6.2.2. Metodología de valoración

Como una primera aproximación al tema, se puede decir que el estudio de la erosión en el activo bosque se ha abordado en España desde dos puntos de vista. Por un lado, desde un punto de vista cualitativo, se ha incorporado en los Inventarios Forestales Nacionales (IFN) un registro de las manifestaciones erosivas, entre las cuales se encuentran: la presencia de cuellos de raíces al descubierto, la existencia de regueros, cárcavas o barrancos y el deslizamiento del terreno. Existe información del IFN a nivel provincial para toda España, identificando los anteriores tipos de manifestaciones erosivas para cada estrato de vegetación previamente definido y localizándolos geográficamente. Y, por otro lado, desde un punto de vista cuantitativo, se puede hacer una estimación numérica de las pérdidas de suelo usando la ecuación de pérdida de suelo de la RUSLE, tal y como se presenta en el epígrafe 6.1. En este sentido, es preciso comentar que ambos procedimientos pueden ser complementarios pero, hasta la fecha, los resultados de los mismos no han sido directamente incorporados en los instrumentos de gestión asociados a los montes en la zona de estudio.

Los métodos anteriormente descritos adolecen de un problema básico si se está pensando en un ejercicio de valoración: los resultados no están medidos en unidades monetarias. De hecho no abundan los estudios a este respecto y tal como se puede comprobar en el CUADRO 107, una de las pocas estimaciones monetarias que se conocen dentro del ámbito nacional para valorar esta función de protección del suelo que realizan los sistemas forestales se recoge en el procedimiento que se sigue para

realizar una valoración de una masa forestal afectada por un incendio. En Martínez, (2005) se utilizan unas fórmulas dependientes del valor del suelo forestal, del coste de la repoblación, y del coste de la siembra si se trata de un estrato herbáceo o arbustivo. Como se puede apreciar, esta metodología es independiente de la cuantificación de la cantidad de suelo que se pierde o de las pérdidas de suelo que se evitarían por la mera existencia de la vegetación arbórea. Precisamente la base de la metodología que se ha empleado en este ejercicio parte de la medición de estas toneladas de suelo. Por último, es preciso apuntar que en el ámbito forestal resulta práctica habitual que los estudios que abordan la medición de la erosión en el suelo se centren preferentemente en mediciones *in situ*, más que *ex situ* (Hartanto *et al.*, 2003), fundamentalmente debido a la dificultad de la medición de las pérdidas *ex situ*, y, por otro lado, a que así pueden vincular posibles alternativas silvícola con los efectos que provocan en términos de toneladas de suelo perdidas.

Aunque el supuesto básico ya ha sido adelantado, en este subapartado se señalarán otras hipótesis que se han introducido para realizar el ejercicio de valoración en la zona de estudio, así como las fuentes de la información utilizadas. Las hipótesis contempladas serían las siguientes:

- Se utiliza el modelo RUSLE para determinar las tasas de erosión real y potencial
- Se asume que la gestión forestal realizada en dichos montes no modifica las citadas tasas de erosión
- No se considera un valor económico unitario por cada tonelada de suelo evitada que se haya cuantificado

Con el fin de calcular las tasas evitadas de erosión, es preciso determinar las tasas de erosión real y potencial. Para ello se seguirá el modelo RUSLE (Renard *et al.*, 1997), dado que es el empleado en el INES (Inventario Nacional de Erosión de Suelos). Ello implica que se admiten todos los condicionantes asociados a esta metodología, y se asumen sus debilidades, como la calibración de algunos coeficientes en zonas forestales (Haro *et al.*, 2005). La segunda hipótesis hace referencia a que, debido a la escala de la valoración y a que no se contempla trabajar con datos primarios, no se van a evaluar posibles incrementos en la erosión debido a la realización de diversas prácticas relacionadas con las cortas finales y el transporte de la madera. En definitiva, aunque la evaluación de las pérdidas de suelo consecuencia del aprovechamiento de las existencias maderables es una preocupación creciente en el ámbito forestal (Hood *et al.*, 2002), no se va a abordar en este ejercicio.

Desde hace tiempo se han venido publicando trabajos que intentan medir el impacto económico de las pérdidas de suelo en zonas forestales en los que no se introduce en la metodología empleada un precio unitario por tonelada de suelo (Hickman y Jackson, 1979). En el CUADRO 108 se recogen las fuentes utilizadas para realizar el ejercicio de valoración en la zona de estudio. Se incluyen tanto los datos propiamente necesarios para realizar la valoración, como el soporte cartográfico necesario.

CUADRO 108. Fuentes de Información utilizadas

Fuente	Año	Informaciones
Mapa de Estados Erosivos, MEE (antiguo ICONA)	1987-2002	Tasa de erosión del suelo real (t/ha*año) a nivel de cuenca hidrográfica (E:1/200.000)
Inventario Nacional de Erosión de Suelos, INES. Provincia de Madrid (DGB)	2003	Tasa de erosión del suelo real y potencial (t/ha*año) a nivel provincial (E:1/50.000)
CORINE	2000	Soporte gráfico del Proyecto VANE

Fuente: Elaboración propia.

Como se puede apreciar, para determinar el papel que realizan las masas forestales en el control de la erosión se han empleado dos fuentes de información que pretenden estimar dicho control, el INES y el MEE (Mapa de Estados Erosivos). Ambas fuentes, tanto el INES como el MEE, se fundamentan en que tienen como objetivo primordial determinar la tasa de erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) para el conjunto del territorio español, y así obtener una estimación de la erosión, tanto numérica como cartográficamente. Es preciso recordar que el MEE se realizó a una escala 1:200.000, mientras que el INES se está ejecutando a una escala 1:50.000, pero dista mucho de estar completo. Esta circunstancia supone un handicap para realizar la valoración, como se mostrará seguidamente.

La citada metodología se puede aplicar de dos formas diferentes. Por un lado se obtendrán directamente valores relativos a la tasa de erosión para el pino silvestre en el área de estudio, y, atendiendo a un segundo punto de vista se pueden calcular valores más agregados y referidos al conjunto de bosques de hoja acicular siguiendo nomenclatura CORINE (código 31210), dentro de los que se encuentran las masas de pino albar. Para estimar la tasa de erosión evitada, como se indicó en el epígrafe 6.1., se consultaron tanto el MEE como el INES. Ambas fuentes de información dan una estimación de la tasa de erosión actual, y a priori pudiera pensarse que con el uso de una de las dos fuentes sería suficiente, ya que ambas aportan dicha tasa. Sin embargo, es necesario destacar que el MEE solamente ofrece información sobre la erosión actual presente en el territorio, mientras que el INES da adicionalmente información de erosión potencial que tendría un terreno sin ningún tipo de cubierta vegetal. Este matiz es útil, ya que se está midiendo el efecto que acarrea la presencia de vegetación en cuanto al control de la erosión. Dado que los niveles erosivos vienen dados según rangos, se operará con valores promedios. Así, para un polígono que presenta un nivel erosivo 1 actual o potencial ($0-5\ t\ ha^{-1}\ año^{-1}$), se considera que ese polígono presenta un valor asociado a la tasa de erosión de $2,5\ t\ ha^{-1}\ año^{-1}$. Simplemente calculando la diferencia entre los valores promedio en cuanto a la erosión potencial y la erosión actual ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$), y multiplicando esta diferencia por la superficie, se obtiene la pérdida de suelo evitada ($t\ ha^{-1}$) para cada una de las combinaciones posibles de erosión actual y erosión potencial que se presentan. Es importante resaltar que al tratarse de suelos forestales no resulta necesario aplicar los factores de corrección ligados a pérdidas de horizontes superficiales de suelo, utilizados en los suelos agrícolas. Con independencia de la aproximación efectuada, para obtener un resultado en unidades monetarias, únicamente faltaría multiplicar las toneladas de suelo evitadas por un precio por tonelada correspondiente al año 2005. Sin embargo, como se ha comentado

anteriormente, no se va a llegar a este punto, por lo que los resultados se mostrarán en unidades físicas, y no monetarias.

Siguiendo este razonamiento, sería lógico utilizar exclusivamente la información del INES, pero sólo está publicada esta información para muy pocas provincias, entre las que se incluyen Madrid, pero no Ávila y Segovia, que también forman parte de la zona de estudio. En definitiva, para estas dos provincias sólo se dispone de la información del MEE, y con esta cartografía no se puede conocer la tasa de erosión evitada, luego habrá que realizar una función de transferencia de resultados desde Madrid a las dos provincias citadas. En este caso, para realizar la transferencia de resultados se va a utilizar un modelo de regresión lineal en el que la Fcc sea la variable independiente, y la tasa de erosión evitada para cada polígono CORINE (31210, “Bosques de coníferas de hojas aciculares”), la variable dependiente. Con los datos correspondientes a la provincia de Madrid se construirá ese modelo, que después se aplicará en las restantes provincias.

6.2.3. Resultados y asignación del valor al territorio

A continuación, se van a mostrar los resultados de la tasa de erosión siguiendo los dos procedimientos anteriormente descritos. Asimismo, se han presentado los resultados de forma cartográfica (FIGURA 34) con los valores obtenidos aplicando la regresión lineal. Según esta primera aproximación, para el conjunto de los pinares de silvestre de las provincias de Ávila, Madrid y Segovia se ha obtenido un pérdida de suelo evitado de 3.452.420 t año⁻¹ (53 t ha⁻¹ año⁻¹), de las cuales 472.697 t año⁻¹ (49 t ha⁻¹ año⁻¹) corresponden a las masas situadas en la provincia de Madrid. Aplicando la segunda aproximación, se obtiene un valor de 6.646.883 t año⁻¹ (75 t ha⁻¹ año⁻¹) para estos mismos montes. Nótese que este valor es sensiblemente diferente al anteriormente obtenido, probablemente debido a que en este caso se engloban todas las masas de pinares de hoja acicular, no sólo los pinares de silvestre.

Por otro lado, si se midiera en los polígonos correspondientes al área de estudio la tasa de pérdida de suelo actual (MEE), se obtendrían unos valores promedio de 6,83 t año⁻¹. Estos valores quizá sean algo elevados según el sistema forestal objeto de estudio. Por ejemplo, las manifestaciones erosivas registradas para la Comunidad de Madrid en el III IFN (2004) para los dos estratos (01 y 02) en los que el pino albar es la especie principal muestran que en más del 97% de las parcelas no existe ninguna manifestación erosiva, y no se observa en ningún caso fenómenos erosivos como cárcavas y deslizamientos del terreno.

La metodología anteriormente expuesta requería el empleo de una función de transferencia a partir de los resultados relativos a las tasas de pérdida de suelo evitadas de Madrid hacia las provincias de Ávila y Segovia. Se pretende seguir en esta línea para el resto de ecosistemas forestales, para lo que es necesario conocer los datos relativos al mayor conjunto posible de provincias en las que se haya finalizado el INES. Además, se pretende mejorar la regresión utilizada para realizar dicha transferencia introduciendo otras variables independientes. En concreto, se pretende que los próximos modelos integren no sólo la Fcc, sino también la pendiente.

Para la representación cartográfica del valor monetario se han seleccionado, en primer lugar, aquellos polígonos CORINE con código 31210, para a continuación superponer la capa del MFE (Mapa Forestal Español) con la selección CORINE anterior, con el fin de obtener los polígonos CORINE que se corresponden a masas de pino albar. Con esta superposición ya se pueden obtener estimaciones de la Fcc media en cada polígono. A continuación, se procedió a determinar la tasa de erosión evitada (diferencia de la erosión potencial con la actual), utilizando la regresión anteriormente descrita, para todos los polígonos del área de estudio

6.3. Control de la erosión *in situ* en zonas agrícolas y pastizales

El servicio de control de la erosión *in situ* o en parcela se valora a partir de las pérdidas de productividad agraria de los cultivos, y no a partir de los costes de reposición (en fertilizantes, MO o agua), dada la escala de estudio en VANE. A continuación, se presenta el procedimiento a seguir para la elaboración del mapa de valor.

1. Pérdidas de rentas agrarias debidas a la erosión actual

En primer lugar, se requiere conocer cuál es la pérdida de producción agraria ocasionada por la erosión en cada una de las parcelas agrícolas. También se pueden emplear datos agregados por comarcas agrícolas (como el Delta del Ebro o el Campo de Dalías). Para ello se deberán delimitar las comarcas por regiones bio-climáticas (con similar temperatura y precipitación media anual), para lo cual se puede emplear el mapa de regiones bio-climáticas (1).

Para calcular la pérdida de productividad agrícola de una parcela o comarca agrícola, las opciones son varias, en función de las fuentes de datos disponibles. En primer lugar, se pueden calcular las pérdidas de rentas agrarias debidas a la erosión actual, empleando para ello el cruce de cartografía entre el mapa de erosión actual y el mapa de rentas agrarias. En segundo lugar y a falta del mapa de erosión actual (INES en elaboración), se pueden incorporar variables independientes como la pendiente. Y, por último, cabe la posibilidad de utilizar datos de pérdida de productividad agraria de la literatura. Estas opciones se explican a continuación:

a. **Pérdidas de rentas agrarias debidas a la erosión actual.** Para elaborar este mapa se emplea el mapa de erosión actual (2) que se ha utilizado previamente para elaborar el mapa de pérdidas de suelo evitadas (3). Este mapa representa las pérdidas anuales de suelo con el actual uso. Aplicado a la cobertura de suelo agrícola, este mapa informa de la capacidad de los agroecosistemas de retener suelo, evitando los procesos de erosión y desertización. Para calcular la pérdida de productividad agrícola debida a la erosión, se cruza el mapa de erosión actual (2) con el mapa de rentas agrarias (4) que se ha obtenido previamente a partir de la descapitalización de los precios de la tierra. Al cruzar ambos mapas: erosión actual y rentas de la tierra, se obtiene un tercer mapa de pérdidas de rentas agrarias debidas a la erosión actual (5) que permitirá conocer si las parcelas de menores rentas corresponden con aquellas zonas donde existen las mayores pérdidas de suelo o viceversa. O bien, conocer qué parte de la productividad agraria podría explicarse por la pérdida de suelo y qué parte por otros factores, como pudieran ser: el sustrato geológico, la incidencia de vientos, plagas o enfermedades, la cercanía a poblaciones cercanas... Aunque es de esperar que la pérdida de suelo conlleve una pérdida de productividad agrícola, se puede producir la paradoja de que las tierras más productivas sean las que más pérdidas de suelo generan. Piénsese, por ejemplo, en suelos con altos contenidos de materia orgánica como los cultivos de fondo de valle o de regadío. Podría ocurrir igualmente que la producción agrícola no se viese mermada con altas tasa de erosión. Este es el caso, por ejemplo, de los suelos sedimentarios (denominados leptisoles) donde la erosión más que dañar el horizonte superficial, lo “rejuvenece”, así como de cultivos tan conocidos por todos como los olivares en pendiente.

Para continuar con el ejercicio, es necesario validar **el tipo de correlación encontrada entre la erosión actual y las rentas agrarias** en cada píxel del territorio. Por ejemplo, en el supuesto de una correlación lineal, del tipo: $Y = a + bX$ (ec. 1), donde Y representa el flujo monetario de las rentas agrarias (€/ha año), X viene dada por las tasas de erosión actual (t/ha año), b representa el peso que representa la variable independiente X en el valor de Y, y a es la constante del modelo lineal. Este tipo de ecuaciones se resuelve con un estadístico, en la que la R^2 verifica la fortaleza del modelo, esto es, el hecho de que el modelo no se deba al azar. La significatividad del R^2 vendrá dada por el número de puntos que se ha empleado para conformar la ecuación. De manera generalizada se da por válida una correlación cuando la $R^2 > 0,7$, es decir, cuando el modelo explica, al menos, el 70% de los datos. Si la correlación lineal (ec 1) no fuera significativa, habría que optar por otro tipo de ecuaciones del tipo logarítmico, exponencial o poligonal. Si aún así, el resultado no fuera satisfactorio, habría que hacer algún tipo de transformación de los datos. Si, llegado el caso, no se encuentra ninguna correlación entre pérdida de suelo y rentas agrarias, habría que desestimar esta opción. Esto no quiere decir que no exista una correlación (positiva o no) entre ambas variables, sino que el cruce entre ambas cartografías no lo refleja. En el Anexo 1 de este epígrafe se presenta un supuesto práctico de esta aplicación cartográfica, en la que, se obtiene una correlación logarítmica ($R^2 > 0,96$) entre las rentas agrarias y la pérdida de suelo por la erosión actual.

b. **Pérdidas de rentas agrarias debidas a la pendiente.** Dado que las tasas de pérdida de suelo se obtienen como una combinación de variables independientes, factores USLE o RUSLE, según tipo de mapa (MEE o INES), tales como: la precipitación efectiva, la erosionabilidad del suelo, la longitud de la parcelas y pendiente, la cubierta vegetal y las prácticas de conservación de suelo, difícilmente se podrá conocer el peso de cada una de estas variables en la ecuación final de pérdida de suelo. En vistas de que la pendiente puede ser una de las variables independientes que más influye en la pérdida de rentas agrarias, una posibilidad consistiría en correlacionar las rentas agrarias directamente con el mapa de pendientes (6) (FIGURA 1 del anexo). De este modo, se sugiere en particular el cruce entre la pendiente y el mapa de rentas agrarias. Esto permitirá conocer de una manera rápida y sencilla si la pérdida de rentas en los cultivos está asociada a la pendiente. Para realizar este ejercicio se requiere el mapa de pendiente y el mapa de rentas agrarias. De nuevo, debe validarse que la información que recoge el modelo es certera y no debida al error experimental. Así como presentarse las correlaciones entre ambas variables y el R^2 . En el Anexo 2 se presenta el mismo supuesto del Anexo 1, pero se sustituye el mapa de erosión actual por el mapa de pendiente, encontrándose una correlación exponencial entre la pendiente y las rentas agrarias ($R^2 > 0,96$), lo cual pone de manifiesto la fortaleza de la variable erosión como una variable subrogada del (agro) ecosistema.

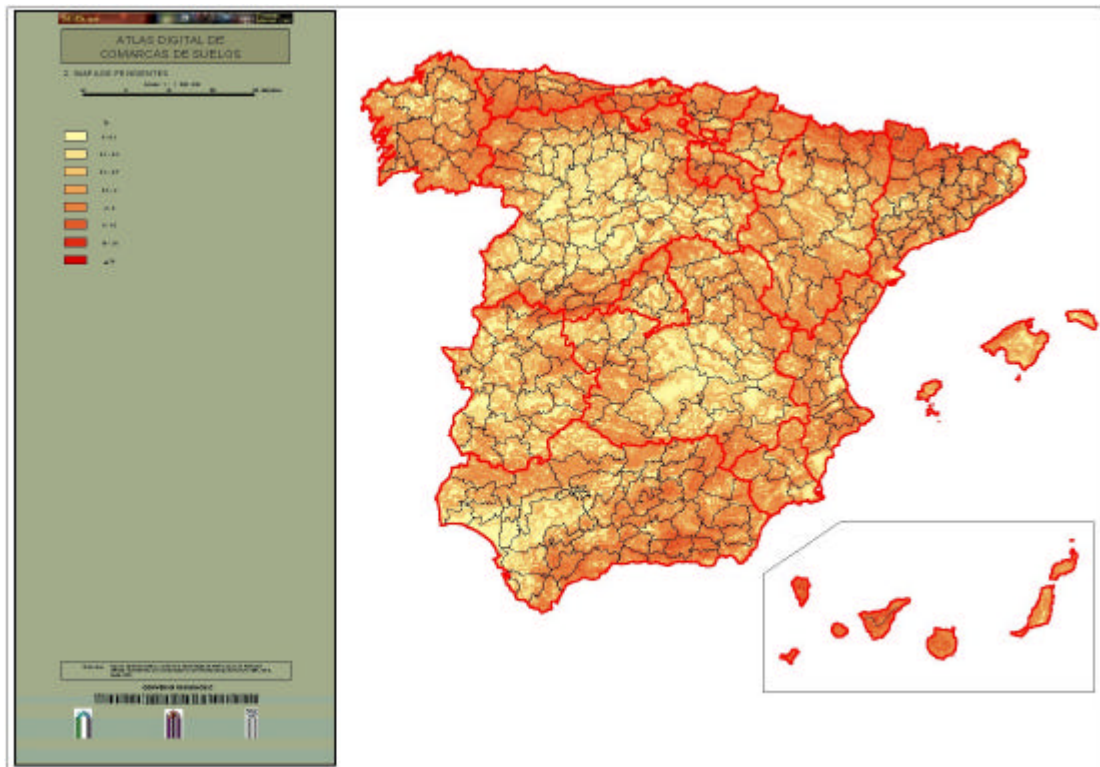


FIGURA 1: Mapa de pendientes del SEISNET.

c. **El valor de anclaje de los costes *in situ* de la erosión.** En su defecto, siempre se pueden emplear datos de la literatura. En este sentido, se podría utilizar el trabajo de Biggelaar *et al.* (2004) que ofrece datos de los porcentajes de pérdida de productividad agraria por cultivo y tipo de suelo para Europa. A partir de este trabajo se han rescatado algunos valores para el proyecto VANE (CUADRO 1), como son la pérdida de productividad para los cultivos de patatas y trigo (ya que el sorgo y millo no son cultivos representativos en España), en función del sustrato litológico, asumiendo por lo tanto los supuestos del trabajo⁶.

⁶ En el propio trabajo de Biggelaar *et al.* (2004) se asumen como constantes las tasas de erosión (no se consideran eventos esporádicos), las pérdidas de producción y el impacto de la erosión en la productividad agrícola.

CUADRO 1. Pérdidas de productividad agrícola (%) debidas a la erosión propuestas por de Biggelaar *et al.* (2004) y adaptadas para los suelos españoles.

Tipo de suelo	Perdida porcentual de productividad
Alfisoles	0,013606755
Andisoles	0,01044964
Aridisoles	0,013676579
Entisoles	0,014157303
Histosoles	0,013300166
Inceptisoles	0,013713191
Molisoles	0,016906152
Oxisoles	0,013613119
Spodosoles	0,01
Ultisoles	0,013300166
Vertisoles	0,013704951

En la Península Ibérica y Baleares, la mayor parte de las tierras agrícolas corresponde con suelos del tipo Inceptisoles, Aridisoles, Entisoles y Alfisoles (FIGURA 2 del anexo). En las Islas Canarias, dado su origen volcánico, aparecen además los andisoles, y vertisoles por lo que sólo será necesario emplear las primeras filas del Cuadro 1.

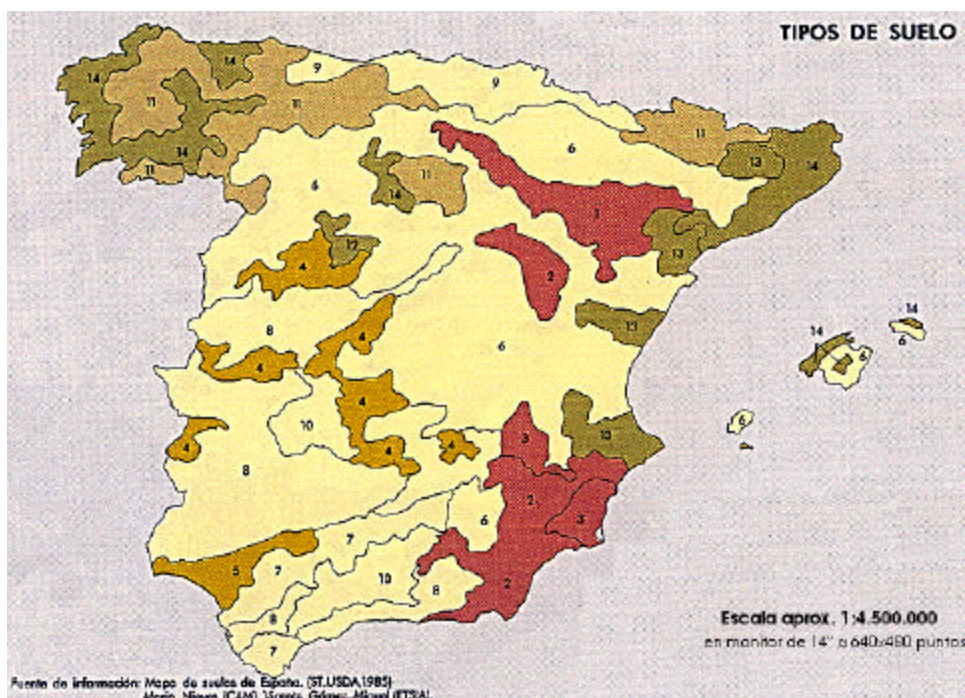


FIGURA 2: Mapa de suelos de España: Aridisoles(1-3), Alfisoles (4-5), Inceptisoles (6-11), Entisoles (12-14).

Para poder emplear estos valores en el territorio español, habría que identificar, en primer lugar, las coberturas de suelo agrícola donde se cultivan los cereales y patatas, que pudieran corresponder con las categorías tierras de labor en secano, tierras de labor en regadío y mosaicos de cultivos en regadío. Para solventar esta imprecisión, se pueden emplear las hojas 1T,

publicadas por el MAPA (2003), que ofrecen la superficie ocupada de cada cultivo, siguiendo para ello el mismo criterio que el empleado para las medidas agroambientales. Una vez elegidas las coberturas de suelo agrícola, habría que seleccionar aquellos polígonos con pendiente nula, empleando para ello el mapa (6). Una vez localizados los cultivos habría que cruzarlos con el mapa de clasificación de suelos (7) (FIGURA 3). Y entonces, aplicar los porcentajes del CUADRO 1 sobre el mapa de rentas agraria, obtenido previamente. En el Anexo 3 se presenta un supuesto práctico de la aplicación cartográfica. En últimas, se podría utilizar el mismo valor promedio de pérdida agrícola para todas las coberturas CORINE, como si fuera un valor de base, a partir del cual se sumarían otras pérdidas de productividad en función de la pendiente, tipo de cultivo,....

Como se puede observar, si se opta por esta metodología, no se requiere el mapa de erosión porque se asumen pérdidas de producción agrícola constantes (los supuestos del trabajo de Biggelaar *et al.*, 2004). Se trata de valores muy bajos, por lo que la idea sería emplear estos datos como **valores de anclaje**. Quedarían por calcular las pérdidas de productividad en el resto de coberturas vegetales, en especial los cultivos perennes. Aquí las opciones son pocas, ya que existe muy poca bibliografía al respecto. Por el momento se dispone de algunos porcentajes para los viñedos del Penedés (Martínez-Casanovas) y se está a la espera de algunos datos para el olivar (J. Alfonso Gómez). Para algunos cultivos se pudieran emplear las diferencias de productividad entre agricultura de conservación (o de mínimo laboreo) y agricultura intensiva, según trabajos de la Asociación de Agricultura de Conservación.

Por otro lado, no descartaríamos en esta etapa la posibilidad de estimar una pérdida de producción progresiva conforme se incrementa alguna de las variables independientes como la pendiente, de manera que se podrían construir niveles de pérdida de productividad agrícola.

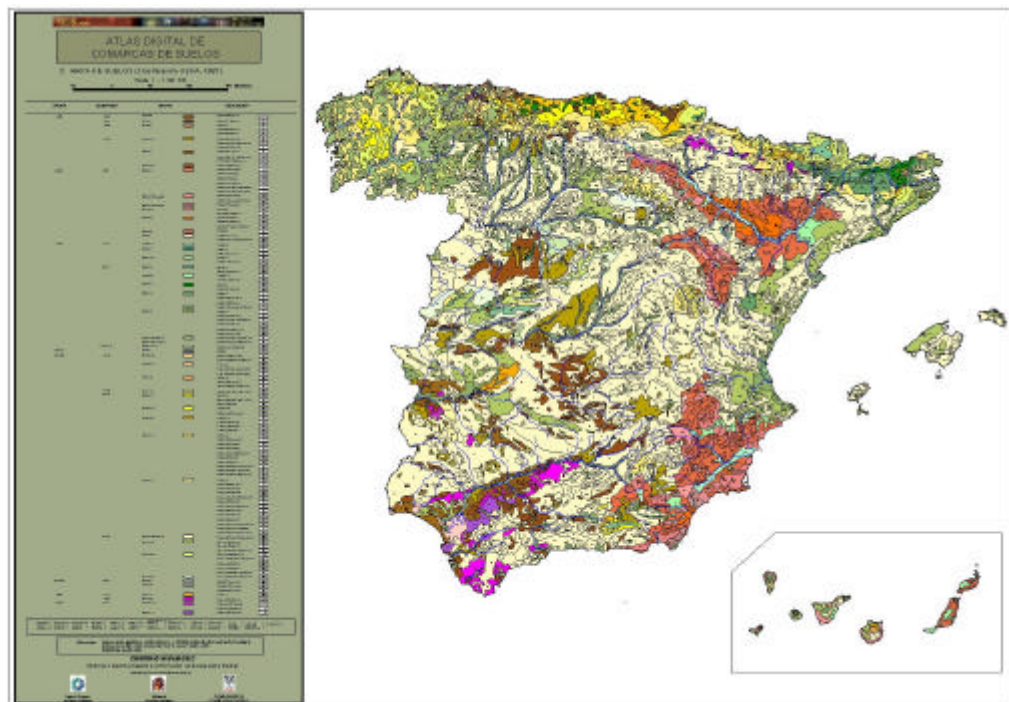


FIGURA 3: Mapa de clasificación de suelos de España, del SEISNET.

Con todo, se obtendría un **mapa de pérdidas de rentas agrarias debidas a la erosión actual (5)**. Sin embargo, el siguiente paso consistiría en conocer qué parte de las pérdidas de rentas agrarias se deben a la erosión evitada, es decir, a la erosión que se produciría si no existiese la cubierta vegetal.

2. Pérdida de rentas agrarias debidas a la erosión potencial

En este apartado se trata de calcular qué parte de las pérdidas de rentas agraria se producirían si la cubierta vegetal fuera cero. En la práctica esto significa hacer cero el factor C de la ecuación RUSLE con la que se construyen los mapas de erosión, por lo que, esta parte sólo se podrá hacer si se ha comprobado previamente que existe correlación entre la erosión actual y las rentas agrarias y se dispone de la ecuación (ec. 1) correspondiente.

El ejercicio consiste en lo siguiente. En primer lugar, se sustituye el mapa de erosión actual (mapa 1) por el mapa de pérdidas de suelo evitadas (mapa 3) que se ha elaborado previamente. Para cada valor de pérdida de suelo evitada, se le asignará un valor de rentas agrarias, sustituyendo en la ecuación lineal obtenida previamente. Esto es, no se utilizará el mapa de rentas de la tierra, sino que se empleará la correlación encontrada entre la erosión actual y las rentas de la tierra, para crear un nuevo mapa de rentas de la tierra potencial (9). La diferencia entre la rentas real (mapa 4) y la potencial (mapa 9) nos dará la pérdida de rentas de la tierra cuando además de perderse suelo de forma natural (erosión actual), se elimina la cubierta vegetal (erosión potencial) que regula gran parte del servicio control de la erosión. El mapa resultante se puede denominar como el mapa de costes in situ de la erosión evitada (10), ya que muestra las pérdidas de rentas agrarias que se producirían de no existir la cubierta vegetal. Representa, por lo tanto, el coste de la erosión evitada, pudiéndose interpretar como el coste de reposición que tendría que asumir el productor (agricultor) para evitar que su parcela pierda rentas agrarias. En la actualidad, las pérdidas de suelo se compensan con la aplicación de altas dosis de fertilizantes (principalmente NPK), lo que permite mantener las rentas agrarias durante un corto periodo de tiempo. En el [Anexo 4](#) se presenta una aplicación cartográfica del cálculo de los costes in situ de la erosión evitada. En este anexo se puede observar que la pérdida de rentabilidad agraria se calcula sustituyendo los valores de la pérdida de suelo evitada (erosión actual menos potencial) en la ecuación (o estimador matemático) obtenido en el [Anexo 1](#). A partir de estos valores calculamos la diferencia de rentas agrarias entre el estado erosivo actual y el potencial, esto es, en el supuesto de que la vegetación ejerciera un papel nulo en la función de retención de suelo.

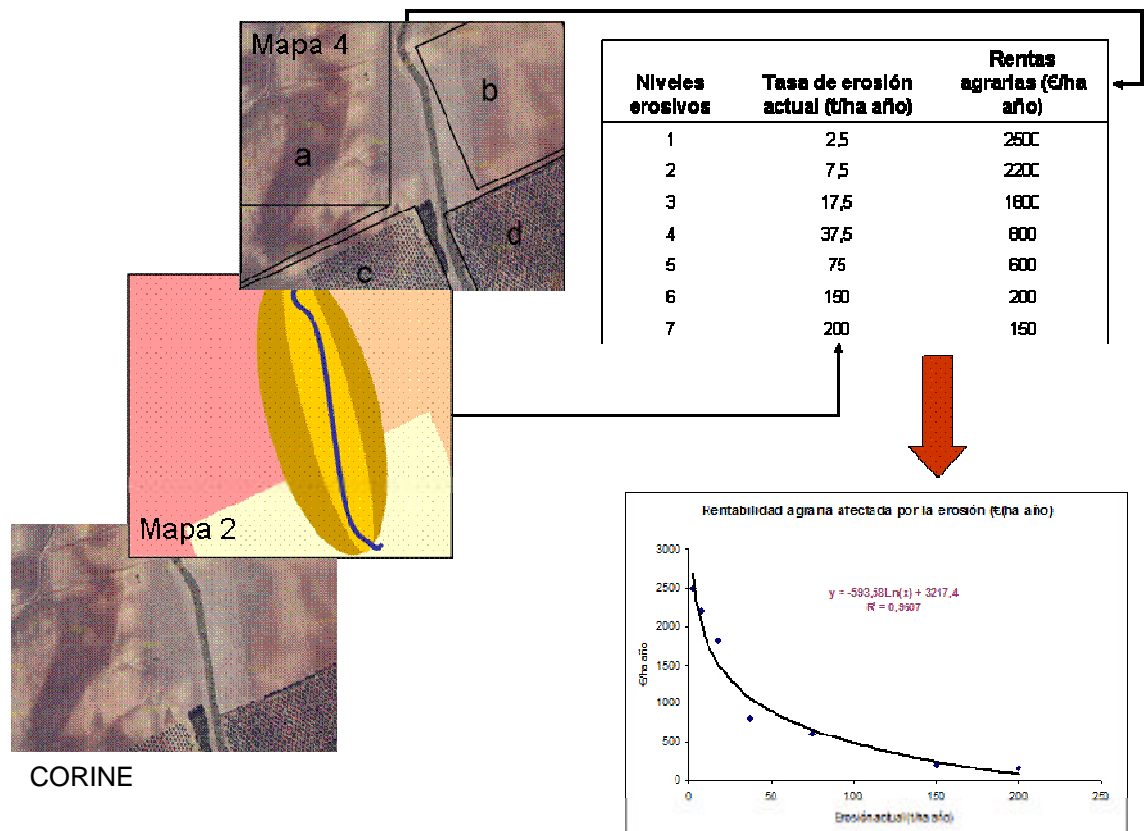
Resultados obtenidos

Tras la aplicación de la metodología anteriormente citada no se encontró una relación estadística significativa entre el valor de la producción agraria y la erosión actual del territorio. Como alternativa se trató de explicar la diferencia de rentas agrarias a través de la pendiente media del terreno, tomando de esta manera la pendiente como un estimador adecuado de la erosión del terreno. Esta segunda opción tampoco arrojó resultados satisfactorios. Esta carencia de significatividad estadística conlleva la no publicación de mapas de valor para este servicio. Recogiéndose únicamente para el mismo la metodología propuesta anteriormente, la cual podría ser extendida y reformada en futuras actualizaciones del proyecto VANE.

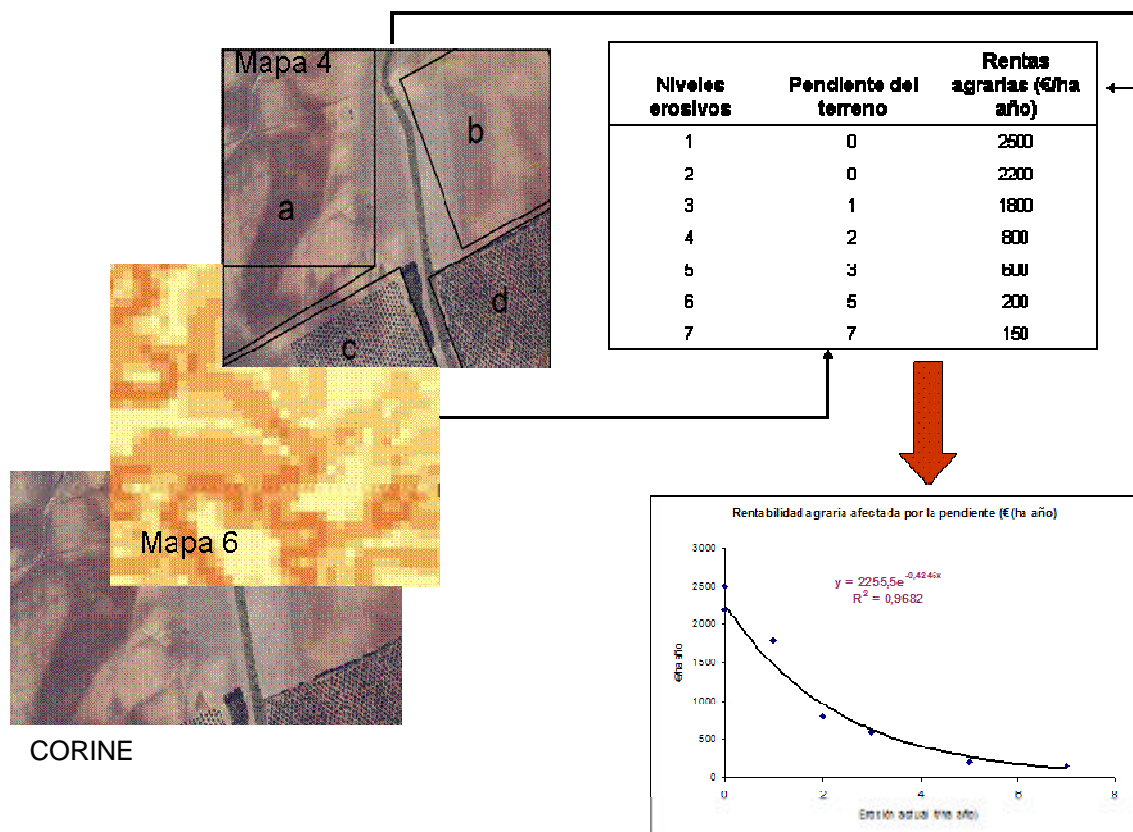
Bases cartográficas necesarias para elaborar el mapa de costes *in situ* de la erosión

- (1) Mapa de regiones bio-climáticas (Rivas-Martínez). Se requiere solo para calcular los costes *in situ* por comarcas agrarias y no por parcela.
- (2) Mapa de erosión actual: Elaborado a partir del Mapa de Estados Erosivos (1:200.000) e INES (1:25.000) en las provincias en las que esté disponible.
- (3) Mapa de pérdida de suelo evitada (TTEC): Elaborado a partir del Mapa de Estados Erosivos (1:200.000) e INES (1:25.000) en las provincias en las que esté disponible.
- (4) Mapa de rentas agrarias: Elaborado a partir de los precios de la tierra descapitalizados, por municipio.
- (5) Mapa de pérdidas de rentas agrarias debidas a la erosión actual: Obtenido a partir del cruce entre el mapa de erosión actual y el mapa de rentas agrarias.
- (6) Mapa de pendientes o elevación del terreno del SEISNET.
- (7) CORINE (MARM).
- (8) Mapa de clasificación de suelos del SEISNET
- (9) Mapa de rentas de la tierra potencial: Se obtiene al sustituir los datos de erosión actual por pérdida de suelo evitada en la ecuación de correlación calculada para hacer el mapa de pérdidas de rentas agrarias
- (10) Mapa de costes *in situ* de la erosión evitada: Mapa resultante de comparar las rentas agrarias actuales y potenciales cuando se hace cero la cubierta vegetal.
- (11) Hojas 1T: Ofrecen la superficie ocupada de cada cultivo a nivel municipal.

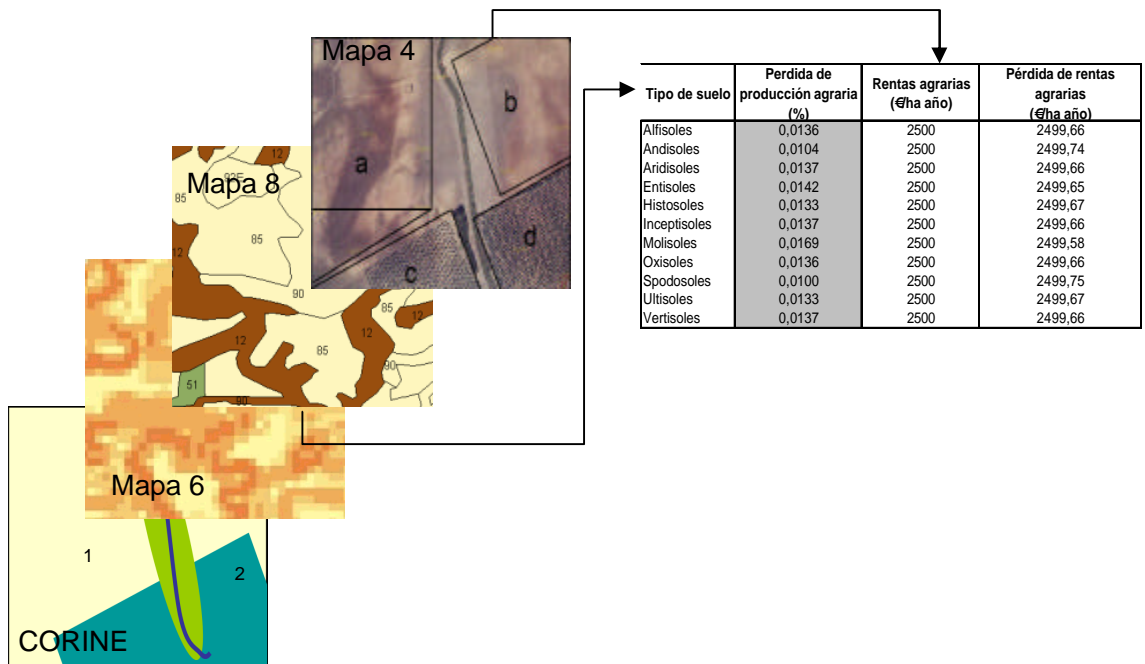
ANEXO 1: Cálculo de la pérdida de la renta agraria debida a la erosión actual



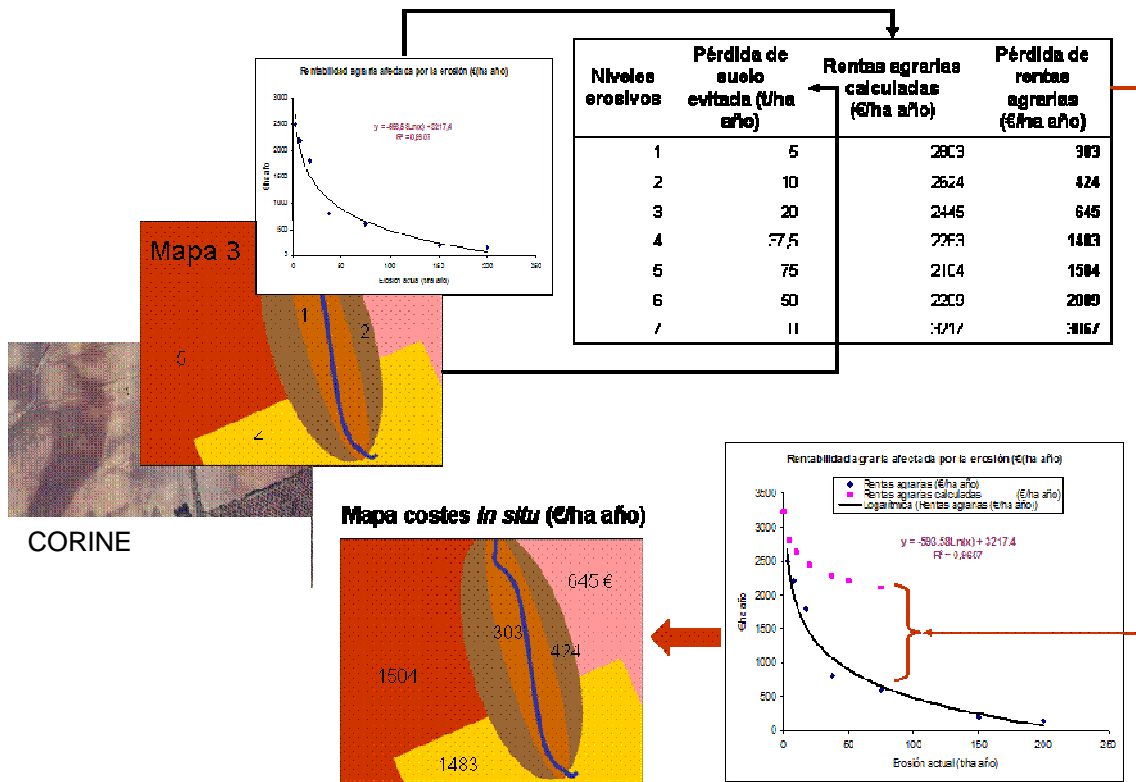
ANEXO 2: Cálculo de la pérdida de la renta agraria debida a la pendiente



ANEXO 3: Cálculo de la pérdida de la renta agraria siguiendo de Biggelaar *et al.* (2004)



ANEXO 4: Cálculo de los costes in situ de la erosión evitada



6.4. Transferencia de valores de las pérdidas de suelo evitada a provincias sin INES

Uno de los problemas que surge para calcular las tasas de pérdida de suelo evitada en las provincias en las que aún no se ha completado en Inventario Nacional de Suelos (INES 2012), consiste en la carencia de fuentes de datos o información cartográfica sobre la erosión potencial, es decir, en la falta de una base cartográfica que contenga las tasas de erosión de suelo cuando se elimina la vegetación para todo el contexto nacional.

En la actualidad, el único mapa de erosión disponible para toda España a escala de detalle⁷ corresponde con el Mapa de Estados Erosivos (en lo sucesivo MEE), a escala 1:1.000.000, que fue elaborado por ICONA en el periodo 1987–2001. Sin embargo, una de las mayores limitaciones de esta cartografía consiste en que para su elaboración se siguió la ecuación USLE (Universal Soil Loss Equation) que fue modificada posteriormente por la RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) dada la poca fiabilidad de la primera. De hecho, los primeros resultados del INES a nivel provincial han puesto de manifiesto que las tasas de erosión actual del MEE sobreestiman los valores de erosión actual en algunas provincias, mientras que las subestiman en otras. Otra de las limitaciones del MEE es que, aunque fue elaborado en su momento a partir de los coeficientes USLE, en la actualidad no es posible calcular el cambio que se produce cuando se anula el papel de la vegetación, de ahí que no sea posible calcular la tasa de erosión potencial a partir del mismo.

Todo ello ha llevado a que se plantee como objetivo de estudio la transferencia de las tasas físicas de pérdida de suelo evitada, esto es, la diferencia entre la tasa de erosión actual y potencial, desde las provincias para las que se dispone del INES a aquellas desprovistas del mismo. En concreto, la idea sería que, una vez se conoce la pérdida de suelo evitada en un punto del territorio y dado un conjunto de variables independientes de las que depende la erosión y sobre las cuales se ha construido la ecuación RUSLE, se transfiere la diferencia entre ambas tasas de erosión; el resultado final es un mapa de erosión evitada.

La cuestión clave reside entonces en dilucidar **qué tipo de variables** o atributos se deben elegir para especificar la función de transferencia. En principio y dado que se trata de identificar cuáles son las variables independientes que mejor explican las tasas de erosión del INES, esto es, calculadas según la ecuación RUSLE, uno tendería a pensar que el modelo de transferencia de resultados debería contener al menos los factores de la RUSLE. Haciendo un recordatorio de estos parámetros, tenemos que:

- a) El **factor R** refleja un índice de erosión pluvial, es decir, la cantidad, frecuencia e intensidad de las lluvias. Importante en climas mediterráneos donde las lluvias son esporádicas e irregulares.
- b) El **factor K** contiene información sobre la erosionabilidad del suelo, es decir, sobre la respuesta o resistencia del suelo a los procesos erosivos. Es un hecho constatado que determinados materiales son mucho más erosionables que otros, diferenciándose entre rocas blandas a los suelos altamente erosionable, como los suelos gipsícolas (con un alto contenido en yeso) o de deposición (con alto

⁷ Se han hecho intentos con bases de datos europeas como la RUSLE europea o el PESERA pero todos ellos tienen en común la baja resolución de la información, lo que ha llevado a descartar esta información

contenido de arcillas), de las rocas duras o resistentes a la erosión, como los granitos o basaltos. Además del tipo de roca es importante la fracción granulométrica (porcentaje textural) y la estabilidad del material (porcentaje de agregados y contenido de carbono de suelo). En este apartado es importante diferenciar entre rocas metamórficas y sedimentarias.

- c) El **factor LS** combina la longitud de la ladera con la pendiente. La longitud es una variable importante para compensar los errores de campo producidos por el “efecto borde” de las parcelas de campo donde se hacen las mediciones de campo, mientras que la variable pendiente adquiere interés a partir de valores superiores al 45%.
- d) El **factor C** o cubierta vegetal corresponde con el tipo y cobertura ocupada por la vegetación. Es el factor más importante en el contexto de este proyecto, ya que se trata de conocer cuál es el papel que realizan las diferentes coberturas vegetales en la retención de suelo y por tanto, en el control de la erosión.
- e) Y, por último, el **factor P o prácticas de conservación** de suelo incide en las labores agrícolas que realiza el hombre sobre el suelo. Incluye un conjunto de cultivos como son los cultivos a nivel, en terrazas, en bancales, en fajas o drenajes. Puede ser la variable más importante en suelo agrícola.

Para el caso concreto de España, las **fuentes de datos** que se emplearían para calcular la tasa de pérdida de suelo evitada en todo el territorio nacional según INES serían las siguientes:

FACTOR R: índice de erosión pluvial. Indicador cuantitativo ($10^2 \text{ J cm m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)

- Estaciones meteorológicas. Instituto Nacional de Meteorología.
- Regiones fitoclimáticas. Elaboración propia a partir de Allué (1990) o Rivas Martínez.
- Cantidad de precipitaciones anuales: Precipitación media anual para un periodo de retorno de 10 años. Instituto Nacional de Meteorología.
- Intensidad y frecuencia de los eventos de precipitación: Precipitación máxima en 24 horas para un periodo de retorno de 10 años, tiempo medio del evento de precipitación (minutos u horas) y número de eventos con precipitaciones diarias mayores a la media anual. Todas estas variables se pueden obtener de los servicios meteorológicos del Instituto Nacional de Meteorología o incluso del propio SIMPA. Este parámetro es muy importante para el Sureste español, donde las lluvias son esporádicas y torrenciales, de modo que no sólo se considera cuánto llueve sino cómo se distribuyen las lluvias a lo largo del año. Todas estas variables se localizan en AEMET (antiguo INM) disponibles en Internet:

http://www.aemet.es/es/elclima/datosclimatologicos/efemerides_extremos?o=C447A&v=PND

FACTOR LS: pendiente y longitud de la ladera. Indicador cualitativo (1–40)

- Altimetría. Modelo digital del terreno del MAPA
- Pendiente. Modelo digital del terreno del MAPA
- Orientación. Modelo digital del terreno del MAPA
- Longitud de la ladera. Modelo digital del terreno del MAPA

FACTOR K: índice de erosionabilidad. Indicador cualitativo (1–0)

- Erosionabilidad del suelo. Se emplean los índices litológicos de la FAO que diferencian los materiales litológicos en rocas duras, blandas, depósitos recientes y depósitos antiguos, asignándoles valores que van desde 0,1 para depósitos recientes no consolidados, hasta valores cercanos a 1 para rocas básicas (basaltos o granitos). Para ello se emplea el mapa geológico nacional del IGME a escala 1:50.000 o bien, en su

defecto, el mapa geológico de SEISNET 1:1.000.000 (<http://www.irnase.csic.es/users/microleis/mimam/atlas.htm>). Aunque pueden existir otras variables que expliquen la erosionabilidad, como la textura o contenido de materia orgánica de suelo, no se dispone de información cartográfica para realizarlo. Igualmente, aunque *a priori* se podría pensar en variables de modelos erosivos, como la escorrentía o infiltración, estas variables no se consideran en la ecuación RUSLE, al tratarse de variables dependientes de los eventos de precipitación. Sin embargo, el tipo de material litológico responde a la naturaleza del sustrato y su evolución en los últimos 1.000 años, funcionando como un registro ambiental.

Factor C: índice de cubierta vegetal. Indicador cuantitativo (%)

- Cobertura de suelo. CORINE.
- Fcc arbolada o FCC arbolada/ Fcc total. MFE50 para formaciones arboladas.
- Fcc para masas desarboladas. Mapa forestal de España 1:200.000 (J. Ruiz de la Torre)

Factor P: índice de prácticas de manejo

- Tipos de cultivo: a nivel, en terrazas, en bancales, en fajas o drenajes. En principio, se podría incorporar la presencia/ausencia de prácticas de laboreo a favor o en contra de las curvas de nivel usando el SIGPAC, pero este procedimiento es poco operativo y puede que no proporcione demasiada información. Por lo que, se propone un índice semicualitativo de prácticas de manejo que permite diferenciar entre suelos muy laboreados (como los cultivos de regadío o las tierras de labor), a los que se le asignarían valores cercanos a 1, y suelos poco o nada laboreados (como los pastizales o cultivos perennes de secano) que tendrían valores cercanos a cero.

Mapa de estados erosivos (MEE). Aunque pueda resultar paradójico incorporar las tasas de erosión real del MEE como una variable independiente en el modelo de transferencia de resultados, su interés estriba en el hecho de que es el único dato de erosión real disponible para todo el territorio nacional en el que se ha seguido la misma metodología, en este caso, los parámetros de la ecuación USLE. Aunque ya se ha comentado con anterioridad la limitación de esta fuente de información, el hecho de que cubra toda la superficie nacional, permite que se establezca como mapa base a partir del cual se construyen los demás. Las tasas de erosión real obtenidas en las provincias para las que se dispone del INES permitirán corregir estos valores.

Por lo tanto, el procedimiento que se propone para la transferencia de valores al resto de provincias donde aún no se ha terminado el INES sería el siguiente:

1. En primer lugar, se calcula el número de puntos de muestreo que sería necesario medir en las provincias con INES para tratar de transferir valores al resto de la superficie española. En la selección del tamaño muestral se estudia la varianza de la variable a medir. En nuestro caso, la variable que queremos medir es la pérdida de suelo evitada (tasa de erosión actual menos tasa de erosión potencial). Para ello tomamos los valores de la pérdida de suelo evitada para aquellas provincias con INES y calculamos el promedio y desviación estándar de la misma. El tipo de distribución de los datos (Normal, Chi cuadrado, F de Fisher-Snedecor,...) permite acotar el rango de incertidumbre (las colas de la curva de distribución) en la que se mueven los datos. Para ello se emplea un contraste de hipótesis *entre las varianzas* con un p-valor significativo. A partir del contraste de hipótesis, se elige el número de puntos de muestreo que contengan la máxima varianza o bien, que mejor se expliquen la realidad.
2. Una vez calculado el tamaño muestral, el siguiente paso consiste en hacer una matriz de datos con todas las variables que se han seleccionado previamente y que corresponden con los factores de la ecuación RUSLE sobre la cual se

construyen las tasas de pérdida de suelo actual y potencial del INES. De este modo, resulta una matriz de datos con todas estas variables:

- Número de código
 - UTM
 - Altitud (m)
 - Pendiente (%)
 - Orientación
 - Precipitación media anual para el periodo de estudio (mm año)
 - Precipitación máxima en 24 horas para el periodo de estudio (mm día)
 - Precipitación mensual más alta y más baja para el periodo de estudio (mm mes)
 - Máximo número de días con lluvia al mes (nº días/mes)
 - Precipitación máxima diaria/Precipitación media anual
 - Precipitación máxima mensual/Precipitación media anual
 - Nº días con lluvias al mes (días)
 - Nº de eventos con precipitaciones diarias mayores a la media anual (días)
 - Fcc de la cobertura vegetal (%)
 - Fcc arbolada/Fcc total
 - Fcc no arbolado/Fcc total
 - Erosionabilidad del suelo (0,9–0,1)*
 - Cobertura CORINE (en suelo agrícola)
 - Índice de prácticas de manejo (0,9–0,1)
 - Tasa de erosión real según MEE
 - Tasa de erosión real en provincias INES (t/ha año)
 - Tasa de erosión potencial en provincias INES (t/ha año)
3. A continuación, se hacen correlaciones entre la variable dependiente (pérdida de suelo evitada) y el resto de variables independientes para tratar de explicar qué parte de la variabilidad de pérdida de suelo evitada queda explicada por las otras variables. La información se trata por áreas o grandes regiones biogeográficas, donde se diferencia el sureste del norte y centro de la Península Ibérica. De esta manera, podemos encontrarnos (y así lo reporta la bibliografía previa) que las tasas de erosión potencial en las provincias del sureste español (Murcia, Almería) se expliquen más por el régimen de precipitaciones que por el sustrato o tipo de vegetación que las provincias del norte de España.
 4. Una vez obtenida la función de correlación entre la pérdida de suelo evitada y el resto de variables, el siguiente paso es sustituir esta función en el resto del territorio donde no se dispone del INES. Obtenemos entonces la pérdida de suelo evitada para todos los puntos de muestreo.
 5. A continuación, agrupamos los valores por niveles de erosión para cada una de las coberturas vegetales de CORINE, obteniéndose un mapa de pérdida de suelo evitada.
 6. Una vez se dispone del mapa, se procede a aplicar la metodología de erosión ex situ e in situ.

7 · Tratamiento de vertidos (autodepuración de las aguas)

7.1 Introducción

La disposición de residuos, es decir el uso de las aguas continentales como un medio para la absorción, el transporte, la dilución y la transformación química de diversas formas de contaminación hídrica, es un servicio ambiental que en mayor o menor grado es prestado por todas las masas de agua continentales.

La capacidad de las aguas continentales para absorber y autodepurar los residuos provenientes de fuentes puntuales o de la contaminación difusa, está relacionada con la calidad del medio receptor. En términos más generales la calidad de las aguas continentales está asociada con su capacidad para prestar distintos servicios (Bergstrom *et al.*, 2001). Uno de ellos está asociado con el valor de los servicios de provisión de agua potable considerado en el capítulo 3. La mejora en la calidad de las aguas aumenta el valor de los servicios de provisión de agua para abastecimiento, reduciendo los costes necesarios para la producción. La valoración de este servicio ya se encuentra considerada en el análisis presentado más arriba para el abastecimiento, ya que los precios de mercado siguen el criterio de recuperación de costes de provisión de agua. Este apartado se centra en el servicio que prestan las aguas continentales como receptoras de contaminación; servicio, que como se ha mencionado, depende de las características físico químicas del medio receptor.

El aumento de la población y el desarrollo de las sociedades industrializadas han originado diversos problemas de contaminación en las aguas, para ello, en este epígrafe se intenta valorar la función de depuración natural que prestan las masas de agua receptoras de residuos en relación a la contaminación que no depuran las plantas de tratamiento.

En el cuadro siguiente se puede observar cuales son las características medias de las aguas residuales antes y después del tratamiento en Andalucía para el año 2005.

CUADRO 109. Características de las aguas residuales antes y después del tratamiento en Andalucía

Antes del tratamiento		Después del tratamiento	
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	658,640	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	86,210
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	338,470	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	24,970
Sólidos en suspensión	320,400	Sólidos en suspensión	26,170
Nitrógeno total	34,640	Nitrógeno total	20,840
Fósforo total	8,470	Fósforo total	3,930
Metales	0,256	Metales	0,076

Fuente: INE, 2005

7.2 Metodología.

Se sigue el enfoque propuesto por Dasgupta *et al.* (2001) y Goldar, *et al.* (2001) para la valoración del servicio de disposición y tratamiento de vertidos según el cual el capital natural, representado por las capacidades autodepurativas de las aguas continentales, es un sustituto del capital físico y de la tecnología necesaria para depurar los vertidos antes de su disposición en el medio natural. De acuerdo con este enfoque, el servicio de tratamiento de aguas prestado por la naturaleza se puede valorar al coste de oportunidad de la alternativa de depurar los vertidos provenientes de la economía hasta el punto en que estos adquieran el nivel de calidad del medio receptor. Esta idea es compatible con el hecho de que en cuanto mayor sea la calidad del medio receptor mayor es servicio de depuración prestado por este y, consecuentemente, con la idea de que el empeoramiento de las aguas continentales reduce el valor de los servicios de autodepuración prestados por la naturaleza. En consecuencia, el método escogido para valorar el servicio de tratamiento de residuos es el método de los costes evitados. La cuantificación de este servicio exige, en primer lugar conocer el volumen y la calidad de los vertidos soportados por cada masa de agua y la comparación de estos valores con el volumen y la calidad del medio receptor. Una vez dimensionado el servicio de depuración, la valoración se realiza utilizando una función adecuada de costes de tratamiento y depuración.

A medida que los cauces fluviales reciben cantidades crecientes de contaminación por encima de sus capacidades de absorción y autodepuración, la calidad del medio se va degradando disminuyendo la potencialidad de prestación del servicio de disposición de residuos aguas abajo (lo que se captura adecuadamente mediante la metodología de costes evitados que considera los cambios registrados por las estaciones de calidad a lo largo del cauce fluvial), quedando un remanente de contaminación en la desembocadura cuyo servicio de tratamiento es prestado por las aguas de la plataforma continental. Este procedimiento permite entonces asignar valores diferenciados en el territorio.

La idea a seguir es que la capacidad de depuración de los ríos viene dada por la diferencia entre cargas contaminantes entre distintos lugares de los cauces, los cuales se determinan por los puntos de vertido y teniendo en cuenta los tratamientos de depuración previos al vertido.

Sabiendo la cantidad y calidad de los vertidos, y la calidad del medio receptor, se halla la diferencia entre ambas para cada tramo de río. Es importante definir el término calidad. Este término la legislación lo define según el destino de las aguas, a saber, prepotables, piscícolas y para el riego. En este caso, el método está basado en los límites de admisibilidad para el agua destinada al consumo humano.

A modo de referencia se expone cual es la valoración de la calidad de las aguas que se encuentra en la Directiva 75/440/CEE, que establece la subdivisión de las aguas

superficiales en tres grupos de valores límite A1, A2 y A3 (dependiendo de las exigencias del tratamiento posterior) que corresponden a tres procesos de tratamiento tipo, adecuados para la potabilización de las aguas superficiales.

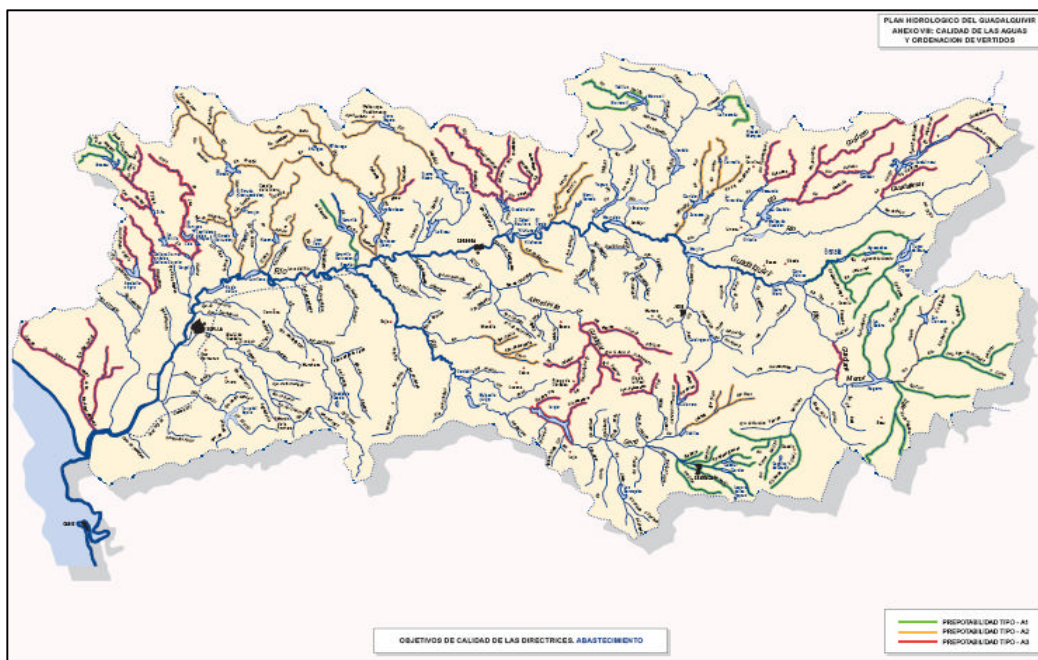
Categoría A1: Tratamiento simple y desinfección, por ejemplo, filtración rápida y desinfección.

Categoría A2: Tratamiento físico normal, tratamiento químico y desinfección, por ejemplo, percloración, coagulación, decantación, filtración y desinfección (cloración final).

Categoría A3: Tratamiento físico y químico intensivos, afino y desinfección, por ejemplo, cloración hasta “break point”, coagulación, floculación, decantación, filtración, afino (carbón activo) y desinfección (ozono, cloración final).

En la FIGURA 40 se encuentra un mapa de la cuenca del Guadalquivir clasificado según la prepotabilidad de sus aguas.

FIGURA 40. Clasificación de las aguas en la cuenca del Guadalquivir según nivel de prepotabilidad



Fuente: Plan Hidrológico del Guadalquivir

La clasificación según prepotabilidad lleva unida una serie de límites obligatorios que figuran en el cuadro 24 y se pueden encontrar en el anexo II de la Directiva 75/440/CEE. La calidad de las aguas continentales destinadas al consumo humano deberá ajustarse a parámetros que determina la anterior Directiva.

CUADRO 110. Valores límite según prepotabilidad de las aguas

PARAMETRO	UNIDAD	TIPO A1	TIPO A2	TIPO A3
pH		6,5-8,5	5,5-9	5,5-9
Color (O)	Escala Pt	20	100	200
Sólidos en suspensión	mg/l	25		
Temperatura	°C	25	25	25
Conductividad a 20°C	uS/cm	1000	1000	1000
Nitratos	mg/l NO3	50	50	50
Fluoruros	mg/l F	1.5	0,7-1,7	0,7-1,7
Hierro disuelto	mg/l Fe	0.3	2	1
Manganeso	mg/l Mn	0.05	0,1	1
Cobre	mg/l Cu	0.5	0,05	1
Zinc	mg/l Zn	0.5	5	5
Boro	mg/l B	3	1	1
Arsénico	mg/l As	1	0,05	0,1
Cadmio	mg/l Cd	0.05	0,005	0,005
Cromo total	mg/l Cr	0.005	0,05	0,05
Plomo	mg/l	0.05	0,05	0,05
Selenio	mg/l Se	0.01	0,01	0,01
Mercurio	mg/l Hg	0.001	0,001	0,001
Bario	mg/l Ba	0.1	1	1
Cianuros	mg/l CN	0.05	0,05	0,05
Sulfatos	mg/l SO4	250	250	250
Cloruros	mg/l Cl	200	200	200
Detergentes	mg/l (lauril-sulfato)	0.2	0.2	0.5
Fosfatos	mg/l P2O5	0.4	0.7	0.7
Fenoles	mg/l C6H5OH	0.001	0,005	0,1
Hidrocarburos disueltos o emulsionados (tras extracción en éter de petróleo)	mg/l	0.05	0.2	1
Carburos aromáticos policíclicos	mg/l	0.0002	0,0002	0,001
Plaguicidas totales	mg/l	0.001	0,0025	0,005
DQO	mg/l O2	-	-	30
Oxígeno disuelto	% saturación	70	50	30
DBO5	mg/l O2	3	5	7
Nitrógeno kjedahl	mg/l N	1	2	3
Amoniaco	mg/l NH4	0.05	1,5	4
Suatancias extraíbles con cloroformo	mg/l SEC	0.1	0.2	0.5
Coliformes totales 37°C	-	50	5.000	50.000
Coliformes fecales	100ml	20	2.000	20.000
Estreptococos fecales	100ml	20	1.000	10.000
Salmonellas	-	Ausente en 50000 ml.	Ausente en 1.000 ml	-

Fuente: Directiva 75/440/CEE

Los primeros estudios de referencia sobre los costes de abatimiento de la contaminación se remontan al trabajo de Rossi, Young, y Epp (1979) (y sus extensiones por ejemplo en Fraas and Munley, 1984), quienes utilizan una función de producción que sólo tiene en cuenta la calidad de los efluentes de entrada y de salida junto con un vector de parámetros unitarios de costes de capital trabajo y bienes intermedios. De esta función de producción, a través de métodos de minimización de costes se deriva una función de costes totales, marginales y medios. Estas funciones asumen un precio dado que pagan los usuarios por el servicio y presentan problemas en cuanto a la interpretación de sus derivadas parciales como productividades marginales de producción de calidades de los efluentes finales (véase Goldar *et al.* 2001). Otro problema consiste en la consideración de una única tecnología de tratamiento que puede utilizarse con mayor o menor rigor, cuando tales tecnologías se han multiplicado en los últimos años haciendo más difícil la parametrización de

funciones de producción únicas. En la metodología propuesta en el proyecto VANE ese es el principal motivo para renunciar a la elaboración de funciones de producción como paso previo a la obtención de funciones de mínimo coste. En su lugar se utilizan los costes de todos los tratamientos utilizados, ordenados en función de su eficiencia para la remoción de contaminantes representativos y se obtiene la función de costes a través de procedimientos econométricos.

Estudios posteriores definen el output de la depuración como la reducción de la carga contaminante (por ejemplo en Hartman, Wheeler, y Singh, 1994), y obteniendo el coste de eliminación de una determinada carga contaminante. Sin embargo, estos estudios no toman en consideración el hecho de que el coste de reducir un volumen dado de contaminación de un vertido tiene un coste creciente dependiendo de la calidad del vertido original (si este contiene una contaminación elevada el coste marginal es pequeño comparado con la situación en que el vertido original es de buena calidad). En otras palabras, este enfoque no permite capturar los costes marginales más elevados de los tratamientos avanzados de depuración. Otra limitación del trabajo de Hartman, Wheeler y Singh, es que no tienen en cuenta los rendimientos crecientes de escala y el hecho de que los costes marginales de tratamiento son menores en las plantas de mayor tamaño. Por ese motivo, la metodología propuesta para el proyecto VANE se concentra en la estimación de costes marginales y medios de depuración dependiendo de la calidad del efluente final y considera como variable dependiente la capacidad de tratamiento de las distintas instalaciones posibles.

Con las opciones metodológicas mencionadas arriba y después de considerar las limitaciones de los estudios disponibles en España, se procedió en el Proyecto VANE, a estimar econométricamente una función de costes de depuración que resultara adecuada para los objetivos del proyecto. Para ello se utilizó la base de datos con los costes financieros y las especificaciones técnicas de 353 plantas de tratamiento de la Comunidad Valenciana de la empresa EPSA (Empresa Pública de Saneamiento de la Comunidad Valenciana). Con el fin de capturar el carácter no lineal de la función de costes se eligió una especificación econométrica basada en la familia Box-Cox de formas funcionales flexibles en la que los parámetros de transformación de las variables se elige por métodos de estimación de máxima verosimilitud. La forma funcional elegida mediante este procedimiento es la siguiente:

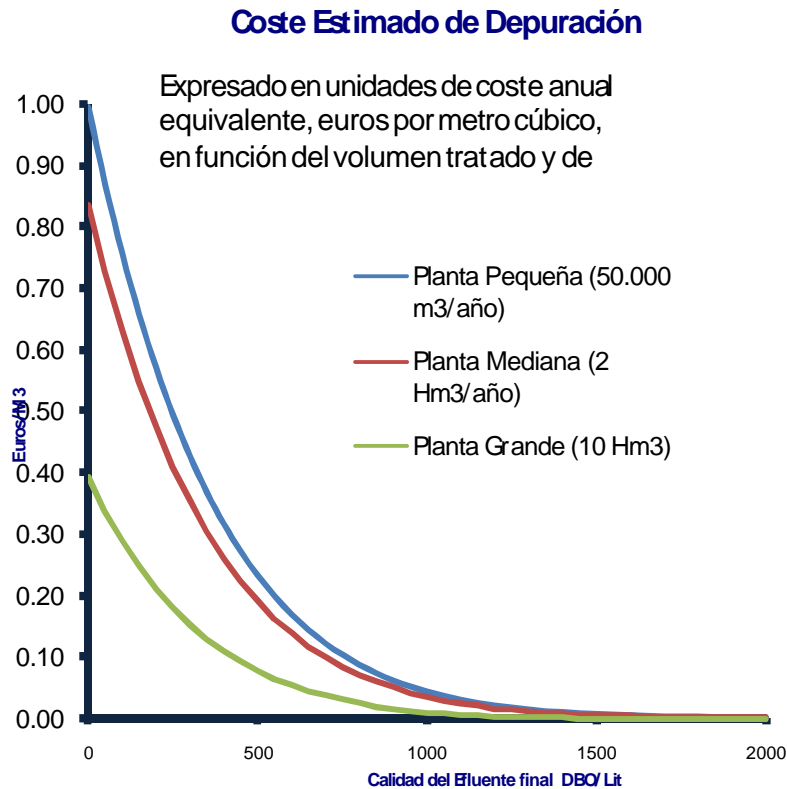
$$\frac{CD^{\lambda} - 1}{\lambda} = a_1 Q + a_2 DBO$$

Donde CD es el coste medio de tratamiento expresado en euros por metro cúbico, Q es una medida de la capacidad de la planta (medidas en metros cúbicos) y DBO es la calidad del efluente de salida y λ es el parámetro de transformación. Los valores de los coeficientes obtenidos son:

Lambda =	0.10026400
a1 =	-0.00000009
a2 =	-0.00271306

De acuerdo con lo anterior la función de costes de reducción de la contaminación es la que aparece en la figura siguiente en la que se observan costes marginales crecientes a medida que aumenta la calidad requerida del vertido final y en la que se observan rendimientos crecientes de escala para las plantas de mayor tamaño.

FIGURA 42. Coste estimado de depuración



El objetivo que se persigue, por lo tanto, con este procedimiento es aproximar el valor económico del servicio de depuración natural que prestan las masas de agua receptoras de vertidos puntuales. Tal valoración se aproxima asumiendo que mediante este servicio, como se mencionaba, las aguas continentales están evitando el coste económico de depurar la carga contaminante residual, hasta al menos el nivel de calidad de las aguas circulantes en el medio receptor de los retornos de las estaciones de depuración.

La aplicación del método de costes evitados pasa por conocer, en el año de estudio, la calidad de las aguas continentales y costeras, y la contaminación que reciben unas y otras, en los diferentes puntos de vertido. Con ambos datos, es factible estimar el valor del servicio de tratamiento de vertidos que los ríos y mares prestan a la sociedad.

Este servicio se aplica tanto a las aguas continentales, en lo que atañe a los vertidos al dominio público hidráulico, como a las marinas, en cuanto a los vertidos al dominio público marítimo-terrestre, teniendo en cuenta además que el mar es el receptor último de la contaminación efluente en la desembocadura de los ríos.

Cabe apuntar ciertas limitaciones en la implementación del procedimiento propuesto. Unas provienen de las restricciones derivadas de las redes de calidad y cantidad hidrológica en nuestro país, en cuanto a la escasez de estaciones de control y en cuanto a la reducida información que facilitan. Por otra parte, es prudente señalar que existen vertidos directos e incontrolados que escapan de la base de datos manejada, y que existe contaminación difusa en las aguas subterráneas que tampoco es recogida por estas redes. En consecuencia, los valores que se obtengan deben ser entendidos como estimaciones de mínimos.

7.3 Tratamiento de vertidos por las aguas continentales

1º. Identificación de la calidad de los vertidos y del medio receptor

Las bases de datos aportadas por el MMA (para el año 2005) permiten identificar, sobre un mapa de redes y subcuencas hidrográficas, las estaciones de control de la calidad situadas en las aguas continentales, así como los puntos de vertido, tanto a aguas continentales como a las oceánicas. Estos puntos no necesariamente se sitúan sobre los cauces del mapa de la red hidrográfica, igualmente suministrado por el MMA, por lo que, en los casos en que esto no sea así, habrá que considerar vierten en el punto más cercano de aquéllos, dentro de la misma subcuenca hidrográfica.

Sin embargo, existen subcuencas hidrográficas para las que el mapa de la red fluvial no localiza ningún cauce, aún existiendo puntos de vertido. En estos casos, la mejor opción es completar el mapa hidrográfico con la ayuda de un mapa de pendientes o modelado del terreno, que permita dibujar las vaguadas que se echan en falta. Una vez hecho esto, se debe asumir que las EDARs enclavadas en tales subcuencas realizan sus vertidos a dichos cauces o vaguadas, cada uno de los cuales tributará o se incorporará al siguiente cauce en el punto de confluencia de la subcuenca originaria con la siguiente, aguas abajo.

De los parámetros de calidad medidos por las redes de calidad (ICA y SAICA), únicamente se utilizará la DBO₅, para la cual existen 934 registros. Los puntos de control de vertido en España totalizan 2.556, recogiendo también en la correspondiente base de datos parámetros de calidad del vertido, de los cuales sólo se manejará la DBO₅; esta última aporta además información de los cauces en los que se realizan los vertidos y la población equivalente servida, o de si los efluentes se vierten sin tratamiento o, por el contrario, provienen de una EDAR. Por otra parte, el tipo de tratamiento que recibe el agua en las EDARs nacionales y su eficacia en la reducción de DBO₅ puede obtenerse de otra base de datos de estaciones depuradoras, igualmente facilitada por el MMA.

2º. Determinación de la carga contaminante que se evita depurar

Con el fin de averiguar la carga contaminante que se evita depurar en las EDARs, atribuible al tratamiento que las aguas continentales tienen sobre estos vertidos, en cada tramo de río o lago, se ha de comparar la calidad del vertido con la del medio receptor. El parámetro elegido para tal comparación es, como se ha dicho, la DBO₅, por lo cual se exige referir los datos de medida de carga contaminante en esta unidad.

Para obtener la carga del efluente que va al medio receptor, a la salida de las EDARs y después del tratamiento de depuración correspondiente, basta con aplicar el porcentaje de reducción de la DBO₅ que proporciona la base de datos de Depuradoras, a la carga bruta antes de tratamiento, que proporciona la base de datos de Puntos de Vertido. En

caso de que el vertido fuera directo (sin reducción alguna), se tomaría la misma carga bruta.

La carga del efluente de salida de la EDAR vendrá referida en kg de DBO₅ al año, pues en estas unidades se da la carga bruta de entrada. Para obtener una medida de calidad del vertido, la carga total se expresa en unidades de concentración de DBO₅ en mg/l, para lo cual se utilizará la siguiente expresión:

$$\text{DBO}_5 \text{ (mg/l)} = \frac{\text{Carga DBO}_5 \text{ anual (kg/año)} \cdot 10^6}{\text{Caudal anual (m}^3\text{/año)} \cdot 10^3}$$

A falta de un dato preciso del caudal anual, se estima uno teórico a partir de los habitantes equivalentes servidos. Esto se hace utilizando la siguiente relación, obtenida por regresión de mínimos cuadrados a partir de una muestra suficientemente amplia en la Comunidad Valenciana: 1 H-E = 63,97 m³ / año.

Ahora bien, este caudal teórico corresponde al que entra en las depuradoras para ser tratado, pero no al de salida. Y esto porque existen pérdidas en el paso por las EDARs y hay una parte del volumen tratado que se destina a reutilización. Para estimar los caudales de salida de las depuradoras, teniendo en cuenta estas circunstancias, se utilizarán los siguientes coeficientes reductores, por CC.AA en las que se localicen aquéllas:

CUADRO 111. Coeficientes de reducción del caudal de entrada en las EDARs, para estimar el caudal de vertido, considerando pérdidas y reutilización

Andalucía	0,917861
Aragón	0,991649
Asturias (Principado de)	0,968057
Balears (Illes)	0,669230
Canarias	0,680593
Cantabria	0,987962
Castilla y León	0,995193
Castilla-La Mancha	0,961619
Cataluña	0,924698
Comunidad Valenciana	0,771209
Extremadura	0,980588
Galicia	0,996213
Madrid (Comunidad de)	0,925659
Murcia (Región de)	0,698655
Navarra (Comunidad Foral de)	0,999999
País Vasco	0,998406
Rioja (La)	0,998900
Ceuta y Melilla	0,973705

NOTA: Se adapta una fracción de volumen perdido medio en cada CC.AA, de forma que se cumpla la relación: Vol. total agua vertida = Vol. agua residual tratada + Vol. agua residual no tratada - Vol. total agua reutilizada

Fuente: Elaboración propia, a partir de Instituto Nacional de Estadística (2005).

Una vez averiguada la DBO₅ del efluente de cada depuradora, se compara con la que se registra en la estación de control de calidad más próxima, *aguas arriba* del punto de vertido. Sólo si la diferencia entre la DBO₅ del vertido y la DBO₅ registrada en el punto de control aguas arriba es positiva, el río prestará servicio. La magnitud física del mismo será precisamente esa diferencia de DBO₅, como medida de la carga contaminante del efluente vertido que no se depura en la EDAR.

3º. Cálculo de valores parciales del servicio de tratamiento de vertidos

Una vez estimada la carga contaminante, en unidades de DBO₅, que se evita depurar en cada estación depuradora, hay que buscarle un valor económico. Para ello se ha diseñado una función o curva logística, que sigue un modelo Box-Cox, con costes marginales crecientes en función de la calidad del vertido final y con rendimientos crecientes de escala. Este modelo se obtuvo empíricamente a partir de una muestra de 353 EDARs en la Comunidad Valenciana:

$$\frac{CD^I - 1}{I} = a_1 \cdot Q + a_2 \cdot DBO$$

En donde,

CD (€/m³) es el coste medio de depuración, en unidades de coste anual equivalente, medido.

Q (m³/año) es el volumen o caudal anual que entra para ser tratado en la EDAR. (el cual se obtiene como se ha expuesto en 2º)

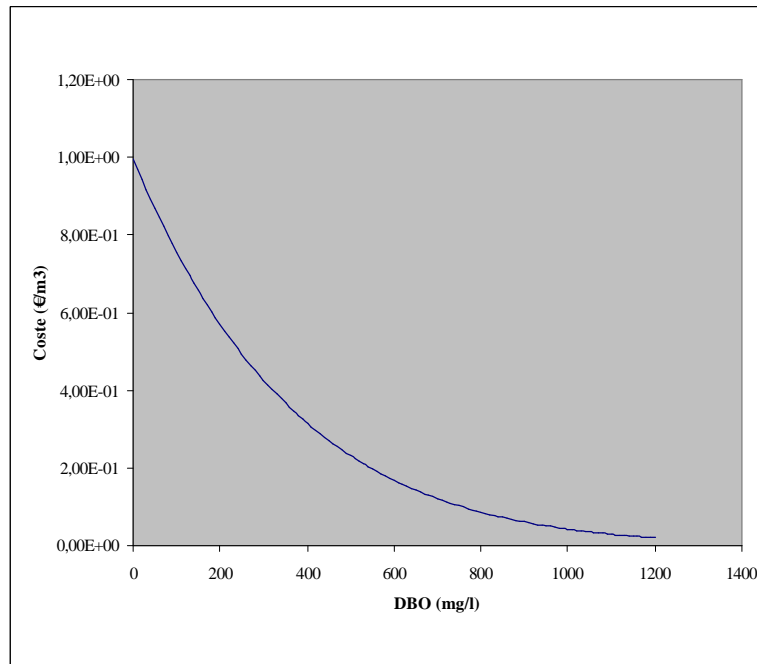
DBO (mg/litro) es la concentración del vertido, medida en unidades de DBO₅ por litro (la cual se obtiene como se ha expuesto en 2º)

I es un coeficiente Box-Cox de transformación de la variable dependiente, con un valor estimado de 0,100264

a_1 es el coeficiente lineal del volumen de agua tratado, con un valor estimado de - 0,00000009

a_2 es un coeficiente lineal de la concentración de salida, con un valor estimado de - 0,00271306

CUADRO 112. Curva de costes unitarios de depuración, en función de la DBO₅ resultante, para un caudal tratado de 65.017 m³/año



Fuente: Elaboración propia.

Con esta función se puede calcular el coste unitario medio de depuración de cualquier efluente, conociendo su DBO₅ y su caudal anual. De este modo, es posible averiguar el coste adicional por m³ que se requeriría para depurar la DBO₅ de cada efluente para llevarlo hasta el nivel de calidad presente en el medio receptor, cuando éste forma parte de las aguas continentales.

Como se ha apuntado en 2º, el río prestará el servicio de tratamiento de vertidos, únicamente si la diferencia entre la DBO₅ del vertido y la DBO₅ registrada en el punto de control aguas arriba es positiva, es decir, cuando la carga contaminante vertida es mayor que la del medio receptor. El valor anual de tal servicio vendrá dado, sólo en esos casos, por la diferencia entre los costes anuales asociados a la depuración de esas dos cargas contaminantes que son comparadas, la del vertido y la del medio receptor.

Los costes teóricos de depuración de un cierto efluente, con una DBO₅ dada, resultarán de multiplicar los costes unitarios calculados con la función de costes, por los correspondientes caudales que entrarían en una depuradora. Conociendo por tanto los caudales anuales que son tratados en cada una de las EDARs, como caudales efluentes teóricos de entrada, se puede averiguar los costes totales de depuración en cada caso, en € al año.

Existen cauces para los que no hay estaciones de control de calidad. Aquéllos que se enclaven en una subcuenca hidrográfica con salida al mar no podrán ser valorados, por ausencia de información comparable en el medio receptor. En el caso de que cauces de este tipo se ubiquen, como afluentes, en una subcuenca que tribute o vaya a confluir en

otra que sí tenga salida al mar, y que tenga estaciones de calidad, el punto de vertido de aquéllos se hará coincidir con el punto de confluencia entre subcuencas. La DBO₅ en la confluencia se calculará entonces como media de las cargas contaminantes de los vertidos al mismo afluente, ponderadas por los caudales estimados en salida de sus respectivas EDARs.

4º. Asignación de valores al territorio

4.a) Agregación de valores por tramos de río

Cada cauce de estudio, identificado en 1º y enclavado en una o más subcuencas hidrográficas, se puede dividir en tramos, entre cada dos estaciones de control de calidad sucesivas, entre el nacimiento del río y la primera estación, y entre la última, aguas abajo, y la desembocadura al mar. En un mismo tramo, la referencia de calidad la determinará la estación situada aguas arriba. La agregación de valores para este servicio se puede efectuar para cada uno de los tramos así definidos, sin más que sumando los valores parciales obtenidos en cada punto de vertido de un mismo tramo (calculados en el paso 3º).

4.b) Agregación de valores por cuencas hidrográficas

El método se aplica de forma individualizada sobre unidades territoriales que abarcan, cada una, todas las subcuencas que tienen salida al mar en una misma desembocadura. Esta delimitación coincidiría con las grandes cuencas hidrográficas, si no fuera por la existencia de cuencas litorales. En éstas, y siempre que dispongan de estaciones de calidad y cantidad, se aplicará el método de igual forma, pero el valor resultante será independiente, y no será agregado a los obtenidos en otras subcuencas vecinas. Salvos estas excepciones, la cuenca hidrográfica será la que reciba el valor agregado del servicio, correspondiente a la suma de valores parciales en cada punto de vertido y/o tramo del cauce principal de las subcuencas que la componen.

Para repartir el valor así obtenido por el territorio comprendido por las diferentes subcuencas vertientes y la cuenca hidrográfica que las abarca, se debe identificar las zonas que captan el agua que va a parar a los cauces en los que tiene lugar el servicio de tratamiento de vertidos (conforme al paso 1º). La asignación o el reparto de valor entre los píxeles correspondientes se hará, como en el resto de servicios del agua, haciendo uso del modelo SIMPA (Sistema Integrado para la Modelación del proceso Precipitación Aportación), del CEDEX, atendiendo a la capacidad de captación y escorrentía que presenta cada tipo de cobertura CORINE.

7.4 Tratamiento de vertidos por las aguas marinas

La gran extensión de la franja litoral española determina una muy buena disponibilidad de aguas oceánicas para tratar de forma natural los vertidos efluentes. Parece apropiado pensar que los océanos están tratando los vertidos directos procedentes de las poblaciones costeras, así como la contaminación residual que llevan los ríos en sus desembocaduras.

1º. Identificación de la calidad de los vertidos y del medio receptor

Para descubrir la carga contaminante de los vertidos, se utilizarán, como en aguas continentales, el dato de la DBO₅ de la base de datos de Puntos de Vertido, la cual aporta además información sobre su localización y la población equivalente servida, así como de si los efluentes se vierten sin tratamiento o, por el contrario, provienen de una estación depuradora. El tipo de tratamiento en las EDARs y su eficacia puede obtenerse de la base de datos sobre estaciones depuradoras de aguas residuales facilitada por el Ministerio de Medio Ambiente.

Sin embargo, a diferencia de las aguas continentales, no se dispone de estaciones de control que permitan evaluar la calidad de las aguas litorales en donde se producen los vertidos, ni siquiera en las desembocaduras de los ríos. La alternativa es tomar como referencia la información sobre aptitud para el baño en las playas. Esta clasificación, completa para todas las playas del litoral español, agrupadas por municipios, se puede obtener del documento publicado por el Ministerio de Sanidad y Consumo "Calidad de las aguas de baño en España"; o, en su defecto, del de la Unión Europea "Annual report 2005 bathing season", eligiendo la temporada 2005 de estudio. El primero clasifica las playas con datos suficientes (349) en cuatro categorías, siguiendo el criterio de la Comisión Europea, con base en los cinco parámetros obligatorios: coliformes totales, coliformes fecales, aceites minerales, sustancias tensoactivas y fenoles.

2	Aguas aptas para el baño, de muy buena calidad
1	Aguas aptas para el baño de buena calidad
0	Aguas no aptas para el baño
P	Prohibición del baño durante toda la temporada
SC	Sin calificar por no cumplir el número mínimo de muestreos

2º Determinación de playas que prestan el servicio de tratamiento de vertidos

Con este criterio simple es posible saber si cada playa cumple o no con las exigencias establecidas para el baño. A falta de mejores datos, se puede asumir que si las aguas son aptas para el baño, es que la contaminación que contienen es suficientemente

limitada y su DBO_5 despreciable¹. De este modo, si en las inmediaciones de esas playas se realizan vertidos, se considerará que éstos están siendo absorbidos por el medio receptor marino. En resumen:

- ? Si las playas son de las clases 1 ó 2, las aguas son aptas para el baño y el mar presta el servicio de tratamiento de vertidos.
- ? Si las playas son de las clases 0 ó P, las aguas no son aptas para el baño y el mar no presta el servicio de tratamiento de vertidos.

Con esta disquisición, se puede decir que las aguas marinas en la proximidad de la gran mayoría de las playas de nuestro litoral prestan tal servicio, habida cuenta de que únicamente se ha encontrado una playa del tipo P, situada en Las Palmas de Gran Canaria; cuatro de clase 0: dos en las Islas Baleares, una en Valencia y otra en A Coruña; y veintisiete sin clasificar (SC).

La elección de las playas, para poner en relación con los puntos de vertido -ya sean éstos en desembocadura o directamente a la costa, sin cauce fluvial-, se hará atendiendo al criterio de proximidad. Siempre y cuando *las dos playas más cercanas* que se sitúen a un lado y otro del punto de vertido sean aptas para el baño, se considerará que el medio marino presta el presente servicio. Cuando alguna de estas dos esté sin clasificar (un total de 27), se buscará la siguiente más próxima al punto de vertido.

3º Determinación de la carga contaminante que es depuesta en el medio marino

El proceso a seguir es muy similar al expresado para aguas continentales en el punto 2º, si bien aquí se encuentran algunas particularidades. Con el fin de averiguar la carga contaminante que se evita depurar en las estaciones depuradoras, se manejan igualmente los datos de calidad y cantidad de los efluentes vertidos y del medio receptor. Pero ahora la calidad en las aguas marinas se rige por la aptitud de las aguas de baño. A falta de una información de más rigor, se asume que las aguas marinas cercanas a las playas que son aptas para el baño -clases 1 y 2- presentan una DBO_5 nula o despreciable.

Por otra parte, con objeto de poder estimar una DBO_5 de vertido en la desembocadura, se precisa aproximar una cierta aportación o caudal medio anual. Para ello se utilizarán los datos cuantitativos de la red de aforos (SAIH).

La forma de proceder será distinta para cada uno de los casos detectados e identificados. Se trata de los casos A y B siguientes:

¹ Previamente a esta decisión, se ha intentado establecer una correspondencia entre la aptitud para el baño y la carga contaminante que pudieran tener las playas, deducida a partir de la carga emitida en los vertidos cercanos, al objeto de deducir una DBO_5 media que pudiera ser asignada por categorías de aguas de baño. Desafortunadamente, tal estudio ha resultado infructuoso, al concluirse relaciones no significativas.

Caso A: hay vertidos después de la última estación de calidad

Para obtener la carga contaminante de los efluentes que vierten al tramo final de desembocadura, entre la última estación de calidad y la costa, se seguirán las mismas pautas descritas en el paso 2º para aguas continentales, manejando la base de datos de Puntos de Vertido. Ahora sin embargo no se hallan valores parciales para cada vertido, sino un valor medio ponderado para ese tramo final del río.

Una vez averiguadas las DBO₅ en los puntos de vertido que se localizan en los tramos de desembocadura, después de la última estación de calidad, se calcula una DBO₅ media para cada uno de dichos tramos. Esta vendrá dada por la media de las cargas de salida de las EDARs (en kg/año) -y, si hubiere, de los vertidos directos sin tratar-, ponderadas por los respectivos caudales efluentes más el caudal o la aportación media para el año 2005 de ese último tramo de río. Este último dato puede obtener, en m³/año, de la red de aforos SAIH.

Tomando esa aportación media del cauce y la carga media resultante en el tramo de desembocadura, se calcula la DBO₅ del vertido final (sin necesidad de hallar separadamente las DBO₅ de los diferentes puntos de vertido), aplicando la ya conocida conversión:

$$\text{DBO}_5 \text{ (mg/l)} = \frac{\text{Carga DBO}_5 \text{ anual (kg/año)} \cdot 10^6}{\text{Caudal anual (m}^3\text{/año)} \cdot 10^3}$$

Un proceso análogo se aplicará a los vertidos directos al litoral, cuya carga contaminante y su caudal efluente anuales sean conocidos.

Caso B: no hay vertidos después de la última estación de calidad

Pudiera darse el caso de que no hubiera vertidos tras la última estación de calidad del cauce. Entonces, la DBO₅ del vertido vendrá dada por la registrada en la última estación de control de la calidad de las redes ICA y SAICA en el cauce que desemboca al mar. La DBO₅ asignable al medio marino receptor seguirá siendo 0.

4º. Cálculo del valor del servicio de tratamiento de vertidos

Una vez estimada la carga contaminante, en unidades de DBO₅, que se evita depurar en el último tramo de cada cauce, así como en los puntos de vertidos directos al litoral, se busca el valor económico del servicio. Para ello, se aplica la misma función expuesta en la sección de aguas continentales (paso 3º), con idénticos coeficientes y unidades, con la

cual se puede averiguar el coste unitario medio de depuración de cualquier efluente que es vertido al mar, conociendo su DBO₅ y su caudal anual:

$$\frac{CD^I - 1}{I} = a_1 \cdot Q + a_2 \cdot DBO$$

Aún suponiendo que la carga en DBO₅ del mar es nula o despreciable en las zonas en que se admite el baño, la función previa puede dar costes unitarios medios (dependerán sólo del caudal). En definitiva, es factible calcular, de igual forma que en la sección de aguas continentales, los costes teóricos de depuración de cualquier efluente (en € al año), a partir de su caudal y carga contaminante. Para ello, basta multiplicar el coste unitario que se obtenga por aplicación de la expresión anterior por el correspondiente caudal.

Ahora bien, en aguas oceánicas se sigue el mismo criterio para adjudicar valor al servicio de tratamiento de vertidos que el aplicado a aguas continentales (en los pasos 2º y 3º): únicamente si la diferencia entre la DBO₅ del vertido y la DBO₅ del medio receptor (0 en el caso del mar) es positiva, el medio prestará servicio. Consecuentemente, y tratándose del medio marino, existirá valor siempre que se vierta una cierta carga contaminante y las playas próximas al punto de vertido sean aptas para el baño.

La magnitud física del servicio será precisamente la diferencia de DBO₅, como medida de la carga contaminante del efluente vertido que se evita depurar en una estación depuradora. Y el valor anual vendrá dado, sólo en esos casos en los que se manifiesta el servicio, por la diferencia entre los costes anuales asociados a la depuración de esas dos cargas contaminantes que son comparadas, la del vertido y la del medio receptor.

5º. Asignación de valores al territorio

Para aguas marinas, el valor de este servicio cabe ser asignado, diferenciadamente, a todo el ámbito oceánico considerado en el proyecto VANE. La diferenciación de valor debe hacerse atendiendo a la ubicación de los puntos de vertido -ya sean éstos en desembocadura o directamente a la costa, sin cauce fluvial-, y sus playas más cercanas. Según esto, se pueden diseñar zonas de igual valor a lo largo del litoral, delimitadas por las dos líneas perpendiculares a la línea de costa, trazadas desde los centros de las dos playas que se toman de referencia para ver si el mar presta o no servicio, a ambos lados de cada punto de vertido en cuestión.

8 · Fijación de carbono

8.1 Introducción

8.1.1. *Flujos anuales y stock de carbono en los ecosistemas terrestres y marinos*

El Panel Internacional sobre Cambio Climático (IPCC, en inglés) propone como referencia básica para el cálculo del carbono (en lo sucesivo C) que es capturado o emitido por los diferentes ecosistemas terrestres o semiacuáticos (bosques, suelo agrícola, pastizales y humedales) el Programa de Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero (IPCC-NGGIP)¹, con el objetivo de proporcionar una metodología de fácil aplicación que permita a cualquier país contabilizar sus emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), así como conocer la capacidad potencial de los ecosistemas de capturar C. La metodología propuesta por el IPCC (2006), se basa en los trabajos pioneros de Houghton *et al* (1983) en los que se estimaron las emisiones de CO₂ de los últimos dos siglos, como consecuencia de los cambios de uso de suelo producidos tras la deforestación de los bosques tropicales y en la reconversión de ecosistemas forestales en tierras agrícolas. Esta metodología consiste en calcular el *flujo anual de C*, entendido como el valor neto², es decir, como la variación de los depósitos de C de los ecosistemas en un periodo de tiempo conocido, lo que se denomina como variación del *stock de C*.

El interés de esta metodología estriba en que, a partir de los cambios de uso del suelo, se estiman las ganancias o pérdidas de C en el ecosistema en estudio. Se establecen para ello dos aproximaciones en función de si existe cambio de uso (por ejemplo, tierras forestales que se convierten en agrícolas) o no (masas de bosque que permanecen como tales). De esta manera, la metodología propuesta por el IPCC, permite avanzar en tres niveles de detalle³, en función de la calidad de la información, de manera que cuanto mayor sea el nivel de detalle, mayor será la exactitud de los datos y menor el error cometido en la estimación, pero también mayores los recursos necesarios para analizar la información. En la práctica, esto significa que el IPCC proporciona, en el nivel más básico, información agregada de la captura de C por los grandes biomas (zonas tropicales, templadas y frías). En el nivel intermedio, proporciona información regional, diferenciando entre ecosistemas o ecotonos de cada región climática (por ejemplo, entre bosques caducos o perennes), para lo cual, requiere de inventarios forestales nacionales. Y, por último, en el nivel de más detalle, emplea datos más específicos, como pudieran ser las tasas de crecimiento forestal por especie o cobertura vegetal.

Con todo ello, se obtienen estimaciones de la captura de C a escala global, regional y local, lo que proporciona elementos de análisis para mejorar la práctica convencional de valoración económica de este servicio de los ecosistemas. Sin embargo, el

¹ IPCC (2006) es una de las referencias más empleada en este trabajo. También se han podido emplear algunas ecuaciones de IPCC (2003). En general, IPCC (2003) e IPCC (2006) manejan los mismos principios, ecuaciones y parámetros para calcular las emisiones de CO₂ a la atmósfera, con diferencias en algunos supuestos concretos.

² El valor neto se construye como el sumatorio de todas las entradas de C al ecosistema, esto es, las tasas de fotosíntesis, menos las salidas en forma de respiración, fermentación o descomposición de autótrofos.

³ Los denominados tier 1, 2 y 3 (IPCC, 2006).

procedimiento propuesto por el IPCC quizás por influencia de los trabajos de Houghton *et al* (1983) no discrimina los cambios de stock producidos en otros compartimentos del ecosistema, ya que se centra en la captura de C por la biomasa forestal no asimilatoria (o madera). Es por ello que el objetivo de este trabajo consiste en desarrollar diferentes herramientas metodológicas y conceptuales que permitan conocer por cuánto tiempo y dónde se almacena el C, lo que facilitaría la extensión del ejercicio de valoración a diferentes escalas del territorio y la comparación entre compartimentos de un mismo ecosistema.

8.1.2. El ciclo global del C: ¿dónde se almacena el C en los ecosistemas?

El ciclo global del C incluye un conjunto de compartimentos donde se acumula el C y una serie de flujos anuales que permiten el intercambio entre los mismos, como son la fotosíntesis, la respiración autótrofa, la mineralización, la absorción de CO₂ en la superficie del océano o la remineralización en las profundidades marinas. El balance neto anual de algunos de estos procesos biológicos es prácticamente nulo. Sin embargo, el ciclo global de C no es un ciclo cerrado sino abierto. Brovkin *et al.* (2002) estudiaron el flujo de C durante el Holoceno (hace 11,5 millones de años), encontrando que la capacidad de absorción de C de los océanos había disminuido como consecuencia del incremento de alcalinidad del medio marino, lo cual provocó la sedimentación de carbonato cálcico en las profundidades marinas. Así, los autores estimaron que la variación del clima durante el Holoceno podría deberse a cambios en la órbita terrestre, que propiciaron un clima más tropical con mayores tasas de producción vegetal y captura de C (*ibíd.*). Lo anterior ha llevado a afirmar que los depósitos actuales de C en los ecosistemas terrestres y marinos son consecuencia de la historia pasada (en millones de años). De hecho, el IPCC ha alertado que la capacidad de absorción de la biota terrestre o marina podría mermarse en los próximos siglos si continúan incrementándose las emisiones antrópicas (IPCC, 2007), así como de la acidificación del medio marino (Denman *et al.*, 2007). Las fuentes emisoras de CO₂ (o “focos rojos”) han aumentado en el último siglo, como resultado de la quema de combustibles fósiles que, junto con la litosfera, representan una de las mayores reservas de C terrestre. De hecho, Siegenthaler y Sarmiento (1993) estimaron que un porcentaje de las emisiones de CO₂ que se desconoce (el denominado “carbono perdido⁴”), en torno a los 1,9 Pg C (1Pg C= 1 Gt= 10¹⁵ g), podría tener su origen en deforestaciones históricas. Así, la litosfera contiene aproximadamente 30x10⁶ Pg C y los combustibles fósiles 10.000 Pg C. Los océanos almacenan otros 39.000 Pg C donde según Doney y Ducklow (2006) se han podido almacenar más de la mitad de las emisiones de CO₂ de origen antrópico de la última década. La biosfera, con 2.000 Pg C, representa una reserva más bien modesta, de los cuales 1.500 Pg C residen en el suelo y tan sólo 500 Pg C en la biomasa vegetal, constituyendo el depósito más pequeño de la biosfera (FIGURA 43).

⁴ El carbono perdido hace referencia al C que se encuentra en la atmósfera pero del cual se desconoce su procedencia, atribuyéndosela históricamente a fenómenos antrópicos (Prentice, 2001).

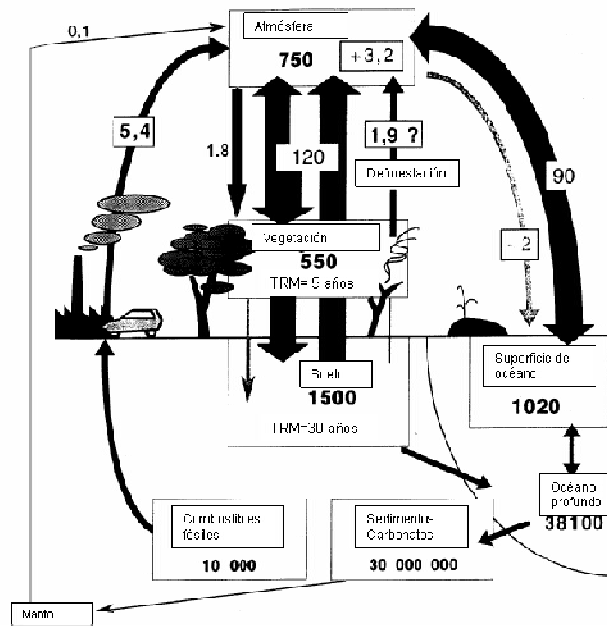


FIGURA 43. Ciclo global de C con los stock y flujos anuales entre los diferentes compartimentos, adaptado de Eswaran *et al.*, 1993. TRM=Tiempo de residencia medio del C.

Aunque se han hecho varias estimaciones del C almacenado en los compartimentos de la biosfera, sólo se han podido determinar algunos flujos anuales de C en los biomas terrestres y en la superficie marina. En ese sentido, Eswaran *et al.* (1993) y Killops y Killops (2004) calcularon que la tasa de C fijado en los biomas terrestres era de 1,7 Pg C año⁻¹ y de 2,2 Pg C año⁻¹ en el fitoplancton marino, así como una tasa de sedimentación de 1,7 Pg C año⁻¹ en los fondos oceánicos. De éstos, los dos primeros corresponden a compartimentos temporales, donde el C permanece almacenado por menos de un año, lo que se ha denominado como *depósito lábil* (Parton *et al.*, 1987; Balesdent y Mariotti, 1996). Por otro lado, el C que se acumula en órganos de almacenamiento por más de un año contribuye a formar parte de los *depósitos intermedios* (Brovkin *et al.*, 2002). Por último, existen algunas formas de C estable que pueden quedar almacenadas en la biosfera por decenios o milenios, constituyendo auténticos *depósitos longevos*. De esta forma que el C de la materia orgánica del suelo puede formar parte de compartimentos de rápida biodegradación, como la hojarasca o los residuos vegetales, o bien, depósitos de lenta degradación, materiales recalcitrantes, como las sustancias húmicas (Almendros, 2008). En este sentido, Lal (2004) estima que el suelo tiene una capacidad potencial de capturar C que, en función del tipo de suelo, clima, bioma o práctica de manejo puede oscilar entre 0,3 y 0,9 Pg C año⁻¹. En el caso del “carbono negro” (o black carbon en inglés) que proviene de la quema de biomasa o combustibles fósiles, su reciente consideración como un sumidero de C en suelos y sedimentos marinos, dada su contribución sustancial al “carbono perdido” en el balance global del C, lo incluiría en este último grupo. Se ha estimado que la producción anual de “carbono negro” puede ser de 270 Tg C (1 Tg C= 10¹² g C), de los que 160 Tg C se estarían depositando anualmente en los sedimentos marinos de todo el planeta (Kuhlbusch y Crutzen, 1995).

Tal y como se ha señalado, el C de la biota terrestre y marina se puede depositar en distintos compartimentos. La biomasa asimilatoria, hojas o fitoplancton marino, constituyen un depósito lábil en el que el CO₂ de la atmósfera es fijado rápidamente en compuestos orgánicos a través de la fotosíntesis. Se habla de *depósitos lábiles* para referirnos al C que se vuelve a reemitir a la atmósfera en la respiración autótrofa o en procesos fermentativos, mientras que otra parte se descompone rápidamente en el suelo o se disuelve en los primeros metros del fondo marino (carbono orgánico disuelto) (Bindoff *et al.*, 2007). Por otro lado, una parte del C se acumula en forma de biomasa no asimilatoria como la madera o las raíces que, al presentar una lenta tasa de descomposición, constituyen *depósitos intermedios* de C que permanecen durante más tiempo que la biomasa asimilatoria y que son susceptibles a sufrir cambios cuando tienen lugar deforestaciones e incendios forestales. Por último, el suelo o los sedimentos marinos constituyen *depósitos longevos* donde el C acumulado queda almacenado por decenios o milenios. Algunos autores manifiestan que es en el suelo donde se debe prestar mayor atención, ya que pequeños cambios en el uso de suelo pueden ocasionar grandes pérdidas de CO₂ a la atmósfera (Freibauer *et al.*, 2004; Houghton *et al.*, 1997; Lal, 2003; Jarecki y Lal, 2003).

8.1.3. El tiempo de residencia medio y nivel de saturación del C en los ecosistemas

La cantidad de C que es almacenada en los diferentes constituyentes del ecosistema está en función de su variabilidad o permanencia en ellos. Algunos compartimentos efímeros como las hojas contienen aproximadamente un 50% de C (en peso seco), llegándose a superar este porcentaje sólo por el fitoplancton marino que contiene gran cantidad de lípidos en la pared celular, así como metabolitos extracelulares y citoplasma, para incrementar la flotabilidad sobre la superficie marina. Compartimentos más estables como la madera o las semillas pueden contener entre un 45 y un 65 % de C, en función del contenido en cutina (en las semillas) o suberina (en la corteza forestal o corcho) (Duke y Atchley, 1986). Los residuos vegetales, que constituyen una entrada constante de C al subsistema suelo, proporcionan aproximadamente un 40% de C, aunque esta cantidad puede disminuir en el mantillo u hojarasca. Por último, en el suelo y los sedimentos marinos, que son los compartimentos más longevos, es donde se acumula más C; se ha estimado, de hecho, que más de la mitad del C de los ecosistemas terrestres se encuentra en el suelo (Batjes, 1996), si bien su contenido de C varía mucho: entre el 0,1 en suelos muy pobres hasta el 40% en las turberas finlandesas de *Sphagnum* (Stevenson, 1982; Greenland y Hayes, 1978), dependiendo de la litología, clima, vegetación y sistema de manejo (Tate, 1987; Chen y Avnimelech, 1986). Esto sin considerar el C inorgánico en suelos y sedimentos marinos que contiene hasta un 12 % de C (FAO, 1998; Soil Survey Staff, 1999).

El tiempo de residencia medio del C (TRM) o tiempo en el que éste vuelve a ser emitido a la atmósfera oscila entre unos pocos días y cientos de años, dependiendo de la dinámica del C en cada compartimento: de días en el fitoplancton marino o en las hojas, de años en la madera y de cientos de años en el suelo o en los sedimentos marinos. En

este sentido, el documento básico del IPCC (2006) establece que todo el C que se acumula en la vegetación en un momento dado se vuelve a emitir, en mayor o menor medida, a la atmósfera. Motivo por el cual se asume que todo el C acumulado por la vegetación se libera nuevamente en el momento de la corta o la cosecha (Houghton *et al.*, 1997). Por tal motivo, no se contabiliza el C de los cultivos anuales, donde se asume que todo el C que ha sido almacenado durante el ciclo de vida de la planta se reemite nuevamente a la atmósfera en el momento de la cosecha. Esto no ocurre en la realidad, pero se admite como uno de los grandes supuestos en la contabilización de emisiones de GEI, consensuado internacionalmente por la comunidad de expertos del cambio climático del IPCC, dadas las limitaciones que tiene en la actualidad discriminar el destino final de la biomasa vegetal (alimentos, madera o biocombustibles). Esto no ocurre con las masas forestales que se consideran centenarias (>100 años) o con los cultivos perennes, en cuyo caso se establece un ciclo de vida de más de 30 años. Con ello, el IPCC valora sólo el C que permanece en los ecosistemas durante un periodo de tiempo no superior a los 100 años, en forma de biomasa no asimilatoria (madera), quedando fuera de estudio la biomasa asimilatoria (el C lábil) que también forma parte de la cobertura vegetal. Quedaría por estimar qué parte de este C se almacena finalmente en el suelo. En este sentido, Lal (2005) hace una aproximación al cálculo del C de suelo en función del C que es fijado por la biomasa vegetal por diferentes biomas (CUADRO 113). Este trabajo sirve de referencia para conocer el orden de magnitud en el cual se enmarca el estudio al hablar de tasas físicas de captura de C en suelo.

CUADRO 113. Flujo anual de C entre la vegetación y el suelo en diferentes biomas según Lal (2005)

Latitud	Región	C de suelo/C vegetal	Flujo de C (Pg C año ⁻¹)
Alta	Rusia	3,34	+30 +50
	Canadá	17,29	+0,08
	Alaska	5,44	+0,48±0,1
	Media	8,70+/-7,50	
Media	USA	1,74	+0,10 +0,25
	Europa	2,81	+0,09,+0,12
	China	1,19	-0,08
	Australia	1,84	
	Media	1,9+/-0,67	+0,26±0,09
Baja	Asia	1,05	-0,5 -0,9
	África	1,21	-0,25 -0,45
	América	0,92	-0,5 -0,7
	Media	1,06+/-0,15	-1,65±0,4
Efecto neto			-0,9±0,4

Entre las variables que determinan el TRM en los diferentes compartimentos del ecosistema se encuentra el estado de equilibrio y la saturación de C. Ambos conceptos son diferentes y se refieren a aquellos procesos que influyen, en mayor o menor medida, en la permanencia del C en un compartimento dado. Por ejemplo, en el suelo, el estado de equilibrio del C hace referencia al nuevo nivel de C al que se llega tras un cambio de uso del suelo, una vez se igualan las entradas con las salidas (balance neto cero). El estado de equilibrio no constituye necesariamente el nivel máximo de saturación de C. El suelo podría o no almacenar más C con un nuevo cambio de uso de

suelo. En ese sentido, el nivel de saturación se refiere a la cantidad máxima de C que puede ser almacenada. Podría decirse que el estado de equilibrio representa el *statu quo* mientras que la capacidad potencial de un suelo y por qué no de un ecosistema, para almacenar C vendría dada por el nivel de saturación o umbral del mismo. En este sentido, West y Six (2007) encuentran que, en la mayoría de los trabajos revisados, al incrementar los insumos (*inputs*) también incrementa el C de suelo. Se trata de suelos que adquieren un nuevo estado de equilibrio tras un cambio de manejo, mientras que, en otros, el incremento de C como respuesta al aporte de insumos no es tal, tratándose de suelos previamente saturados de C. Así, en un compartimento como el suelo, el estado de equilibrio mide el stock de C mientras que el nivel de saturación es una medida de cuánto C puede ser almacenado, a qué velocidad y por cuánto tiempo.

8.1.4. Una aproximación a las metodologías de estudio: ¿se compara lo mismo?

Aunque ya se han señalado algunas particularidades a tener en cuenta en la determinación de las tasas físicas de C en los diferentes biomas, el objetivo del presente apartado es proporcionar algunas herramientas metodológicas que puedan ser de utilidad para estimar la captura de C de los ecosistemas, con especial referencia a los ecosistemas españoles. Para ello, se plantea en primer lugar el cálculo del flujo anual de C tanto en los ecosistemas marinos como en los biomas terrestres. En segundo lugar, se presenta una serie de anotaciones, a tener en cuenta en todo ejercicio de valoración económica, sobre los valores de stock de C en los depósitos más longevos.

La producción primaria neta en ecosistemas marinos y terrestres

Para el cálculo de la tasa anual de C en depósitos efímeros, esto es, el C lábil que es asimilado por la biomasa asimilatoria (hojas o fitoplancton), se emplea comúnmente la PPN, que se define como el total de compuestos orgánicos que son sintetizados por los organismos autótrofos durante la fotosíntesis y que están disponibles para otros niveles tróficos, o bien como la diferencia entre la producción y la respiración autótrofa. La PPN se expresa como $\text{g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en ecosistemas marinos, y como $\text{t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en ecosistemas terrestres. Debido a que gran parte de la PPN global es sintetizada por el fitoplancton marino, la mayor parte de la biomasa en océanos y mares es asimilatoria (Dennan *et al.*, 2007). Sin embargo, en los ecosistemas terrestres, el mayor compartimento lo constituye la biomasa no asimilatoria (BNA): los tallos y raíces de las plantas superiores.

Entre las diferentes aproximaciones para determinar la PPN de los ecosistemas, la más empleada consiste en medir la radiación solar fotosintéticamente activa absorbida en el rango del visible (en adelante fAPAR) y la eficiencia en la utilización de la luz. El empleo de sensores remotos a partir de imágenes satelitales permite cuantificar la concentración de pigmentos de clorofila sobre la superficie marina y, de esta manera, calcular la fAPAR. Ésta, a su vez, depende del incremento y distribución de la biomasa fotosintética (Tortell *et al.*, 2002), así como del incremento de la radiación solar y de la fracción de longitud de onda visible, lo que convierte a la variable biomasa en un flujo de compuestos orgánicos, dada por la PPN (Antoine y Morel, 1996). De manera

similar, el empleo de sensores remotos en ecosistemas terrestres se basa en la respuesta espectral en longitudes de onda en el rango del visible, infrarrojo y térmico de las plantas superiores, lo que permite visualizar atributos de los ecosistemas sobre grandes extensiones del territorio (Box *et al.*, 1989, Running *et al.*, 2000). Entre ellos, el más empleado es el índice de vegetación normalizado (NDVI) que permite estimar la PPN y su dinámica a lo largo del año (Pettorelli *et al.*, 2005). Este índice es que además ha sido ampliamente utilizado para estudiar el funcionamiento de los ecosistemas (Field *et al.*, 1995; Pickup, 1996; Paruelo y Lauenroth, 1998; Nemani y Running, 1997). Sin embargo, estas medidas deben ser calibradas previamente con mediciones de campo, para lo cual se emplean los isótopos del C (Behrenfeld y Falkowski, 1997). En España, la PPN de los océanos y plataforma continental se ha estimado siguiendo este método en 1,7 Gt C año⁻¹ (Sea Around Us, 2008), con diferencias entre la Zona Económica Exclusiva del Atlántico Norte y Canarias (Davenport *et al.*, 2002). Resultados similares pero para ecosistemas terrestres se encuentran en el trabajo de Alcazar *et al.* (2007).

La PPN de los mares y océanos es el resultado del balance entre la fijación neta de C fotosintético, es decir, descontada la respiración, y todos los procesos involucrados en su degradación o consumo (mortalidad, hundimiento o depredación) (Denman *et al.*, 2007). La cuantificación de la PPN se refiere tan sólo al primer proceso, esto es, al flujo de C anual en depósitos efímeros. Sin embargo, dado que el mayor compartimento de C en los ecosistemas terrestres se encuentra en la BNA, se centrará en ésta nuestra atención.

Para el cálculo de la BNA se ha optado, con frecuencia, por métodos experimentales basados en técnicas destructivas, tales como el *método de la cosecha* en el que se obtiene la cantidad de biomasa (en peso seco) producida por la vegetación en un intervalo de tiempo conocido. Y, a partir de esta, se estima la biomasa subterránea como un cociente entre la biomasa aérea y la subterránea. En especies leñosas, este cociente se calcula empleando el área basimétrica de las especies perennes (Clark *et al.*, 2001). En plantas anuales, esto no es posible, por lo que, se asume que toda la biomasa aérea cosechada corresponde con la PPN de la pradera o pastizal (Scurlock *et al.*, 2002), lo cual no deja de ser una subestimación del C almacenado por los rizomas de las plantas. Motivo por el cual una de las aproximaciones metodológicas más utilizada en la actualidad para el cálculo del flujo anual de C en los ecosistemas terrestres consiste en calcular la variación en el *stock* de C (*método de cambio de stock*) en un periodo de tiempo conocido o bien, a un nivel de más detalle, el incremento anual de una masa forestal (*método de crecimiento forestal*) (IPCC, 2006). Para ello, se requiere información de los inventarios forestales nacionales (IFN) que contienen datos sobre la superficie forestal, las características métricas de las especies forestales y la densidad arbórea en cada masa forestal o estrato. Ello permitirá calcular la captura anual de C de la masa forestal como el incremento en el stock: la madera. En esta línea, Rodríguez-Murillo (1999) calcula el C acumulado en las masas forestales españolas utilizando ambos métodos: por un lado, emplea la diferencia de C entre dos inventarios forestales; por otro, calcula el C en un único inventario forestal, encontrando que, aunque el *método de cambio de stock* integra mejor la estacionalidad anual y polianual (entre años húmedos y secos), puede sobreestimar las tasas de crecimiento de especies forestales como se ha

observado en Eucaliptos y Pinos (*Pinus pinaster*) de Galicia, e incluso, puede subestimar el volumen de madera cortada (Rodríguez-Murillo, 1997). Al comparar ambos IFN, Rodríguez-Murillo (1999) obtiene que el flujo anual de C en los bosques españoles oscila entre 2,4 t C ha⁻¹ año⁻¹ para los bosques templados de la cornisa cantábrica y 0,2 t C ha⁻¹ año⁻¹ para los bosques mediterráneos, estando el promedio en 1 t C ha⁻¹ año⁻¹, por encima de la media de los bosques europeos donde se han calculado tasas de 0,4 y 0,6 t C ha⁻¹ año⁻¹ por Kauppi *et al.* (1992).

Uno de los inconvenientes que surgen al comparar los datos de PPN, obtenidos por medio de sensores remotos, con los datos de BNA, obtenidos a partir de los IFN, estriba en el hecho de que se trata de diferentes compartimentos que, como ya se ha comentado anteriormente, presentan diferentes TRM, de manera que, aunque el C se fija rápidamente en la copa de los árboles, sólo una parte del mismo se acumula en los tallos y raíces. Y sólo una milésima parte pasa a formar parte de depósitos longevos. En este sentido, Caparrós *et al.* (2003) proponen el término de *fijación de carbono permanente* para referirse exclusivamente al C capturado por las masas forestales y ajustan el precio de la tonelada de C a esta premisa, al considerar que no toda la superficie maderable almacena C, quedando excluidos los árboles muertos en pie.

Se ha estimado que la PPN mundial puede ser de 104,9 Pg de C, con una contribución de los ecosistemas terrestres de 56,4 Pg de C y de los marinos de 48,5 Pg de C (Smith, 1991) (CUADRO 114). La disminución de la PPN en algunos mares y océanos es el resultado de la competencia del fitoplancton marino por la luz y los nutrientes, de manera que la fAPAR incidente sobre la superficie de los océanos no supera el 7%, mientras que las hojas de las plantas superiores absorben hasta un 31% de la fAPAR (Morel, 1991). Resulta interesante que, aunque los microorganismos marinos contribuyen con cerca de la mitad de la PPN mundial, constituyen tan sólo el 0,2% de la biomasa de los productores primarios, lo que connota la alta eficiencia de los mares y océanos en la fijación rápida de C (Falkowski *et al.*, 2000). Esto se explica en la rápida tasa de descomposición del fitoplancton marino, del orden de días en comparación con los ecosistemas terrestres (Thompson y Randerson, 1999).

CUADRO 114. PPN mundial en ecosistemas terrestres y marinos en g C m⁻² año⁻¹

Ecosistema	PPN (g C m ⁻² año ⁻¹)
Ecosistemas marinos	
Aguas oligotróficas	11
Aguas mesotróficas	27,4
Aguas eutróficas	9,1
Algas y cebadales	1,0
Total	48,5
Ecosistemas terrestres	
Selvas húmedas tropicales	17,8
Bosques de frondosas	1,5
Bosques mixtos	3,1
Bosques de coníferas	3,1
Bosques mediterráneos y arbustos	2,4
Sabanas	16,8
Pastizales	2,4

Ecosistema	PPN (g C m ⁻² año ⁻¹)
Tundra	0,8
Desierto	0,5
Cultivos	8,0
Total	56,4

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Field *et al.*, 1998.

Con base en lo anterior, uno estaría en condiciones de preguntarse si se compara lo mismo al emplear la PPN y la BNA en las masas forestales. Dado que el interés en estimar los flujos anuales de C en los ecosistemas reside en la aplicación que este tipo de información podría tener en el actual contexto internacional sobre Cambio Global, de cara a cumplir con los objetivos del protocolo de Kyoto, más que fijar rápidamente el CO₂ de la atmósfera por pocos días que, sin lugar a dudas, puede ser interesante para disminuir las concentraciones de CO₂ en la atmósfera, interesa conocer cuánto C se acumula por un periodo de tiempo más o menos prolongado, lo que asegura su incidencia y repercusión en el actual recalentamiento global. Todo ello sin olvidar que, en el momento de analizar datos, la PPN informa del C lábil que es fijado por los organismos vivos en depósitos efímeros, mientras que la BNA proporciona información del C que se acumula en depósitos intermedios, más estables. Ejemplo de ello lo se encuentran al aplicar este tipo de planteamientos a los mares y océanos, donde gran parte del C que es fijado por el fitoplancton marino no constituye en sí una reserva estable de C, ya que éste se reemite nuevamente a la atmósfera en pocos días. Se asume, además, que la *bomba biológica*⁵ posibilita un estado de equilibrio de décadas a siglos, lo que ha llevado a que autores como Sarmiento y Sundquist (1992) afirmen que la contribución del fitoplancton marino en el balance de C es prácticamente nula. Sólo una parte del C capturado por el fitoplancton pasa a formar parte de las profundidades marinas donde se localiza la mayor reserva de C del planeta. Esta parte es en gran medida desconocida (Loh *et al.*, 2004), aunque autores como Six y Maier-Rimer (1996) o Falkowski *et al.* (1998) estiman que puede suponer un tercio de la PPN. Esto llevaría a realizar afirmaciones del tipo de que sólo una tercera parte de los valores de PPN en océanos debería ser considerada en el cálculo de los depósitos de C. Tal y como se observa en el CUADRO 115, esto supondría hacer diferentes operaciones para que PPN y BNA fueran conmensurables.

⁵ Se entiende como bomba biológica al conjunto de procesos involucrados en la fijación de CO₂, promovidos por el fitoplancton y zooplancton marino.

CUADRO 115. Flujos anuales y stock de C en los diferentes compartimentos de los ecosistemas

	Ecosistemas marinos	Ecosistemas terrestres
Producción primaria neta (PPN)*	Fitoplancton	Biomasa asimilatoria (hojas)
Flujo de C anual en depósitos efímeros	PPN (g C m ⁻² año ⁻¹) [49Pg C] ¹	PPN (t C ha ⁻¹ año ⁻¹) [56Pg C] ¹
Metodología	Relación entre la PPN y la fAPAR ²	Índice de vegetación normalizada (NDVI)
Técnica de medición	Cuantificación de pigmentos de clorofila en la superficie marina o terrestre mediante el empleo de sensores remotos ⁶	
Tiempo de residencia medio del C	Días [3–6 días] ³	Años [19 años] ³
Flujo de C anual en depósitos intermedios	Conchas o esqueletos de los organismos marinos (g C m ⁻² año ⁻¹)	Madera, raíces, rizomas o tubérculos (t C ha ⁻¹ año ⁻¹)
Metodología	Carbono orgánico disuelto	Incremento de biomasa no asimilatoria
Técnica de medición		Inventarios Forestales Nacionales ⁵
Tiempo de residencia medio del C	1/3 PPN ⁴ Décadas (<100 años) ⁹	
Stock de C longevo (>100 años)	Carbonato cálcico o calizas de fondos marinos C inorgánico	Carbono orgánico del suelo (COS) (t C ha ⁻¹)
Tipo de C	–	C orgánico en peso seco
Técnica de medición		Determinación del COS a lo largo del perfil del suelo ⁸
Depósitos de C longevo	Fondos marinos (profundidad límite de disolución de calizas)	Suelos (cantidad máxima de acumulación de COS)

*Sin respiración autótrofa. Fuente: Elaboración propia a partir de : ¹Smith. (1991), ²Sea Around Us (<http://www.seaaroundus.org>), ³Antoine y Morel (1996), ⁴Thompson y Randerson (1999), ⁵Field *et al.*(1998), ⁶IPCC (2006), ⁷IFN (2004), ⁸Nelson y Sommers (1982).

Si se hiciera una estimación de los flujos de C anuales en los compartimentos estables de los ecosistemas, a partir de las diferentes fuentes y metodologías propuestas: el método de cambio de stock o crecimiento forestal del IPCC (2006) o la PPN del Sea Around Us (2008), se observarían algunas curiosidades (FIGURA 44) como que sólo una proporción del C fijado por el fitoplancton marino se almacena en los compartimentos estables. Esto debería considerarse en cualquier ejercicio de valoración económica que pretenda estimar las tasas físicas de los ecosistemas, puesto que no es comparable el C lábil con el C almacenado en depósitos intermedios, más estables, en cuyo caso el TRM es mayor. Otra curiosidad que se observa en la Figura 2 (donde se toma como caso de estudio las masas forestales de España) es que el mayor depósito de C corresponde con la madera de los bosques, puesto que no se contabiliza ni el C del suelo ni el de los sedimentos marinos. Similares resultados se han descrito para otros biomas terrestres (Houghton *et al.*, 2001) e incluso para España (Rodríguez-Murillo, 1999). El hecho de que bosques naturales o prístinos puedan ser considerados como sumideros de C ha despertado el interés de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y su inclusión entre los Mecanismos de Desarrollo Limpio promovidos por los países firmantes del Protocolo de Kyoto.

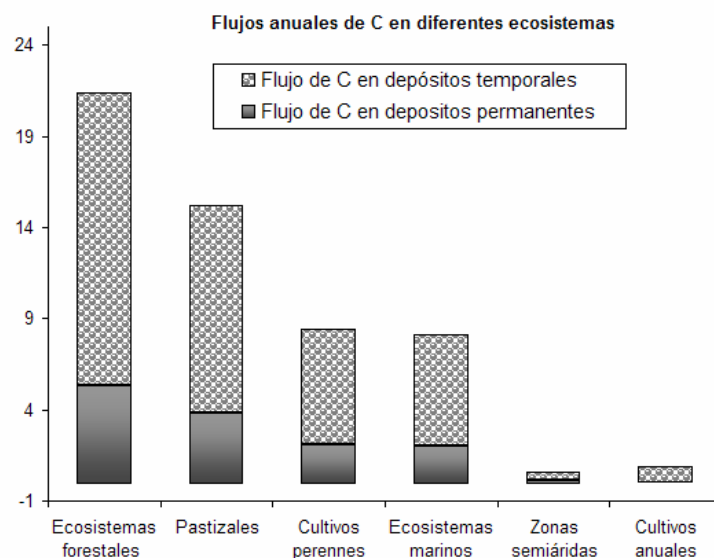


FIGURA 44. Estimación de los flujos anuales de C en la biomasa asimilatoria y no asimilatoria en un supuesto ecosistema mediterráneo, tomando un radio de 1/3, es decir, suponiendo que sólo una tercera parte del C que se sintetiza durante la fotosíntesis se acumula finalmente en órganos de almacenamiento como la madera. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de PPN de fitoplancton (Sea Around Us, 2008), balance de C en cultivos anuales, perennes y pastizales (IPCC, 2007); masas forestales (Rodríguez-Murillo, 1997) y datos empíricos del flujo neto de C en zonas semiáridas (Luo *et al.*, 2007).

Sin embargo, uno de los inconvenientes que surgen en el momento de aplicar la metodología propuesta por el IPCC (2006), se encuentra en el *método de cambio de stock* donde una comparación rápida entre los IFN, como la realizada recientemente en España por el OSE (2007) entre 1990–2000, podría dar lugar a incoherencias del tipo de: i) las transformaciones hacia frutales, cultivos de regadío e incluso arrozales son los cambios de uso de suelo que más están contribuyendo a la fijación de C, o bien que ii) los cambios de uso en los bosques de frondosas y coníferas, pastizales naturales, prados y praderas, o tierras de labor en secano favorecen la pérdida del C. Sin embargo, numerosos trabajos experimentales demuestran que los cultivos en regadío pueden actuar como potenciales *focos rojos* (Sauerbeck, 2001), mientras que los pastizales, praderas y bosques actúan mayoritariamente como sumideros de C (Conant *et al.*, 2001).

Los valores de stock de C en los depósitos longevos

El suelo representa la mayor reserva de C de los ecosistemas terrestres, alcanzando un depósito permanente de 2.000 Pg C, lo que representa más del doble del C almacenado conjuntamente entre la biomasa vegetal y la atmósfera (Figura 3). Algunos autores argumentan que pequeños cambios de uso del suelo (los denominados LULUCF⁶ por el IPCC), pueden ocasionar un impacto muy significativo en el ciclo global del C (Schnitzer, 1978; Buringh, 1984; Eswaran *et al.*, 1995; Batjes y Sombroek, 1997). En el suelo tienen lugar los procesos de descomposición y mineralización de la materia orgánica, en los que gran parte del C se reemite nuevamente a la atmósfera, y los procesos de humificación en los que la materia orgánica se adhiere “irreversiblemente” a la matriz mineral del suelo, quedando así inmovilizado durante largos periodos de tiempo respecto a la circulación biogeoquímica de la atmósfera (Almendros, 2008). Debido al largo TRM, el suelo puede desempeñar una función sustancial en el control

⁶ Land Use, Land Use, Change and Forestry

de la concentración de CO₂ en la atmósfera, contribuyendo a mitigar el calentamiento global asociado al cambio climático (Batjes, 1996). Sin embargo, pese a la presión ejercida por la comunidad científica (sobre todo en la línea de los trabajos de Lal 2007), el suelo no ha sido considerado aún como un sumidero de C por el Protocolo de Kyoto⁷, dada la gran incertidumbre que generan las medidas relacionadas con los cambios de uso de suelo (Duxbury, 1995; Fisher *et al.*, 1995), donde el C que ha sido acumulado durante cientos de años puede liberarse nuevamente a la atmósfera en un único evento, como se ha reportado en las deforestaciones e incendios forestales del pasado (Houghton, 1999).

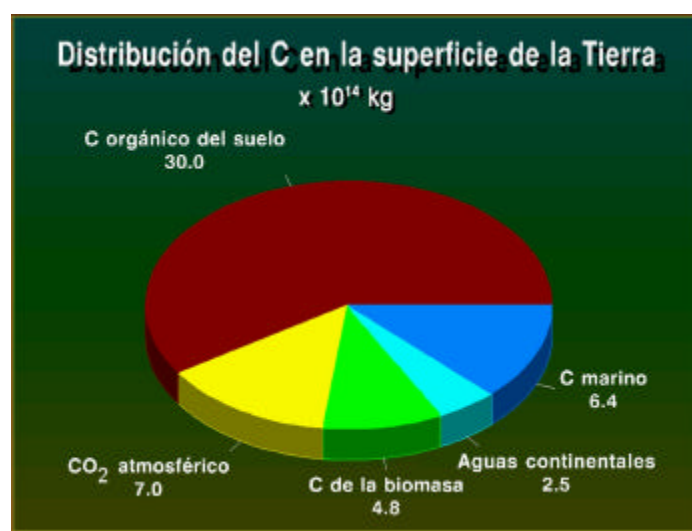


FIGURA 45. Distribución del C en depósitos longevos.

Además, la evaluación de los mecanismos responsables de la estabilización del C en el suelo, se encuentra muy limitada debido a que no sólo se desconocen muchos de los aspectos estructurales de la materia orgánica, sino también a que sus mecanismos de formación se han descrito en términos muy generales. Aún cuando el suelo y los sedimentos marinos representan la mayor reserva de C del planeta, en cuanto a cantidad, la condición del suelo como depósito longevo es un tema controvertido. Existen resultados discordantes en relación a si un suelo captura o emite C, en función de las condiciones climáticas, geológicas, edáficas, así como el tipo de manejo (Hontoria *et al.*, 1999; Ganuza y Almendros, 2003). En este sentido, numerosos trabajos en la literatura muestran como la intensidad del sistema de manejo es el factor que más condiciona que el suelo actúe como sumidero o emisor de C (Lal, 2004; West y Six, 2007; Jastrow *et al.*, 2007).

Otra de las dificultades que han surgido en el momento de considerar el suelo como un sumidero de C ha sido la dificultad de encontrar criterios comunes para su determinación a escala nacional e internacional, ya que el contenido de C, como se mencionaba previamente, varía en función de muchas variables que no se pueden prever y que requieren del aporte continuo de estudios experimentales. Existen diferentes aproximaciones para estimar el C de suelo. La primera aproximación, de carácter experimental, se basa en el cálculo del C de suelo por medio de técnicas de laboratorio (por oxidación en húmedo o cenizas) (Nelson y Sommers, 1982). Bélgica y los Países Bajos han logrado estimar variaciones históricas de C en el suelo gracias a la existencia de inventarios de C a escala nacional (Goidts y Van Wesemael, 2007;

⁷ El Protocolo de Kyoto (1997) en su artículo 3.4. no admite los suelos como sumideros de C

Hanegraaf y Andre, 2007). En España esto aún no ha sido posible, aunque ya se cuenta con un inventario de C de suelo para toda la Península Ibérica realizado por Rodríguez-Murillo (2001). La segunda aproximación se refiere a modelos basados en procesos, como son los modelos Century (Parton *et al.*, 1993), Epic (Williams, 1994) y RothC (Coleman y Jenkinson 1999), en los que de una manera empírica se puede calcular el C tras un cambio de uso de suelo. Sin embargo, aunque se ha realizado cierto progreso en los últimos años en el establecimiento de los factores biogeoquímicos que controlan el secuestro de C en suelo, es altamente probable que la influencia de dichos factores sea menor frente a la de factores socioeconómicos y culturales, a la hora de determinar la permanencia del secuestro de C en el suelo (Devevre y Horwath, 2000). En este sentido, España, donde existen suelos profundos que han evolucionado debajo de los bosques de lento crecimiento de la cornisa cantábrica, bosques mediterráneos y dehesas de lento crecimiento, y donde del orden de las tres cuartas partes de los suelos de España contienen carbonatos (Mapa de suelos de la FAO, 1995), sería candidata a implementar prácticas de manejo relativamente sencillas y económicas que le permitieran incrementar los sumideros naturales de C.

Los depósitos de C en el suelo: un servicio de soporte de los ecosistemas

El secuestro de C en suelo, no sólo permitiría mitigar los efectos de las emisiones de C a la atmósfera, sino que también proporcionaría beneficios adicionales a los suelos empobrecidos en nutrientes, permitiría controlar simultáneamente la erosión y desertificación de ciertas áreas, y constituiría un método ambientalmente respetuoso para mejorar la producción agrícola y la conservación a largo plazo de los suelos (Lal, 2004). En este punto, habría que tener en cuenta que el almacenamiento de C en suelo va asociado con la inmovilización de otros elementos como el nitrógeno o el fósforo (Almendros *et al.*, 2000). En los suelos forestales, el secuestro masivo de C podría venir acompañado por la acumulación de espesos horizontes de humus poco evolucionado donde no se favorece la formación de complejos órgano-minerales estables, lo cual se manifiesta en la generación de lixiviados que pudieran contaminar los acuíferos (Almendros, 2008). Esto explica que, en el contexto de los mercados de créditos de C, quizás sería más adecuado centrar el interés en hacer seguimiento no sólo a la cantidad total de C, sino a su calidad, en línea con la reflexión sobre depósitos efímeros, intermedios o longevos de C. De hecho, llama la atención cómo en algunas regiones semiáridas, el C del suelo se encuentra altamente transformado y muestra una elevada resiliencia respecto a posibles cambios climáticos (Almendros y Dorado, 1999). Esta situación contrasta con la de suelos forestales de las zonas subhúmedas, donde las grandes cantidades de C se encuentran en forma de humus poco evolucionado, de manera que, ante un leve incremento de la temperatura y humedad, estos ecosistemas podrían actuar como auténticos *focos rojos* (Goudriaan, 1995). De ese modo, aún cuando no se conozca con exactitud el flujo anual de C que pasa desde los depósitos efímeros a los longevos, éste debería ser considerado como la base donde tienen lugar otros servicios de regulación de los ecosistemas, como son el control de la erosión, el reciclado de nutrientes o la retención hídrica, entendido así como un servicio de soporte, en línea con la clasificación propuesta por el MEA (2003).

8.2. Captura de carbono en bosques

8.2.1. Definición del servicio

Dentro de la creciente importancia que hoy en día representan los bienes ambientales dentro de los ecosistemas forestales, el CO₂ capturado por los bosques últimamente está recibiendo un gran interés, y en muchas ocasiones le convierten en un subrogado de los diferentes bienes y servicios ambientales producidos por los sistemas forestales. En este contexto no se podía obviar este servicio dentro del conjunto de outputs asociados a los sistemas forestales. Inicialmente, y de forma genérica, se puede afirmar que el valor de este servicio dependerá de un conjunto muy diverso de factores, entre los que se podría destacar la propia definición de este almacenamiento del carbono, la gestión forestal que se realice en estas masas y el precio que se otorgue a cada tonelada de carbono. Al igual que para otras producciones analizadas, en este ejercicio se va a considerar no el stock de carbono asociado a estos sistemas forestales, sino la captura de carbono anual que realizan. Por último, es preciso apuntar que no existen rentas o ingresos directos que reciba la propiedad por esta externalidad positiva que generan, debido fundamentalmente a que en los mercados de créditos de carbono no se intercambian derechos asociados a un cambio de uso de la tierra.

8.2.2. Valoración del servicio

Para realizar esta valoración, se va a utilizar una metodología basada en un valor de mercado, aunque en la realidad ese mercado no existe para el carbono capturado por las masas forestales. Es decir, se pretende evaluar el carbono capturado anualmente en los bosques y multiplicar esta cifra por un precio internacionalmente admitido en diversos mercados para aspectos relativos al Protocolo de Kyoto. Sin embargo, este mercado está orientado al sector industrial y este precio se rige por los intercambios de derechos de emisión entre las diferentes empresas. En definitiva, se va a realizar el supuesto que ese precio es válido para utilizarlo como un “proxy” del carbono capturado por las masas forestales. Esta no es la única forma admitida internacionalmente en la literatura para estimar este parámetro, aunque el IPCC (2007) afirma que estos intercambios fijarán el precio del carbono. En Díaz Balteiro y Romero (2004) se pueden consultar otras opciones para imputar un precio unitario a cada tonelada de carbono.

Metodología seleccionada para el ejercicio VANE

Para calcular la fijación de carbono se empleará el *iavc*, tomando este parámetro como constante. Según se esté analizando un polígono con existencias arbóreas o matorral leñoso (según es definido por el III IFN), será necesario emplear una metodología distinta. En el primer caso (polígonos con existencias arbóreas), se empleará para el cálculo del carbono la metodología establecida por Montero *et al.* (2005). Para el segundo caso (especies de matorral leñoso), se utilizará la relación entre la *Fcc* y la biomasa de matorral. Se incluyen en esta categoría aquellos estratos que se definen en el III IFN en un estrato de matorral.

Por otro lado, se mantienen los mismos grupos que en la valoración de la madera. Por tanto para obtener el valor del *iavc* en cada apartado se debe acudir al epígrafe 2.2 de la valoración de la madera. En cuanto al grupo asociado a varias especies dominantes; $50\% > Fcc > 70\%$, también se mantendrán los criterios establecidos anteriormente para aquellos casos en los que existan varias especies dominantes. A continuación se mostrarán los pasos necesarios para el cálculo del valor asociado a la captura de carbono en aquellos polígonos donde existen masas arbóreas:

1. Una vez que cada polígono tiene asignado su *iavc* se procede al cálculo del carbono capturado.
2. Por otro lado, con el dato de cortas (m^3) referido para esta provincia al año 2005, y con la superficie total de los polígonos seleccionados para esa especie, se obtiene el volumen de cortas por ha que se descuenta al *iavc* correspondiente al año 2005.
3. Una vez obtenido ese volumen, multiplicándolo por la densidad de cada especie se obtiene la el peso del fuste (*BF*). En el CUADRO 116 se recogen las densidades de las principales cuya madera presenta un valor de mercado.

CONIFERAS	densidad(kg/m3)	FRONDOSAS	densidad(kg/m3)
Pino uncinata	500	Nogal	670
Pino silvestre	520	Chopos	440
Pino laricio	580	Abedul	-
Pino pinaster	540	Aliso	530
Pino pinea	590	Haya	710
Pino halepensis	450	Castaño	590
Pino canario	-	Quercus petrea	710
Pino radiata	500	Quercus robur	710
Abetos	460	Otros quercus	700
Enebros	648	Olmo	650
Sabinas	648	Eucaliptos	740
Otras coníferas	-	Fresno	700

CUADRO 116. Densidad de la madera, en función de la especie.

1. Para obtener el peso total de todo el árbol se utilizan los factores propuesto para cada especie por Montero *et al.* (2005).

$$BT = \frac{BF}{MSF \times 100}$$

Donde:

BT= Biomasa total del pie (kg/ha)

BF =Biomasa del fuste (kg/ha)

MSF = % de materia seca en peso del fuste aplicado para cada especie.

2. A continuación, es preciso pasar de peso de madera a carbono y de peso de carbono al de CO_2 , para lo que se utiliza la relación existente entre el peso de la molécula de CO_2 y el peso del átomo de carbono(C)

$$CO_2 \text{ fijado} = BT \times MSC \times C \times 100$$

CO_2 fijado (kg/ha*año)

MSC = % en peso de carbono contenido en la materia seca aplicada a cada especie

$C = 44/12$; proporción entre peso molecular de CO_2 y el peso del átomo de carbono

3. A continuación, y para homogeneizar las distintas informaciones, se pasa todo a toneladas (t).
4. Se multiplica la cantidad de CO_2 resultante por el valor medio de CO_2 para 2005, 19.2 €/t (www.pointcarbon.com), obteniéndose el valor del carbono por ha (€/t).

Además, es preciso tener en cuenta las siguientes peculiaridades:

- Cálculo del CO_2 para leñas: para el cálculo de la biomasa total el estudio de Montero *et al.* (2005) no recoge un coeficiente directo de MSF ni de MSC que se pueda aplicar, por lo que se toma la especie del género *Quercus* que presente un valor más conservador. Esto implica que se elegirá aquel que presente un porcentaje de fuste superior al resto. Por ejemplo para el MSC se emplea el valor correspondiente a *Quercus ilex* (47,2%) por ser el valor de MSC mayor del género *Quercus*.
- Resulta conveniente aclarar que para *Quercus pyrenaica*, y siguiendo a Montero *et al.* (2005) se utiliza en porcentaje de fuste mas ramas superiores a los 7cm.

Para el caso de las parcelas dominadas por matorral leñoso, la metodología constaría de los siguientes pasos:

1. En primer lugar, se utiliza la tabla de datos del III IFN donde se relacionan el matorral existente en cada parcela con su Fcc .
2. Se establece una relación entre los valores máximos y mínimos de la biomasa (g/cm^2) que aparecen en Bravo *et al* (2007) y los de la Fcc del matorral leñoso presentes en el estrato. Con esto, a cada polígono se le asigna un valor de biomasa (t /ha) en función de su Fcc .

3. Seguidamente se calcula el porcentaje del *iavc* que el matorral aporta al estrato, utilizando para ello el II IFN que proporciona el *vcc* por existencias según especie arbóreas. Se asume que el resto corresponde al matorral y, por tanto, se puede asignar el porcentaje de *iavc* que le corresponde.
4. Se multiplica la biomasa por ese porcentaje, obteniéndose la biomasa existente a nivel de polígono

$$BT = Bt \times iavc$$

BT=Biomasa total del polígono en t/ha*año

iavc= % incremento anual de volumen con corteza

Bt= Stock de Biomasa (t/ha)

Por último, es preciso presentar los resultados en toneladas de CO₂, para lo que se utiliza la relación existente entre el peso de la molécula de CO₂ y el peso del átomo de carbono, al igual que en el caso donde la formación dominante es la arbórea. Sin embargo, dado que la información utilizada (Montero *et al.*, 2005) sólo se refiere a la biomasa arbórea, se emplea para el MSC el valor correspondiente a la *Erica arborea* (38.2%), por considerarse que es el más próximo a la formaciones de matorrales leñosos.

$$CO2_{fijado} = BT \times MSC \times C \times 100$$

8.3 Captura de carbono en mares y océanos

La captura de carbono se valora siguiendo la metodología del IPCC para mares y océanos. Para ello se emplean los datos de producción primaria neta (PPN) del fitoplancton marino. En el contexto de este proyecto, la PPN en los mares y océanos debería interpretarse como un flujo de C anual entre la atmósfera y la superficie marina, mediada por el fitoplancton marino, pero igualmente efímero, ya que, su tiempo de descomposición es de pocos días, por lo que, gran parte de C fijado se reemite a la atmósfera en los procesos de oxidación de los compuestos orgánicos, siendo verdaderamente efectivo el depósito de sólo una tercera parte del C orgánico en las profundidades marinas (Field *et al.*, 1998), lo que conformaría un compartimiento estable, a más largo plazo, del orden de décadas a cientos de años, del C en los mares y océanos. Si se comparase con los ecosistemas terrestres, la biomasa de hojas correspondería con un flujo de C estacional, al igual que el fitoplancton marino, mientras que la biomasa de raíces y tallos conformaría un compartimiento más estable en el que el C queda capturado por años, como en las conchas marinas. Esto explica que, en este servicio de captura de C, sea tan importante diferenciar entre el tiempo de residencia medio del C en cada uno de los compartimientos de los ecosistemas, para diferenciar entre los procesos de fijación de C de la biomasa, en los que el C que se fija vuelve a ser emitido rápidamente a la atmósfera tras la oxidación de los componentes orgánicos, de aquellos procesos en los que se captura y almacena el C en otros compartimientos del ecosistema, como son, a medio plazo, la madera, las conchas o los esqueletos de los organismos marinos y a largo plazo, el suelo o las rocas calizas de los fondos marinos. Sin olvidar que la bomba biológica de C en mares y océanos constituye el segundo mecanismo de fijación de C, tras el proceso abiótico de cambio de solubilidad de gases en la interfase aire-agua.

A continuación, se presenta la metodología a seguir para el cálculo de la captura de C en depósitos más estables en mares y océanos:

1. En primer lugar, se obtienen datos promedios de PPN para cada una de las ZEE de estudio en el intervalo de estudio comprendido entre 1997–2002, usando como fuente de información el “Sea Around Us Project” que ofrece datos mensuales de producción de fitoplancton marino (CUADRO 117).

CUADRO 117. Producción Primaria neta ($\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{mes}^{-1}$) en la ZEE de España. Promedio período 1997-2002

Zonas FAO	En	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	TOTAL anual (gC $\text{m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	Flujo
NE Atlántico	9982	16.212	27373	28920	32147	21270	16833	16678	14490	14074	10710	10354	220.201	219
E Central Atlántico	8556	10.612	15190	10350	12214	12780	14136	17174	12450	13671	8520	9579	145.990	145
E Central Atlántico (Islas Canarias)	12493	13.496	16864	16050	14353	10110	8029	9052	7680	8494	8040	10106	135.731	135
Mediterráneo	14663	16.492	22196	25410	19530	13500	9021	8742	7980	8587	8100	11439	166.838	166
TOTAL	45694	56.812	81623	80730	78244	57660	48019	51646	42600	44826	35370	41478	668.760	667

2. Estos valores de PPN se asignan al territorio, empleando para ello los datos de superficie (ha) de cada una de las ZEE. De manera que, en el mapa final, se diferencian 4 grandes áreas de producción primaria neta (FIGURAS 46 y 47).

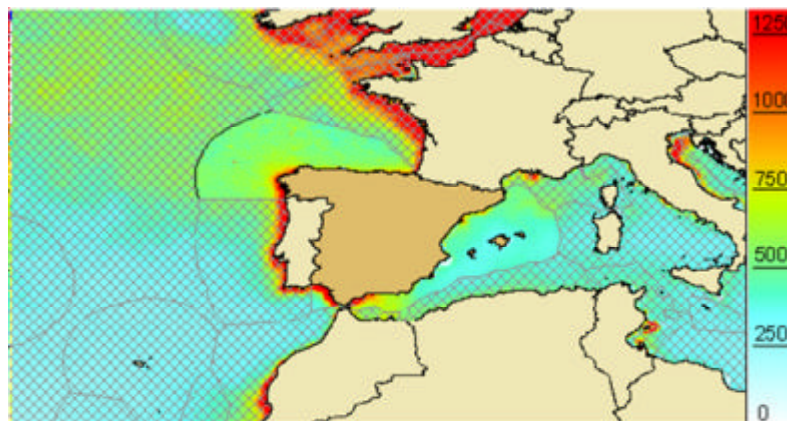


FIGURA 46: Producción primaria de las aguas oceánicas de la ZEE Española (excluida las Canarias).

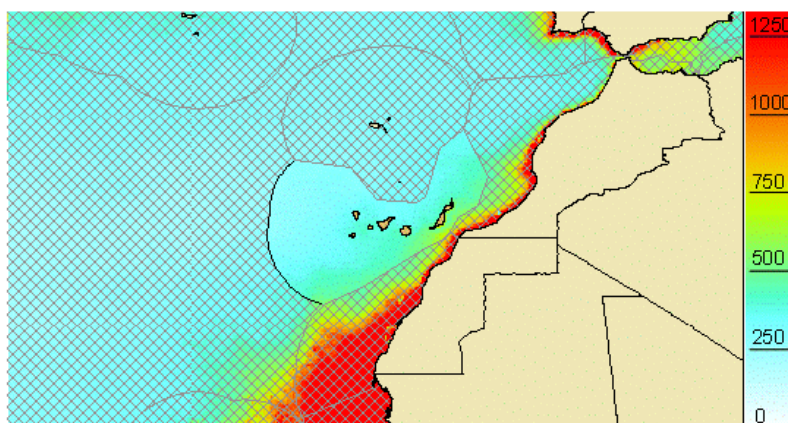


FIGURA 47: Producción primaria de las aguas oceánicas de la ZEE de las Canarias.

3. Los datos obtenidos corresponden al C almacenado en compartimentos efímeros, por lo que, para que el servicio de captura de carbono sea comparable con el calculado para los ecosistemas terrestres es necesario aplicar un factor de corrección de 1/3 (Field *et al.*, 1998), es decir, por cada tres unidades de C capturado por el fitoplancton sólo una parte entra a formar parte de compartimentos intermedios como los caparzones de carbonato cálcico de las conchas marinas y fitoplancton, donde el C queda almacenado durante más tiempo, de manera similar a como pasaba con la madera.

$$\text{Captura de C (g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}) = \text{PPN (g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}) \times 0,33$$

4. A continuación, se convierte el C a unidades de CO₂ multiplicando por 3,66.

$$\text{Emisiones de CO}_2 \text{ (t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}) = \text{C (g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}) \times 3,66$$

5. Por último, se emplea como valor unitario de la tonelada de CO₂ el precio de los contratos de futuros sobre los derechos de emisión para el año 2005 que es de 19,2 €₂₀₀₅/t CO₂.

REFERENCIAS

Bateman, I., Lovett, A.A., 2000. Estimating and valuing the carbon sequestered in softwood and hardwood trees, timber products and forest soils in Wales. *Journal of Environmental Management* 60, 301–323.

Bravo F., Delgado, J.A., Gallardo, J.F., Bravo-Oviedo A., Ruiz Peinado, R., Merino A., Montero G., Cámara A., Navarro R., Ordóñez, C., Canga, E., 2007. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales. En: Bravo, F. (Coord.): *El Papel de los Bosques Españoles en la Mitigación del Cambio Climático*. Fundación Gas Natural, Barcelona, pp. 65-112.

Caparrós, A., 2000. Valoración económica del uso múltiple de un espacio natural. Análisis aplicado en los pinares de la Sierra de Guadarrama. Tesis Doctoral Universidad Complutense de Madrid.

Díaz Balteiro, L., Romero, C., 2007. Análisis económico de la fijación de CO₂ en los sistemas forestales. En: Bravo, F. (Coord.): *El Papel de los Bosques Españoles en la Mitigación del Cambio Climático*. Fundación Gas Natural, Barcelona, pp. 223--262.

Dirección General de Conservación de la Naturaleza 2004. III Inventario Forestal Nacional. Comunidad de Madrid. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

IPCC, 2007. Working Group III contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report. Summary for Policymakers.

Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M., 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Monografías INIA Serie Forestal nº 13, Madrid.

Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Wagner, F. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)

Rovira, P., Romanyà, J., Rubio, A., Roca, N., Alloza, J.A., Vallejo, R., 2007. Estimación del carbono orgánico en los suelos peninsulares españoles. En: Bravo, F. (Coord.): El Papel de los Bosques Españoles en la Mitigación del Cambio Climático. Fundación Gas Natural, Barcelona, pp. 197-222.

8.4 Captura de carbono en turberas

La metodología del IPCC (2006) propuesta para los “humedales” o “tierras inundadas permanentemente de agua” consiste en un balance de emisiones de C, requiriéndose para su estudio contabilizar la superficie y las extracciones anuales de bofedales. Se centra por lo tanto en el balance de emisiones de aquellos humedales recogidos en la clasificación de RAMSAR con un carácter eminentemente extractivo, propios de los países más nórdicos o fríos. En vistas de que la turba es un recurso no renovable, no a escala centenaria, ya que tarda miles de años en formarse, no es objeto de valoración en este proyecto.

A pesar de la pequeña superficie que ocupan estos ambientes semiacuáticos o acuáticos dentro del contexto nacional (menos del 0,9% de la superficie total), representan pequeñas reservas de hábitat para la diversidad acuática, muchos de los cuales se localizan bajo la figura de protección de parque nacional o natural, como son el P.N. Tablas de Daimiel y P.N. Doñana. En ellos se han realizado numerosos estudios paleoclimáticos en los que se estudia el cambio espacial y temporal de las comunidades vegetales en los últimos miles de años (desde el Plioceno hasta la actualidad), pudiéndose establecer épocas pasadas más frías o más cálidas. De hecho, uno de los atractivos de estos ambientes semiacuáticos es que contienen grandes cantidades de materia orgánica poco evolucionada (en estados prístinos de descomposición), lo que permite identificar elementos florísticos o faunísticos de épocas pasadas, así como establecer los principales cambios ambientales de los últimos miles de años. Tiene por tanto un gran valor desde el punto de vista científico, ya que encierran información de cómo era la vida en el pasado y permite establecer criterios de cómo serán los cambios en el futuro.

Con todo, el objetivo de este epígrafe es despertar el interés de estos espacios para la captura de C. Aún cuando se trata de superficies muy pequeñas, con una clara reducción en el presente en relación con el espacio que ocupaban en el pasado, el C capturado por los humedales constituye los denominados suelos orgánicos o histosoles y representa un compartimiento de los ecosistemas donde el C queda almacenado, no por decenios, como ocurría con la biomasa forestal, sino del orden de miles de años. Se trata por lo tanto de una reserva de C permanente. Sin embargo, la débil asociación en la que se une la materia orgánica a la fracción mineral, unido a unas condiciones particulares de humedad y temperatura, hacen que se establezca un frágil equilibrio entre estos ambientes semiacuáticos y el ambiente, siendo muy susceptibles a cambios de uso de suelo como los drenajes o acequias.

Las tasas de mineralización (o emisión de CO₂) y humificación (o secuestro de C en suelo) de los humedales han sido poco estudiadas. Existen algunos datos de trabajos experimentales, difícilmente extrapolables al resto del territorio. Sin embargo, la formación de un suelo orgánico o histosol bajo el humedal constituye un stock de C milenario donde se connotan mayores tasas de humificación que de mineralización a la atmósfera. De hecho, Rodríguez-Murillo (2001) obtiene un valor de 888 t C ha⁻¹ para los histosoles de la Península Ibérica que ocupan unos 803 km². La pregunta que se

realiza entonces es ¿cuánto tiempo ha debido transcurrir para que se formen estos depósitos de C? Estudios recientes realizados para los humedales de Tablas de Daimiel han datado estos ambientes en miles de años (Valdeolmillos, 2005). Por lo tanto, la valoración económica de la captura de C en los humedales en España, conllevaría las siguientes premisas:

- Dado que ocupan poca superficie, su contribución al cómputo de emisiones nacionales es mínima.
- En vista de que son altamente susceptibles a cambios de uso de suelo, del tipo de los drenajes, pueden convertirse en cualquier momento y de forma exponencial en *focos rojos* o puntos emisores de CO₂, de ahí el interés de su valoración.
- Aunque en este epígrafe no se presentan las tasas físicas anuales de fijación de C en los diferentes humedales, se dan algunas premisas del C que se acumula en los suelos orgánicos o histosoles.
- Dado que la formación de un suelo orgánico conlleva miles de años, la valoración del recurso en un único año de estudio (foto fija) subestima el valor del recurso a escala global. Los humedales adquieren valor con el tiempo, en la medida en que recogen información de cientos de años.
- Además de los valores de uso directo (extracción de turbas en países nórdicos), e indirecto (secuestro de C o recarga de acuíferos), los humedales tienen un importante valor *per se* y de uso futuro por la información científica que contienen (permiten datar eventos climáticos que tuvieron lugar hace miles de años) que no se considera en este ejercicio.

Dicho esto, el procedimiento propuesto para valorar la captura de C en humedales españoles, es el siguiente:

1. En primer lugar, se selecciona la capa o uso del suelo en el que se localizan los humedales.
2. Una vez seleccionada la capa donde se va a realizar el ejercicio de valoración, el siguiente paso consiste en calcular la superficie de estos que está sobre suelos orgánicos o histosoles. Para ello, se emplea el mapa de suelos de la USDA, publicado por el SEISNET. Para el caso concreto de Tablas de Daimiel (el mayor humedal) existen datos cartográficos más específicos que se pueden consultar en esta tesis doctoral⁸:

⁸ <http://dspace.uah.es/dspace/handle/10017/214>

El resultado obtenido corresponde con una estimación de cuál sería el valor de esta cobertura en el secuestro de C. Sin embargo, como ya se ha comentado, su interés es más el hecho de que representan una reserva de información milenaria y un auténtico depósito de C.

Bibliografía

- IPCC (Panel Intergubernamental del Cambio Global), 2006. Guidelines for National Greenhouse Gases Inventories. En: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe K. (Eds), The National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES, Japan.
- Rodríguez-Murillo, J.C., 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biology and Fertility Soils* 33, 53–61.
- Valdeolmillos Rodríguez, A. 2005. Registro paleoclimático y paleoambiental de los últimos 350.000 años en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (Ciudad Real). Tesis doctoral. UAH.

8.5 Captura de carbono en suelo agrícola y pastizales

La metodología del IPCC (2006) para las diferentes coberturas agrícolas consiste, a un nivel general (tier 1), en multiplicar la tasa física de captura de carbono (en lo sucesivo C) de los cultivos perennes por la superficie ocupada (en hectáreas) de los mismos. A un nivel de mayor detalle (tier 2 y 3) el propio IPCC recomienda que se empleen tasas de acumulación y pérdidas de existencias específicas, esto es, el método de pérdidas y ganancias, en el que se elabora un cómputo o balance general de emisiones de CO₂, o bien, el método de diferencia de existencias que requiere de inventarios nacionales de las existencias de biomasa. En el caso de España, la valoración de la captura de carbono de los diferentes usos de suelo agrícola y pastizales se centran en el método de pérdidas y ganancias, ya que no se dispone de las existencias inventariadas para gran parte de los cultivos. Dentro de este método, existen diferentes niveles de estudio (los denominados tier 1, 2 y 3 en el IPCC 2006) en función de la información existente (CUADRO 119).

CUADRO 119. Relación del nivel de estudio y viabilidad de los datos en los agroecosistemas

Agroecosistema	Metodología IPCC	Nivel de estudio	Base de datos	Atributos de tasas físicas
Sistemas agroforestales	Tierras de cultivo que permanecen como tal: Método de pérdidas y ganancias	Tier 3	IFN III	iavc da MSF MSC
Cultivos perennes (olivares)		Tier 2	Montero <i>et al.</i> , 2005 ESYRCE	iabt dc ta MSF MSC
Mosaicos de cultivo con espacios de vegetación natural y semi-natural		Tier 3	IFN III	iavc da MSF MSC
Tierras de labor		Tier 1	-	-
Prados y pastizales		Tier 1	-	Ihs dap COS

iavc= incremento anual de volumen con corteza (m³ ha⁻¹ año⁻¹), iabt= incremento anual de la biomasa total (Kg/ individuo), da=densidad arbórea (Kg biomasa/m³), dc=densidad del cultivo (nº i/ha), MSF= factor de corrección de la biomasa del fuste (Bf/Bt), SC= factor de corrección del contenido de carbono en la madera, ta=tasa de arranque de cultivos perennes, ihs= incremento anual del horizonte superficial (cm³) dap=densidad aparente (g/cm³), COS= contenido de carbono de suelo (g C/100 g suelo).

Con este método no se consideran los cultivos anuales, incluidos los pastos o praderas, donde se asume que todo el C capturado en un año se emite a la atmósfera nuevamente en el momento de la cosecha. De esta manera, el IPCC proporciona una metodología sólida pero sólo para las coberturas con cultivos perennes o permanentes, considerándose como nula la contribución de las tierras de labor o regadío a la captura de C. Esto no ocurre así en la realidad, ya que esto supondría asumir que sólo se puede

contabilizar como C almacenado el C de los compartimentos más estables como la madera. En la realidad, sólo una parte del C que es asimilado en los compartimentos efímeros durante la fotosíntesis, el llamado C lábil, es almacenado en compartimentos más estables como la madera, las raíces, los rizomas o frutos. Y sólo una milésima parte de este C se acumula finalmente en el suelo, en forma de materia orgánica, donde permanece como un compartimiento estable durante cientos de años.

Este ejercicio se centra, por lo tanto, en la captura de C en formas estables (la madera) en los cultivos con especies arbóreas. Para ello y de igual forma a como se hace para las masas forestales, se emplea el incremento anual del volumen maderable de las especies arbóreas (*iavc*) como una aproximación de las tasas físicas de captura de C en los (agro) ecosistemas.

A continuación, se presenta la metodología a seguir para los diferentes usos agrícolas:

1. Sistemas agroforestales (las dehesas)
2. Cultivos perennes (olivares)
3. Mosaicos de cultivo con espacios de vegetación natural y semi-natural
4. Tierras de labor
5. Prados y pastizales

1. Captura de C en sistemas agroforestales (las dehesas)

Cobertura: Superficies adehesadas

Metodología para el cálculo de las tasas físicas: IPCC Cropland (tier 3)

Base de datos: Datos del *iavc* del IFN III

Valor unitario de la tonelada de CO₂: 19,2 €₂₀₀₅/ t CO₂ ha año

Para el caso que se está tratando, los sistemas agroforestales españoles, esta metodología requiere conocer la fracción de cabida cubierta (*Fcc*) y la densidad de arbolado de las especies arbóreas dominantes que, en las dehesas, corresponden con las encinas (*Quercus ilex* L.). Para ello se emplean los datos del Inventario Forestal Nacional (IFN), al igual que se hacía en las masas arboladas, que proporcionan información del incremento anual del volumen arbóreo con corteza (en lo sucesivo *iavc*) en función de la espesura (densidad de arbolado) del encinar. Así, existen encinares muy espesos que se asemejan a las formaciones boscosas mediterráneas (*Fcc* > 50%) y dehesas ralas donde las encinas se distribuyen de forma dispersa (*Fcc* = 5%).

Por lo tanto, el procedimiento para asignar valores de captura de C a las dehesas es el siguiente:

1. En primer lugar, se selecciona la capa o uso del suelo en el que se localizan las dehesas.
2. Una vez seleccionada la capa donde se va a realizar el ejercicio de valoración, el siguiente paso consiste en calcular el volumen maderable de las especies maderables en cada polígono, para lo cual se emplean los datos a nivel de parcela del III IFN,

con independencia de que se promedie en cada estrato para luego asignar valores a las teselas. Este permite conocer el $iavc$ (m^3/ha año) de la especie arbórea dominante en la superficie adhesada, mayoritariamente formado por encinas (*Quercus ilex* L.), aunque ocasionalmente puede estar formada por otras especies arbóreas como alcornoques. En el caso de que en las áreas a valorar se extraiga madera o leña, se deben descontar las cortas anuales, ya que se asume que todo el C que se acumula en el año se reemite nuevamente a la atmósfera en el momento de la corta, por lo que, sólo se contabiliza el C de la masa arbórea en pie. Para ello se emplean los datos provinciales de las cortas anuales recogidos en el AEA (2005).

3. El siguiente paso consiste en calcular la biomasa total de la especie o especies dominantes (en peso seco). Esto se hace multiplicando, primero, el incremento del volumen maderable $iavc$ por la densidad arbórea d_a que, en el caso de la encina, es de $700 \text{ kg}/m^3$. Esto da la biomasa del fuste (B_f) en Kg/ha . Sin embargo, el árbol tiene ramas y raíces, además de la biomasa del fuste, por lo que, para conocer la biomasa total de cada especie, se emplea el cociente B_f/B_t , que se obtiene a partir del trabajo de Montero *et al* (2005) que ofrece datos de la biomasa del fuste (B_f) y la biomasa total (B_t) de diferentes especies arbóreas por provincia. Esto permite calcular dos tipos de índices: a) el cociente entre la biomasa del fuste (B_f) y la biomasa total (B_t) (también denominado MSF), en cuyo caso este cociente aparece dividiendo en la ecuación (Ec. 1), o bien b) el cociente B_t/B_f que aparece en el numerador de Ec. 1, de la siguiente manera:

$$\text{Biomasa total (kg/ha año)} = iavc (m^3/ha \text{ año}) \times d_a (\text{Kg}/m^3) \times B_t/B_f \text{ (Ec. 1)}$$

Para el caso concreto de las especies arbóreas de las dehesas, puesto que la gran mayoría está formada por especies del género *Quercus spp.*, se puede emplear el valor de MSF de la especie dominante o en su defecto, el valor de MSF más conservador (especie con mayor relación B_f/B_t).

En relación con aquellas teselas para los que no se dispone de información por parcela o estrato del IFN, se podría optar por emplear los promedios provinciales de producción de las especies dominantes en las dehesas.

4. A continuación, se convierten los datos de biomasa total (kg/ha año) en peso de carbono y éste en su forma oxidada, es decir, en CO_2 . El contenido promedio de carbono de la madera seca es del 47% para regiones templadas y boreales, según IPCC (2006). Para la encina se aplica un porcentaje ajustado de 47,2% (el denominado MSC) o un factor de 0,472 según datos experimentales de Montero *et al* (2005). Para convertir datos de C en CO_2 se emplea un factor de 3,66, correspondiente a los respectivos pesos moleculares (12 y 44). Por lo tanto, para obtener la tasa de captura de C expresada en $t \text{ CO}_2/ha$ año, se procede de la siguiente manera:

$$\text{Tasa de captura de } C_-(t \text{ CO}_2/ha \text{ año}) = iavc_-(m^3/ha \text{ año}) \times d_a (\text{Kg}/m^3) \times B_t/B_f \times \text{MSC}/100 \text{ (factor de C)} \times 3,66 \text{ (factor de conversión } \text{CO}_2/\text{C}) \times 1/1000 \text{ (t/Kg)}$$

5. Por último, se calcula el valor económico, multiplicando la tasa física de captura de C por un valor unitario del CO₂ de 19,2 €₂₀₀₅/ha año.

El resultado obtenido corresponde con el valor que proporcionan las masas semiarbóreas o dehesas como sumideros de C. Sin embargo, es importante remarcar que se trata de una valoración del servicio captura de C a medio plazo (decenas de años) ya que sólo se considera el C almacenado en la madera de las especies perennes, subestimándose el papel que desempeñan las especies forrajeras y el suelo en la captura de C.

2. Captura de C en cultivos perennes

Cobertura: Superficies arbóreas cultivadas

Metodología para el cálculo de las tasas físicas: IPCC Cropland (tier 3)

Bases de datos: Datos de tasas de crecimiento de especies cultivadas (Montero *et al.*, 2005)

Valor unitario de la tonelada de CO₂: 19,2 €₂₀₀₅/ t CO₂ ha año

La metodología para calcular la captura de C en las superficies arbóreas cultivadas sería la misma que en las otras especies arbóreas. Sin embargo, el problema que se encuentra es que no existen parcelas del IFN en zonas agrícolas, por lo que, no es posible conocer cuál es el incremento del volumen maderable (*iavc*) de estas especies arbóreas en un periodo de tiempo conocido, ni la *Fcc* de las parcelas cultivadas. Por lo que, en vez de emplear el método de cambio de stock del IPCC (2006), se sigue el método de pérdidas y ganancias de C, mediante el cual se estima el balance neto de C de cada especie de cultivo. Esta metodología implica conocer el incremento neto anual de la biomasa en los cultivos perennes, para lo cual, se revisa si el trabajo de Montero *et al.* (2005) incluye este tipo de mediciones. Se asumen además un conjunto de supuestos para llevar a cabo el ejercicio, como son:

- No se emplea el incremento del volumen maderable (*iavc*) de las especies arbóreas cultivadas en un periodo de tiempo conocido, sino que se debe emplear el incremento neto anual de la biomasa en las plantas cultivadas, expresadas en Kg/ i año.
- El incremento neto anual de la biomasa maderable objeto de valoración se calcula usando el MSF, es decir, el cociente entre la biomasa del fuste y la biomasa aérea (Bf/Ba), donde se asume que todos los individuos tienen la misma edad.
- La densidad del cultivo se puede extrapolar a partir del marco de plantación que, a su vez, vendrá dada por el tipo de cultivo y manejo. El olivar y el viñedo presentan un marco de plantación promedio de 10x10 m y 3x 1,5 m, respectivamente. En los frutales, el marco de plantación es más variable, siendo éste de 5x7 m para los cítricos. Esto quiere decir que, en una hectárea de superficie, se distribuyen 100 olivos, 2.178 vides o 280 cítricos. El marco de

plantación informa, por lo tanto, del número de individuos que hay por superficie.

- Se asume un ciclo de vida de 30 años para cultivos perennes.

En vistas de que el trabajo de Montero *et al.* (2005) sólo incluye las tasas de crecimiento del acebuche (*Olea europaea var. Sylvestris* Brot.), se emplearán estos datos de la especie silvestre para estimar la captura de C en la especie cultivada: el olivar. Esta sección se ciñe a explicar el procedimiento para asignar valores de captura de C a esta cobertura:

1. En primer lugar, se selecciona la capa o uso del suelo en el que se localizan los olivos.
2. Una vez seleccionada la capa o cobertura, el siguiente paso consiste en calcular la biomasa de los olivares. Para ello, se utilizan los valores del incremento total de la biomasa (en peso seco) del acebuche, recogidos en Montero *et al.* (2005). El dato de incremento de biomasa total (descontando las hojas) se divide por el número de pies (o individuos) de estudio, lo que proporciona un valor del incremento de biomasa total por individuo de 4,33 Kg biomasa/individuo año.
3. Para obtener los datos por superficie se emplea un valor promedio de densidad de cultivo (nº individuos/ha) de 100 olivos/ha, lo que proporciona un valor promedio de 433 Kg/ha año. Se asume, por lo tanto, que el incremento de biomasa maderable de las plantas perennes es constante en todas las tierras de cultivo. Estos valores son potenciales, ya que aún no se ha considerado la tasa de arranque o replantación de los cultivos.
4. De la misma manera que los valores de las cortas provinciales corrigen el valor de la producción anual de madera, el cambio de superficie agrícola del cultivo en los últimos años, permitiría calcular la tasa de renovación o arranque de los cultivos perennes. La *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos* (ESYRCE, MAPA 2005) proporciona información sobre la superficie de cultivos perennes en producción (datos reales) y en reconversión o arranque, lo que permite calcular un factor de corrección de la superficie de cultivo en producción. Para el año 2005, se obtiene una tasa de replantación para el olivo de 0,007 %, calculada a partir de datos de superficie del ESYRCE (2008) para el periodo de tiempo comprendido entre 2002-2006. Este valor se aproxima al reportado en la bibliografía para el periodo de estudio de comprendido entre 1960 y 1994 (Civantos, 1995) (FIGURA 49).

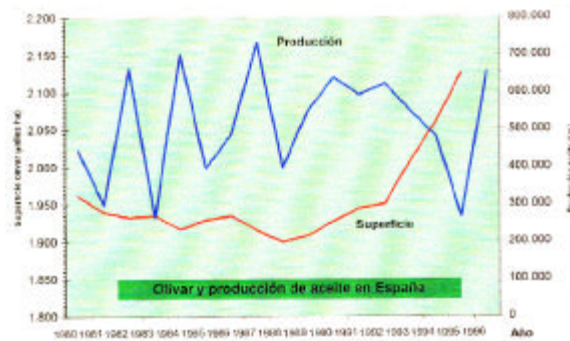


FIGURA 49: Variación de la superficie agrícola de olivar en España entre 1980–1996, según datos del ESYRCE.

5. A continuación, se convierten los datos de biomasa maderable en carbono (MSC) y este en su forma oxidada, en CO₂. Se utiliza el factor MSC del acebuche de 0,473. Y para convertir datos de C en CO₂ se emplea un factor de 3,66, correspondiente a los respectivos pesos moleculares. Por lo tanto, para obtener la tasa de captura de C en olivares expresada en t CO₂/ ha año, se procede de la siguiente manera:

Tasa de captura de C en olivares (t CO₂/ ha año) = incremento total de la biomasa sin hojas (Kg/individuo año) x densidad del cultivo (nº individuos/ha) x tasa de renovación del cultivo anual x 0,473 (factor de C) x 3,66 (factor de conversión CO₂/C) x 1/1000 (t/Kg)

6. A continuación, se calcula el valor económico, multiplicando la tasa física de captura de C por un valor unitario del CO₂ de 19,2 €₂₀₀₅/ha año.

Este método proporciona un valor homogéneo para toda la cobertura de olivares. Una asignación territorial más fina implicaría tener datos por variedades de cultivo. Así, por ejemplo, Lizar *et al.* (2008) presenta datos de volumen maderable de cada una de las variedades de olivo, así como un mapa de distribución de variedades de olivar (FIGURA 50).

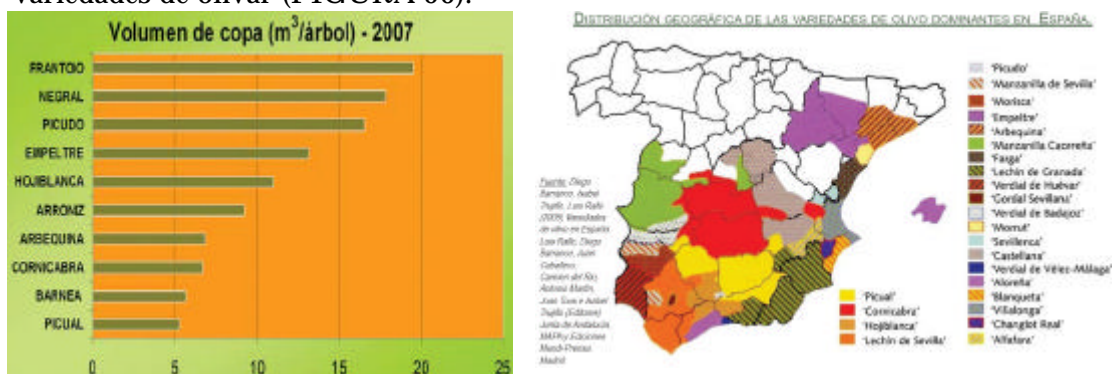


FIGURA 50: Incremento del volumen maderable anual de diferentes variedades de olivo para el año 2007 y mapa de distribución de variedades de olivares, según Lizar *et al.* (2008)⁹.

⁹ Consulta on line: <http://www.navarraagraria.com/n167/arolivar.pdf>

Es importante connotar que las especies arbóreas de los cultivos perennes pueden tener un ciclo de vida que oscila entre los 30 y 100 años, por lo que, en el cómputo del C almacenado debería considerarse los turnos de arranque o renovación de las plantas que, a su vez, depende de si el cultivo es de secano o regadío (los cultivos en regadío son más susceptibles a la incidencia de patógenos del suelo, por lo que, se renuevan con mayor frecuencia). En este ejercicio se calcula de una forma indirecta descontando de la superficie de cultivo, aquella que no está en producción, sino en arranque o reconversión. En este ejercicio se asume que todo el C almacenado por los cultivos perennes permanece durante un periodo de tiempo mínimo en el que se realiza el ejercicio de valoración.

Al igual que ocurría con los sistemas agroforestales, se contabiliza sólo el C que queda almacenado en compartimentos estables como la madera, no considerándose las formas de C que se acumulan en el suelo.

3. Captura de C en mosaicos de cultivo con espacios de vegetación natural y semi-natural

Cobertura: Suelo agrícola

Metodología para el cálculo de las tasas físicas: IPCC Cropland (tier 3)

Base de datos: Datos del *iavc* del IFN III

Valor unitario de la tonelada de CO₂: 19,2 €₂₀₀₅/ t CO₂ ha año

La existencia de parcelas del IFN III en esta cobertura agrícola, permite la valoración de la captura de C en los espacios de vegetación natural y semi-natural de los mosaicos de cultivos, de tal manera que se plantea una aproximación de mínimos, a través del cálculo del C capturado en las formas arbóreas. Para ello y al igual que se hace para los sistemas agroforestales, se emplean los datos del Inventario Forestal Nacional (IFN), que proporcionan información del incremento anual del volumen arbóreo con corteza (*iavc*) en el arbolado.

Por lo tanto, el procedimiento para asignar valores de captura de C en los mosaicos de cultivos es el siguiente:

1. En primer lugar, se selecciona la capa o uso del suelo en el que se localizan los mosaicos de cultivos.
2. Una vez seleccionada la capa donde se va a realizar el ejercicio de valoración, el siguiente paso consiste en conocer la especie o especies dominantes de cada polígono, para lo cual se emplean los datos del III IFN, con independencia de que se promedie por estrato para luego asignarlo a la tesela. Este permite calcular el *iavc* (m³/ha año) de la superficie arbolada. En estas coberturas de uso de suelo, se asume que no hay corta de madera, ya que su uso es eminentemente agrícola, por lo que no sería necesario corregir los datos de volumen maderable con las cortas provinciales.

3. El siguiente paso consiste en calcular la biomasa de la madera o leñas de la especie o especies dominantes (en peso seco). Esto se hace multiplicando, primero, el incremento del volumen maderable $iavc$ de la especie o especies dominantes por la densidad arbórea d_a . Esto da la biomasa del fuste (B_f) en Kg/ha. Para conocer la biomasa total de cada especie, se utiliza el trabajo de Montero *et al* (2005) que ofrece datos experimentales de la biomasa del fuste (B_f) y la biomasa total (B_t) por especie y provincia¹⁰. Al igual que en el caso de las dehesas, los cálculos se resuelven de la siguiente manera:

$$\text{Biomasa total (kg/ha año)} = iavc \text{ (m}^3\text{/ha año)} \times d_a \text{ (Kg/m}^3\text{)} \times B_t/B_f \text{ (Ec. 1)}$$

4. A continuación, se convierten los datos de biomasa total (kg/ha año) en peso de carbono y éste en su forma oxidada, es decir, en CO₂. Para las especies de los mosaicos de cultivos para los que Montero *et al* (2005) no proporciona ninguna información se puede emplear el contenido promedio de carbono para regiones templadas y boreales que, según IPCC (2006), es del 47% [Ver anexo]. Para convertir datos de C en CO₂ se emplea un factor de 3,66, correspondiente a los respectivos pesos moleculares (12 y 44). Por lo tanto, para obtener la tasa de captura de C expresada en t CO₂/ ha año, se procede de la siguiente manera:

$$\text{Tasa de captura de C (t CO}_2\text{/ ha año)} = iavc \text{ (m}^3\text{/ha año)} \times d_a \text{ (Kg/m}^3\text{)} \times B_t/B_f \times \text{MSC}/100 \text{ (factor de C)} \times 3,66 \text{ (factor de conversión CO}_2\text{/C)} \times 1/1000 \text{ (t/Kg)}$$

5. Por último, se calcula el valor económico, multiplicando la tasa física de captura de C por un valor unitario del CO₂ de 19,2 €₂₀₀₅/ha año.

El valor obtenido connota la función que desempeñan los espacios con vegetación natural y semi-natural de los mosaicos de cultivos en la captura de C. El resto de cultivos, en secano o en regadío, no se incluyen en la valoración, ya que se asume, como en otras ocasiones, que el C capturado por estas formaciones vegetales se reemite a la atmósfera en el mismo año.

4. Captura de C en cultivos anuales

Cobertura: Cultivos agrícolas anuales

Metodología para el cálculo de las tasas físicas: IPCC Cropland (tier 3)

Valor unitario de la tonelada de CO₂: 19,2 €₂₀₀₅/ t CO₂ ha año

Tal y como se explicó con anterioridad, la metodología propuesta por el IPCC (2006) asume que todo el C que se fija durante la fotosíntesis por las plantas anuales se reemite nuevamente a la atmósfera en el momento de la cosecha. Es el llamado C lábil

¹⁰ En su defecto, se pueden emplear los datos promedios propuestos por el IPCC (2006) de densidad arbórea d_a , coeficientes de conversión de volumen venable a biomasa aérea en peso seco (denominado en este ejercicio como MSF o como BCEF en nomenclatura del IPCC) y fracción de C de la biomasa forestal aérea (denominado MSC o CF en nomenclatura del IPCC) que proporciona valores de d_a por especie arbórea, MSF y MSC por zona climática.

que, de forma similar al fitoplancton marino presenta altas tasas de respiración, por lo que sólo una parte del C fijado por la biomasa asimilatoria se almacena finalmente en compartimientos más estable como las raíces o la madera donde permanece durante decenas años. Por ello, en el contexto de este proyecto se considera que el papel de las tierras de cultivo, tanto de secano como de regadío, como los cultivos anuales en la captura y almacenaje de C es nulo. Por tanto, se procede de la siguiente manera:

1. Se selecciona la capa o uso del suelo en el que se localizan los cultivos anuales.
2. Una vez seleccionada la capa o cobertura, el siguiente paso consiste en asignarle un valor de captura de C de cero a los cultivos anuales. Por lo que el valor económico será de 0 €₂₀₀₅/ha año.

5. Captura de C en prados y praderas

Cobertura: Suelo agrícola

Metodología para el cálculo de las tasas físicas: IPCC Cropland (tier 3)

Valor unitario de la tonelada de CO₂: 19,2 €₂₀₀₅/ t CO₂ ha año

Los prados y praderas están formados por especies forrajeras perennes que, además, se multiplican por crecimiento vegetativo (estolones) durante varios años, por lo que, parte del C que se fija anualmente en los procesos fotosintéticos se incorpora finalmente en el suelo, pudiendo ser objeto de valoración. Sin embargo, uno de los problemas que se encuentran en esta cobertura es que no existen bases de datos del incremento de stock de C en los suelos bajo patos o praderas a partir de los cuales se pueda estimar el flujo de C anual, por lo que, otra alternativa para calcular las tasas físicas de captura de C en estos agroecosistema pudiera basarse en el empleo de las tasas de crecimiento de las especies forrajeras. Al igual que se planteaba en el caso de los cultivos perennes, se trataría de una aproximación a partir de las tasas anuales de crecimiento, en este caso, no por individuo sino por superficie. El problema que conlleva este tipo de aproximaciones es que los datos de tasas físicas están referidos a especies vegetales mientras que la cobertura de suelo, los prados y praderas, constituyen auténticas asociaciones vegetales donde conviven diversidad de especies (Festuca, Agrostis,...). Ahora bien, una tercera aproximación consiste en emplear el incremento anual del horizonte superficial, referido en Kg C de suelo. En este sentido, se estaría hablando de valores muy pequeños, casi relictuales, ya que el incremento del C en el suelo es un proceso lento (a escala geológica) que conlleva la unión irreversible de la materia orgánica con el sustrato mineral. De hecho, se ha reportado en la literatura que en las turberas éste incrementa 1 cm por siglo.

Aunque existen algunos datos en la literatura del crecimiento anual de algunas especies forrajeras, la imposibilidad de hacer transferible estos datos a todo el territorio, lleva a plantear el mismo procedimiento para asignar valores de captura de C que el propuesto para tierras de labor, tal y como propone el IPCC para un nivel 1 de detalle, con independencia de que en el momento en que se dispongan de datos de

cambio de stock en el C de suelo (del tipo de Rodríguez-Murillo, 2001 o FAO,1995) se puedan asignar valores a todo el territorio.

Bibliografía

Bravo, F., Delgado, J.A., Gallardo, J.F., Bravo-Oviedo A., Ruiz Peinado, R., Merino A., Montero G., Cámara, A., Navarro, R., Ordóñez, C., Canga, E., 2007. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales. En: Bravo, F. (Ed.): El Papel de los Bosques Españoles en la Mitigación del Cambio Climático. Fundación Gas Natural, Barcelona, pp. 65–112.

Civantos, 1995.

Diéguez, U., Barrio, M., Castedo, F., Ruíz, A.D., Álvarez, M.F., Álvarez, J.G., Rojo, A., 2003. Dendrometría. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

ESYRCE (Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos), 2005. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 1995. Digital Soil Map of the World (DSMW) and Derived Soil Properties. Version 3.5. CD-ROM.

IFN (Inventario Forestal Nacional), 2004. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

IPCC (Panel Intergubernamental del Cambio Global), 2006. Guidelines for National Greenhouse Gases Inventories. En: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe K. (Eds), The National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES, Japan.

IPCC (Panel Intergubernamental del Cambio Global), 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan.

Lizar *et al.*, 2008. Consulta on line: <http://www.navarraagraria.com/n167/arolivar.pdf>

MFE (Mapa Forestal Español), 2007. Ministerio de Medio Ambiente.

Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M., 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosque españoles. Monografías Serie Forestal nº 13. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Madrid.

Rodríguez-Murillo, J.C., 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biology and Fertility Soils* 33, 53–61.

ANEXO 1. Datos promedios del IPCC (2006)

CUADRO 4.3 FRACCIÓN DE CARBONO DE LA BIOMASA FORESTAL AÉREA			
Dominio	Parte del árbol	Fracción de carbono (CF) [ton C (d.m.) ⁻¹]	Referencias
Valor por defecto	Todas	0,47	McGroddy <i>et al.</i> , 2004
Tropical y subtropical	Todas	0,47 (0,44 - 0,49)	Andreae y Merlet, 2001; Chambers <i>et al.</i> , 2001; McGroddy <i>et al.</i> , 2004; Lasco y Pulhin, 2003
	madera	0,49	Feldpausch <i>et al.</i> , 2004
	madera, árbol d < 10 cm	0,46	Hughes <i>et al.</i> , 2000
	madera, árbol d ≥ 10 cm	0,49	Hughes <i>et al.</i> , 2000
	follaje	0,47	Feldpausch <i>et al.</i> , 2004
	follaje, árbol d < 10 cm	0,43	Hughes <i>et al.</i> , 2000
	follaje, árbol d ≥ 10 cm	0,46	Hughes <i>et al.</i> , 2000
Templado y boreal	Todas	0,47 (0,47 - 0,49)	Andreae y Merlet, 2001; Gayoso <i>et al.</i> , 2002; Matthews, 1993; McGroddy <i>et al.</i> , 2004
	de hoja ancha	0,48 (0,46 - 0,50)	Lamtom y Savidge, 2003
	coníferas	0,51 (0,47 - 0,55)	Lamtom y Savidge, 2003

CUADRO 4.5 (CONTINUACIÓN) FACTORES DE CONVERSIÓN Y EXPANSIÓN DE BIOMASA POR DEFECTO (BCEF), TON BIOMASA (M ³ DE MADERA) ⁻¹							
BCEF para la expansión del volumen de existencias venables en crecimiento a biomasa aérea (BCEF _S), para conversión del incremento anual neto (BCEF _I) y para la conversión del volumen de retirada de madera y madera combustible a retirada de biomasa aérea (BCEF _R)							
Zona climática	Tipo de bosque	BCEF	Nivel de existencias en crecimiento (m ³)				
			<20	21-40	41-100	100-200	>200
Templado	maderas duras	BCEF _S	3,0 (0,8-4,5)	1,7 (0,8-2,6)	1,4 (0,7-1,9)	1,05 (0,6-1,4)	0,8 (0,55-1,1)
		BCEF _I	1,5	1,3	0,9	0,6	0,48
		BCEF _R	3,33	1,89	1,55	1,17	0,89
	pinos	BCEF _S	1,8 (0,6-2,4)	1,0 (0,65-1,5)	0,75 (0,6-1,0)	0,7 (0,4-1,0)	0,7 (0,4-1,0)
		BCEF _I	1,5	0,75	0,6	0,67	0,69
		BCEF _R	2,0	1,11	0,83	0,77	0,77
	otras coníferas	BCEF _S	3,0 (0,7-4,0)	1,4 (0,5-2,5)	1,0 (0,5-1,4)	0,75 (0,4-1,2)	0,7 (0,35-0,9)
		BCEF _I	1,0	0,83	0,57	0,53	0,60
		BCEF _R	3,33	1,55	1,11	0,83	0,77
Mediterráneo, tropical seco, subtropical	maderas duras	BCEF _S	5,0 (2,0-8,0)	1,9 (1,0-2,6)	0,8 (0,6-1,4)	0,66 (0,4-0,9)	
		BCEF _I	1,5	0,5	0,55	0,66	
		BCEF _R	5,55	2,11	0,89	0,73	
	coníferas	BCEF _S	6,0 (3,0-8,0)	1,2 (0,5-2,0)	0,6 (0,4-0,9)	0,55 (0,4-0,7)	
		BCEF _I	1,5	0,4	0,45	0,54	
		BCEF _R	6,67	1,33	0,67	0,61	

CUADRO 4.14 DENSIDAD BÁSICA DE LA MADERA (D) DE CIERTOS TAXA DE ÁRBOLES DE ZONAS TEMPLADAS Y BOREALES		
Taxon	D [ton secado en horno (humedad m ⁻³)]	Fuente
Abies spp.	0,40	2
Acer spp.	0,52	2
Alnus spp.	0,45	2
Betula spp.	0,51	2
Fagus sylvatica	0,58	2
Fraxinus spp.	0,57	2
Larix decidua	0,46	2
Picea abies	0,40	2
Picea sitchensis	0,40	3
Pinus pinaster	0,44	4
Pinus radiata	0,38 (0,33 - 0,45)	1
Pinus strobus	0,32	2
Pinus sylvestris	0,42	2
Populus spp.	0,35	2
Prunus spp.	0,49	2
Pseudotsuga menziesii	0,45	2
Quercus spp.	0,58	2
Salix spp.	0,45	2
Tilia spp.	0,43	2
1 = Beets et al., 2001 2 = Dietz, 1975 3 = Knigge y Shulz, 1966 4 = Rijsdijk y Laming, 1994		

ANEXO 2. Datos de superficie en producción de vid por CC.AA. para el año 2005

En el caso particular de los viñedos, los datos de ESYRCE para el año 2005 (FIGURA 51), muestran cómo el 91% de la superficie total de viñedos de España está en producción, frente a un 9% que corresponde con viñedos en reconversión o arranque. Esto daría un factor de corrección del 0,91. La Encuesta proporciona valores **a nivel provincial**, por lo que, se puede calcular un factor de corrección de la superficie real de viñedos en producción en cada provincia.

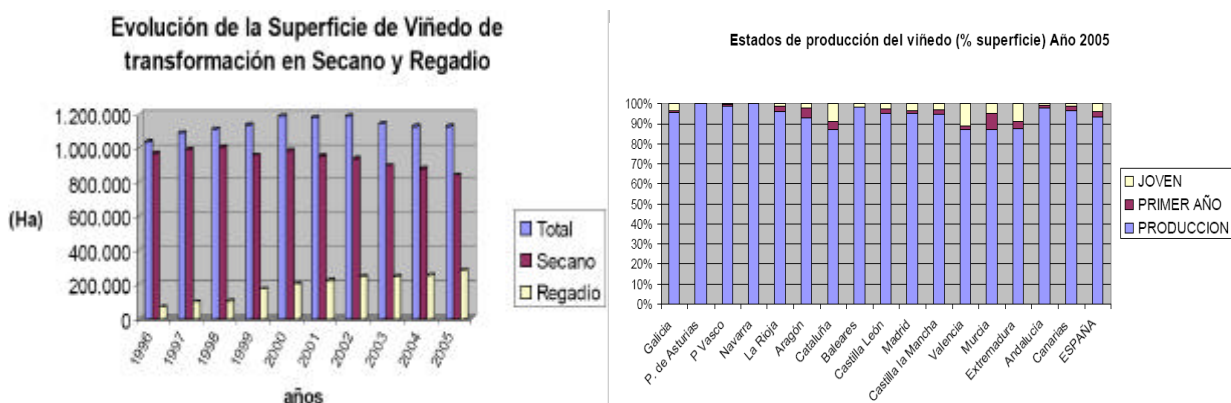


FIGURA 51. Variación de la superficie agrícola de viñedos en España entre 1996–2005 y porcentaje de la misma en producción o en reconversión-arranque, según datos del ESYRCE.

Superficies según estado de producción (Ha) por CCAA. Año 2005

CCAA	PRODUCCION	PRIMER AÑO	JOVEN	ABAND.	TOTAL
Galicia	26.017	207	998	733	27.954
P. de Asturias	21				21
P Vasco	11.541	113	29	156	11.839
Navarra	29.714				29.714
La Rioja	42.701	1.322	568	587	45.178
Aragón	39.800	2.145	904	1.820	44.670
Cataluña	51.611	2.606	5.292	1.846	61.354
Baleares	3.273		66	15	3.353
Castilla León	66.329	1.588	1.787	5.139	74.843
Madrid	12.180	158	476	1.015	13.829
Castilla la Mancha	525.470	12.951	16.863	9.452	564.735
Valencia	64.181	1.469	8.234	2.846	76.730
Murcia	33.533	3.255	1.902	1.658	40.348
Extremadura	77.107	3.041	7.888	1.453	89.489
Andalucía	35.719	442	336	1.091	37.580
Canarias	6.377	172	79	460	7.096
ESPAÑA	1.025.573	29.470	45.422	28.271	1.128.735

Fuente: ESYRCE (2005).

9 · Conservación de diversidad biológica

9.1. Introducción

9.1.1. Definición del servicio

De acuerdo con el texto del Convenio de la Diversidad Biológica (art. 2), ésta se define como “la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluido, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y los ecosistemas”. El concepto de diversidad biológica está inevitablemente unido al de biodiversidad aunque se argumenta que ambos vocablos no son sinónimos. Ramón Margalef planteaba el siguiente símil para distinguirlos, según recoge Martín Piera (1997, p. 27): “la biodiversidad es el ‘Gran Diccionario de la Vida’, el inmenso caudal de formas presentes y extintas en los que se manifiesta el devenir histórico de la vida. En cambio, la diversidad es [...] el ‘Lenguaje’ que representa los experimentos de evolución que van enriqueciendo el Diccionario”. Esta acepción, más amplia por tanto que la de biodiversidad, subraya la importancia de la funcionalidad y de los procesos de los ecosistemas frente al mantenimiento de *colecciones* de especies.

Podría pensarse que el objetivo del estudio pretende estimar la contribución general al bienestar de la diversidad biológica, como plantean por ejemplo Pimentel *et al.* (1997), entendiendo que es la variedad de formas vivas a todas las escalas la causa última de los servicios de los ecosistemas. Se afirma también que la biodiversidad cumple funciones de información (como fuente o *librería* de especies, compuestos bioquímicos, etc. de interés para la agricultura, medicina o industria) y de seguro frente a la incertidumbre en la provisión del resto de servicios ya que permite mantener la productividad y estabilidad de las funciones de los ecosistemas (Swanson, 1997; Pearce y Pearce, 2001; Baumgärtner, 2007). De hecho, la evidencia empírica sugiere que un aumento en la biodiversidad tendría efectos positivos en ciertas propiedades de los ecosistemas a partir de los cuales éstos generan servicios (Balvanera *et al.*, 2006). Sin embargo, la propuesta del Proyecto VANE es más restringida y no busca estimar este tipo de valores, entre otras razones porque la literatura reserva habitualmente ese enfoque a los bosques tropicales, más ricos en especies que los templados y donde, por ejemplo, las actividades de bioprospección son una realidad económica. El sentido que se le quiere dar a este servicio es el de valor de no uso definido como una disposición a pagar (DAP) por la conservación de un activo natural, en el caso de que el individuo que expresa dicha disposición no tenga ninguna intención de hacer un uso (consuntivo o no consuntivo, directo o indirecto) de ese bien. Pearce y Pearce (2001) señalan tres contextos básicos en los que este valor aparece:

- Un primer motivo que explica una DAP de este tipo es el deseo de hacer un uso del activo en el futuro (por ejemplo, como lugar de recreo), lo que da lugar al valor de opción¹.
- Una segunda razón puede ser el deseo altruista de una persona de que sus descendientes o las generaciones futuras en general tengan oportunidad de hacer uso del activo. Este es el denominado valor de legado.

¹ Otros autores clasifican el valor de opción como un valor de uso (Azqueta *et al.*, 2007). Dada la especificidad de este valor, en este punto de desarrollo del trabajo tan sólo se menciona para proponer una definición sencilla del mismo.

- En otras ocasiones, esa DAP se debe simplemente a que las personas desean que ciertos activos sigan existiendo en unas determinadas condiciones, independientemente de que con ello se estén reservando el derecho de un uso futuro para sí mismo o para otras personas. Se denomina valor de existencia a esta tercera tipología.

El reconocimiento de estos tipos de DAP (especialmente de los dos últimos) es consistente con la perspectiva materialista de satisfacción de deseos propia de la economía neoclásica (los individuos derivan utilidad del consumo de bienes y servicios), lo que no significa que sea necesariamente egoístas ni que existan otras fuentes de satisfacción como, por ejemplo, ayudar a personas más necesitadas (Azqueta y Delacámara, 2006). Desde ese punto de vista, tiene sentido valorar económicamente los bienes y servicios que puedan ser calificados de *mercancías*, es decir, aquellos por los que los individuos están dispuestos a sacrificar parte de su renta por su disfrute o pueden ser compensados monetariamente por su pérdida. Quedan fuera de ese conjunto los activos con valor superior o los necesarios para garantizar la sostenibilidad de las condiciones de vida (Azqueta y Sotelsek, 2007). Algunas de las razones por las que según Pearce y Pearce (2001) aparecen valores de existencia (reconocimiento de un carácter simbólico, espiritual o religioso en la naturaleza, la creencia de un valor intrínseco en los ecosistemas o el respeto del derecho a existir de otras formas vivas) pueden estar en ese plano moral diferente en el que, según Turner *et al.* (2003), no es posible encontrar sustitutivos o medidas de compensación monetaria aceptables de acuerdo con las normas sociales existentes. Aunque es difícil distinguir entre motivaciones, lo cierto es que se reconoce la existencia de límites a la aplicación de los métodos de valoración económica y, por tanto, del objeto de estudio del proyecto VANE.

9.1.2. Importancia del servicio en España

En España están presentes cuatro regiones biogeográficas (atlántica, alpina, mediterránea y macaronésica) de los siete definidos para el continente Europeo y es reconocida la contribución de los ecosistemas de nuestro país al mantenimiento de unos niveles elevados de biodiversidad en la UE, como ponen de relieve los siguientes indicadores recogidos en el Perfil Ambiental de España 2005 (MMA, 2006):

- Las plantas vasculares existentes en España alcanzan las 8.000 especies (más del 80% de las existentes en la UE y el 59% de las existentes en el continente europeo), de las que 1.500 son endemismos. Además, casi la mitad de los endemismos europeos son españoles.
- Las especies de fauna presentes en España superan el 50% de las presentes en Europa, también con una fuerte presencia de endemismos, que en las islas Canarias constituyen el 44% del total de especies existentes.

Esta riqueza natural (sujeta a presiones de diverso tipo²) se ve también reflejada en las estadísticas de espacios protegidos. De acuerdo con datos recientes, España contaba en 2005 con 1.115 espacios protegidos, correspondientes a 43 figuras de protección, que ocupaban más de 5 millones de hectáreas (el 10,24% de la superficie terrestre del país). En ese mismo año se contabilizaban 155.804 ha de superficie marina protegida (EUROPARC, 2006). La

² El estado de conservación de muchas de estas especies no es satisfactorio: de acuerdo con el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, 426 especies de vertebrados (el 13,7% del total) presentaba algún grado de amenaza en 2004. De ellas, 32 se encontraban en peligro de extinción, 7 eran sensibles a la alteración de su hábitat, 41 eran vulnerables y 346 eran de interés especial (MMA, 2006).

tendencia indica además que la extensión de superficie protegida ha aumentado de forma sostenida en el pasado reciente puesto que en 1990 tan sólo 4,38% de la superficie del país se encontraba sujeta bajo alguna figura de protección (MMA, 2006). Por último, es necesario señalar que España es de largo el Estado Miembro de la UE con mayor superficie en términos absolutos y relativos incluida en la Red Natura 2000 (CUADRO 120).

CUADRO 120. Países con mayor superficie incluida en la Red Natura 2000 (1 diciembre de 2006)

Estado miembro	Nº LICs	Área total (km ²)	Sup. terrestre (km ²)	Sup. marina (km ²)	% sup. terrestre Estado miembro	% sup. LICs UE25
España (507.482 km ²)	1.380	119.112	113.921	5.191	22,6%	21,25%
Suecia (414.864 km ²)	3.981	62.557	56.708	5.848	13,7%	11,16%
Alemania (357.031 km ²)	4.617	53.294	35.208	18.086	9,9%	9,51%
Estado miembro	Nº ZECs	Área total (km ²)	Sup. terrestre (km ²)	Sup. marina (km ²)	% sup. terrestre Estado miembro	% sup. ZECs UE25
España (507.482 km ²)	512	92.952	92.378	574	18,3%	20,44%
Alemania (357.031 km ²)	568	48.102	31.885	16.216	8,9%	10,58%
Francia (549.192 km ²)	369	45.500	42.240	3.260	7,7%	10,01%

Nota: LIC = Lugar de Interés Comunitario; ZEC = Zona de Especial Conservación. Fuente: DG ENVIRONMENT (2007).

La distribución geográfica del servicio es desigual. Por categorías CORINE puede suponerse que la clase de espacios de vegetación arbustiva y herbácea (categoría 3.2.), que incluye masas forestales de diverso tipo, así como diferentes ecosistemas acuáticos (humedales y zonas pantanosas, salinas, marismas, cursos de agua, entre otros) de las categorías 4 y 5 concentran buena parte de la diversidad biológica del país por sus características como hábitat y menor accesibilidad y grado de transformación. Debe tenerse en cuenta, sin embargo, que la naturaleza española ha sufrido modificaciones importantes desde la antigüedad y que los ecosistemas humanizados también son activos valiosos para la sociedad. Este sería el caso de las dehesas, clasificadas como categoría CORINE 2.4.4 (sistemas agroforestales), que forman parte de parques nacionales como Cabañeros o el recientemente creado de Monfragüe.

Por Comunidades Autónomas existen también diferencias importantes tanto en superficie declarada como espacio natural protegido como propuesta para la Red Natura 2000. En 2005 Andalucía era la que aportaba más superficie protegida al conjunto del territorio del Estado (1,7 millones de hectáreas, el 32,75% del total de la superficie protegida), si bien Canarias era la región con más proporción de su territorio protegida (41,58%) (EUROPARC, 2006). Las islas atlánticas de España destacan también por ser, junto con Madeira y Azores, las únicas partes de la UE pertenecientes a la región macaronésica. Estos archipiélagos volcánicos se caracterizan por su diversidad de hábitats y especies entre islas y grupos de islas, la abundancia de endemismos, la presencia de especies gravemente amenazadas (como el lagarto gigante del Hierro, en peligro crítico) y las presiones debidas a actividades agrícolas y el turismo (EEA, 2002).

9.1.3. Revisión de metodologías

Los trabajos que revisan los tipos de servicios de los ecosistemas y las metodologías aplicables identifican categorías de valor asimilables al servicio de conservación de la diversidad biológica (como valor de no uso). De Groot *et al.* (2002) define como funciones de información del ecosistema la inspiración cultural y artística (la naturaleza como material de base para la producción artística y cultural - libros, películas, pinturas, esculturas, música, danza, moda, símbolos nacionales, etc.) y la información espiritual e histórica (el sentido de continuidad y comprensión del lugar del ser humano en el universo proporcionado por elementos de la naturaleza). Farber *et al.* (2006) también reconocen el servicio espiritual e histórico en su categoría de servicios culturales, y cita como ejemplo el uso de la naturaleza para crear símbolos nacionales o la existencia de paisajes naturales con valores religiosos significativos. Ambos trabajos identifican la valoración contingente como el método de estimación de valor monetario más utilizado o adecuado para este servicio.

Los métodos de preferencias declaradas se emplean en la práctica para apoyar la toma de decisiones relacionadas con la conservación de la naturaleza, en muchas ocasiones para evaluar (en el contexto de un análisis coste-beneficio, ACB) la racionalidad del gasto público con ese objetivo. Ese es el caso, por ejemplo, del estudio del lobo en Minnesota, EE.UU. de Chambers y White (2003), del elefante asiático en Sri Lanka (Bandara y Tisdell, 2003), del licaón o perro salvaje africano en Sudáfrica (Lindsey *et al.*, 2005) o del meta-análisis de Loomis y White (1996), que estimaba entre 6,5 y 103,1 €₂₀₀₅ [6 y 95 US\$₁₉₉₃] por hogar la DAP por la conservación de 18 especies diferentes en EE.UU. y aboga por el uso del análisis económico para decidir sobre la conservación de especies amenazadas. Este estudio señala además como recomendación que es mejor valorar áreas geográficas (que son hábitat de diversas especies) que especies individuales para incorporar tanto los efectos de complementariedad entre especies (diversas especies valoradas pueden tener un mismo hábitat) como de sustitución (tanto en la función de utilidad como en las restricciones de la renta). La estimación de valores de no uso vinculados al territorio (y no a especies) por medio de valoración contingente se ha aplicado para asistir en decisiones reales como, por ejemplo, la declaración de un nuevo espacio protegido en Austria (Kosz, 1996) o el establecimiento de tarifas de entrada a ENP (Shultz *et al.*, 1998; Navrud y Vondolia, 2005), así como para evaluar la capacidad de autofinanciación de estos espacios (White y Lovett, 1999) o la aceptación social de una nueva red de ENP (Natura 2000) en Finlandia (Pouta *et al.*, 2000; Rekola *et al.*, 2000). En España, el trabajo de Prada Blanco *et al.* (2005) analiza hasta qué punto los costes necesarios para lograr una ampliación efectiva de la superficie protegida en Galicia por medio de Natura 2000 se ajustan a los beneficios percibidos por los ciudadanos. Por su parte, Campos *et al.* (2001; 2007) y Campos y Caparrós (2006) plantean el cálculo de valores de conservación por medio de métodos de preferencias declaradas en pinares de la sierra de Guadarrama y dehesas de Monfragüe, si bien su objetivo no es tanto informar decisiones concretas como incorporar los valores de no uso en ejercicios de estimación de las rentas privada y social de los ecosistemas.

Dicho, esto, son bien conocidos las dificultades y sesgos que conlleva la aplicación del método de valoración contingente (Mitchel y Carson, 1989; Hausman, 1993; Hausman y Diamond, 1994) y, por extensión, los métodos de preferencias declaradas. Su empleo concreto como herramienta de apoyo en decisiones de conservación de la naturaleza ha sido también objeto de crítica por la limitada utilidad de las conclusiones obtenidas en estudios (Cullen *et al.*, 2005) o por la influencia del contexto en que se lleva a cabo el experimento

sobre los resultados (Kuuluvainen, 2002). Se argumenta que la valoración contingente, o cualquier otro método encaminado a descubrir una curva de demanda de un activo natural con carácter de patrimonio colectivo, se encontrará con tres dificultades importantes (Azqueta y Delacámara, 2006): i) la inestabilidad de las preferencias individuales a lo largo del tiempo; ii) la existencia de estructuras de preferencias de tipo lexicográfico; y iii) el hecho de que las personas – los ciudadanos – perciben que ciertos activos naturales tienen un valor superior, algo que hace poco recomendable la aplicación de estos métodos, salvo en el caso de que sirvan para explicitar valores de no uso derivados de sentimientos de altruismo intra o intergeneracional. Esta tercera limitación, que no es aplicable únicamente a estos métodos, plantea nuevamente la existencia de las fronteras a la valoración económica de los servicios de los ecosistemas, ya tratada en el epígrafe 9.1.1.

Otra contribución del análisis económico es que permite estimar del coste de oportunidad de la preservación de los ecosistemas, es decir, el bienestar social sacrificado con este propósito un conjunto de recursos reales que habrían permitido, asignados de otra forma, incrementar la cantidad de bienes y servicios producidos (Azqueta y Sotelsek, 2007). Como afirman Pagiola *et al.* (2004, p.1), “el mantenimiento de los ecosistemas, ya sea a través de áreas protegidas o cualquier otro mecanismo [...] puede significar disponer de menos recursos para responder a otras necesidades no menores como las mejoras en educación, salud o infraestructuras”. En la práctica, estos costes se emplean como alternativa a los métodos de preferencias declaradas, con los que están relacionados si el nivel de gasto público en protección de espacios y especies se ajusta a las preferencias de los contribuyentes. Así, Pearce y Pearce (2001) proponen capturar los valores de no uso por medio de mecanismos como los canjes de deuda por naturaleza, la ayuda oficial o las donaciones agencias de conservación. Este es el enfoque empleado, por ejemplo, en Hein *et al.* (2006) que, ante la imposibilidad de realizar un estudio de valoración contingente, optaron por aproximar el valor monetario del servicio de conservación de la naturaleza del humedal De Wieden (Países Bajos) a partir de la cantidad percibida por una ONG local que lo gestiona. Los autores argumentan que el empleo de esas cifras como indicación de la DAP de la sociedad holandesa por la preservación de ese ecosistema tiene la ventaja de que mide pagos reales y no hipotéticos y proporciona una estimación conservadora de esa DAP. Por su parte, el ACB de Yaron (2001) empleó como estimación de valores de no uso un rango de 16,95 – 27,31 €₂₀₀₅ ha⁻¹ año⁻¹ [18 – 29 US\$₁₉₉₉], resultante de dividir el flujo anual de ayuda proporcionada por el Departamento de Desarrollo Internacional del Reino Unido, la agencia de cooperación de Alemania (GTZ) y el Fondo Ambiental Global (GEF, en inglés) por el área del monte Camerún.

A esta segunda alternativa de valoración, probablemente más operativa que la aplicación de métodos de preferencias declaradas, cabe hacerle, sin embargo, algunas matizaciones. En primer lugar, hay más costes de oportunidad además de los gastos directos para el mantenimiento de un ENP o de la financiación de programas de recuperación de especies. Es claro que las limitaciones impuestas por figuras de protección del territorio implican, entre otros, restricciones a la producción agropecuaria (Sinden, 2004; Naidoo y Ricketts, 2006) o el establecimiento de cupos máximos de visitantes. En segundo lugar, el empleo de este tipo de cifras como aproximación a los valores de no uso de los ecosistemas plantea dificultades a la hora de usar los resultados en una aplicación de análisis de la rentabilidad económica. Como se adelantaba en la primer parte de este epígrafe, son precisamente estos costes de oportunidad los que habitualmente se contrastan, en contexto ACB, con las estimaciones de

DAP obtenidas a través de métodos de preferencias declaradas para analizar la eficiencia de las medidas propuestas para mejorar el estado de conservación de la naturaleza.

9.2. El valor del servicio de la conservación de la diversidad biológica en España

9.2.1. Los costes de protección de la naturaleza como aproximación a los valores de no uso

Tanto por razones de carácter operativo como, sobre todo, metodológico y conceptual (la valoración contingente como método de evaluación de políticas públicas o de variaciones en el bienestar derivadas de cambios en la calidad de los activos), no parece deseable enfocar la valoración de este servicio del Proyecto VANE por medio de métodos de preferencias declaradas. Por ello, la alternativa metodológica propuesta consiste en considerar el coste de oportunidad de las actividades y mantenimiento de figuras de conservación de la naturaleza como una primera aproximación del valor de este servicio en España, fórmula que tampoco está exenta de dificultades de diverso tipo. Que esa cifra tenga el significado económico que se le pretende dar (una aproximación al valor de no uso de los ecosistemas) hace necesario al menos asumir el supuesto de que la forma en que se gasta el dinero recaudado por el Estado es representativa de las preferencias de los contribuyentes.

A diferencia de los trabajos revisados en el epígrafe anterior, en el caso de España estos recursos no proceden de fondos de organizaciones internacionales, agencias de cooperación extranjeras (como en Yaron, 2001) o de contribuciones voluntarias de las personas que aprecian un ecosistema concreto (como en Hein *et al.*, 2006), sino que se computan como la parte de los presupuestos generales del Estado destinada a la conservación de la naturaleza. En este punto de desarrollo del trabajo, el énfasis se ha puesto en el coste de gestión de la red de ENP de España

En términos territoriales, esto significará que dicho valor está restringido a aquellas partes del territorio bajo alguna figura de protección o en las que se están invirtiendo recursos para mantener en ciertas condiciones activos con un valor de no uso reconocido por la sociedad española.

9.2.2. Los costes de gestión los espacios naturales protegidas

El acto administrativo y legal de declarar un espacio natural protegido normalmente va precedido de estudios, de negociaciones con los actores sociales y otra serie de actuaciones. Una vez declarado el espacio, el paso siguiente debería ser la elaboración de planes de gestión y la puesta en marcha de un equipo técnico. Los planes establecen las prioridades para alcanzar los objetivos específicos para ese territorio. El cumplimiento de estos objetivos implica la dotación de los recursos económicos y humanos adecuados para la gestión cotidiana. Incluso la mínima gestión básica, explicitada en el establecimiento de un régimen de autorizaciones y actuaciones de vigilancia y control, exige disponer de cierto personal y asignación presupuestaria para ejercer estas tareas (EUROPARC-España, 2002). Todas estas acciones implican unos costes, no siempre contabilizados de manera independiente en los presupuestos públicos, que pueden clasificarse en tres tipos (Bruner *et al.*, 2004):

- Costes de gestión recurrentes: asociados al funcionamiento del espacio: formación y salarios de personal, gastos corrientes (combustibles, mantenimiento, etc.), ejecución de actuaciones y proyectos de conservación, uso público y mejora rural, procesos de

participación local, inventario, evaluación y seguimiento, y proyectos de desarrollo rural y costes de compensación a los propietarios que son responsabilidad directa del ENP.

- Gastos del sistema: la red de ENP de un país significa también costes de administración nacional y regional para seleccionar nuevos espacios, elaborar presupuestos, asignar recursos financieros y, en general, financiar de todas las actividades necesarias para mantener la red.
- Costes de establecimiento de nuevas áreas protegidas: que incluyen tanto los costes asociados a la designación del área (consultas con representantes locales, inventarios biológicos, demarcación de límites, compra de tierras, compensaciones económicas) como en pagos por adelantado, construcción y planeamiento.

Por otro lado, los costes de gestión vinculados al mantenimiento del espacio protegido (costes recurrentes) dependen de las características específicas de cada área. Entre los factores que más pueden influir en estos costes destacan (López Ornat y Jiménez Caballero, 2006): i) el tamaño (cuanto más pequeño el espacio protegido más caro es de proteger y administrar); ii) la naturaleza del territorio protegido (las zonas marinas son mucho más costosas que las terrestres, dada la necesidad de personal y equipamiento muy especializado, los costes de transporte, vigilancia y seguimiento normalmente más caros); y iii) la categoría de conservación u objetivos de gestión (los espacios de protección estricta requieren, en general, más financiación que los de usos múltiples). Por su parte, Bruner *et al.* (2004) añaden que la accesibilidad (que recoge la presión a la que está sometido) también es un determinante y señala que la relación entre tamaño y el coste de gestión por hectárea se explica por el efecto de economías de escala (los costes fijos se reparten por una mayor superficie), por ser las áreas más extensas más inaccesibles y más coherentes ecológicamente y tener menos impactos por efecto borde a estos tres factores. En la misma línea, Balmford *et al.* (2003) propone un índice de aislamiento o naturalidad (*wilderness*), que incorpora el efecto de la distancia del espacio a asentamientos permanentes, vías de acceso y otro tipo de infraestructura construida y con el que también parece estar correlacionado el coste de gestión por unidad de área (cuanto mayor es el valor de ese índice, menor es el coste de gestión).

Como referente internacional de las cifras para España, puede mencionarse que el presupuesto medio anual dedicado a espacios protegidos en países desarrollados es de 20,57 €₂₀₀₅ ha⁻¹ año⁻¹ [20,58 US\$₁₉₉₆ ha⁻¹ año⁻¹] y, en Europa, de 20,33 €₂₀₀₅ ha⁻¹ año⁻¹ [US\$₁₉₉₆ ha⁻¹ año⁻¹]³, según cálculos realizados por el Centro Mundial de Seguimiento de la Conservación (WCMC, en inglés) (James *et al.*, 1999). Balmford *et al.* (2003) estimaban que los costes de gestión de ENP en países desarrollados oscilan entre 43 y 341 €₂₀₀₅ ha⁻¹ año⁻¹ [50 y 400 US\$ ha⁻¹ año⁻¹] (reservas naturales de EE.UU.) y 0,13 y 426 €₂₀₀₅ ha⁻¹ año⁻¹ [0,15 y 500 US\$ ha⁻¹ año⁻¹] (programas agroambientales y reservas en Reino Unido).

Costes de inversión

Conocer el presupuesto total dedicado a los espacios naturales protegidos es una tarea compleja. En muchas ocasiones no existen cantidades específicas asignadas a cada área sino que forma parte de una partida más amplia dedicada a la conservación de la naturaleza, ordenación de montes, caza, pesca, etc. Sólo excepcionalmente los espacios protegidos

³ Con un rango de 1,99 y 1.344,89 €₂₀₀₅ ha⁻¹ año⁻¹ [1,99 - 1.345,07 US\$₁₉₉₆ ha⁻¹ año⁻¹]

representan unidades administrativas completas y generalmente son parte de estructuras más amplias y por tanto comparten recursos. Además, la división del presupuesto en capítulos que se utiliza en la Administración no permite establecer un paralelismo entre los capítulos presupuestarios y las áreas de gestión de los espacios protegidos. La descripción de los tipos de gasto asignados a cada capítulo se muestra en el CUADRO 121, aunque puede variar de unos parques a otros e incluso en un mismo parque de un año a otro.

CUADRO 121. Capítulos presupuestarios y actividades más relevantes consideradas en cada uno

Capítulo	Tipo de actividades normalmente incluidas
I. Gastos de personal	Costes de contratación de personal funcionario, laboral o eventual, en cualquiera de las áreas de gestión (administrativos, técnicos, vigilancia, etc.)
II. Gastos corrientes en bienes y servicios	Alquiler de edificios, oficinas, maquinaria. Mantenimiento de infraestructuras, limpieza, dietas, teléfono, material de oficina, electricidad, organización de eventos, estudios, publicaciones
III. Gastos financieros	Deuda pública, préstamos, intereses de demora (no aplicable en espacios protegidos)
IV. Transferencias corrientes	Transferencias a otras administraciones, fundaciones, corporaciones locales, empresas privadas o particulares, para gastos corrientes
VI. Inversiones reales	Infraestructuras viarias, señalización, deslindes, sistemas de depuración, compra de vehículos, construcciones, mejora de hábitat, adquisición de material de campo y de estudio, estudios, censos y catálogos de especies, planes de manejo de especies, planes sectoriales, tratamientos selvícolas, prevención de incendios, adquisiciones patrimoniales
VII. Transferencias de capital	Subvenciones a otras administraciones, fundaciones, corporaciones locales, empresas privadas o particulares, para desarrollo de actividades o proyectos
VIII. Activos financieros	Adquisición de deuda pública, obligaciones, concreción de préstamos (no aplicable en espacios protegidos)
IX. Pasivos financieros	Amortización de deuda pública, préstamos, devolución de depósitos y fianzas (no aplicable en espacios protegidos)

Fuente: Ministerio de Economía y Hacienda. Secretaría General de Presupuestos y Gastos.

La contabilidad de los espacios protegidos es compleja. Por capítulos, los mejor definidos son los II y VI, aunque en este último caben una gran variedad de actuaciones. Los capítulos IV y VII corresponden en líneas generales a las subvenciones concedidas por el parque (capítulo IV cuando se conceden para gastos corrientes y VII cuando son para ejecución de proyectos). Los capítulos III, VIII y IX no tienen sentido en el contexto de un espacio protegido y no aparecen en su contabilidad. Además hay que tener en cuenta que un presupuesto destinado a un mismo objetivo puede asignarse a diferentes capítulos dependiendo de cómo se tramite. Así por ejemplo, las indemnizaciones por daños de fauna silvestre o por restricción a usos y aprovechamientos derivados de la normativa del espacio protegido (que constituyen una parte no despreciable de los costes recurrentes) pueden adjudicarse al capítulo II si son pagos directos, o al capítulo IV si se hace mediante una convocatoria de ayudas o subvenciones.

Por todo ello, responder a la cuestión de cuánto cuesta conservar un espacio protegido no es tarea sencilla. Una primera aproximación para el caso de España es analizar los costes de inversiones (y ofrecer alguna información de los costes de personal) canalizados por la administración competente, partidas que se corresponden únicamente con una parte de los

costes de gestión recurrentes (no se consideran gastos del sistema o costes de establecimiento de nuevas áreas protegidas).

EUROPARC-España mantiene una base de datos de todos los espacios naturales protegidos del Estado español cuya información se actualiza cada año con la información proporcionada directamente por las administraciones públicas responsables de la planificación y la gestión de aquellos. En este punto de desarrollo del trabajo se han analizado las categorías EUROPARC de parque nacional y parque natural⁴ (que representan más del 70% de la superficie protegida en España), concretamente los datos correspondientes a las inversiones reales en 2005 que se recogen en el capítulo VI de los presupuestos de las administraciones públicas⁵.

El significado de las inversiones reales (capítulo VI) en los espacios protegidos es amplio ya que se incluyen en este capítulo actividades muy diversas, desde inversiones en infraestructuras, hasta adquisiciones de fincas, pasando por proyectos de seguimiento o de investigación. En algunas comunidades autónomas se diferencian las inversiones dentro del capítulo VI dedicadas a infraestructuras, uso público, conservación de los recursos o a investigación.

Para el capítulo VI (inversiones reales) se dispone hasta el momento de información sobre los 13 parques nacionales existentes en 2005 (100% de la superficie). En la categoría parques naturales se ha obtenido información de 67 espacios cuya superficie total corresponde al 73% de la superficie protegida bajo ese conjunto de figuras.

Costes de inversión en la categoría parques nacionales y parques naturales

Las inversiones efectuadas a través del capítulo VI en los parques nacionales españoles en 2005 ascienden a 24.500.933 euros. La media, superior a la de años anteriores⁶, es de 75 euros por hectárea, y aunque la variación es grande (Figura 53). En parques naturales, ese total, asciende a 89.148.763 euros, situándose la cifra media en algo más de 33 euros por hectárea (similar a la media en el periodo 2002-2005), aunque también con grandes variaciones⁷. En general, los parques más pequeños tienen mayores inversiones por hectárea, en la línea de lo indicado por Bruner *et al.* (2004). Los resultados de estas primeras estimaciones se han representado cartográficamente en la FIGURA 52.

⁴ Esta categoría, definida por EUROPARC-España, incluye no sólo la figura de parque natural, sino también la de parque regional, parque rural y Plan Especial de Protección (Cataluña), así como la Reserva de la Biosfera de Urdaibai.

⁵ La información de la que se dispone no permite conocer, ni siquiera de media, que proporción representa el capítulo VI sobre el coste total de gestión de espacios protegidos. Para 11 parques naturales en Cataluña que ofrecen información completa para todos los capítulos presupuestarios, el porcentaje del capítulo I oscila entre el 20 y el 68% del total, y el % del capítulo VI varía entre el 5 y el 32% del total. Para un parque en concreto (Montserrat), el capítulo I supone casi el 30% del total, el VI el 12,3%, el II el 19,4%, el IV el 16%, el VII el 10% y servicios centrales el 13%.

⁶ En 2002 la media fue de 61,75 € ha⁻¹, en 2003 la media fue de 70,85 € ha⁻¹ y en 2004 bajó a 50,92 (EUROPARC-España, com. pers.).

⁷ Como se puede ver en el Anexo 4, existe al menos un dato extremo correspondiente (3.548 € ha⁻¹) al parque natural de Peñalara. Probablemente este valor tan elevado se debe a que las inversiones se producen en el área del influencia socioeconómica del parque, que ocupa una superficie aproximada de 15.000 ha. Si se emplea esa superficie para obtener un valor unitario, el coste de gestión sería entonces de unos 170 € ha⁻¹ EUROPARC-España, com. pers.).

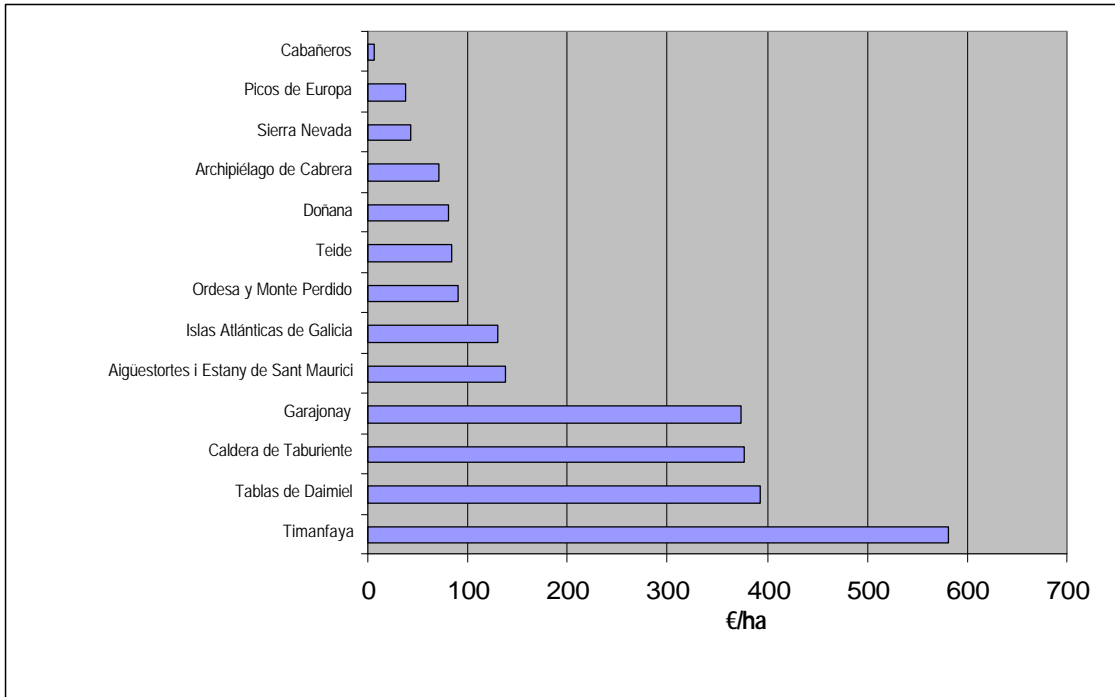


FIGURA 52. Costes de gestión (cap. VI inversiones) en parques nacionales (año 2005). Fuente: EUROPARC – España (2007).

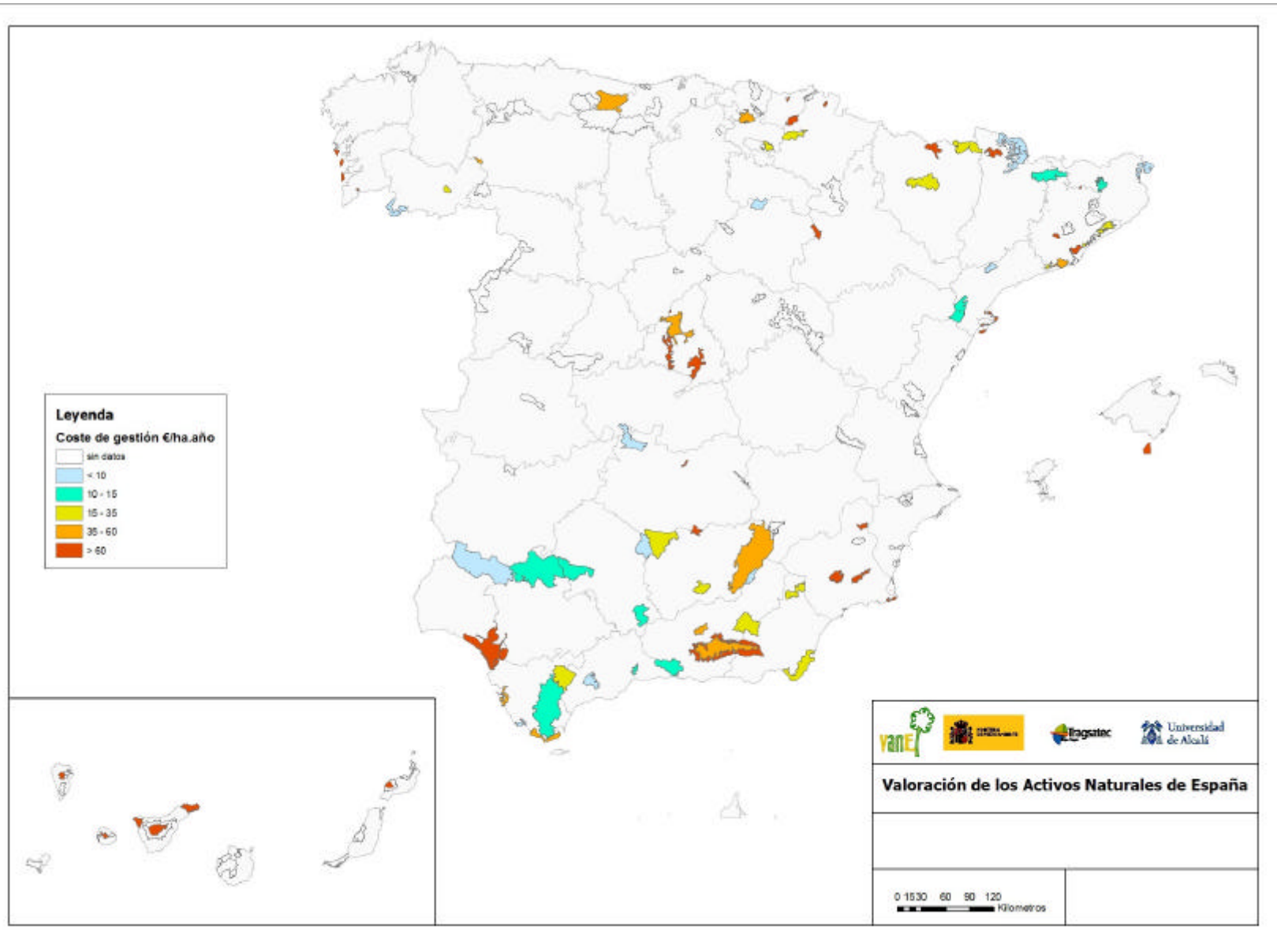


FIGURA 53. Costes de gestión (capítulo VI inversiones) en los parques nacionales y naturales de España (2005)

¿Qué parte de los costes de gestión se dedica a la conservación de los ecosistemas?

La conservación de los elementos de la naturaleza es el principal objetivo de la declaración y gestión de los espacios protegidos. Son herramientas de primer orden para asegurar la conservación de la naturaleza ya que contienen sistemas naturales o seminaturales *elegidos* por su elevada calidad intrínseca o por su relevancia en un determinado proceso natural que se pretende mantener. Desde este punto de vista, cualquier actuación que se realice en un espacio protegido puede considerarse que tiene el objetivo último de conservación de la biodiversidad, ya se trate de la construcción de un centro de recepción de visitantes, de la mejora de las explotaciones rurales o de la alimentación suplementaria de especies amenazadas.

Sin embargo, generalmente se admite que, siendo prioritario el objetivo general de la conservación, el uso público y el desarrollo local son objetivos importantes en muchos de los espacios, especialmente bajo la figura de parque, siempre y cuando sean compatibles con el objetivo general. Se suele diferenciar, por tanto, al menos entre inversiones en conservación de la biodiversidad, uso público y desarrollo socioeconómico/mejora rural. Los costes de conservación serían por tanto los que de una forma más evidente pueden asimilarse al valor de no uso.

CUADRO 122. Tipos de actuaciones en ENP por ámbitos de gestión

Área de gestión	Actividades	
1.Conservación de los recursos naturales y los procesos	Inventarios Catálogos de especies Campañas de censos y anillamiento Cartografía (vegetación, hábitats, ecosistemas) Estudios sobre patrimonio cultural y natural Planes de conservación Planes de seguimiento Planes de recuperación o restauración Planes de manejo de hábitats y especies Seguimiento ambiental (calidad del agua, aire, etc.) Seguimiento y control de plagas de especies alóctonas Control de plagas y enfermedades (control de especies introducidas) Control de poblaciones sobreabundantes o exóticas	Regulación de usos y aprovechamientos Restauración de ecosistemas/hábitat Prevención y extinción de incendios (cortafuegos, instalación de depósitos, mantenimiento de cuadrillas) Tratamientos selvícolas (gestión, ordenación y conservación forestal) Recuperación / mantenimiento de prácticas tradicionales de interés para la conservación Recogida de residuos, limpieza, retirada de materiales) Adquisiciones patrimoniales (adquisición de fincas, etc.)
2. Uso recreativo o uso público	Actuaciones en centros de interpretación (obras de adecuación de fachadas, audiovisuales, proyectos de ampliación, acondicionamiento de jardines) Funcionamiento de las oficinas de información (material y mobiliario) Elaboración de publicaciones y materiales de promoción Construcción de miradores y otras infraestructuras turísticas	Señalización Seguimiento de visitas Actuaciones de voluntariado Otras (elaboración de Plan de uso público, jornadas y charlas, excursiones)
3. Desarrollo rural	Subvenciones (ayudas a zonas de influencia socioeconómica) Ayudas agroambientales	
4. Infraestructuras	Mantenimiento de infraestructuras viarias (carreteras, caminos, pistas) Adecuación y mantenimiento de aparcamientos, refugios, senderos Arreglos de infraestructuras (acequias, ...) Construcción y mantenimiento de estaciones depuradoras de aguas residuales	Compra y mantenimiento de material (vehículos, mobiliario, etc.) Mantenimiento de edificios y otras infraestructuras implicadas en la gestión
5. Funcionamiento general	Control administrativo (tramitación de autorizaciones, concesiones, evaluación de impacto, expedientes de responsabilidad patrimonial, expedientes sancionadores)	Vigilancia Mantenimiento Limpieza (recogida de basuras)

Fuente: EUROPARC-España.

Dicho esto, llegar a conocer con algún grado de detalle lo que se invierte en cada área de gestión es un esfuerzo ya que no existe una única forma de presentar la información. Para

conocer en mayor detalle los esfuerzos dedicados específicamente a conservación de la biodiversidad respecto al gasto total realizado en el capítulo VI (inversiones reales), se ha hecho un análisis de contenido de las memorias anuales de gestión de de ENP de varios casos significativos bien por su superficie o por la transparencia en la información. Esta revisión pone de manifiesto que no existe una clasificación unificada de las acciones (y los costes) que se llevan a cabo en los espacios protegidos. A título orientativo, se pueden identificar una serie de grandes áreas de gestión que engloban conjuntos de acciones concretas (CUADRO 123).

A pesar de estas dificultades, el análisis de varios casos permite tener alguna información sobre el porcentaje que se invierte en cada uno de estos programas. Según los más datos generales, la distribución de las inversiones en parques nacionales sería del 50% a conservación, 32% a uso público y 18% a funcionamiento general (OAPN, 2005). Las inversiones realizadas en los parques andaluces en el año 2005 (que representan en superficie el 43% de esta figura de protección en España), ascendieron, como se muestra en el CUADRO 123 a un total de 50,5 millones de euros, distribuidos principalmente en tres ámbitos de gestión que concentran el 78% de las inversiones: conservación (22,13 millones de euros), infraestructuras (9,82 millones de euros) y uso público (7,5 millones de euros) (Junta de Andalucía, 2006).

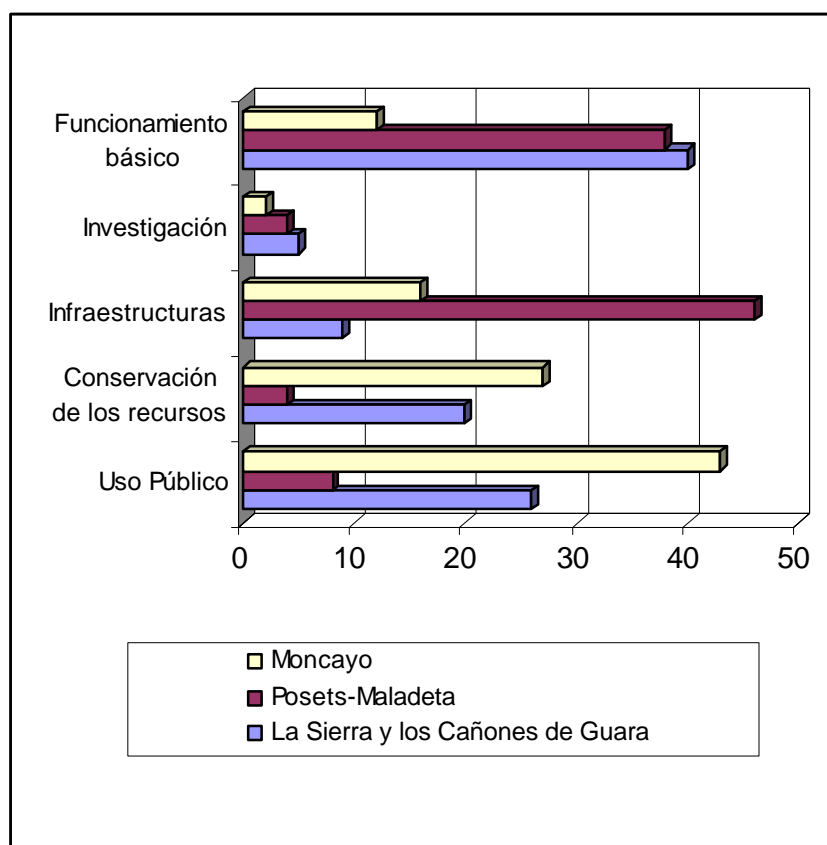


FIGURA 54. Distribución en las inversiones dedicadas a distintos aspectos de la gestión en los parques naturales de Aragón. Fuente: Diputación General de Aragón (2004).

CUADRO 123. Inversiones generales en parques naturales de la red de espacios naturales protegidos de Andalucía en 2005 por ámbitos de actuación

Ámbito de actuación	Presupuesto	Porcentaje del total
CONSERVACIÓN		
Restauración de hábitat	12.473.099 €	24,7%
Tratamientos selvícolas	3.585.837 €	7,1%
Planes de conservación de especies	3.015.770 €	6,0%
Prevención de incendios	2.544.366 €	5,0%
Introducción de especies autóctonas	368.047 €	0,7%
Mejora de hábitat	142.940 €	0,3%
Total	22.130.059 €	43,8%
USO PÚBLICO		
Acondicionamiento de los equipamientos	5.062.436 €	10,0%
Nuevos equipamientos	1.480.044 €	2,9%
Programas de uso público	973.333 €	1,9%
Total	7.515.813 €	14,9%
EDUCACIÓN AMBIENTAL 2005		
Programas y campañas de información y educación ambiental	335.474 €	0,7%
Voluntariado ambiental	104.602 €	0,2%
Ferias de muestras y celebraciones	6.622 €	0,0%
Total	446.698 €	0,9%
ACTIVIDAD CINEGÉTICA		
Planes cinegéticos y piscícolas	64.278 €	0,1%
Total	64.278 €	0,1%
INFRAESTRUCTURAS		
Nuevas infraestructuras y equipamientos	6.124.760 €	12,1%
Mantenimiento de infraestructuras y equipamientos	3.695.096 €	7,3%
Total	9.819.856 €	19,4%
INVESTIGACIÓN		
Estudios y cartografía	2.546.233 €	5,0%
Programas de seguimiento de flora y fauna	391.273 €	0,8%
Total	2.937.507 €	5,8%
GESTIÓN ADMINISTRATIVA		
Convenios	441.337 €	0,9%
Subvenciones e indemnizaciones	230.192 €	0,5%
Total	671.529 €	1,3%
PLANIFICACIÓN		
Otros planes	2.291.207 €	4,5%
PORN y PRUG	147.518 €	0,3%
Total	2.438.725 €	4,8%
ORDENACIÓN DE MASAS FORESTALES		
		0,0%
Deslindes y amojonamientos	3.848.512 €	7,6%
Ordenación de montes	577.712 €	1,1%
Ordenación y aprovechamiento sostenible de otros recursos naturales	79.989 €	0,2%
Total	4.506.213 €	8,9%
TOTAL INVERSIONES	50.530.678 €	100,0%

Fuente: EUROPARC-España.

Para los parques naturales de Aragón, donde las inversiones totales suponen unos 2,5 millones de euros, la información está muy pormenorizada, y se pone de manifiesto que los porcentajes son muy variables de un parque a otro. Así, la inversión para acciones directas de conservación varían desde un 4% en Posets-Maladeta al 27% en Moncayo y, las dedicadas a uso público, del 8% en Posets-Maladeta al 43% en Moncayo. Las inversiones en infraestructuras y en funcionamiento básico (mantenimiento, limpieza, etc.) suponen en conjunto partidas muy importantes en términos relativos (FIGURA 54).

Como conclusión puede decirse que, si bien es factible asimilar las inversiones en conservación al valor de no uso (al menos en parte), diferenciar la proporción del Capítulo VI que se destina a conservación frente al uso público o el desarrollo rural puede ser complejo por la forma en que está disponible la información de partida, ya que sólo existe información para un número limitado de parques (los de Andalucía, Aragón y parques nacionales) y las variaciones entre espacios son muy notables, como se ha mostrado.

Costes de personal: algunas cifras preliminares

La parte del presupuesto destinada al pago del personal que trabaja en los espacios naturales protegidos también es otro de los denominados costes de gestión recurrentes. En España, conocer la dedicación del personal a las diferentes áreas de gestión (conservación, uso público, desarrollo socioeconómico, investigación, vigilancia y mantenimiento) no es fácil para el conjunto de parques, bien porque no todos aportan información conforme a la misma clasificación de áreas de gestión, o porque en muchos casos un mismo técnico atiende varias áreas.

En 2004 al menos 2.575 personas trabajan en la gestión directa de los parques españoles, sin contabilizar el personal de la administración central correspondiente. En los 13 parques nacionales trabajaban un total de 1.375 personas, es decir, una media de 106 personas por espacio. Las diferencias entre parques son amplias, con rangos de variación entre las 231 y las 36 personas por parque. En términos de superficie supone una persona por cada 227 hectáreas. En el caso de los parques naturales (para 77 espacios que aportan datos) el número total de personas que trabajaban en estos espacios es de 1.200, es decir, 15 personas por espacio. Aquí también la situación es diversa, con variaciones entre 107 y 1 persona por parque. Referido a superficie, supone una persona por cada 1.094 hectáreas (EUROPARC-España, 2005).

Como referencia internacional para esas cifras, cabe citar el estudio del World Conservation Monitoring Centre según el cual habría una media de una persona empleada por cada 3.700 hectáreas (James *et al.*, 1999).

Por tareas, en los 13 parques nacionales existentes en 2005 el personal se distribuye según sus actividades en técnicos, administrativos, uso público, vigilantes y mantenimiento (FIGURA 55).

Por su parte, una muestra de 23 parques que suministran datos sobre sus trabajadores para la totalidad de las áreas, el área de vigilancia es la que mayor porcentaje de trabajadores posee, con un 33%, seguida por la de mantenimiento (19%) y la de gestión (19%). Las áreas menos dotadas de recursos humanos son las de investigación (3%) y desarrollo socioeconómico (2%) (FIGURA 55)

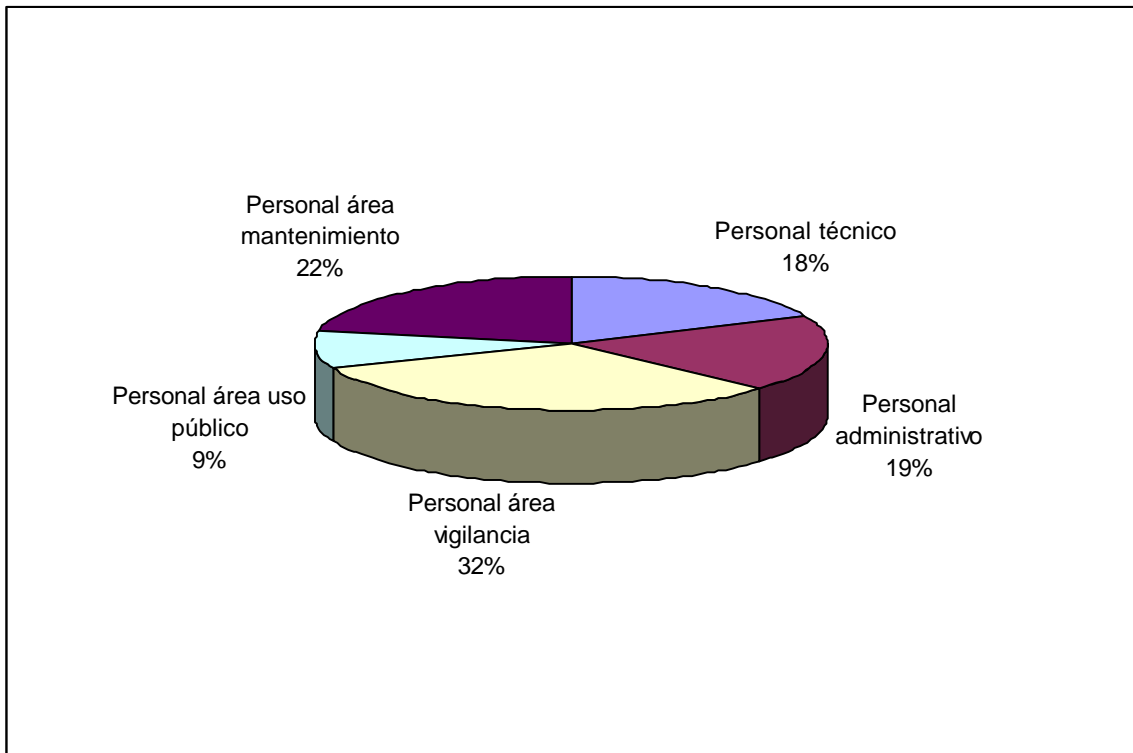


FIGURA 55. Distribución del personal de parques nacionales por áreas de gestión (en porcentaje). Fuente: OAPN (2005).

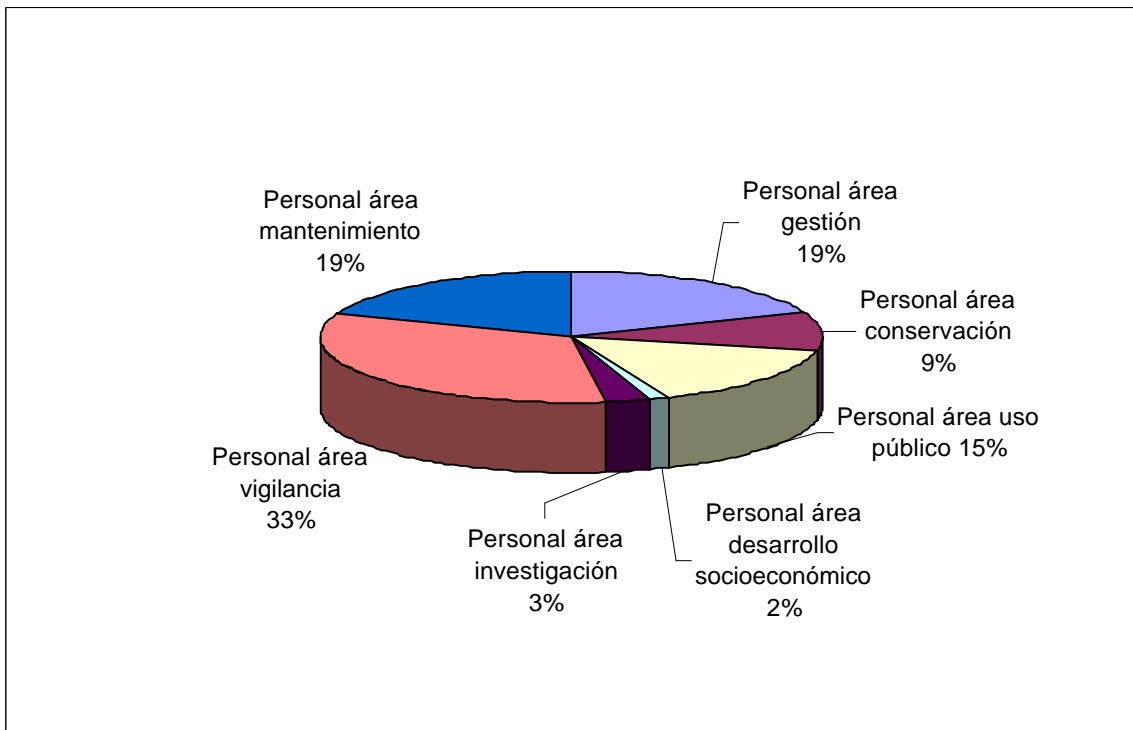


FIGURA 56. Distribución del personal que trabaja en los parques naturales por áreas de gestión expresado en porcentajes. Datos procedentes de 23 parques. Fuente: EUROPARC - España (2006).

9.3. La conservación de la diversidad biológica en el activo suelo agrícola y pastizales

9.3.1. Descripción del servicio: la multifuncionalidad en la agricultura

Una de las características de la actividad agraria es su íntima relación con el medio ambiente y el territorio. Hasta ahora, la relación entre agricultura y medio ambiente siempre había favorecido a la primera, aunque a nivel político se reconocía y justificaba la intervención pública sobre la agricultura por las implicaciones de esta actividad en términos de equilibrio territorial y ambiental (Atance y Tió, 2000).

El origen del concepto puede no ser único. Massot (2000) argumenta que la noción de multifuncionalidad no es una invención de la UE, sino que tiene un largo recorrido dentro del corpus jurídico internacional puesto que el término multifuncionalidad se empleó por primera vez en la Agenda 21- capítulo 14 de la Conferencia de Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD, por sus siglas en inglés), que enfatizaba en el “examen, planificación y programación integrada de las políticas agrícolas, teniendo en cuenta el carácter multifuncional de la agricultura y, en particular, su importancia para la seguridad alimentaria y un desarrollo sostenible”. Posteriormente, el término volvió a aparecer de forma oficial en la Declaración de Québec del cincuentenario de la FAO (1995) donde se consideraban las múltiples e indispensables funciones de la agricultura y en 1996 en la Cumbre Mundial de la Alimentación, de donde surgió la Declaración de Roma y el Plan de Acción, que ponían “énfasis en las políticas y métodos participativos y sostenibles de desarrollo alimentario, agrícola, pesquero, forestal y rural [...] considerando el carácter multifuncional de la agricultura y el territorio”. Atance y Tió (2000), en cambio, sitúan su primer uso oficial en 1997, cuando el consejo de ministros de agricultura y el Consejo Europeo de Luxemburgo se pronuncian a favor de una agricultura europea multifuncional. En 1998 la Comisión Europea introdujo el concepto multifuncionalidad en la reunión de la comisión de agricultura de la OCDE de marzo de ese año, coincidiendo con la presentación de la Agenda 2000, dedicada al “análisis del futuro de la agricultura en un mundo en mutación y las políticas agrarias a aplicar”. En 1999 y en 2000, en Maastricht y en Oporto respectivamente, se realizaron dos conferencias de la FAO sobre “el carácter multifuncional de la agricultura y el territorio” (Massot, 2000). En 1999, según Atance y Tió (*op. cit.*), se define por primera vez el concepto de la multifuncionalidad y la Comisión Europea acota las tres funciones principales de la agricultura europea: la producción de materias primas y alimentos en condiciones competitivas (y sus consecuencias sobre la seguridad alimentaria europea), la conservación del medio ambiente y del paisaje rural y la contribución a la viabilidad de las áreas rurales y a un desarrollo territorial equilibrado.

El servicio de conservación de la diversidad biológica es uno de los pilares fundamentales de la multifuncionalidad de la agricultura. Los programas agroambientales conforman el instrumento político mediante el cual se otorga apoyo en la UE a parte de las funciones ambientales de la agricultura.

9.3.2. Metodologías para la estimación del valor de no uso del activo suelo agrícola y pasto

El activo suelo agrícola y pasto es, como el resto de ecosistemas de España, fuente de una amplia variedad de servicios valorados por la sociedad, como muestran diversos autores. Así, Daily *et al.* (1997) identifican seis servicios del suelo y valoran cada uno de ellos calculando el coste de un subrogado (el soporte físico que proporciona el suelo es estimado a partir del coste de un suelo artificial para cultivos hidropónicos). Nabhan y Buchmann (1997) se

centran en los servicios que proveen los polinizadores y Calvo *et al.* (1995) restringen su valoración al humus generado en la dehesa. Pimentel *et al.* (1995) valoran los diferentes impactos que causa la erosión - como la disminución de la infiltración o la pérdida de nutrientes - tanto energética como monetariamente y Xiao *et al.* (2005) presentan el valor económico de la regulación de gases con efecto invernadero de los arrozales próximos a Shangai (China). Los modelos de precios hedónicos son utilizados por Bastian *et al.* (2002) y Mashour *et al.* (2005) para señalar qué aspectos añaden valor a la tierra agraria. Campos *et al.* (1996) emplean métodos de valoración contingente y coste del viaje para obtener una estimación del excedente del consumidor en Monfragüe (Cáceres) y calcular el valor recreativo. Con carácter más aplicado, Shrestha y Alavalapati (2004) buscan, por su parte, justificar un posible sistema de primas para la ganadería de cierta zona marismeña de Florida.

Dicho esto, el interés del ejercicio en el apartado del servicio de conservación de la diversidad biológica se centra en un aspecto concreto que son los valores de no uso. Se han identificado dos enfoques de valoración en la línea con lo expuesto en el epígrafe 2.10.1:

- La vía de la demanda, o de la evaluación de la disposición a pagar de elementos específicos de la biodiversidad (una o varias especies) o ecosistemas (más inclusivos) es, por ejemplo, la empleada por Rosemberger y Walsh (1997): la valoración contingente engloba aspectos paisajísticos, culturales y recreativos, pero también bajo un ambiguo *environmental amenities* (que considera servicios tales como la conservación del suelo), la preservación de hábitat naturales o la diversidad biológica. Una amplia revisión de estudios está disponible en Hall *et al.* (2004) y, en España, puede mencionarse Kallas (2006), Arriaza *et al.* (2006) y Colombo *et al.* (2007).
- La vía de la oferta o coste de provisión descansa en el supuesto de que el coste público asociado a un programa de conservación es una expresión del beneficio potencial que reporta el objetivo perseguido con la medida. Salvadas las consideraciones de todo orden a dicho supuesto, la vía de la oferta tiene una aplicación sencilla en la medida en que: i) los costes de los distintos programas se puedan obtener; y ii) se conozca el espacio geográfico (término municipal o comarca) en los que se aplican. Por esta vía son los agricultores que actúan como oferentes de servicios ambientales (Atance y Barreiro 2006; Randall, 2002). Este es el enfoque seguido en la aplicación en las tres zonas piloto definidas para el activo suelo agrícola y pasto.

Ambos enfoques son en principio susceptibles de proporcionar valores aptos para ser proyectados a un sistema de información geográfico y eventualmente a un territorio o activo como el suelo agrícola y pasto, empleando modelos de transferencia de resultados, pero difícilmente tal proyección puede realizarse sin llevar a cabo pasos intermedios. Es en esta secuencia donde es esperable generar una fuente adicional de error, que se suma a o amplifica la de valoración, si bien la literatura ofrece ejemplos que marcan opciones para reducir la magnitud de los errores y, por tanto, aumentan su confiabilidad.

9.3.3. Resultados y asignación del valor al territorio

Estepas cerealistas de Tierra de Campos (Castilla y León)

El agro-ecosistema de las estepas cerealistas de Castilla y León está protegido desde 1993 por el programa agroambiental de estepas cerealistas. La comunidad de aves esteparias son sus principales valores de conservación. Se trata de un conjunto diverso de especies

adaptadas a medios abiertos, sin relieves abruptos y con ausencia de vegetación de porte elevado, que ocupan pastizales, eriales y cultivos herbáceos de secano, principalmente asociados a sistemas agrarios extensivos y que basan su alimentación en trigo y otros cereales e invertebrados de los campos de cultivo. Entre las especies de aves más características de este medio, trece han sido incluidas en el anexo I de la Directiva Aves y ocho catalogadas como vulnerables en el Libro Rojo de las Aves de España (Oñate *et al.*, 2003).

Según Alonso y Alonso (1996) cabe resaltar la importancia de las poblaciones de búho campestre (*Asio flammeus*) y, sobre todo, de la avutarda común (*Otis tarda*) ya que la zona de estudio presenta una de las mayores densidades de España (7.600 individuos, que representan el 45% de la población española y el 22% de la población mundial).

En función de la densidad de avutardas, el plan divide el territorio en dos zonas de actuación o comarcas naturales. La zona A, de alta densidad de avutardas (un individuo por kilómetro cuadrado) cuya superficie potencial se estimaba en 723.659 ha en los inicios del programa agroambiental. La superficie potencial de la zona B, con menor densidad de avutardas, se calculaba también en ese en 658.920 ha (Atance, 2001; Oñate y Álvarez, 1997). Las prácticas requeridas a los participantes en el programa agroambiental eran más restrictivas en la zona A, pero generaban pagos más elevados. A partir de las modificaciones que se realizaron en el año 1997, las dos zonas (A y B) se unificaron.

Estas densidades de especies de interés se explican porque la actividad agrícola en las estepas cerealistas aporta alimento y hábitat a un gran número de aves. Según Suárez *et al.* (1997; en Kallas, 2006), el número de poblaciones de aves esteparias están positivamente correlacionadas con la presencia de linderos, barbechos, pastos permanentes o semipermanentes y cultivos de leguminosas. El mismo autor apuntaba también la existencia de una correlación negativa en el monocultivo del cereal y los cultivos de regadío.

Se sabe, por tanto, que este sistema agrario proporciona hábitat a la flora y fauna asociadas a este territorio y que un indicador de la calidad del medio puede ser el número de especies amenazadas existentes. Por tanto, cuantas menos especies amenazadas existan, mejor es la relación entre agricultura y medio ambiente. La situación actual es de 21 especies amenazadas y se plantea en las encuestas una mejora moderada (15 especie amenazadas) y una mejora importante (9 especies amenazadas). Para nuestro propósito, Kallas (2006) obtiene resultados sobre la disposición a pagar por la mejora de la calidad ambiental alcanzable mediante la potenciación de prácticas agrarias respetuosas con el medio ambiente favoreciendo la conservación de especies amenazadas, que se recogen en el CUADRO 124. Su trabajo emplea 413 encuestas realizadas entre abril y marzo de 2005 en la Comarca de Tierra de Campos.

CUADRO 124. Disposición a pagar por la potenciación de prácticas agrarias respetuosas con el medio ambiente (€ hab⁻¹ año⁻¹)

Nivel de mejora	Disposición a pagar		
	Máx	Min	Media
Mejora moderada	33,75	13,72	22,57
Mejora importante	50,21	24,01	35

Fuente: Elaboración propia a partir de Kallas, 2006.

La conversión entre la DAP evaluada por Kallas (2006) en € hab⁻¹ año⁻¹ en € ha⁻¹ se realiza al nivel municipal. Para ello, se multiplica la DAP en € hab⁻¹ año⁻¹ por la densidad de población de cada término municipal (hab ha⁻¹) del área de estudio (obtenida del Instituto Nacional de Estadística), obteniéndose una medida de valor por el servicio de conservación de la biodiversidad. El mismo autor obtiene diversos resultados de valoración, que se reflejan en el CUADRO 125.

Desde la óptica del coste de provisión, el CUADRO 126 recoge los pagos que los diversos tipos de contrato vinculados a programas agroambientales se ofrecen en diversas comarcas de Castilla y León, en función de los requerimientos ambientales de cada uno de ellos. Estos pagos están orientados a disminuir el impacto ambiental de la agricultura (menor uso de fertilizantes y pesticidas, laboreo de conservación, adecuación de calendarios, sin quema de rastrojos, mantenimiento de linderos, etc.; consultar en Atance, 2001 o Kallas, 2006 los detalles). Por lo general, los programas son quinquenales, sin bien alguna de sus variantes aplicada sobre zonas de especial de interés exige un compromiso de 20 años.

CUADRO 125. DAP por una agricultura más respetuosa con el medio ambiente

Objeto	Metodología		€ hab ⁻¹ año ⁻¹	€ ha ⁻¹	
Calcular la DAP por la mejora de los atributos de la multifuncionalidad obtenidas a través de los EE, en concreto la mejora del empleo agrario (EMPA) y de la situación de las especies amenazadas (ESPA)	Los EE valoran bienes complejos a partir DAP para cada uno de sus componentes. El valor de la DAP se sesga al alza.	EMPA	DAP mod	29,9	23,41
			DAP imp	46,2	36,10
		ESPA	DAP mod	22,6	17,65
			DAP imp	35	27,37
Calcular la DAP por la mejora particular de los atributos (EMPA y ESPA) de la multifuncionalidad obtenidas a través de la VC-AHP.	En la VC-AHP valora el conjunto del bien complejo a través de la VC. El AHP desagrega el valor global en sus atributos. Las DAP de cada atributo se infravaloran.	EMPA	DAP mod	5,37	4,20
			DAP imp	7,08	5,54
		ESPA	DAP mod	5,56	4,35
			DAP imp	7,33	5,73

Notas: VC-AHP: valoración contingente por medio de proceso analítico jerárquico; EE: experimentos de elección. Fuente: Kallas, 2006.

CUADRO 126. El coste del programa agroambiental como demanda de la sociedad de una agricultura más respetuosa con el medio ambiente

Provincia	Comarca	Rendimiento (t ha ⁻¹)	Tipo de contrato	Valor (€ ha ⁻¹)	Asignación del valor al territorio
León	Esla-Campos	2,2	1	55,7	A aplicar sobre la capa "superficie municipal" de la comarca de Tierra de Campos
			2	30,4	
	Sahagún		3	158,4	
			4	250	
Palencia	Campos	2,5	1	62	
Valladolid	Tierra de Campos		2	33,25	
			3	180	
Zamora	Campos-Pan		4	250	

Fuente: JCyL (1994); MAPA (2007).

El olivar en pendiente o en terrazas de Córdoba y Jaén (Andalucía)

El olivar tradicional de Andalucía se caracteriza principalmente por la presencia de aves migratorias procedentes del norte de África (ciertos sílvidos y túrdidos), de centroeuropa y de los países nórdicos. También presentes, aunque de menor importancia, son las comunidades de aves reproductoras (Muñoz-Cobo, 1992). Cabe resaltar que los factores de este agro-ecosistema que determinan el valor de conservación (para estos dos tipos de aves) son la edad de plantación, el método de control de malas hierbas y la presencia de linderos. En el olivar tradicional destacan además las plantas arvenses especialmente por la extraordinaria diversidad que presentan. La presencia de este tipo de plantas es importante ya que son la base de la alimentación de muchas aves, ya sean migratorias o reproductoras. En este sentido, el cambio producido en la gestión de las explotaciones, generalizándose la técnica de no laboreo y el uso de herbicidas, ha reducido considerablemente la diversidad y abundancia de alimento para las aves y, por tanto, afectando negativamente su presencia en los olivares andaluces (Muñoz-Cobo, 1992). En general, se argumenta que la riqueza de especies tiende a ser alta en los olivares tradicionales, ya que su estructura diversa (arbolado, cubierta vegetal, paredes de piedra, etc.) genera una amplia variedad de hábitat. De igual manera, los procesos de intensificación que han sufrido los olivares andaluces han tenido como consecuencia una homogeneización y degradación del paisaje.

En este apartado se consideran las funciones de provisión de paisaje y hábitat para la flora y fauna que realizan los olivares tradicionales de Andalucía, considerando el abandono como problema central del olivar tradicional andaluz. Si bien el cese de la actividad en estos agro-ecosistemas tiene ciertos efectos positivos, no siempre los procesos de naturalización son positivos, sobre todo si el proceso no está bien gestionado. Así, puede señalarse que el abandono incrementa el riesgo de incendios y tiene efectos negativos sobre la calidad visual de los paisajes y sobre la disponibilidad de alimentos para las aves migratorias.

En este contexto, Arriaza *et al.* (2006) evalúa mediante un experimento de elección en el que un atributo clave es el indicador de porcentaje de otros frutales en las áreas de montaña diversas facetas no estrictamente productivas del olivar. En las encuestas realizadas 1559 hogares andaluces en 2004, el indicador toma tres: uno que describe la situación actual (0% de otros frutales) y un segundo y tercer niveles asociados a una mejora moderada (10%) e importante (20%) de la presencia de otros árboles frutales.

Los resultados del análisis pueden verse en el CUADRO 127. Su asignación al territorio se ha llevado a cabo en aquellas zonas de Andalucía donde existen olivares situados en terrenos con una pendiente superior al 8% y con rendimientos inferiores al 1.500-2.000 kg ha⁻¹. De este modo la valoración se realiza sobre toda superficie de olivar sobre de terreno con pendiente igual o superior al 8%.

CUADRO 127. Disposición a pagar por la potenciación de prácticas agrarias respetuosas paisaje y preservación de la biodiversidad

Nivel de mejora	Disposición a pagar (€ hab ⁻¹ año ⁻¹)		
	Máx	Min	Media
Mejora moderada	18,21	6,8	12,2
Mejora importante	19,91	7,1	13,21

Fuente: Elaboración propia a partir de Arriaza *et al* (2006).

CUADRO 128. DAP por la potenciación de prácticas agrarias respetuosas paisaje y preservación de la biodiversidad

Servicios	Tipo de valor	Mejora moderada (€ hab ⁻¹ año ⁻¹)	Mejora importante (€ hab ⁻¹)
Paisaje y preservación de la biodiversidad	Máx	18,21	19,91
	Min	6,8	7,1
	Media	12,2	13,21
Control de la erosión	Máx	29,26	40,27
	Min	13,56	22,95
	Media	21,55	30,11
Salud y seguridad alimentaria	Máx	29,26	40,27
	Min	13,56	22,95
	Media	21,55	30,11
Fijación de población en el medio rural	Máx	29,26	40,27
	Min	13,56	22,95
	Media	21,55	30,11

Fuente: Arriaza *et al.* (2006).

Por el lado de los costes de provisión, la medida agroambiental “cultivos leñosos en pendientes o terrazas: olivar” dentro de los programas estructurales de desarrollo financiados por el FEOGA-garantía intenta fomentar acciones para corregir problemas de carácter ambiental de las explotaciones olivareras andaluzas. Las actuaciones planteadas van encaminadas a potenciar un uso racional del agua junto con una mejora de la calidad, el control de la erosión y la mejora de la estructura y fertilidad de los suelos agrícolas, prevención de riesgos naturales y mejora de la utilización de los espacios rurales y la protección de la biodiversidad y los paisajes agrarios.

La duración del contrato es de 5 años con una renovación anual de los mismos. El requisito de las parcelas para percibir esta ayuda es tener una pendiente superior al 8%, que se determina mediante las bases de datos existentes en la Consejería de Agricultura y Pesca (también existe la posibilidad de determinar la pendiente mediante la superposición del mapa parcelario con el mapa topográfico a escala 1:10.000 del Instituto Cartográfico de Andalucía). La plantación debe ser anterior al 1 de mayo de 1998, tener una superficie mínima de 0,2 ha y tener actualizada la correspondiente declaración de cultivo del olivar según lo establecido en la normativa vigente que

regula las ayudas a la producción de aceite de oliva. También existen obligaciones en relación con la densidad de arbolado (entre 30 y 20 árboles por hectárea).

Las primas o cuantías unitarias de las ayudas que se establecen son 132,22 € ha⁻¹ para parcelas cuyas pendientes medidas sean superiores al 8%. La ayuda se modifica según la relación existente entre la superficie de la explotación y la unidad mínima de cultivo agroambiental del olivar (UMCA) en pendiente (25 ha) de la siguiente manera: i) hasta el doble del valor de la UMCA, el 100% de la prima; ii) entre el doble y el cuádruple del valor de la UMCA: hasta el 60% de la prima; y iii) más del cuádruple del valor de la UMCA, hasta el 30% de la prima.

Las dehesas (Extremadura)

Las superficies adehesadas tradicionalmente han obtenido productividades inferiores en comparación con otros tipos de explotaciones agroforestales más intensivas, y debido a ello ha sido objetivo de políticas agroambientales que impulsan y apoyan prácticas agrarias compatibles con la conservación de la naturaleza (Peco *et al.*, 2000).

Las dehesas albergan una gran variedad de flora y fauna, resultado de una lenta evolución en el tiempo y en el espacio condicionada por las características naturales y la acción del hombre. Especialmente importantes es su papel de hábitat para comunidades de aves (Díaz *et al.*, 1997; en Peco *et al.*, *op. cit.*) entre las que destacan el águila imperial ibérica, la cigüeña negra, la grulla común y el elanio azul (WWF, 2006), especies de mariposas (Viejo *et al.*, 1989; en Peco *et al.*, *op. cit.*) y mamíferos, en especial el lince ibérico. Los pastos de la dehesa se han descrito como una de las comunidades vegetales más singulares de Europa, con más de 30 especies por marcos de 400 cm² (Pineta *et al.*, 1981, en Peco *et al.*, *op. cit.*) y más de 130 especies en superficies de 0,1 ha. Se trata, además, de un paisaje enriquecido por construcciones humanas como paredes de piedra y otros elementos de la arquitectura tradicional (Marañón, 1985, en Peco *et al.*, *op. cit.*).

REFERENCIAS

Alonso, J.C., Alonso, J.A., 1996. The Great Bustard (*Otis tarda*) in Spain: present status, recent trends and an evaluation of earlier censuses. *Biological Conservation* 77, 79-86.

Arriaza, M., Gómez-Limón, J.A., Kallas, Z., Nekhay, O., 2006. Andalusian demand for non-market goods from mountain olive groves, XXVI Congreso de la Asociación Internacional de Economistas Agrarios (IAAE). Brisbane (Australia) 12-18 de agosto de 2006.

Atance, I., 2001. Evaluación de instrumentos de intervención sobre sistemas agrícolas generadores de externalidades positivas: aplicación a tierra de Campos (Valladolid). Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.

Atance, I., Tió, C., 2000, La multifuncionalidad de la agricultura: aspectos económicos e implicaciones sobre la política agraria. *Revista de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 189, 29-48.

- Atance, I., y Barreiro, J., 2006. CAP MTR versus environmentally targeted agricultural policy in marginal arable areas: impact analysis combining simulation and survey data. *Agricultural Economics* 34, 303-313.
- Azqueta, D. Delacámara, G., 2006. Ethics, economics and environmental management. *Ecological Economics* 56, 524-533.
- Azqueta, D., Alviar, M., Domínguez, L., O’Ryan, R. 2007. *Introducción a la Economía Ambiental*. McGraw-Hill, Madrid. 499 págs.
- Azqueta, D., Sotelsek, D., 2007. Valuing nature. From environmental impacts to natural capital. *Ecological Economics* 63, 22-30.
- Balmford, A., Gaston, K.J, Blyth, S., James, A., Kapos, V. (2003) Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100: 1046-1050.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B. Buchmann, N., He, J-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9, 1146-1156.
- Bandara, R., Tisdell, C., 2004. The net benefit of saving the Asian elephant: a policy and contingent valuation study. *Ecological Economics* 48, 93- 107.
- Bastian, C.T.M., D. M., M.J. Germino, and Reiners, W. A. y Blasko, B.J. "Environmental amenities and agricultural land values: a hedonic model using geographic information systems data." *Ecological Economics* 40 (2002):337-49.
- Baumgärtner, S., 2007. The insurance value of biodiversity in the provision of ecosystem services. *Natural Resource Modeling* 20(1), 87-127.
- Bruner, A.G., Gullison, R.E., Balmford, A., 2004. Financial costs and shortfalls of managing and expanding protected-area systems in developing countries. *BioScience* 54(12), 1119-1126.
- Calvo, J.D.V., J. D. y Aparicio, M.A. "Análisis económico del humus generado en la dehesa." *Agricultura y Sociedad* 73 (1995):281-94.
- Campos, P. "Economía de los espacios naturales. El valor económico total de las dehesas ibéricas." *Agricultura y Sociedad* 73 (1994):103-20.
- Campos, P., Caparrós, A., 2006. Social and private total Hicksian incomes of multiple use forests in Spain. *Ecological Economics* 57, 545-557.
- Campos, P., Caparrós, A., Montero, G., 2007. Rentas comerciales y ambientales de los Pinares de la Sierra de Guadarrama. *Cuartas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Páular*.
- Campos, P.D.A., R. y Urzainqui, E. "Valor económico total de un espacio de interés natural. La dehesa del Área de Monfragüe." *Gestión de espacios naturales. La demanda de servicios recreativos*. D.A.O.y.L.P. Pérez, ed., pp. 193-215. Madrid: McGraw-Hill, 1996.
- Caparrós, A., Campos, P., Montero, G., 2001 Applied multiple use forest accounting in the Guadarrama pinewoods. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 10(1),91-108.
- Chambers, C.M., Wjitehead, J.C., 2003. A Contingent Valuation Estimate of the Benefits of Wolves in Minnesota *Environmental and Resource Economics* 26, 249-267.

- Colombo, S., J. Calatrava-Requena y N. Hanley. 2007. Testing choice experiment for benefit Transfer with preference heterogeneity. *American Journal of Agricultural Economics* 89(1): 135–151
- Cullen, R., Hughey, K.F.D., Fairburn, G., Moran, E., 2005. Economic analyses to aid nature conservation decision making. *Oryx* 39, 327 – 334.
- Daily, G.C., and P.A.V. Matson P. "Ecosystem services supplied by soil." *Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems*. G.C. Daily, ed., pp. 113-132. Washington D.C.: Island Press, 1997.
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408
- DG ENVIRONMENT, 2007. Barometer of the Natura 2000 Network. Consulta efectuada el 19/06/2007.
<http://ec.europa.eu/environment/nature/nature_conservation/useful_info/barometer/barometer.htm
- Diputación General de Aragón. 2004. la gestión de los espacios naturales protegidos de Aragón. Memoria divulgativa. Año 2004. Diputación General de Aragón, Departamento de Medio Ambiente, Dirección General de Medio Natural. Zaragoza, 59 pp
- EEA, 2002. Europe's biodiversity - biogeographical regions and seas. European Environment Agency.
- EUROPARC-España, 2002. Plan de acción para los espacios naturales protegidos del Estado español. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 168 páginas.
- EUROPARC-España, 2005. Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 160 páginas.
- EUROPARC-España, 2006. Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2005. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 160 páginas.
- Farber, S., Costanza, R. Childers, D.L., Erickson, J., Gross, K. Grove, M., Hopkinson, C.S., Kahn, J., Pincetl, S. Troy, A. Warren, P., Wilson, M., 2006. Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *Bioscience* 56(2), 117–129.
- Hall, C., A. Vittie y D. Moran. 2004. What does the public want from agriculture and the countryside. *Journal of Rural Studies* 20, 211–225
- Hausman, J.A., 1993. Contingent valuation: a critical assessment. North Holland, Amsterdam.
- Hausman, J.A., Diamond, P.A., 1994. Contingent valuation: is some number better than no number? *Journal of Economic Perspectives* 8(4), 45 – 64.
- Hein, L., Koppen, K.V., de Groot R.S., van Ierland, E.C., 2005. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological economics* 57(2), 209–228.
- James, A.N, Green, M.J.B., Paine, J.R., 1999. Global Review of Protected Area Budgets and Staff. WCMC, Cambridge, UK.
- JCyL (Junta de Castilla y León), 1994. Modificación del Programa de Zona de Aplicación del Reglamento 2078/92 en las Estepas Cerealistas de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio y Consejería de Agricultura y Ganadería. Valladolid.
- Kallas, Z. 2006. Valoración de los bienes y servicios no comerciales procedentes de la agricultura: una aplicación al caso de la Comarca natural Tierra de Campos. Tesis Doctoral, Universidad de Valladolid.

- Kuuluvainen J. Value of nature conservation: the good or the context? *Journal of Forest Economics* 8(2), 101.
- Lindsey, P.A., Alexander, R.R., du Toit, J.T., Mills, M.G.L., 2005. The potential contribution of ecotourism to African wild dog *Lycaon pictus* conservation in South Africa. *Biological Conservation* [123\(3\)](#), 339-348.
- Loomis, J.B., White, D.S., 1996. Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. *Ecological Economics* 18, 197-206.
- Martín Piera, F., 1997. Apuntes sobre Biodiversidad y Conservación de Insectos: Dilemas, Ficciones y ¿Soluciones? *Boletín SEA* 20: 25-55. Monográfico 'Los Artrópodos y el Hombre' (468 pp.) Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza.
- Mashour, T, J.M. Alavalapati R., and Larkin, S. y Carter, D. "A hedonic analysis of the effect of natural attributes and deed restrictions on the value of conservation easements." *Forest Policy and Economics* 7 (2005):771-81.
- Massot, A., 2000. La PAC entre la Agenda 2000 y la Ronda del Milenio: ¿A la búsqueda de una política en defensa de la multifuncionalidad agraria? *Revista de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 188, 9-66.
- Mitchel, R.C., Carson, R.T., 1989. Using surveys to value public goods: the contingent valuation method. *Resources for the Future*. Washington, D.C.
- MMA, 2006. Perfil ambiental de España 2005. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Muñoz-Cobo, J., 1992. Breeding bird communities in the olive tree plantations of Southern Spain: the role of the age of trees. *Alauda* 60(2), 295-303.
- Nabhan, G.P.y.B.,S.L. "Services provided by pollinators." *Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems*. G.C. Daily, ed., Washington: Island Press, 1997.
- Naidoo, R. Ricketts, T.H., 2006. Mapping the economic costs and benefits of conservation. *PLOS Biology* 4(11), 2153-2164.
- Navrud, S., Vondolia, G.K., 2005. Using contingent valuation to price ecotourism sites in developing countries. *Tourism* 53(2), 115-125.
- Oñate, J. J., 2003. Programa Piloto de Acciones de Conservación de la Biodiversidad en Sistemas Ambientales con usos agrarios en el Marco del Desarrollo Rural. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Pagiola, S., von Ritter, K., Bishop, J., 2004. Assessing the economic value of ecosystem conservation. Environmental Department paper no. 101. World Bank.
- Pearce, D.W., Pearce, C., 2001. The value of ecosystems. Convention on Biological Diversity, Montreal.
- Peco, B., Oñate J.J., Requena, S., 2002. Dehesa grasslands: natural values, threats and agrienvironmental measures in Spain. En: *Recognising European pastoral farming systems and understanding their ecology: a necessity for appropriate conservation and rural development policies*. European Forum on Native Conservation and Pastoralism, 2002. Ennistymon, County Clare, Irlanda.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995. Environmental and economic cost of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267, 1117-1123.

- Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J. Tran, Q., Saltman, T., Cliff, B., 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *Bio- Science* 47(11), 747–757.
- Pouta E., Rekola M., Kuuluvainen J., Tahvonen O., Li C.-Z., 2000. Contingent valuation of the Natura 2000 nature conservation programme in Finland. *Forestry* 73(2), 119–128.
- Randall, A.y.W.,R.G. "Valuing the outputs of multifunctional agriculture." *European Review of Agricultural Economics* 29 (2002):289-307.
- Rekola, M., Pouta, E., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O., Li, C-Z., 2000. Incommensurable preferences in contingent valuation: the case of Natura 2000 Network in Finland. *Environmental Conservation* 27, 260–268.
- Shrestha, R.K. y J.R.R. Alavalapati. 2004. Valuing environmental benefits of silvopasture practice: a case study of the Lake Okeechobee watershed in Florida. *Ecological Economics* 49, 349– 359
- Shultz, S., Pinazzo, J., Cifuentes, M. 1998. Opportunitites and limitations of contingent valuation surveys to determine nacional park entrante fees: evidence from Costa Rica. *Environment and Development Economics* 3, 131–149.
- Sinden, J.A, 2004. Estimating the opportunity costs of biodiversity protection in the Brigalow Belt, New South Wales. *Journal of Environmental Management* 70, 351–362.
- Swanson, T., 1997. *Global Action for Biodiversity*. Earthscan, London
- Turner, R.K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, Georgiu, S. 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* 46, 493–510.
- White, P.C.L., Lovet, J.C., 1999. Public preferences and willingness to- pay for nature conservation in the North York Moors National Park, UK. *Journal of Environmental Management* 55, 1–13.
- WWF/Adena, 2006. La dehesa en los programas de Desarrollo Rural 2007-13.
- Xiao, Y., Xie, G., Lu, C. Ding, X., Lu, Y., 2005. The value of gas exchange as a service by rice paddies in suburban Shanghai, PR China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109, 273–283.
- Yaron, G., 2001. Forest plantation crops or small-scale agriculture? An economic analysis of alternative land use options in the Mount Cameroon area. *Journal of Environmental Planning and Management* 44 (1), 85–108

10 · Conclusiones

Más allá de algunas consideraciones conceptuales incluidas en el *capítulo 1*, el ejercicio de valoración económica de servicios y funciones ecológicas asociadas a los diferentes activos naturales del país, conduce a un resultado operativo de cierto interés: la posibilidad de disponer de unidades (monetarias) definidas de manera consistente para medir las contribuciones de los ecosistemas al bienestar de la sociedad. Como arguyen Boyd y Banzhaf (2007) o Sutton y Costanza (2002), sin embargo, ni es sencillo interpretar estas unidades monetarias como unidades contables (algo que podría tener cierto interés ulterior pero no en el marco de este proyecto), ni el concepto de *servicio del ecosistema* es fácilmente vinculable en todos los casos al bienestar. El primer desafío corresponde al ámbito de la contabilidad ambiental (ver Azqueta *et al.*, 2004); el segundo tiene más interés en el contexto de este estudio.

Cada una de las etapas de este ejercicio de valoración económica de servicios de los ecosistemas presenta desafíos indudables. Este capítulo de conclusiones pretende señalar algunos de ellos como contribución a la comprensión del significado de los resultados de este trabajo. En esencia, el proceso secuencial de valoración obliga a definir las fronteras de los ecosistemas a ser valorados, a evaluar los servicios de los ecosistemas proporcionados por los diferentes activos naturales en unidades físicas como paso previo a su valoración económica y, finalmente, a agregar los diferentes valores para una unidad de superficie.

La oferta de servicios de los ecosistemas, como es sencillo intuir, será a menudo variable a lo largo del tiempo (siquiera por la modificación de usos del suelo) de modo que, en ocasiones, podría ser necesario considerar en la valoración no sólo la oferta actual (definida por el año de referencia del estudio: 2005), sino su evolución tendencial (Drepper y Manson, 1993; Mäler, 2000).

Antes de que los servicios puedan ser valorados han de ser analizados en términos biofísicos. Este trabajo contiene, por ejemplo para el caso del servicio de control de la erosión y formación de suelo, sólo los datos que corresponden a esta etapa si bien en fases posteriores se avanzará hacia a la valoración monetaria de este servicio de regulación, una vez disponible la información requerida para ello.

Es preciso señalar que este análisis en términos biofísicos implica, para los servicios de producción, la cuantificación de los flujos de bienes obtenidos en el ecosistema en unidades físicas. Para los servicios de regulación, como el mencionado, la cuantificación exige adicionalmente un análisis, explícito desde el punto de vista espacial, del impacto biofísico del servicio en el entorno. La valoración del servicio de regulación del ciclo hídrico por ecosistemas forestales, por ejemplo, exigiría un análisis previo del impacto que la masa forestal tiene sobre el caudal aguas abajo (reducción de caudales máximos, aumento de la oferta de agua en periodos secos, previsible reducción de ésta en periodos húmedos, etc.). Lo relevante, en todo caso, es que esos efectos sólo son (especialmente) relevantes en una zona más o menos acotada en el sistema de cobertura de suelos empleado como referencia territorial: el lecho fluvial. Bien diferente sería el caso de la fijación o captura de carbono. Pese a ser igualmente un servicio de regulación, la valoración económica no exige un análisis espacial explícito con carácter

previo. ¿Por qué? En esencia porque el valor del carbono almacenado no depende de donde sea capturado (Hein *et al.*, 2006), ni tampoco de si es almacenado en las plantas o en el suelo¹.

Una vez superados estos desafíos, el analista debe enfrentarse todavía a una larga serie de ellos, si bien ya en el contexto del análisis económico. Tiende a ignorarse (pese a ser una idea inherente al concepto de *valor económico total*), el hecho de que el valor de los servicios de los ecosistemas no es independiente de los individuos que se benefician directa o indirectamente de los mismos. En concreto, el valor es dependiente de la estructura de preferencias de dichos ciudadanos. Esto es especialmente evidente en el caso de los llamados valores de no-uso. Si bien es cierto que las categorías de valores de no-uso son difíciles de delimitar, tanto conceptual (Weikard, 2002), como empíricamente (Kolstad, 2000; Nunes y van den Bergh, 2001), no lo es menos que hay diferentes motivos para asignar valores de no-uso y que estos motivos dependen de diferentes consideraciones morales, estéticas o culturales.

En esencia, lo importante es reconocer que los ecosistemas funcionan, desde la óptica del análisis económico, como cualquier otro activo de capital (generan un flujo de servicios a lo largo del tiempo y el volumen de capital puede mantenerse intacto si los servicios se consumen de manera sostenible). Además, cada ecosistema genera una variedad de servicios y no sólo uno. Analizar los ecosistemas desde esta perspectiva multifuncional exige, por lo tanto, establecer una distinción clara entre el valor total del ecosistema como activo y el valor (en términos de variaciones positivas o negativas en el bienestar de la sociedad), de cambios menores o discretos en el flujo de cada servicio.

Adicionalmente, es preciso señalar que el análisis económico no debiera responder por carencias en otras disciplinas del conocimiento, de modo similar a como tampoco sería razonable lo contrario. La modelización de las interacciones entre las actividades humanas y los ecosistemas no es un campo carente de desafíos (Bockstael *et al.*, 1995). Estructuralmente, la economía y la ecología tienen bastantes simetrías. Ambas analizan y simulan el comportamiento de sistemas complejos en los que el comportamiento de agentes individuales y los flujos de materia y energía son centrales. En ambas disciplinas la eficiencia (es decir, la asignación eficiente de recursos escasos entre usos en competencia), explica buena parte de la dinámica de los sistemas objeto de estudio. No es ahí donde residen los retos más destacados: éstos se centran en las

¹ Cabe recordar, no obstante, que el carbono no es una molécula aislada, sino que se encuentra combinada con millones de moléculas. En función de esas combinaciones, su oxidación será mayor o menor, lo que afectará a los ecosistemas sumideros de carbono. El carbono puede unirse a moléculas con enlaces débiles (como ocurre en la materia orgánica sin descomponer, mantillo de bosques, etc.), de modo que con un incremento de la temperatura inferior a 1°C, los microorganismos comienzan a sintetizarlo y se emite a la atmósfera. Esto ocurre con los humus poco evolucionados (por ejemplo, las turberas de regiones templadas, el mantillo de los bosques de coníferas, etc.). Bien diferente es el caso del carbono que queda adherido al suelo en formas "recalcitrantes": es decir, podría incrementarse la temperatura varios grados y no se emitiría a la atmósfera. Es posible que el instrumental analítico no permita reflejar este matiz pero, en pro de la honestidad intelectual, parece necesario, por lo tanto, señalar que hay aspectos cualitativos en relación a la fijación o absorción de carbono que podrían obligar a considerar con mayor cautela la afirmación del texto principal que esta nota al pie comenta.

diferencias (notables) que obligan a un esfuerzo de modelización tanto en unidades biofísicas como en unidades monetarias.

10.1. Valores comerciales vs. valores ambientales: el uso óptimo del territorio

De fondo, la voluntad de obtener una expresión monetaria del valor que los activos naturales tienen en el bienestar de la sociedad responde a la necesidad de poder comparar éste con el valor económico de los bienes y servicios que habitualmente se contabilizan en las diferentes medidas (macroeconómicas) de la producción agregada. Genéricamente (y siempre en el contexto de este proyecto), se interpretan los servicios de los ecosistemas como los beneficios que la naturaleza proporciona a la economía en su conjunto. Daily (1997) ya apuntaba la mayor virtud del concepto; pone de manifiesto algo que permanecía oculto hasta entonces, especialmente en los procesos de decisión (Odum y Odum, 1972): los ecosistemas son susceptibles de ser socialmente valorados, en formas que no necesariamente responden a la intuición más inmediata (por ejemplo, por su capacidad para fijar carbono mediante el proceso fotosintético).

Pese a que los estudios de valoración de servicios de los ecosistemas se han venido desarrollando en el mundo durante las cuatro últimas décadas (Costanza *et al.*, 1997; Turner *et al.*, 2000; De Groot *et al.*, 2002; Millennium Ecosystem Assessment, 2003), apenas se ha avanzado en lo que se refiere a las diferentes escalas temporales² y espaciales a las que el medio provee dichos servicios. Ambas dimensiones, sin embargo, parecen determinantes. El valor que la sociedad asigna al bienestar que deriva de dichos servicios de los diferentes ecosistemas tiene un componente dinámico (es decir, varía con el tiempo) (Winkler, 2006); por otro lado, el mismo individuo podría asignar un valor diferente al mismo servicio si éste es proporcionado a una escala espacial diferente. Esta segunda observación es especialmente determinante en lo que se refiere a los servicios de regulación, aunque podría ser relevante de igual modo en el caso de los servicios recreativos, la producción de biomasa marina o la conservación de la diversidad biológica, por citar algunos. En todos esos casos, por citar ejemplos notables, la escala espacial de análisis es un factor determinante del valor (Hein *et al.*, 2006). Con independencia de algunos trabajos (Millenium Ecosystem Assessment, *op. cit.*; Turner *et al.*, 2003; y algunas otras referencias citadas en el *epígrafe* 1.4 de este trabajo), la dimensión espacial del valor (es decir, su vinculación a los usos del suelo y a la localización espacial de la actividad humana), no ha recibido una atención reseñable. Pese a ello, no es posible obviar el hecho de que los servicios de los ecosistemas son provistos a diferentes escalas y esto tiene un impacto notable sobre el valor que la sociedad (sus miembros), asigna a los mismos. A primera vista esta consideración pudiera parecer irrelevante. Se podría argumentar que lo verdaderamente importante es conocer el peso que los servicios que prestan los ecosistemas tienen en el bienestar de la sociedad en su conjunto, sin más. Sin embargo, sólo es necesario pensar en un escenario concreto (por ejemplo, la necesidad de compensar a aquellos ciudadanos que soportan en mayor medida el coste de oportunidad de conservar la diversidad

² Ver Hepburn y Koundouri (2007), por ejemplo, para avances recientes en lo que se refiere al descuento para decisiones forestales).

biológica), para entender que la dimensión espacial exige un análisis *ad hoc*. Piense el lector, por ejemplo, en la trascendencia que la transferencia de competencias sobre Parques Nacionales desde el Estado central a las Comunidades Autónomas tiene en este sentido. No se trata, por lo tanto, de una digresión teórica, aunque no deban ignorarse algunas aristas conceptuales en esta reflexión.

A efectos de este proyecto, sin embargo, hay un aspecto crítico que determina que el análisis de la dimensión espacial del valor no sea una decisión del equipo de investigación sino una necesidad lógica. Salvo que el marco de valoración y la asignación territorial del mismo (a través de un SIG), sean consistentes, siempre es posible incurrir en un error muy común y no fácil de evitar: la doble contabilización.

Conviene, no obstante, detenerse en alguna consideración previa. Cualquier aproximación a la valoración monetaria de los servicios de los ecosistemas debe vencer una serie de prejuicios. Se desconfía de la valoración por su complejidad técnica, por la dificultad de comprensión respecto al concepto mismo de valor, por la correlación entre la disposición a pagar (DAP) por evitar un daño específico en el bienestar (o disfrutar en una mejora) y los niveles de renta, por la dificultad para integrar canales de participación, por las carencias en la información de base, por su carácter pretendidamente subjetivo, etc.

A ese tipo de incertidumbres podrían añadirse las que señalaba Briscoe (1996), refiriéndose a los costes externos evitados por cualquier programa de mejora de la calidad de las aguas, cuando se preguntaba: “¿Cuál es el interés de estimar estos valores, dada la naturaleza cruda e inexacta de sus estimaciones, y dado que el valor del agua varía ampliamente dependiendo de factores tales como el uso al que se dedica, la renta y otras características del usuario, el lugar en el que está disponible, la estación, el momento, y la calidad y la confianza del suministro?”.

Planteado así (como dilema), daría la sensación de que existe la opción de decidir entre valorar o no valorar. Sin embargo, esa no es la cuestión. Las decisiones a tomar son otras. En realidad, la valoración va intrínsecamente unida a las elecciones y decisiones que la sociedad debe tomar en relación con cualquier recurso natural o ambiental. Es cierto que ésta (la valoración) no es la panacea a todos los problemas ambientales, que tiene limitaciones considerables, que podría interpretarse como temerario, en ocasiones, asignar un valor económico a ‘intangibles’ como la vida humana, la estética del paisaje o los beneficios ecológicos a largo plazo asociados a cualquier ecosistema susceptible de ser dañado. Ahora bien, como indican Costanza *et al.* (1997), “de hecho, lo hacemos todos los días”.

Cuando la sociedad, a través de sus mecanismos de representación colectiva, opta por trasvasar agua de una cuenca a otra, de contaminar el agua en el tramo alto de un río ignorando su efecto aguas abajo, cuando concede derechos de uso para la generación de energía eléctrica o apuesta por la agricultura de regadío frente al abastecimiento doméstico, está valorando cada uno de esos usos, siquiera de manera implícita. También lo hace cuando adopta un modelo de crecimiento difuso para sus ciudades,

aumentando las distancias de transporte (y, consecuentemente, el consumo de combustible y la contaminación asociada), o cuando refuerza sus sistemas de transporte colectivo para evitar algunos de esos costes externos. Es decir, aunque la valoración económica de servicios de los ecosistemas es ciertamente compleja y está cargada de incertidumbres, hacerla o no hacerla no es una elección real. Cualquier decisión (privada o social), con implicaciones sobre el vector de calidad ambiental, parte de una valoración (aunque no siempre expresada en términos monetarios). Se puede elegir que dichas valoraciones sean explícitas o no, se puede hacer un reconocimiento expreso de las incertidumbres inherentes o presentar los resultados como datos incontrovertibles; sin embargo, mientras uno se vea forzado a tomar decisiones, estará atravesando por el proceso de valoración. La posición del análisis económico, ante esta evidencia, es clara: dado que la valoración se da, mejor conocerla.

Dichas decisiones, en presencia o no de una valoración económica explícita de los servicios de los ecosistemas, dan lugar a soluciones de intercambio entre diferentes servicios dentro de un mismo ecosistema (Rodríguez *et al.*, 2006; Carpenter *et al.*, 2006). Dicho de otro modo, cualquier decisión que afecte a un ecosistema, tanto si es resultado de un proceso racional o de uno indeseado, puede resultar en la disminución de un servicio como consecuencia del aumento de otro. En ambos casos, las dimensiones anteriormente mencionadas (espacial y temporal) serán muy relevantes. El concepto ecológico de *resiliencia*, sin embargo, conduce a pensar que los elementos de análisis no se agotan en esas dos dimensiones (es decir, en evaluar si el efecto tiene trascendencia local o a escalas más amplias o si es percibido en el corto o en el largo plazo); es preciso igualmente cuestionarse sobre la potencial reversibilidad de dichos efectos, es decir sobre la probabilidad de que el servicio ecológico que ha sido alterado retorne a su estado original una vez que el elemento de perturbación cese.

La Evaluación de los Ecosistemas de Milenio (MEA, 2003) pone de manifiesto que las decisiones tienden a privilegiar sistemáticamente los servicios de producción frente a los servicios de regulación, culturales o de sustento de la vida, en este orden.

10.2. Consistencia microeconómica de las estimaciones

La valoración económica de servicios de los ecosistemas tiene sentido, fundamentalmente, cuando se refiere a un cambio muy pequeño (marginal) en el activo o, en su caso, a un cambio discreto. En el primer caso los excedentes del productor y el consumidor son insignificantes. En el segundo, necesitan estimarse empleando las técnicas de valoración señaladas en el capítulo 1. El análisis económico conduce a pensar, no obstante, que lo que no tiene excesivo sentido es cuestionarse sobre el valor total de un ecosistema (mucho menos sobre el valor agregado de todos ellos), ejercicio defendido por algunos trabajos más o menos recientes (Costanza *et al.*, 1997; Sutton y Costanza, 2002). Tol (2005, p. 1) llega a afirmar: “El valor es bienestar incremental. El valor total no tiene significado puesto que el bienestar no puede ser medido, sólo cambios en el mismo”.

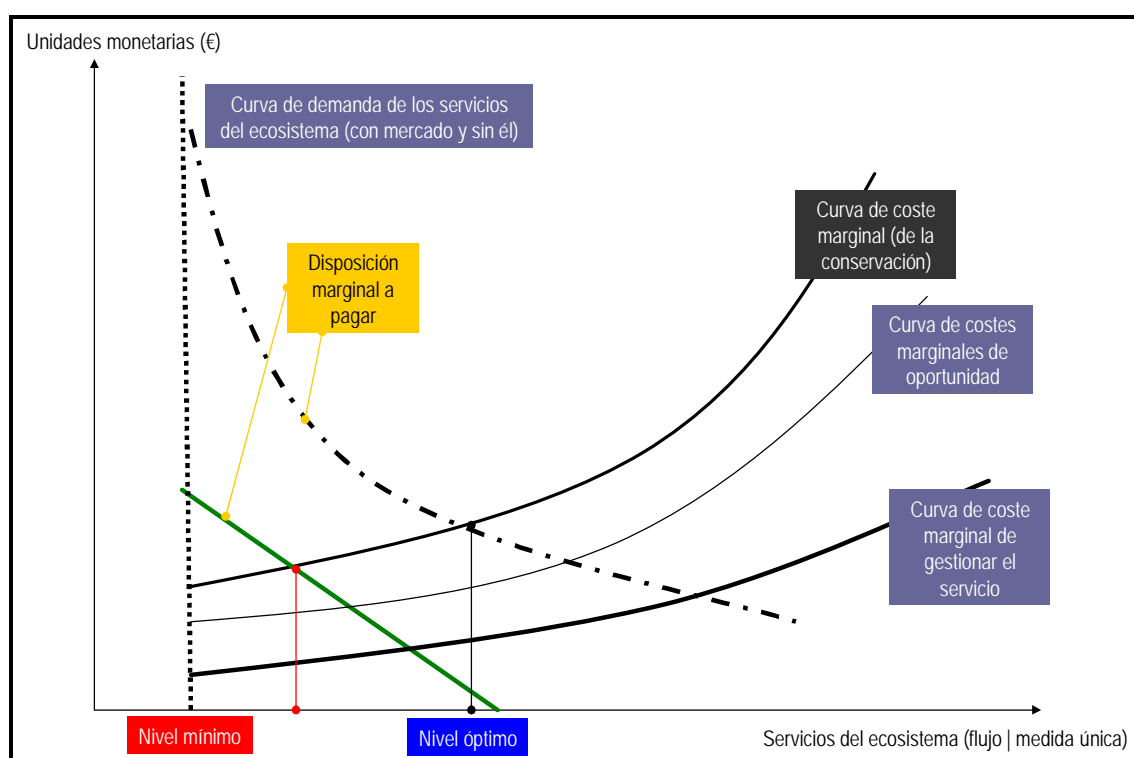


FIGURA 57. Costes y beneficios asociados a los servicios de un ecosistema. Fuente: elaboración propia.

Conviene ilustrar esta idea con ayuda de la FIGURA 57. En el eje de abscisas se expresa el flujo de servicios del ecosistema, expresado en una única unidad de medida (sin que ello signifique que sea posible hacerlo; no es más que una abstracción para los propósitos de esta explicación). En ordenadas, se mide el valor económico en Euros.

La línea verde decreciente³ expresa consecuentemente una función de demanda del servicio del ecosistema. Esa función, no obstante, únicamente incluye la demanda por servicios del ecosistema que son comercializados (es decir, objeto de transacciones formales en el mercado y que, consecuentemente, permiten disponer de una señal sobre su valor a través de los precios). No parece necesario insistir sobre ejemplos de estos servicios, ampliamente analizados en los capítulos previos de este informe. Cabe recordar que lo que esa función de demanda expresa es la disposición marginal a pagar por cantidades incrementales de los servicios del ecosistema, pero sólo por aquellos que aparecen asociados a dicha demanda o, dicho de otro modo, sólo para aquellos para los que la demanda se expresa de modo efectivo mediante el pago del precio de mercado.

La función discontinua superior, igualmente decreciente, representa otra función de demanda pero, en este caso, para todos los servicios conocidos del ecosistema en cuestión, sin exclusión (es decir, con independencia de si existe un mercado para ellos). Parece lógico suponer que, para un mismo nivel de provisión de servicios del ecosistema, ahora la disposición a pagar (conocida o no por el analista), será mayor. Como se señalaba en el capítulo 1, no obstante, esto tendría sentido si los servicios de los ecosistemas fuesen relativamente abundantes (es decir, en ausencia de conflictos de uso y, consecuentemente, sin incentivos claros para el establecimiento de derechos de propiedad). Ahora bien, los conflictos de uso son la norma, como se indicaba en el epígrafe previo y como ilustran los trabajos de Vitousek *et al.* (1997) o, más recientemente, de Costanza *et al.* (2007), a partir del concepto de *producción primaria neta*. A fin de cuentas, este concepto es equivalente a un excedente o un volumen de inversión neta, una vez descontado aquello que es necesario para el mantenimiento de la función ecológica considerada.

De modo análogo a como en pasajes previos de este informe se insiste en la conveniencia de considerar ecosistemas naturales y ecosistemas antropizados (excluyendo aquellos que entran en la categoría de suelo urbano), parece conveniente igualmente señalar que, si no existiesen presiones sobre los ecosistemas, éstos podrían proporcionar un flujo estable de servicios a lo largo del tiempo. Sin embargo, hay dos elementos que obligan a matizar dicha afirmación: en primer lugar, la evidencia de que muchos ecosistemas (una gran mayoría, de hecho), ya ha sido parcial o totalmente alterado por la acción del ser humano; en segundo lugar, la certeza de que muchos de

³ Desde la óptica del análisis económico, no se plantea ninguna dificultad al asumir que, en este sentido, los servicios de los ecosistemas se comportan como cualquier bien: a medida que crece su disponibilidad, el valor que la sociedad concede a los mismos es menor. Dicho de otro modo, la escasez relativa de estos servicios lleva asociada un mayor valor (una mayor disposición a pagar para conservarlos). Ahora bien, no es posible recorrer el eje de abscisas indefinidamente hacia la izquierda: por debajo de un umbral ecológico no sólo no existiría demanda, tampoco existiría ecosistema. Cabe entender así que la función de demanda discontinua sea convexa y tienda asintóticamente a infinito a medida que se aproxima ese umbral crítico. Es una función de demanda no acotada superiormente. Turner *et al.* (2003) sugieren, de hecho, que la función podría ser infinitamente inelástica. La teoría económica sugiere, sin embargo, que estas afirmaciones responden únicamente a una visión idealizada puesto que la demanda no podría no estar acotada si la renta y la riqueza, de las que depende, lo están. De ese modo, parece más correcto afirmar que, en torno a la asíntota que define ese umbral ecológico, el valor económico como tal pierde sentido. Esto podría formularse igualmente de modo normativo: tiene poco sentido valorar cuando no hay capacidad de elegir... porque desaparece el bien en cuestión que se pretende valorar.

esos servicios podrían proporcionarse de manera estable sin que ello significase que la sociedad es capaz de derivar bienestar de ellos. De ese modo, tanto la evidencia de presiones sobre los ecosistemas como la necesidad de incurrir en algunos sacrificios para poder disfrutar algunos de estos servicios (no se podría comer pescado sin emplear aparejos de pesca, por sencillos que estos fuesen), obligan a pensar en la existencia de costes asociados a la provisión de estos servicios del ecosistema. La primera de las curvas de pendiente positiva refleja el coste marginal de gestionar los servicios del ecosistema.

La segunda curva, sin embargo, incorpora el elemento analizado en el epígrafe previo de este estudio: la existencia de soluciones de intercambio entre unos servicios del ecosistema y otros o, incluso, algunos otros costes de oportunidad de mantener el servicio del ecosistema (puede que, incluso, fuera de las fronteras del mismo). Esta segunda función responde a un supuesto implícito: en muchas ocasiones, la mejor manera de garantizar la provisión de los servicios del ecosistema será conservándolo, es decir, evitando usos del suelo que pudieran ponerlo en peligro. Dicho de otro modo, la actividad agraria podría expandirse hacia zonas boscosas pero eso eliminaría los servicios prestados por el ecosistema forestal para una unidad de superficie dada sometida a cambio de cobertura. Conservar los servicios del ecosistema y el ecosistema que los sostiene, implica que la sociedad asumirá un sacrificio (la renuncia a los beneficios que obtendría con la mejor alternativa factible). Esa segunda función representa, por lo tanto, el coste marginal de oportunidad de la conservación del ecosistema. Alguien podría sugerir, no sin razón, que las prácticas agroforestales tienden a reforzar los servicios ecológicos del bosque al tiempo que permiten la producción de biomasa para diferentes usos. Dicho de otro modo, la relación entre usos del suelo no siempre es excluyente sino que, a determinadas escalas, podría incluso llegar a ser simbiótica. Son, en todo caso, ejemplos excepcionales puesto que la tendencia sugiere que la evolución de los usos del suelo suele conspirar en contra de la conservación de los servicios de los ecosistemas.

En tanto que la FIGURA 57 representa variables en términos marginales, el área bajo la curva de coste marginal total de conservación de los servicios del ecosistema representa el coste total de la conservación, mientras que el área bajo la curva superior de demanda representa la disposición total a pagar por dichos servicios (es decir, el valor monetario de los beneficios, en términos de bienestar, que la sociedad deriva de los mismos). Cabe concluir, de ese modo, que el nivel óptimo de provisión de los servicios del ecosistema muestra una situación en que la sociedad no tiene incentivos para desplazarse. Cualquier punto a la izquierda del nivel óptimo refleja una situación en la que la sociedad ve más que compensados los costes totales de la conservación. Ahora bien, la curva de demanda por todos los servicios del ecosistema en ningún caso es una función de demanda operativa. Deben establecerse los mecanismos para “capturar” la disposición a pagar puesto que, de otro modo, será una disposición a pagar potencial (no efectiva). Si no fuese posible estimar esta disposición a pagar, el nivel óptimo de provisión de servicios del ecosistema sería, consecuentemente, menor. En ese sentido, VANE presenta como resultado inequívoco el avance en esa línea para

contribuir a que la sociedad se desplace a situaciones mejores desde el punto de vista de la optimalidad social.

10.3. Posibilidades de agregación de resultados

El análisis coste-beneficio exige la agregación de los beneficios individuales asociados a los servicios de los ecosistemas de modo que estos puedan ser comparados con los costes totales de una intervención concreta que afecte al activo ambiental en cuestión. No es éste, sin embargo, el único nivel de agregación que uno debe observar en un estudio de estas características. En realidad cabe señalar los siguientes niveles de agregación:

- En términos espaciales (es decir en cada celda de una hectárea definida en el SIG):
 1. Valores de uso y no uso.
 2. Valores de un mismo servicio referidos a diferentes activos ambientales presentes en esa misma unidad de superficie, en función de la información proporcionada por el CORINE 2000.
 3. Valores de diferentes servicios (complementarios o no) presentes en una misma unidad de superficie.
 4. [Para todas las categorías previas] Agregación de valores individuales (a escala intrageneracional), a partir de los principios de la teoría axiomática de la agregación de preferencias individuales (desarrollada desde Arrow, 1951).

- En términos temporales:
 1. Valores de uso presente y uso futuro.
 2. Valores referidos a individuos de diferentes generaciones.

El principal elemento de controversia se refiere al procedimiento que intuitivamente podría adoptarse para agregar valores de tal forma que pudiese obtenerse una medida en $\text{€ ha}^{-1}\text{año}^{-1}$: multiplicar la población relevante en cada caso (éste no es un tema menor, ni mucho menos) por una disposición a pagar constante (o medidas alternativas del valor, tal y como se ha señalado en cada uno de los capítulos 2 a 9). Sin duda, dicho procedimiento permitiría alcanzar un valor agregado pero ¿sería posible explicarlo y defenderlo con el mínimo rigor exigible? Como indica Moran (1999), proceder de ese modo implica asumir una aproximación grosera a la estimación del valor agregado y no sólo por los problemas asociados a la identificación de los individuos relevantes en cada caso sino, fundamentalmente, por la subestimación del llamado efecto “descenso con la distancia”: es probable que los valores implícitos por cambios en un recurso natural espacialmente delimitado decaigan a medida que aumenta la distancia al activo (Bateman *et al.*, 2006). En sentido estricto, emplear un SIG como soporte del ejercicio

de valoración debería minimizar los efectos indeseados de esta dependencia de las estimaciones del valor de la población definida como referencia.

Detengámonos por un momento en una explicación más detallada de las dificultades asociadas a la agregación. Los métodos de valoración están basados en el análisis del comportamiento individual; el problema surge cuando se pretende estimar cómo los cambios en un activo ambiental concreto podrían llegar a afectar al valor agregado (es decir, para la sociedad o, en una expresión menos genérica, para el colectivo de referencia). A priori, cabe pensar que eso dependerá tanto de los beneficios unitarios por persona como del número de potenciales beneficiarios. Smith (1993) y Loomis (2000) ya afirmaban que la dimensión del mercado es más determinante para obtener (y explicar) valores agregados que la precisión de las estimaciones individuales (analizada en trabajos como Hanemann y Kanninen, 1997).

Es lógico pensar que en aquellos lugares donde los activos naturales proporcionen servicios de los ecosistemas catalogados como valores de uso, la densidad de los usuarios será mayor en distancias próximas al ecosistema. Por otro lado, en la medida en que los usuarios suelen derivar mayor valor que los no usuarios, cabe pensar que el valor medio decrecerá a medida que aumente la distancia. En este contexto, Bateman *et al.* (2006) insisten en que el enfoque metodológico superior para enfrentar estos desafíos consiste en emplear las estimaciones individuales (normalmente aproximaciones a la disposición a pagar por concretar una mejora o evitar una cierta degradación), para generar una función de valoración “especialmente sensible”, que incorpore ese efecto de variabilidad del valor en función de la distancia.

En principio, los valores contemplados en este proyecto deberían poder sumarse. La agregación de valores de uso (directo e indirecto) y valores de opción (a fin de cuentas, valores de uso futuro) permite disponer de una idea del valor total de uso de cada ecosistema. Donde las comparaciones no parecen siempre tan legítimas es en lo que se refiere a la agregación entre valores de uso y de no uso, si bien éste es un aspecto sobre el que habrá que seguir trabajando. Por otro lado, hay un conjunto de servicios cuya importancia es esencial en lo que se refiere a la agregación: los servicios de regulación, críticos para el funcionamiento (cuando no la existencia) de los ecosistemas, mantienen complejas interrelaciones con otros servicios. Eso significa, de hecho, que incluir valores asociados a servicios de regulación junto a otros que no podrían existir sin los mismos, podría conducir a doble contabilización. Por ejemplo, ¿en qué sentido el valor asociado a la polinización de árboles frutales no está ya incorporado en el valor de la fruta para consumo humano? Bateman *et al.* (2006) llegan a proponer, de hecho, que los valores vinculados a servicios de regulación sólo debieran ser incluidos si tienen un impacto fuera del ecosistema donde se generan (es decir, si son fuentes de externalidades positivas fuera de su sistema de referencia) y, al mismo tiempo, si proporcionan un beneficio directo (no garantizando la existencia de o mejorando otros servicios del ecosistema) a los residentes de la zona en cuestión. Es posible, no obstante, que para analizar el primero de esos supuestos, sea necesaria información biofísica a un detalle que quizás no sea posible obtener. A fin de cuentas, la configuración espacial y la complejidad de los ecosistemas objeto de estudio no es algo

que pueda resolverse en un proyecto cuyo objetivo fundamental dista de ser la caracterización ecológica del capital natural del país. Un ejemplo del primer supuesto sería la existencia de una especie de fauna que, por sus prácticas migratorias, contribuyese a un servicio de regulación (por ejemplo, el mantenimiento de cadenas tróficas), fuera del lugar donde fue identificada a efectos de este estudio (es decir, en celdas adyacentes del sistema de información territorial). Respecto al segundo, es fácil pensar en el caso de un bosque periurbano que contribuye a regular la temperatura ambiente. En la medida en que pueda establecerse un vínculo entre este servicio y la mejora del bienestar de los ciudadanos que se benefician del descenso de las temperaturas, este valor debería ser incorporado.

10.4. La utilidad de las estimaciones en un contexto de análisis coste-beneficio para la toma de decisiones sobre ordenación del territorio

La rentabilidad como manifestación del valor

Es conveniente enfatizar en la idea de que, lejos de lo que pudiera pensarse, la valoración económica no sustituye al proceso de decisión en ningún momento. Éste es mucho más complejo pero puede servirse de los ejercicios de valoración como el que se desarrolla en este proyecto. Los valores que adquieren los recursos hídricos, por mencionar un ejemplo concreto, para distintas personas y colectivos, de acuerdo a las funciones que cumple directa o indirectamente para ellos, se traducen operativamente en su rentabilidad para los sujetos afectados, que el decisor debería conocer para no perder de vista las implicaciones de sus preferencias con respecto a la ordenación de usos del agua. De igual modo, el valor que un ciudadano español concederá a la conservación de un espacio natural protegido o a la disminución perceptible de la contaminación de suelos en determinada zona o la mejora en la calidad de las aguas de las playas, estará en función de múltiples variables. En todos esos casos, no obstante, la rentabilidad (privada o social) que para el ciudadano tiene cualquier medida orientada a reducir la pérdida de bienestar que damos en llamar externalidad, será la manifestación tangible del valor que ese mismo ciudadano concede a la posibilidad de disfrutar un ambiente más saludable. La valoración de los servicios de los ecosistemas (en el sentido expresado en el capítulo 1) permitirá, en ese sentido, detectar las posibles fuentes de conflicto potencial entre los distintos agentes y colectivos afectados por una medida o por la ausencia de ella.

La rentabilidad financiera asociada a una medida encaminada a mitigar una externalidad (la pérdida de calidad en la provisión de alguno de los servicios mencionados), en términos muy sencillos, es aquella que se expresa como un flujo de caja positivo (o la reducción de un flujo de caja negativo), en favor del propietario del recurso que la genera (por ejemplo, la propietaria de una piscifactoría), o de la persona que tiene reconocido el derecho a su uso y disfrute (cualquier ciudadano, según la legislación vigente sobre calidad de las aguas). Repercute, por lo tanto, sobre un agente individualizado (persona física o jurídica, representante de intereses privados o colectivos), y viene determinada normalmente por la valoración explícita del mercado

con respecto a las funciones desarrolladas por el recurso en cuestión (agua, suelo, aire, una fuente energética, etc.), apropiables con exclusividad por su titular. Es el caso, por ejemplo, del agua de riego, que aumenta la rentabilidad del propietario de una explotación agrícola, al incrementar los rendimientos netos de la tierra. Alternativamente, también sería el caso de una empresa municipal de abastecimiento de agua: el acceso a una fuente de suministro de calidad le supone un ahorro de costes de tratamiento que repercute positivamente en su cuenta de resultados. Ello hace que el recurso, si es susceptible de apropiación privada, adquiera un precio de mercado que refleja el valor presente neto de este flujo de rentabilidad y, si es de dominio público pero explotable en régimen de concesión, también alcance un precio de equilibrio (el fijado por el coste de la concesión en una eventual subasta competitiva o proceso de licitación), que reflejaría esta misma rentabilidad.

Cualquier cambio en la reglamentación relativa a los usos y actividades permitidas con respecto al agua, o los ecosistemas asociados a su presencia (en cantidad y calidad), se traducirá en una modificación de la rentabilidad financiera y, tarde o temprano, en una variación del precio correspondiente como reflejo de la misma. De modo análogo, cualquier norma orientada a establecer criterios más restrictivos respecto al ritmo de captura de la flota pesquera, tendrá repercusiones en los empresarios del sector y, quizás, incluso en los ciudadanos que consuman pescado. Desde el punto de vista del bienestar social, si el mercado que regula el precio del activo (sea éste un ecosistema hídrico o un banco pesquero) es competitivo, y la información perfecta, lo que el cambio en el precio del mismo (tarifa de uso del agua o precio unitario de un viaje), reflejará no es sino el valor que la sociedad, a través de la lógica del mercado, otorga al flujo de servicios generados por el recurso ambiental.

La rentabilidad económica hace así referencia al impacto que tiene el recurso en cuestión, en el desempeño de sus distintas funciones, sobre el bienestar de la sociedad como un todo, cuando en la función de bienestar social que recoge estas modificaciones, todas las personas tienen exactamente la misma consideración. La rentabilidad económica trasciende la rentabilidad financiera precisamente, aunque no sólo, porque incluye todos los efectos externos (externalidades) que la presencia del recurso genera sobre los agentes económicos distintos de su propietario y/o usuario. Por otro lado, el cálculo de este tipo de rentabilidad supone eliminar todos aquellos componentes de la rentabilidad financiera que, si bien suponen un beneficio para sus titulares, lo hacen a cambio de un sacrificio paralelo para el resto de la sociedad: en definitiva, que no esconden sino una transferencia de renta, sin ganancia neta desde un punto de vista social. Sería el caso, por ejemplo, de los precios de algunos productos de regadío. Por un lado, el hecho de que el agricultor (regante) rara vez sufrague el coste total del suministro del agua que utiliza, supone que la rentabilidad de sus cultivos está artificialmente sesgada al alza, ya que el resto de la sociedad tiene que hacerse cargo de esos costes no cubiertos (de ahí que se denominen externos). Por otro lado, los precios que recibe por algunos de sus cultivos contienen un elevado componente de subsidio: de nuevo, ello resulta rentable para el agricultor, pero a costa del déficit público, que de una u otra forma asume toda la sociedad en su conjunto. Como parece lógico, habrá una parte del coste que la sociedad asuma en su conjunto, de diferente modo.

Desconocerlo llevaría sistemáticamente a decisiones subóptimas y, lo que es peor, posiblemente erróneas.

¿En qué sentido es el precio un buen reflejo del valor?

Satisfacer una necesidad cualquiera le proporciona a la persona un determinado nivel de bienestar. Cuando dicha necesidad se satisface mediante el acceso a un determinado bien o servicio que tiene el carácter de mercancía (es decir, cuando se está ante un servicio del ecosistema que, de uno u otro modo, es objeto de transacción en el mercado), la disposición a pagar de la persona por disfrutarlo, puede ser un exponente adecuado del incremento de bienestar que experimenta por dicho consumo. En ese caso, los precios de mercado de estos bienes y servicios derivados del ecosistema, que tienen un valor de uso instrumental para sus poseedores, debidamente depurados para tener en cuenta las desviaciones introducidas por la intervención pública y las imperfecciones del mercado, son una buena base de partida para valorar los cambios en el bienestar que el acceso a los mismos comporta. Todo ello es cierto, sin embargo, en ausencia de efectos externos, de externalidades.

Las externalidades causan distorsiones en el uso de los recursos porque la sociedad no paga el precio del bien en cuestión; de ese modo, el problema reside en estimar el precio que debería prevalecer ante el mal funcionamiento del mecanismo de precios del mercado. En la mayor parte de las transacciones, el precio es el mismo para quien provee un bien y para quien lo consume, pero esta simetría no puede mantenerse si aparecen externalidades. En cualquier actividad de transporte, por ejemplo, converge la generación de un bien (el desplazamiento de una persona o una mercancía) y la generación de efectos externos de diferente índole (positivos y negativos; ambientales, económicos y sociales, todos ellos a través de impactos indudables sobre diferentes ecosistemas). Las actividades de quien transporta no están adecuadamente reflejadas en los precios de mercado (que paga el consumidor) de dicho bien. El coste real de trasladar a una persona o una mercancía no es únicamente el que se deriva del gasto en que ha de incurrir quien transporta (el vehículo, el combustible, el tiempo), sino también el gasto adicional que debe sufragar la sociedad en su conjunto o, cuando menos, individuos diferentes a quien realiza la actividad o se beneficia de ella (por ejemplo, la pérdida de masa forestal asociada a la construcción de grandes obras públicas viarias). ¿Quién pagará por este coste?

Como consecuencia de este fallo del mercado (que se manifiesta en la diferencia entre coste privado y coste social), es probable que el precio que se cobra por los servicios de transporte sea más bajo de lo que, en realidad, sería si el valor de dichas externalidades fuese internalizado (es decir, reflejado en el precio al consumo). De ese modo, se incentiva por omisión el uso de automóviles (es decir, el consumo de combustible). La consecuencia final es una asignación ineficiente de recursos (que no se dedican a su mejor uso posible), así como una pérdida de bienestar de la sociedad.

¿Qué hacer ante la evidencia de una externalidad? La sugerencia del análisis económico parece clara: en primer lugar, reconocer su existencia. Sólo entonces puede uno

plantearse el sentido de estimarla, por procedimientos más o menos sofisticados según el caso. Esta observación no es menor: el análisis de externalidades arroja beneficios en el proceso. Se introduce transparencia en la gestión, se enriquece la información sobre las actividades económicas objeto de análisis, se reduce la discrecionalidad de algunas decisiones. Aunque uno no fuese capaz de estimarlas, por desconocimiento técnico o por escasez de medios, reflexionar sobre ellas le ayudará en cualquier caso.

¿Cuál es, en síntesis, la contribución del análisis económico en este contexto? El interés reside en la consolidación de un consenso social que, en presencia de externalidades, permita alcanzar de manera cierta una asignación óptima de recursos y, consecuentemente, maximizar el bienestar social. Como es lógico, sin embargo, no basta con disponer de buenos conceptos económicos (aunque ello ya parezca un logro): será en la esfera política donde deban resolverse los problemas operativos que se plantean en la práctica, pero ahí ya no cabrá escudarse en las debilidades del análisis económico para evaluar estos efectos externos indeseados, sean éstas ciertas o no.

¿Cuál será el objetivo último de este tipo de análisis? Básicamente, internalizar dichos costes externos. Ello implica generar las condiciones sociales en las que los daños (o, en el caso de externalidades positivas, beneficios), de la producción y el consumo se tomen en consideración por aquellos que generan la externalidad. Esta situación puede generarse mediante instrumentos normativos, un sistema de agravios, la negociación entre partes privadas u otra serie de instrumentos políticos e institucionales.

De la racionalidad individual a la racionalidad colectiva

Hay varias dificultades que deben tomarse en consideración respecto a la posibilidad de reconocer las externalidades. Una de ellas tiene que ver con el hecho de que debe establecerse un vínculo explícito entre el impacto ambiental en cuestión y la merma del bienestar de una persona o un conjunto de ellas. Hará falta algo más, sin embargo: no sólo debe existir un impacto objetivo que pueda dañar el bienestar sino que el afectado debe percibirlo efectivamente como una pérdida. Hay tres motivos, al menos, por los que esto podría no ocurrir: en primer lugar, los ecosistemas tienen una capacidad concreta de asimilación natural de sustancias contaminantes (por debajo de un umbral, un contaminante atmosférico concreto, por ejemplo, no causará un impacto perceptible); en segundo lugar, el impacto podría llegar a producirse y los afectados por el mismo no percibirlo (por citar un caso, resulta complejo evaluar el efecto que la pérdida de diversidad biológica de un bosque podría llegar a tener sobre el bienestar); por último, podría existir información científica insuficiente, de modo que el daño se produjese (fuese percibido) pero su magnitud fuese subestimada.

Cabe pensar incluso en un caso adicional. ¿Qué ocurriría si se produce un impacto asociado a una actividad económica o a varias de ellas y la sociedad fuese capaz de adaptarse al mismo, parcial o totalmente? Lo cierto es que, a lo largo de los siglos, la especie humana ha mostrado una capacidad notable de acomodarse o reaccionar ante cambios en su entorno (tanto si los mismos eran exógenos como cuando se trataba de modificaciones inducidas por la propia actividad humana). Conviene recordar, en este

caso, la experiencia que cualquier escolar podría vivir en este sentido. Si cualquiera de esos niños dejase caer una rana sobre una olla de agua hirviendo, la rana escaparía de un salto (rechazo inmediato de un medio claramente inapropiado). Si, por el contrario, los niños metieran la rana en una olla de agua tibia, calentando ésta lentamente, la rana nadaría adaptándose a la temperatura creciente... hasta quedar cocida. No es necesario, sin embargo, buscar paralelismo alguno con el cruel final del anfibio ni llegar a ese extremo. La adaptación, incluso en aquellos casos donde pareciese factible, siempre se realizará a costa de una merma en el bienestar, de una renuncia. En ese caso, parece razonable querer conocer la magnitud de ese daño.

La relevancia del análisis económico en este terreno es clara, como se pone de manifiesto en los siguientes ejemplos. La decisión de emplear combustibles fósiles en lugar de energía eólica es económica. También los cambios en diferentes hábitats, que conducen a la extinción de numerosas especies, han sido inducidos económicamente: parece mucho más rentable talar un bosque y plantar un cultivo bien valorado por el mercado, que mantener intacta esa superficie forestal, especialmente en algunas situaciones. Cualquiera de esas decisiones responderá a una conducta racional de diferentes individuos. Sin embargo, previsiblemente serán tomadas sin conocer las externalidades asociadas a las mismas.

Como se ha esbozado previamente, la evidencia de la existencia de externalidades asociadas a la mayor parte de las actividades económicas, conduce sistemáticamente a un dilema social: ¿qué pérdida de bienestar (como manifestación de la pérdida o deterioro en la provisión de servicios de los ecosistemas) está dispuesta a aceptar la sociedad para disfrutar de los bienes y servicios que la generan?

Los dilemas sociales son situaciones en las que la racionalidad individual conduce a la irracionalidad colectiva, es decir, el comportamiento individual racional (pese a que no parezca razonable – lo razonable forma parte de un juicio de valor), lleva a una situación en la que todo el mundo está peor de lo que podría haber estado.

Hay muchos ejemplos de dilemas sociales. Piense el lector, por ejemplo, en la decisión de votar, especialmente cuando uno debe esforzarse para hacerlo (porque tiene un lesión en una pierna, fiebre intensa o se encuentra lejos de su circunscripción electoral el día de la votación). ¿Qué recibe uno por el esfuerzo? Muchos podrían pensar que poco: a fin de cuentas un voto, salvo en el improbable caso de empate, tiene un impacto marginalmente nulo sobre el resultado final. Si todo el mundo se dejase vencer por ese cálculo racional, quizás nadie llegaría a votar; sin embargo, el dilema social no se refiere a “todo el mundo” sino al comportamiento de *un* individuo en el contexto de una decisión colectiva. También hay casos más cercanos al objeto de esta guía. Suponga, por un momento, que vive en una ciudad de una zona semiárida como Almería, en un año con muy bajas precipitaciones. Imagine, adicionalmente, que la escasez (no sólo motivada por la ausencia de precipitaciones sino, fundamentalmente, por el alto consumo de agua en la agricultura), conduce a una situación en la que comienzan a producirse cortes en el suministro. Los responsables de la gestión del agua le animan a que, en su aseo personal, sustituya los baños por duchas. Usted, sin embargo, no sólo

valora la posibilidad de refrescarse sino el descanso que le proporciona un baño después de un duro esfuerzo físico, por ejemplo. Si se ducha, la situación de escasez no empeorará por su culpa, pero quizás se sienta cansado, incómodo. Si, por el contrario, decide bañarse, dejará de sentirse tan fatigado, podrá estar más tiempo bajo el agua y la cantidad de ella que consuma será insignificante comparada con el nivel de agua disponible o el consumo global de ese mismo día. Nadie se dará cuenta, de hecho, de que se bañó (salvo que lo haya hecho en un momento de corte en el abastecimiento y usted haya contribuido a agotar el depósito que tienen en su edificio para este tipo de situaciones). Su consumo de agua, dividido por el de miles o millones de personas, será imperceptible. No cabe duda, en todo caso, de que su comportamiento agravará la situación de escasez y perjudicará a otros ciudadanos.

En realidad, si algo queda de manifiesto en un proyecto de estas características es que no es suficiente con el reconocimiento de los valores asociados con los servicios de los ecosistemas. Si éstos son resilientes a cambios causados por la degradación, sería posible restaurar los servicios de los ecosistemas bien a un nivel preexistente o a un nivel que pueda compararse a las demandas de la población actual. Uno podría encontrarse entonces, especialmente por la novedad de muchas prácticas de restauración, ante la duda de qué ecosistemas merecen prioridad y hasta dónde deben llevarse las actividades de restauración (Holmes *et al.*, 2004).

La existencia de servicios ecológicos múltiples, interconectados y fuera del alcance de mercados formales, presenta múltiples desafíos. El análisis microeconómico de los beneficios netos asociados con los cambios marginales en servicios ecológicos, desde una línea de base claramente definida a una nueva situación que resulta de la introducción de una política, proporciona un fundamento conceptual para el análisis empírico. Sin embargo, los servicios de los ecosistemas están intrínsecamente conectados y los métodos convencionales de valoración podrían producir estimaciones incompletas y sesgadas de los beneficios de la restauración (Bockstael *et al.*, 2000). Sólo quedaba entonces intentar minimizar esos sesgos y, en todo caso, reflejarlos siempre que fuesen detectados. Ésa ha sido parte de la vocación de este proyecto.

Apéndice: actualizaciones

Determinación del sistema de actualización de la valoración de los activos naturales

1. INTRODUCCIÓN

Los recursos y activos naturales forman parte de un sistema dinámico, el cual cambia continuamente a lo largo del tiempo tanto por causas naturales como por acciones del hombre sobre el medio. De esta forma la información ambiental publicada periódicamente por los distintos organismos oficiales ofrece resultados (cartográficos y alfanuméricos) sensiblemente diferentes según el momento en el que se realizan; se trata pues de una variabilidad intrínseca de los sistemas naturales que es recogida periódicamente por los distintos inventarios y publicaciones. Este componente dinámico obliga a diseñar y desarrollar los modelos de valoración aplicados en el proyecto VANE desde un punto de vista flexible, capacitado para incorporar los cambios que se vayan produciendo en la naturaleza y recalcular los valores.

Por otra parte, existen diversos motivos que pueden dar lugar al deseo o la necesidad de actualizar la valoración de los activos. Tan solo por citar algunos de estos motivos, mencionar por un lado la posible publicación de nueva información ambiental que mejore algún aspecto de la empleada originariamente en VANE: ya sea desde el punto de vista de escala, precisión, cantidad de información recogida,...; o bien la posibilidad de generar simulaciones del efecto que diferentes actuaciones o gestiones tendrían sobre el medio ambiente.

Consecuentemente el proyecto VANE, como instrumento para la valoración de los activos naturales, debe dar cabida al dinamismo del sistema valorado, esto es, se debe preveer la forma de seguimiento de los activos, las herramientas e indicadores a utilizar, y en definitiva, el procedimiento de actualización del proyecto.

En el presente apartado se expone la metodología que permite la actualización periódica del valor integral obtenido para el conjunto de España, en un primer nivel, transversal para todos los servicios cartografiados, y en un segundo nivel concretada para cada uno de estos servicios mediante tres puntos de desarrollo:

- Información alfanumérica implicada
- Información cartográfica implicada
- Procesos

2. ACTUALIZACIONES TRANSVERSALES

La naturaleza cartográfica del proyecto VANE convierte en especialmente relevante la cartografía de base empleada para definir los usos del suelo en cada punto del

territorio. En la versión original del proyecto se ha empleado como base la cartografía de usos del suelo facilitada por CORINE 2000.

La próxima publicación de nuevos mapas de usos del suelo a nivel nacional cuyo principal exponente será el Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE), obliga a plantear en el futuro la sustitución del mapa de usos del suelo empleado en VANE por este nuevo mapa de usos del suelo. Esta sustitución conllevará la adaptación y aplicación de la metodología de valoración diseñada a la información facilitada por el SIOSE.

Respecto a la naturaleza económica de VANE se debe atender y dar cabida a variables de ámbito económico las cuales modifican globalmente el valor del conjunto de los activos. Se han identificado dos mecanismos principales para la actualización global de VANE:

a) Tasa de descuento

La tasa de descuento o tipo de descuento es una medida financiera que se aplica para determinar el valor actual de un pago futuro. Por lo tanto es una herramienta que se emplea con el fin de actualizar los valores calculados para un determinado año, 2005 en el caso de VANE, al año actual o al año objeto de estudio.

b) Variación porcentual del valor de los servicios

Algunos servicios son altamente susceptibles de sufrir variaciones porcentuales de su valor original, por lo que el sistema debe dar cabida a factores multiplicativos que afecten a dicho valor original con el fin de obtener el valor final. Como ejemplo se propone pensar en un bosque del que desaparecen el 50% de sus existencias como consecuencia de un incendio forestal, una simulación sencilla de la pérdida económica de madera será afectar de un coeficiente 0,5 el valor original de la madera del bosque. En sentido contrario podría afectar una revalorización del recurso madera, esto es, bajo la hipótesis de que la madera pase a doblar su valor en los mercados, una simulación simple de este hecho sería multiplicar el valor original por 2 obteniendo así un nuevo valor de los bosques. Este ejemplo propuesto para un activo (bosque) y servicio (producción de madera) puede extenderse al conjunto de servicios recogidos en VANE con el fin de lograr la máxima adaptación del sistema a las necesidades que el usuario plantee a la hora de modificar porcentualmente los resultados obtenidos.

3. PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS Y MATERIAS PRIMAS

3.1. PRODUCCIÓN DE MADERA Y LEÑAS

3.1.1. Información alfanumérica

- *Base de datos de CORINE 2000*

La base datos de CORINE 2000 es la referencia de valoración en cuanto a uso del suelo se refiere, en concreto, en cuanto al tipo de bosque que se procede a valorar.

- *Inventario Forestal Nacional (IFN3 e IFN2)*

El Inventario Forestal Nacional suministra información básica para la valoración de los bosques españoles. Se emplean datos sobre el crecimiento anual de las masas (IAVC), la Fracción de Cobertura (FCC) y las especies presentes a nivel de parcela del IFN. Adicionalmente los datos de FCC pueden tomarse del Mapa Forestal de España, ya que esta cartografía es la que sirve como base para la elaboración del IFN.

Cabe señalar que en la fecha de publicación de VANE el INF3 no se encuentra totalmente concluido (restando algunas provincias de Andalucía). En aquellas provincias donde el IFN3 no se encuentre finalizado se emplea el IFN2 para los cálculos.

- *Anuario de Estadística Agroalimentaria (AEA)*

Este anuario estadístico recoge la información estadística oficial del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino (MARM) empleada como valor de ajuste de los resultados obtenidos en el modelo. En concreto se utilizan las cortas anuales de cada especie y el precio de la madera y leña en pie.

3.1.2. Información cartográfica

- *Mapa de usos del suelo de referencia (CORINE)*

En este caso la cartografía es empleada para seleccionar las masas forestales arboladas, las cuales serán la unidad del territorio a las que se les asignará su correspondiente valor de producción de madera y leñas.

- *Cartografía de parcelas del IFN*

Las parcelas del IFN recogen la información dasométrica básica necesaria para la valoración. El dato básico de partida es el Incremento Anual de Volumen con Corteza (IAVC).

3.1.3. Procesos

El sistema de valoración de la producción de leña y madera de VANE es uno de los que mayor número de fuentes de información requiere para su aplicación. Las principales variables para la actualización de este servicio son las siguientes:

- Precio de la madera (AEA)
- Precio de la leña (AEA)
- Volumen de madera aprovechado (AEA)
- Volumen de leña aprovechado (AEA)
- Incremento Anual de Volumen con Corteza (IFN)

Como se puede apreciar fuentes de información que nutren este modelo se actualizan periódicamente:

El Inventario Forestal Nacional se realiza a escala provincial, siendo publicado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino con un periodo aproximado de 10 años. Actualmente el Tercer Inventario se encuentra en un estado avanzado restando únicamente algunas provincias de Andalucía. La próxima publicación del IFN³ en dichas provincias y la siguiente iniciación del IFN⁴ sugiere realizar una actualización de VANE conforme se vayan publicando los nuevos valores dasométricos en cada provincia, tal como se ha indicado aproximadamente cada 10 años.

Respecto al Anuario de Estadística Agroalimentaria, su publicación tiene periodicidad anual. Inicialmente las estadísticas forestales se publicaron en un anuario conjunto del antiguo Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA) junto con las restantes estadísticas de producción agraria, en la actualidad las estadísticas forestales se publican por el MARM en un anuario específico denominado Anuario de Estadísticas Forestales, cuya primera publicación data del año 2005. La realización de nuevas estadísticas de producción forestal cada año recomiendan la actualización de dichas variables empleadas en VANE con ese mismo periodo.

3.2. PIÑONES

3.2.1. Información alfanumérica

- *Base de datos de CORINE 2000*

Tal como se ha citado anteriormente, CORINE 2000 es la cartografía empleada como referencia para conocer el uso del suelo en cada píxel del territorio, figurando en sus tablas un código identificador único para cada tesela del mapa.

- ***Inventario Forestal Nacional (IFN3 e IFN2)***

El Inventario Forestal Nacional suministra la información dasométrica necesaria a nivel de parcela para alimentar el modelo. Dicho Inventario suministra de forma directa algunas de las variables implicadas (área basimétrica, diámetro cuadrático medio, número de pies por hectárea) y de forma indirecta otras variables que se calculan de manera relativamente rápida, es el caso de la altura dominante de los pies de cada parcela. Estas variables son introducidas en las funciones de transferencia diseñadas específicamente para la valoración de la producción de piñones en VANE.

- ***Anuario de Estadística Agroalimentaria (AEA)***

Conforme al procedimiento seguido en la valoración de otros servicios, los resultados del modelo se ajustan con los datos provinciales publicados en la estadística oficial (AEA). El valor de ajuste será la producción promedio de piñones de cada provincia. Como precio se adopta el precio promedio del piñón de la serie de años tomada como referencia, sugiriéndose en todo caso series de al menos cinco años.

3.2.2. Información cartográfica

- ***Mapa de usos del suelo de referencia (CORINE)***

Mapa de usos del suelo sobre el que se representan los resultados de la valoración.

- ***Inventario Forestal Nacional (IFN3 e IFN2)***

La cartografía de parcelas de muestreo del IFN permite localizar espacialmente los datos de producción de piñones con el fin último de extender dichos valores a los polígonos de CORINE que correspondan.

3.2.3. Proceso

El modelo de valoración elaborado en VANE debe ser actualizado al menos cada año mediante la introducción de los datos de precios y producciones provinciales que se publiquen en el Anuario de Estadísticas Forestales (Antiguo Anuario de Estadística Agroalimentaria).

3.3. CORCHO

3.3.1. Información alfanumérica

- *Base de datos de CORINE 2000*

Tablas que ligan con el mapa de usos del suelo sobre el que se representan los resultados de la valoración. En las bases de datos se seleccionan únicamente los usos del suelo potenciales productores de corcho, esto es, las teselas forestales arboladas.

- *Inventario Forestal Nacional (IFN2 e IFN3)*

A partir de la información recogida por el IFN en cada parcela y empleando la herramienta BASIFOR se calcula la superficie descorchada en los alcornoques.

- *Anuario de Estadística Agroalimentaria (AEA)*

Con el fin de ajustar los valores resultantes del modelo se recopila la producción anual de cada provincia y el precio promedio de la tonelada de corcho. La producción sirve como ajuste a la producción provincial, y el precio para el ajuste al valor provincial recogido en las estadísticas oficiales del Ministerio.

3.3.2. Información cartográfica

- *Mapa de usos del suelo de referencia (CORINE)*

Mapa de usos del suelo sobre el que se representan los resultados de la valoración.

- *Inventario Forestal Nacional (IFN2 e IFN3)*

La localización de las parcelas de muestreo del IFN es un dato cartográfico clave en el momento de la extensión al territorio de los datos de producción proporcionados por BASIFOR. Los datos de producción de corcho en cada parcela son extendidos a cada polígono de CORINE, siendo éstos la unidad territorial que recibe el valor correspondiente de corcho.

3.3.3. Proceso

El proceso de actualización debe atender a la publicación periódica de nueva información tanto dasométrica como productiva y económica. La información dasométrica de nuevo es recopilada del Inventario Forestal Nacional, el cual se publica en cada provincia con un periodo aproximado de 10 años. En cuanto a la información de producción de cada provincia y los precios de dicha producción se facilitan en el Anuario de Estadística Agroalimentaria, actualmente en el Anuario de Estadísticas Forestales, cada año por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Por lo tanto la actualización del presente servicio debe ser al menos anual, debiendo

asimismo actualizarse los datos tomados del IFN según se publiquen nuevas versiones del mismo.

3.4. PRODUCCIÓN GANADERA FORESTAL

3.4.1. Información alfanumérica

- *Canon de arrendamiento de pastos*

Diversos organismos oficiales (MARM, Comunidades Autónomas, Institutos de Estadística, etc.) publican periódicamente datos relativos al importe pagado por el arrendamiento de pastos en sus respectivos ámbitos territoriales. Conjuntamente los proyectos de ordenación de montes recogen los datos de arrendamiento de sus pastos. Estos valores sirven como base para la valoración de pastos.

- *Base de datos de CORINE 2000*

La producción ganadera forestal se valora únicamente en las clases de usos del suelo consideradas productoras de pasto. Estas clases son seleccionadas en la base de datos de CORINE con el fin de centrar en ellas la valoración.

- *Tablas del Mapa Forestal de España (MFE)*

El Mapa Forestal de España recoge para cada porción del territorio, la fracción de cabida cubierta total (FCCtotal) de la vegetación como suma de la correspondiente al arbolado y la correspondiente al matorral. La FCCtotal ha sido identificada como variable explicativa del valor de arrendamiento de los pastos.

- *Inventario Forestal Nacional (IFN2 e IFN3)*

Como es sabido, el Mapa Forestal de España únicamente recoge información de la fracción de cabida cubierta en los terrenos forestales arbolados, careciendo de esta información referente a los terrenos forestales de matorral. Con el fin de estimar la fracción de cabida cubierta por el matorral se han empleado los valores promedios provinciales calculados a partir de las parcelas del IFN3, o IFN2 allí donde el IFN3 aún no se encuentre finalizado. La fracción de cabida cubierta de matorral se ha equiparado al valor FCCtotal como variable explicativa del valor de arrendamiento de los pastos en las zonas forestales no arboladas dominadas por matorrales.

3.4.2. Información cartográfica

- *Mapa de usos del suelo de referencia (CORINE)*

Mapa de usos del suelo sobre el que se vuelca el resultado de la valoración.

- ***Cobertura de Parques Nacionales (PN)***

Las restricciones al aprovechamiento piscícola en algunos Parques Nacionales hace necesario conocer para cada píxel su pertenencia o no a estos espacios protegidos, indicando en caso afirmativo el Parque concreto en el que se encuentra ese píxel.

3.4.3. Proceso

La fuente de información básica para el cálculo del valor de los pastos forestales son los cánones de arrendamiento, a partir de los cuales se calculan las correspondientes funciones de transferencia de valor al conjunto del territorio. La actualización, por lo tanto, debe dar cabida a la publicación de nuevos datos de cánones de arrendamiento, a partir de los cuales se calcularían nuevas funciones de transferencia. Estas funciones ofrecerían como resultado los valores actualizados al ser aplicadas al conjunto del territorio. Por otra parte, la correlación realizada entre valor y fracción de cabida cubierta por la vegetación permite realizar una actualización conforme se publiquen nuevos inventarios forestales en los cuales se ofrezcan nuevos valores de fracción de cabida cubierta.

3.5. PRODUCCIÓN AGRARIA

3.5.1. Información alfanumérica

- ***Tablas del Mapa de usos del suelo de VANE***

Se emplea para conocer el uso del suelo, pudiendo seleccionarse para cada servicio valorado en VANE los usos del suelo en los que éste se encuentra.

- ***Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM)***

El MARM, publica anualmente la Encuesta de Precios de la tierra en la que se muestran los precios medios de la tierra cultiva en función del cultivo y a nivel provincial. Estos valores se han elegido como base para la valoración de este servicio.

- ***Ministerio de Economía y Hacienda: Dirección General del Catastro***

El valor y superficie catastral se utiliza para inferir los valores de base (Precios de la Tierra) a nivel municipal. Las estadísticas con los valores y superficies del terreno rústico desagregado en grupos de cultivos y a nivel municipal son publicadas anualmente por la Dirección General del Catastro del Ministerio de Economía y Hacienda, excepto para País Vasco y Navarra. En estos casos los datos están disponibles en los órganos del Catastro correspondientes:

- *País Vasco:* Catastros de Vizcaya, Álava, y Guipuzcoa

- *Navarra*: Servicio de Riqueza Territorial del Gobierno de Navarra
- ***Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (MAPA)***

De la base de datos del antiguo Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, actualmente incluido en el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino (MARM) se utilizan los siguientes datos:

- *Hojas 1T*: Esta fuente presenta la superficie en regadío y secano para 151 cultivos. En algunos casos particulares descritos en la metodología, permite obtener un único valor de flujo ponderando por dichas superficies.
- *Anuario de Estadística Agroalimentaria (2005)*: En estas estadísticas aparecen las superficies de pastizal, prado o pradera a nivel de provincia.

3.5.2. Información cartográfica

- ***Mapa de usos del suelo de VANE***

Identifica los usos del suelo valorados sobre los que se aplica el valor resultante.

- ***Cobertura de Parques Nacionales (PN)***

Atendiendo a la legislación vigente, se toma el criterio de no valorar aquellas superficies con uso agrícola en el mapa que estén incluidas en un Parque Nacional, a excepción de Sierra Nevada y Monfragüe.

3.5.3. Proceso

La Encuesta de los Precios de la Tierra ofrece los valores de mercado que se han tomado de referencia o base para la valoración. Estos valores se presentan para 28 clases de cultivo a nivel provincial, y son publicados anualmente por el actual Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, lo que permite actualizar la base del proyecto con dicha periodicidad.

Los datos básicos de superficie y valor de suelo rústico publicados en las estadísticas del Catastro sirven para inferir los valores de los Precios de la Tierra a cada municipio. Tanto la Dirección General del Catastro del Ministerio, como los catastros del País Vasco -dependientes de las diputaciones forales- y de Navarra (Servicio de Riqueza Territorial del Gobierno de Navarra), disponen de estos datos actualizados anualmente.

Tanto el Anuario de Estadísticas Agroambientales, como las Hojas 1T, proporcionan datos de superficies que permiten, para casos particulares descritos en la metodología, ponderar diferentes resultados para un mismo uso del suelo municipal en nuestro mapa. El Anuario de Estadística Agroalimentaria es publicado por el Ministerio de

Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, y presenta anualmente la “Distribución de la superficie de prados y pastizales según aprovechamiento”, a nivel provincial. En las Hojas 1T, en función de los datos que actualicen cada año, podrán actualizarse en el sistema de valoración las variables siempre al nivel más desagregado posible, es decir, a nivel municipal.

3.6. PRODUCCIÓN PESQUERA CAPTURADA EN EL OCÉANO

3.6.1. Información alfanumérica

- *Encuesta al sector pesquero extractivo. Subdirección General de Estadísticas Agroalimentarias del MAPA, 2005*

Los datos necesarios se recogen en la “Encuesta al sector pesquero extractivo”. La producción pesquera capturada se obtiene en función del valor añadido neto a coste de los factores (VANcf) por tipo de estrato o actividad pesquera, es decir, a partir de la macromagnitud de Renta (aunque también se proporciona información relativa a los ingresos), utilizando para ello las estadísticas oficiales del MAPA que hacen uso del Sistema Europeo de Cuentas del año 1995 (SEC-95).

3.6.2. Información cartográfica

- *Mapa cartográfico propio del océano (VANE)*

Los valores anteriormente citados se deben repartir en la superficie de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) donde se realiza la actividad pesquera nacional, en función de las hectáreas ocupadas por la misma. Dado la gran extensión del activo océano, la flota española ejerce principalmente su actividad en los estratos correspondientes a las zonas FAO en aguas nacionales donde se lleva a cabo la actividad extractiva. Estos son: Canarias y el Golfo de Cádiz, el Mediterráneo, y el Cantábrico Noroeste. De este modo, el mapa final de valor queda dividido en estas tres superficies sobre las que se aplica el valor del servicio.

3.6.3. Proceso

La sencillez del modelo de valoración diseñado para la pesca capturada facilita su procedimiento de actualización. En esencia consiste en repartir proporcionalmente a cada superficie de los estratos delimitada en el mapa de valor las rentas pesqueras o VANcf por tipo de estrato o actividad pesquera. De esta forma, se trata de revisar periódicamente la publicación de estos valores en la base de datos del MAPA (actualmente contenido en el MARM).

3.7. VALOR DE OPCIÓN DE LA PESCA (MÁXIMO Y MÍNIMO) DEL OCÉANO

3.7.1. Información alfanumérica

- *Consejo Internacional para la Explotación del Mar (CIEM) y Base de Datos de AZTI – Tecnalía*

Para estimar el valor de opción asociado a la producción pesquera capturada se parte de dos casos de estudio, cuya evidencia permitirá derivar el valor de opción de la producción pesquera de España. Por un lado, se obtiene el valor de opción de la pesquería asociada a la costera de la anchoa (pesquería mono-específica) desarrollada por la flota de bajura española en la División ICES VIIIIC (rectángulo estadístico VIIIIC definido por el CIEM) con descargas en el País Vasco. Y por otro lado, se estima el valor de opción de toda la actividad pesquera de la flota española en la División ICES VIIIIC (pesquerías multi-específicas). Es decir, se parte del método de opciones reales para siete casos concretos de especies marinas que comprenden el 90% de las descargas (en peso y en valor) procedentes de caladeros de la ZEE Cantábrica (anchoa o boquerón, verdel o estornino, caballa, sardina, chicharro negro, lirio o bacaladilla, y chicharro blanco).

3.7.2. Información cartográfica

- *Mapa cartográfico propio del océano (VANE)*

Dado la gran extensión del activo océano, la flota española ejerce principalmente su actividad en los estratos correspondientes a las zonas FAO en aguas nacionales donde se lleva a cabo la actividad extractiva. Estos son: Canarias y el Golfo de Cádiz, el Mediterráneo, y el Cantábrico Noroeste. De este modo, el mapa final queda dividido en estas tres superficies sobre las que se aplica el valor del servicio.

3.7.3. Proceso

La valoración de este servicio se ha realizado en base a los modelos que componen el caso de estudio (pesquería mono-específica de la anchoa y pesquería multiespecífica), a partir del modelo general de valoración de opciones que considera el valor de opción sobre un “índice de especies”, constituido por las siete especies anteriormente citadas. El valor de la prima se obtiene siguiendo las siguientes premisas: se toma como precio inicial el precio promedio del año inmediatamente anterior y el valor de opción se obtiene por mes a partir de la información estadística relativa a los costes de explotación y a los kg descargados para el conjunto de las especies objetivo del año de estudio 2005. Por lo tanto, para llevar a cabo este ejercicio de valoración se tienen en cuenta los siguientes parámetros: precio inicial por zonas FAO, tipo de interés libre de riesgo anual, tasa de conveniencia, los consumos intermedios a precios de adquisición en los que incurre el sector extractivo en el año 2005 (MAPA-SGEA, Encuesta de indicadores económicos del sector pesquero extractivo) y la producción total pesquera en 2005. Los modelos de opciones son modelos dinámicos en el tiempo, que necesitan

ser reajustados incluso en el día a día. Por lo tanto, los dos mapas finales de valor obtenidos (uno para valores máximos y otro para valores mínimos) deben estar sujetos a actualizaciones periódicas para mantener su validez.

3.8. PRODUCCIÓN DE PESCA CULTIVADA Y MATERIAS PRIMAS

3.8.1. Información alfanumérica

- *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA) y Tablas Input Output del Sector Gallego (Xunta de Galicia, 1999)*

El valor de uso productivo de los recursos pesqueros cultivados se obtienen, o bien del valor de los ingresos que genera el sector acuícola entre los distintos tipos de cultivo para aguas oceánicas: peces, crustáceos y moluscos, o bien a partir del VANf que se genera. Para el primer caso, se utilizan las estadísticas del MAPA, y para el segundo, las Tablas Input Output del Sector Gallego (Xunta de Galicia, 1999).

- *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA)*

En el caso de las materias primas (recursos cuyo destino es la industria farmacéutica o nutracéutica, pero no la alimentaria), se obtiene el valor de los ingresos generados mediante las estadísticas oficiales del MAPA. Además, en el caso de los recursos marinos distintos de las algas se puede utilizar el VANf.

3.8.2. Información cartográfica

- *Instituto de Estudios de Cajamar y mapa cartográfico propio del océano (VANE)*

Al tratarse de un recurso cultivado, y no pescado en alta mar, se asigna el valor a las zonas costeras de cada Comunidad Autónoma donde se localizan las 182 plantas acuícolas marinas, calculando para ello el porcentaje de la producción acuícola marina por Comunidad Autónoma. Como no se dispone de la localización UTM de cada una de las plantas de cultivo, las rentas se distribuyen por superficie de costa en cada Comunidad Autónoma. De este modo, los valores anteriormente obtenidos son aplicados a las superficies estimadas a partir de la cartografía empleada, en este caso, el mapa de valor se divide por Comunidades Autónomas, y en concreto, por superficie costera para cada una de ellas.

3.8.3. Proceso

El sistema de valoración de la producción pesquera cultivada y la producción de materias primas es muy similar al de producción pesquera capturada, ya que utiliza también datos de rentas pesqueras, esta vez por tipo de cultivo y por superficie de

costa. Es decir, de nuevo, los valores de los dos mapas finales están sujetos únicamente a las posibles variaciones en los datos de rentas. Por lo tanto, la actualización vuelve a depender de la realización de los ajustes pertinentes en caso de modificación en la base de datos del MAPA.

4. PROVISIÓN DE AGUA

4.1. USO AGRÍCOLA

4.1.1. Información alfanumérica

- *Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (MAPA)*

El antiguo MAPA (actualmente englobado en el MARM) es una de las fuentes de información más destacables de las que se nutre el modelo de valoración del agua para uso agrícola. Entre otros datos facilita las siguientes informaciones:

- *Hojas 1T*: Estas hojas contienen los cultivos existentes en España (151 cultivos agrupados en 11 tipos) a escala municipal.
- *Anuario de Estadística Agroalimentaria*: Facilita los precios de los productos agrícolas y las producciones o rendimientos de los cultivos.
- *Resultados técnico-económicos de las explotaciones agrarias (RECAN)*: Aportan la estructura de costes de las explotaciones a nivel Comunidad Autónoma. Estos datos pueden completarse con los resultados de los *Institutos Técnicos y de Gestión Agrícola de Navarra (ITGA)*.

- *Instituto Nacional de Estadística (INE)*

Del Censo agrario, publicado anualmente por el INE, se recaban las comarcas agrarias.

- *Ecologic-Institute for International and European Environmental Policy*

Por medio de la citada fuente se adquiere el dato de la eficiencia media en el transporte de agua.

4.1.2. Información cartográfica

- *Mapa de Términos Municipales*

La cartografía que representa los límites de los municipios de España es básica a la hora de transponer los resultados obtenidos, los cuales se encuentran a nivel municipal, a escala de Confederación Hidrográfica.

- *Mapa de Cuencas Hidrográficas*

La cartografía de las confederaciones es fundamental para llevar a cabo el proceso, anteriormente mencionado, del cambio de escala de los valores obtenidos.

4.1.3. Procesos

En el caso de la valoración del agua para uso agrícola se cuenta con cinco datos a reemplazar en caso de actualización del modelo, éstos son:

- Tipos de cultivo por municipio
- Precio de los productos agrícolas
- Rendimiento de los cultivos
- Estructura de costes de las explotaciones agrarias
- Eficiencia media en el transporte de agua

Las cuatro variables que aparecen en primer lugar deben solicitarse al MARM. Todas ellas se renuevan anualmente.

La eficiencia en el transporte de agua puede consultarse en la página Web de Ecologic (www.ecologic.de).

Utilizando el precio de los productos agrícolas y el rendimiento de los cultivos se calculan los ingresos de la producción. Las cuentas de resultados de las explotaciones agrarias proporcionan los costes. Disponiendo de ambos datos se determina el margen neto de cada cultivo.

Deduciendo al margen neto de los cultivos en regadío el margen neto de su homólogo en secano se obtiene el valor residual del agua en agricultura.

4.2. USO DOMÉSTICO

4.2.1. Información alfanumérica

- *Instituto Nacional de Estadística (INE)*

La mayor parte de los datos necesarios para el cálculo del valor del agua en el uso doméstico se encuentran recogidos en el INE. En concreto, son los siguientes:

- o Consumo doméstico de agua a nivel Comunidad Autónoma, expresado en m^3hab^{-1}

- Precio medio del agua a nivel Comunidad Autónoma
- Población por municipios en 2005

4.2.2. Información cartográfica

- *Mapa de Términos Municipales*

La cartografía que representa los límites de los municipios de España es básica a la hora transponer los resultados obtenidos, los cuales se encuentran a nivel municipal, a escala de Confederación Hidrográfica.

- *Mapa de Cuencas Hidrográficas*

La cartografía de las confederaciones es fundamental para llevar a cabo el proceso, anteriormente mencionado, del cambio de escala de los valores obtenidos.

4.2.3. Procesos

El modelo para la valoración de la provisión de agua para el uso doméstico se nutre de datos obtenidos de diversas fuentes, los cuales son susceptibles de ser actualizados. En concreto, las variables que podrían ser modificadas son las siguientes:

- Consumo medio de agua en los hogares
- Precio medio del agua
- Población consumidora del recurso
- Coste máximo del agua

Las dos primeras variables han sido obtenidas a través de la “Encuesta sobre el suministro y tratamiento del agua” elaborada por el Instituto Nacional de Estadística (INE). Esta encuesta se publica anualmente, por lo tanto sería interesante incluir la información actualizada en las futuras puestas al día del sistema.

La fuente de información de la cual es recogido el dato de la población consumidora del recurso es, al igual que en los dos casos anteriores, el INE. En concreto la información que concierne a las cifras de población de cada municipio se encuentra en el “Padrón municipal”, publicado también de manera anual desde 1996.

Con estos tres parámetros, a través de una curva de demanda y por medio de una función, se puede calcular el excedente del consumidor y, por tanto, valor del agua de uso doméstico a nivel municipal.

4.3. USO INDUSTRIAL

4.3.1. Información alfanumérica

- ***Instituto Nacional de Estadística (INE) e Institutos regionales de estadística***

- o *Tablas Input/Output a nivel Comunidad Autónoma*

De las tablas TIO se obtienen los datos del gasto de las Comunidades en las partidas correspondientes al agua y los datos del Valor Añadido Bruto (VAB).

- o *Tablas Input/Output a nivel Nacional*

Al igual que en el caso anterior, la tabla TIO proporciona información sobre el gasto de las partidas correspondientes al agua, en este caso, referido a toda España, así como el VAB.

- o *Valor Añadido Bruto a nivel municipal*

- ***Confederaciones Hidrográficas***

Los datos que deben ser demandados a las Confederaciones Hidrográficas son el volumen de agua captado por la propia empresa y el precio del canon satisfecho por dicha captación. Una fuente alternativa de información para la obtención de estos datos es el Libro Blanco del Agua.

De esta misma fuente es conveniente obtener los datos sobre el origen del agua para el uso industrial en cada cuenca.

4.3.2. Información cartográfica

- ***Mapa de Cuencas Hidrográficas***

La cartografía de las confederaciones se hace necesaria en el momento de repartir los valores del agua obtenidos, los cuales se encuentran a nivel municipal, a escala de cuenca hidrográfica.

4.3.3. Procesos

Los parámetros actualizables dentro del modelo de valoración de la provisión de agua para uso industrial son los detallados a continuación:

- Valor añadido bruto (VAB) a nivel municipal para todos los municipios del territorio español

- Tablas Input/Output (TIO) a nivel de Comunidad Autónoma y tablas nacionales. En concreto serían necesarios los valores de las partidas destinadas al agua y el VAB.
- Datos del volumen de las captaciones industriales realizadas por la propia empresa
- Importe del canon de captación satisfecho por parte de la industria
- Datos sobre el origen del agua utilizado en la industria -superficial, subterráneo, desalación, reutilización o trasvases-

Las fuentes de información que deben ser consultadas para la actualización de los dos parámetros que aparecen en primer lugar son el Instituto Nacional de Estadística (INE), así como los Institutos Estadísticos de las diferentes Comunidades Autónomas. A través de estos datos y la cifra de la población -recogida en el INE- se obtiene el valor residual del agua industrial captada a través de la Red Municipal para cada municipio.

Los datos sobre el volumen de las captaciones propias pueden ser consultados de nuevo en el INE. Vienen recogidos dentro de la “Encuesta sobre el suministro y tratamiento del agua”, publicada anualmente. Uno de los últimos parámetros actualizables en el uso industrial -importe del canon- deberá ser solicitado a los distintos Organismos de cuenca.

Con estos datos se calcula el valor del agua cuyo origen sean las captaciones propias, que, sumado al valor del agua industrial captada de la red municipal, resultará el valor total del agua utilizada por la industria. Este valor deberá por último ser ajustado según el origen del agua.

4.4. USO ENERGÉTICO

4.4.1. Información alfanumérica

- ***Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE)***

El IDAE recoge el “mix” nacional de energías. Esta información proporciona la generación eléctrica para cada una de las tecnologías utilizadas en el año de estudio (carbón, gas natural, energía eólica, etc.).

- ***Asociación española de la industria eléctrica (UNESA)***

Aporta en precio medio de venta de la electricidad en el mercado.

- *Nuclear Energy Agency (AENNEA)- International Energy Agency (IEA)- Organization for Economic Co-operation and Development (OECD)*

Por medio de las citadas fuentes se consiguen los costes de generación por tecnología.

- *Confederaciones Hidrográficas, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM), Red Eléctrica Española (REE), Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE)*

Para el cálculo de valor del agua en el uso energético los datos básicos que se deben conocer de cada central hidroeléctrica situada en el territorio nacional son:

- Localización (coordenadas UTM)
- Altura del salto (m)
- Caudal turbinado (m³/h)
- Tiempo de funcionamiento anual (h/año)
- Eficiencia de la central
- Potencia instalada

Esta información puede obtenerse a través de los distintos organismos enumerados al principio.

4.4.2. Información cartográfica

- *Mapa de centrales hidroeléctricas*

Se trata de un mapa de puntos que localiza cada central hidroeléctrica en su ubicación determinada. Se realiza a través de las coordenadas provistas por los diferentes organismos (Confederaciones, MARM...).

- *Mapa de Subcuencas Hidrográficas*

La cartografía de cuencas permite conocer la ubicación exacta de cada central hidroeléctrica en su subcuenca hidrográfica, siendo esta localización necesaria para que sea posible asignar los valores obtenidos al territorio.

4.4.3. Procesos

Para el cálculo del valor de la electricidad producida a partir del agua el primer paso consiste en calcular el valor unitario de la energía hidroeléctrica. Para la obtención de este dato es necesario disponer del precio medio de venta de la electricidad en el

mercado, los costes de generación por tecnología y el “mix” nacional de energías; todos ellos actualizados al año de estudio.

Por otro lado el modelo de valoración del agua para uso energético también podrá ser renovado si se obtiene nueva información de otras centrales hidroeléctricas no contempladas actualmente en el estudio.

Los datos necesarios para incorporar estas centrales hidroeléctricas son, al igual que para el cálculo inicial:

- Localización (coordenadas UTM)
- Altura del salto (m)
- Caudal turbinado (m³/h)
- Tiempo de funcionamiento anual (h/año)
- Eficiencia de la central
- Potencia instalada

Únicamente los dos últimos parámetros son prescindibles ya que, en último caso, podrían estimarse a partir del resto de datos.

La información sobre nuevas centrales puede ser provista por los Organismos de cuenca de las confederaciones hidrográficas, el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM) o por diversos entes relacionados con la producción de energía hidroeléctrica, como son, Red Eléctrica Española (REE), el Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE) o importantes empresas privadas del sector eléctrico en España.

Con estos datos se calcula la energía producida por cada central en un año. Conociendo el valor unitario de la energía hidroeléctrica en dicho año, se obtiene el valor de cada central.

4.5. CUESTIONES TRANSVERSALES: ASIGNACIÓN DE VALOR AL TERRITORIO

4.5.1. Información alfanumérica

- *Confederaciones Hidrográficas*

Las Confederaciones Hidrográficas proporcionan datos acerca del agua trasvasada entre dos cuencas, así como la cantidad de agua desalada generada en cada Confederación y el origen del agua.

4.5.2. Información cartográfica

- ***Mapa de Cuencas Hidrográficas***

La cartografía de cuencas permite conocer la ubicación exacta de cada cuenca hidrográfica, siendo esta localización necesaria para que sea posible asignar los valores obtenidos al territorio.

- ***Mapa de Subcuencas Hidrográficas***

Este mapa tiene la misma funcionalidad que el mapa de cuencas, pero a una escala mayor de detalle, adicionalmente la jerarquía de flujo permite otorgar un mayor valor a las cuencas superiores.

- ***Modelo SIMPA (Simulación Precipitación-Aportación)***

Según los valores recogidos en este modelo, respecto a la Aportación total y Escorrentía total en cada celda del territorio español, es posible distribuir los valores totales del agua calculados a nivel de cuenca hidrográfica.

4.5.3. Procesos

En la valoración del servicio de provisión de agua para los usos agrícola, industrial y doméstico son utilizados una serie de datos comunes a los tres servicios que es necesario actualizar.

Estos datos empleados en la valoración de agua son:

- Cantidad de agua trasvasada entre cuencas hidrográficas.
- Cantidad de agua desalada generada por cuenca hidrográfica.
- Eficiencia en el transporte de agua.
- Porcentaje de agua empleada en los distintos usos del agua según su origen.
- Modelo SIMPA.

El conjunto de las cuatro primeras variables transversales susceptibles de actualización tienen como origen de la información las distintas Confederaciones Hidrográficas. Por tanto, será necesario recurrir a futuras solicitudes de datos destinadas a los organismos de cuenca.

Esta información será de utilidad a la hora de repartir el valor generado por el agua en los distintos usos.

El modelo SIMPA (Simulación Precipitación-Aportación) reproduce los procesos esenciales de transporte de agua que tienen lugar en las diferentes fases del ciclo hidrológico planteando el principio de continuidad y estableciendo leyes de reparto y transferencia entre almacenamientos, en cada una de las celdas en que se discretiza el territorio. El parámetro más interesante de este modelo para el reparto del valor es el de la Aportación total. De esta forma, el modelo facilita el discernimiento en la atribución del valor a cada celda del mapa.

5. SERVICIOS RECREATIVOS

5.1. VALORACIÓN DEL USO RECREATIVO EN LA ZONA COSTERA

5.1.1. Información alfanumérica

- *Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM)*

Las playas valoradas proceden de la lista oficial del catálogo de playas del MARM. Para cada una, se distinguen tres zonas: la de dominio público, la de servidumbre y la de influencia, con distinto peso a la hora de aplicar el valor de uso recreativo de esa playa.

- *Instituto Nacional de Estadística (INE)*

La lista de municipios costeros del litoral español se ha recopilado de la base de datos del INE.

- *Universitat de les Illes Balears (IBAE)*

La Universitat de les Illes Balears realizó una encuesta referente al litoral de Peguera, Costa de la Calma y Santa Ponça. Esta aplicación empírica permite recoger información referente a la población residente mayor de edad en la franja costera de estudio, poniendo de manifiesto diversos aspectos relativos a las características socioeconómicas de los entrevistados, así como su participación en las actividades recreativas que ofrece el litoral objeto de estudio. Así, el cuestionario está dividido en cuatro secciones, la primera hace referencia a la tipología y atributos de la residencia de los entrevistados, la segunda está dedicada íntegramente a analizar las pautas de frecuentación a los espacios costeros, la tercera se orienta a conocer los elementos relevantes de la última visita realizada por los individuos, y la última se centra en la información de carácter personal de los individuos.

5.1.2. Información cartográfica

- *Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM) y Ministerio de Fomento*

Para determinar la cobertura de playas del mapa final de valor de este servicio se han utilizado los datos correspondientes al MARM y el “Mapa Oficial de Carreteras Interactivo 36” elaborado por el Ministerio de Fomento.

5.1.3. Proceso

El valor de uso recreativo se ha calculado para el caso concreto de la Bahía de Santa Ponça siguiendo varias etapas. En la primera se corresponde con el modelo de elección del espacio en el que se determinan los atributos más significativos (tanto los que afectan positivamente: ratio de la longitud, presencia de arena o presencia de vegetación de porte arbóreo, como los que lo hacen negativamente: coste de la visita, radio visual abierto o espacio nudista). En una segunda etapa se calcula el excedente del consumidor por visita. Una vez calculado, la siguiente etapa es la estimación de la demanda recreativa siguiendo la metodología de Máxima Verosimilitud, mediante una estimación del número total de visitas que los individuos realizan y a partir de información de carácter socioeconómico. Por último, con la ayuda del paquete estadístico NLOGIT-LIMDEP, se procede a estimar el excedente del consumidor mensual, mediante el cual es posible obtener el valor monetario agregado, multiplicándolo por el número de residentes mayores de edad de la zona y dividiendo el resultado entre la superficie total de los 14 espacios considerados en el estudio. Finalmente, se transfiere el valor de uso recreativo obtenido para el caso de estudio al resto de municipios costeros del litoral español.

Por lo tanto, el sistema de valoración utilizado para este servicio consiste en un complejo entramado de formulas y ecuaciones, donde entran en juego numerosas variables, cuyo objetivo final es obtener el excedente del consumidor anual agregado por km de playa, duna o arenal como valor monetario agregado que los residentes en las poblaciones costeras asignan a los servicios recreativos proporcionados por las playas. Es decir, el valor de este servicio depende directamente de esta variable económica, entendiendo el excedente del consumidor como una medida del bienestar que obtiene los individuos del disfrute de los servicios recreativos que ofrecen los espacios costeros, que a su vez depende de otras muchas variables físicas, ambientales y socioeconómicas. De ahí, la dificultad de la actualización de los datos del mapa de valor final para este servicio ecosistémico.

5.2. VALORACIÓN DEL USO RECREATIVO EN INTERIOR

5.2.1. Información alfanumérica

- *Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino (MARM)*

Para la valoración de este servicio han sido recopilados 199 espacios naturales protegidos, con sus respectivas superficies, de la lista oficial del MARM, para los cuales teníamos datos de visitantes.

- *EUROPARC*

Los datos sobre visitantes a espacios naturales protegidos han sido facilitados mayoritariamente por Europarc-España.

- *Encuesta de ocupación en alojamientos de turismo rural*

Los datos sobre visitantes a casas rurales y otros alojamientos rurales por provincia se han obtenido mediante la encuesta de ocupación en alojamientos de turismo rural.

- *Instituto Nacional de Estadística (INE)*

Los datos de poblaciones alrededor de ENP y de unidades de paisaje han sido extraídos del INE.

- *Mapa Forestal de España (MFE)*

Los datos de fracción de cabida cubierta total provienen del MFE.

5.2.2. Información cartográfica

- *Ministerios de Medio Ambiente, Rural y Marino (MARM)*

Por último, se ha hecho uso también tanto de la cobertura oficial de espacios naturales protegidos como de la cobertura oficial de unidades del paisaje, cuya fuente es el MARM, como bases cartográficas para el mapa final de valor.

10.2.3. Proceso

La valoración del servicio de uso recreativo en el interior, el método empleado es la transferencia de beneficios, utilizando el meta-análisis como método de valoración contingente de este bien sin precio de mercado. Para ello, se ha calculado la disposición a pagar (DAP) por hectárea, mediante dos modelos meta-analíticos, uno adaptado a ENP, y otro, a las superficies forestales sin protección. Para ambos casos las variables a

tener en cuenta son las siguientes: el número de visitantes totales al ENP o al alojamiento rural, la superficie del ENP (datos del MARM), la fracción de cabida cubierta del ENP o de la unidad paisaje analizada, la población existente a una distancia de 5 km alrededor de la unidad de paisaje analizada, la población existente a una distancia entre 5 y 10 km del ENP, la población existente a una distancia entre 10 y 25 km del ENP o de la unidad de paisaje analizada y la población existente a una distancia de entre 25 y 50 km del ENP. Por lo tanto, para realizar una actualización de los datos, basta con revisar cada una de las variables, mediante las distintas fuentes, y modificarlas dentro de la fórmula en caso necesario.

6. CAZA Y PESCA DEPORTIVA

6.1. CAZA MENOR

6.1.1. Información alfanumérica

- *Tablas de CORINE*

CORINE es la base cartográfica de valoración según la cual se asigna un uso del suelo a cada porción del territorio.

- *Datos facilitados por las delegaciones provinciales*

- Listado de cotos existentes en cada municipio (matrícula y superficie de coto en hectáreas)
- Datos de canon de arrendamiento (€/año)

- *Anuario de Estadística Agroalimentaria (AEA 1999-2004)*

Este anuario estadístico es la información estadística oficial. En concreto se utilizan los datos de caza menor: “Análisis provincial de las piezas cobradas”.

6.1.2. Información cartográfica

- *CORINE*

En este caso la cartografía es empleada para cruzar los usos del suelo con la cobertura de municipios y obtener la superficie que tiene cada municipio apta como hábitat de caza menor (SCmen).

- ***Mapa de Términos Municipales***

Esta cartografía es utilizada, como se explica en el punto anterior, para identificar la superficie de cada municipio que es susceptible de albergar especies de caza menor.

- ***Cobertura de Cotos de Caza***

En los casos en los que se disponga de esta cobertura, se cruzará con la de municipios para obtener la información de cotos, municipios en los que están ubicados dichos cotos y superficie de coto en cada municipio. Si no se posee esta cartografía, la información que interesa se extrae del listado de cotos.

6.1.3. Procesos

El valor de la Caza Menor en un determinado municipio se calcula dividiendo los precios de arrendamientos de cada uno de los cotos que están ubicados en ese municipio entre la superficie del municipio apta como hábitat para la caza menor.

De ello se deduce que la variable principal a tener en cuenta para la actualización de este servicio son los datos de arrendamientos.

Dichos datos deben ser facilitados por cada una de las delegaciones provinciales, entonces, el cálculo del valor de la caza menor se efectúa de inmediato ya que el valor de superficie de municipio apta como hábitat de caza menor, es un valor fijo y suficientemente conocido.

El problema viene cuando las provincias no proporcionan esa información, entonces para obtener el valor de la caza menor se procederá de la siguiente forma: con los cánones de arrendamientos disponibles se calcula un promedio de arrendamiento en €/ha·año, y así se obtiene una constante (que actualmente es 1,41). Dicha constante multiplicada por la superficie de cotos de caza menor que posee el municipio y dividida entre la superficie del municipio apta como hábitat de caza menor, permite obtener el valor.

Cuando no se dispone de ningún tipo de datos de la provincia (arrendamientos, información relativa a los cotos...) se usa la información disponible en el AEA (Anuario de Estadística Agroalimentaria) relativa al valor que tiene la caza menor en cada una de las provincias, para el periodo de años 1999-2004. Se actualizan estos datos al año tomado como referencia para la valoración, se calcula un promedio de los datos actualizados y ese será el valor que se repartirá entre toda la superficie apta para la caza menor que exista en la provincia.

6.2. CAZA MAYOR

6.2.1. Información alfanumérica

- *Tablas de CORINE*

CORINE es la base cartográfica de valoración en función de la cual se ha asignado un uso del suelo a cada porción del territorio.

- *Datos facilitados por cada una de las provincias*

- Listado de cotos existentes en cada municipio (matrícula y superficie de coto en hectáreas)
- Listado de piezas capturadas en cada coto (promedio de piezas capturadas)

- *Datos facilitados por cada Comunidad Autónoma*

- Precio de subasta de las piezas (dichos datos se actualizan cada año)

- *Anuario de Estadística Agroalimentaria (AEA 1999-2004)*

Este anuario estadístico es la información estadística oficial. En concreto se utilizan los datos de caza mayor: “Análisis provincial de las piezas cobradas”.

6.2.2. Información cartográfica

- *CORINE*

En este caso la cartografía es empleada para cruzar los usos del suelo con la cobertura de municipios y obtener la superficie apta como hábitat de caza mayor que tiene cada municipio (SCmay).

- *Mapa de Términos Municipales*

Esta cartografía es utilizada, como se explica en el punto anterior, para identificar la superficie de cada municipio que es susceptible de albergar especies de caza menor.

- *Cobertura de Cotos de Caza*

Cuando se disponga de esta cobertura, se cruzará con la de municipios para obtener la información de cotos, municipios en los que están ubicados dichos cotos y superficie de coto en cada municipio. Si no se posee esta cartografía, la información necesaria se extrae del listado de cotos.

6.2.3. Procesos

Para Caza Mayor, el valor se calcula mediante la relación existente entre el valor de las piezas de caza mayor que se registran en el municipio y la superficie existente en el municipio y que es apta para dicha caza.

Al igual que para la Caza Menor, el valor de superficie del municipio apta para caza mayor, es fijo, así que la variable principal a tener en cuenta para la actualización de este servicio es el valor de las piezas.

El valor de las piezas se calcula por medio de dos parámetros:

1. Número de piezas capturadas en cada coto
2. Precio de subasta de las piezas

Para obtener un valor de las piezas actualizado, se incorporarán de nuevo los datos de capturas de las distintas especies, registrados en los cotos de cada provincia y para las temporadas que interesen. Estos datos deben ser facilitados por las provincias.

Se estimará el número de machos y el número de hembras de cada especie capturados en cada temporada; a partir de estos datos se obtendrá un promedio de capturas por especie que se multiplicará por el precio actualizado (cuota de entrada + cuota complementaria) correspondiente a cada sexo y que viene estipulado por cada Comunidad Autónoma, obteniéndose así el valor de caza mayor actualizado.

Cabe destacar que cuando el coto está ubicado en varios términos municipales es necesario conocer los datos de superficie total del coto y de superficie parcial en cada término municipal, para poder repartir el valor entre ambos términos municipales.

Para obtener el valor de la caza mayor en aquellas provincias que no faciliten datos de capturas, se utilizará la información que se muestra en el AEA. El anuario informa del valor que tiene la caza mayor en cada una de las provincias, para el periodo de años 1999-2004. Se actualizan estos datos al año tomado como referencia para la valoración, se calcula un promedio de los datos actualizados y ese será el valor que se repartirá entre toda la superficie apta para la caza menor que exista en la provincia.

6.3. PESCA DEPORTIVA EN AGUAS CONTINENTALES

6.3.1. Información alfanumérica

- *Datos del Anuario de Estadística Agroalimentaria (AEA 1999-2004)*

Este anuario contiene la información estadística oficial. En concreto se utilizan los datos de pesca: Análisis provincial de las piezas capturadas en aguas continentales correspondientes a los años 1999-2003 (valores por provincia).

- ***Datos de la red de calidad SAICA del MARM***

Se utilizan los datos de DBO5 por subcuenca para obtener calidades de aguas a dicho nivel.

- ***Real Decreto 927/1988, de 29 de julio de 1988 (BOE num.209) de calidad exigible a las aguas continentales cuando requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces***

Proporciona la calidad necesaria de las aguas continentales para salmónidos y ciprínidos.

6.3.2. Información cartográfica

- ***CORINE***

CORINE es la base cartográfica que informa sobre los usos del suelo a los que se les asignará valor de pesca continental: ríos, lagos y embalses.

- ***Mapa de Ríos de España***

Esta cartografía es un elemento básico para identificar los cursos fluviales en el territorio y es empleada como complemento a los usos identificados en CORINE.

- ***Mapa de provincias de España***

Esta cartografía representa los límites provinciales de España.

- ***Cobertura de subcuencas facilitada por el MARM***

Esta cobertura se cruza con el Mapa de Ríos del CEDEX, con CORINE (Ríos, Embalses y Lagos) y con la cobertura de provincias, para así obtener las superficies de subcuenca por provincia.

6.3.3. Procesos

La metodología de valoración consiste en obtener un valor (en €) a nivel provincial de este servicio y repartirlo en el territorio en función de la calidad de las aguas, por lo que son estas dos variables, valores de piezas capturadas en aguas continentales y datos de DBO5, las principales a tener en cuenta a la hora de actualizar este servicio.

Para valorar la pesca deportiva se utilizará la información que se muestra en el AEA. El anuario informa del valor que tiene la pesca en cada una de las provincias para unas determinadas especies (salmón, trucha, cangrejo y otras especies) y para el periodo de años 1999-2004. Se actualizan estos datos al año tomado como referencia para la valoración, se distinguen dos grupos, englobándose las especies de trucha y salmón en el grupo de los salmónidos y los cangrejos y la categoría de otras especies en el grupo

de los ciprínidos, se calcula un promedio de los datos actualizados y ese será el valor que se repartirá entre las superficies correspondientes a cada una de las calidades (Calidad 1-Salmonícolas; Calidad 2-Ciprinícolas) que existen en las subcuencas de cada provincia.

En base al RD 927/1988 de 29 de julio de 1988 (BOE num. 209) para saber la calidad que poseen las aguas de una subcuenca hay que tener en cuenta los valores de DBO₅ que llevan asociados. Cuando los valores de DBO₅ son menores que 3, la calidad de las aguas es apta para que habiten los salmónidos y cuando los valores de DBO₅ son menores que 6, pueden vivir los ciprínidos. Una vez calculada la calidad de cada subcuenca, se determina a nivel provincial la superficie que tiene de cada una de las calidades, valor necesario para imputar el valor de salmónidos a la superficie de calidad 1 y el valor de los ciprínidos a la suma de superficies de calidad 1 y 2.

Los datos de DBO₅ que se han utilizado son datos puntuales de calidad a nivel nacional procedentes de las redes de control del MARM, la próxima publicación de los Planes de Cuenca de cada Demarcación Hidrográfica (previstos para el año 2010) suministrarán nueva información en este sentido, la cual tendrá que ser incorporada en este sistema de valoración.

7. CONTROL DE LA EROSIÓN

7.1. CONTROL DE EROSIÓN *EX SITU*

7.1.1. Información alfanumérica

- ***“Sediment yield at Spanish reservoirs and its relationship with the drainage basin area” (Avendaño Salas et al., 1997)***

El artículo facilita la tasa de sedimentación en embalses ofreciendo valores de las toneladas sedimentadas en una serie de embalses españoles. Esta tasa sirve como índice para estimar las toneladas de materiales que anualmente llegan al vaso de cada embalse procedentes de su cuenca vertiente.

- ***Coste de limpieza de embalses***

Existen diversos artículos en los que se calcula el coste que supone limpiar una tonelada de sedimentos depositados en el lecho de los embalses. Este coste es empleado con el fin de valorar económicamente las toneladas de suelo que gracias a la presencia de vegetación no llegan al embalse.

7.1.2. Información cartográfica

- *Erosión evitada*

Se entiende por erosión evitada a la diferencia entre la erosión potencial (la que sucedería en ausencia de vegetación) y la erosión actual (erosión real del terreno). De esta forma, la erosión evitada cuantifica las toneladas de suelo que son retenidas gracias a la presencia de la cubierta vegetal. El cálculo de este mapa se realiza a partir de un mapa de erosión actual y su correspondiente mapa de erosión potencial.

En la actualidad se encuentra en elaboración el Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES), proyecto que suministrará información cartográfica precisa de los estados erosivos del conjunto del territorio español cuando se encuentre finalizado (erosión potencial y actual), encontrándose hasta la fecha concluidas únicamente algunas provincias. El Mapa de Estados Erosivos (MEE) es el único mapa completo para toda España, el cual muestra la erosión actual del territorio. Con el fin de completar la información disponible se ha elaborado un mapa de erosión específico para las valoraciones de VANE a partir del MEE y del INES.

- *Cobertura de embalses*

En esta cobertura se representa la ubicación de la totalidad de los embalses españoles.

- *Mapa de cuencas vertientes a embalses*

A partir de un modelo de direcciones de flujo se ha creado una cartografía de cuencas vertientes a cada uno de los embalses españoles con el fin de determinar las regiones que aportan sedimentos a cada uno de los mismos.

7.1.3. Proceso

El evento de actualización clave para este servicio será la incorporación sucesiva de la información del Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES) de las provincias que se vayan publicando. El INES debe sustituir progresivamente al mapa de erosión elaborado para VANE. De esta forma se obtendrán nuevos valores de erosión actual, potencial y evitada del territorio, y consecuentemente nuevos valores económicos del servicio de conservación de suelos.

Por otro lado, existe la posibilidad de recopilar nueva información sobre la tasa de erosión que llega al vaso de cada embalse, recordar que en la actualidad estos porcentajes han sido tomados del artículo publicado por Avendaño Salas en 1997. Una eventual modificación de esta tasa sería incorporada al modelo alfanumérico de forma externa al sistema cartográfico, esto es, los nuevos valores serían calculados en tablas que posteriormente se representarían gráficamente en el Sistema de Información Geográfica (SIG). Igualmente queda abierta la opción de incorporar externamente al SIG un coste de limpieza de la tonelada de sedimento diferente del empleado originalmente con el fin de incorporar sus posibles variaciones detectadas a partir de

artículos de investigación u otras fuentes de información como presupuestos de las empresas de dragado.

8. TRATAMIENTO DE VERTIDOS

8.1. AGUAS CONTINENTALES

8.1.1. Información alfanumérica

- *Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM)*

A través del MARM se obtiene la base de datos de puntos de vertido. Respecto a los puntos de vertido se requiere conocer su calidad a través de la DBO₅ y si existe o no presencia de una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) que los trate; en caso afirmativo es necesario conocer la DBO₅ final del vertido después de haber sido depurado.

De la misma fuente se adquiere la red de control de calidad de las aguas. Ésta aporta periódicamente resultados de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) en determinados puntos de los ríos españoles. Esa calidad es la referencia del medio receptor de los vertidos mediante la cual se conoce el estado en el que se encuentra cada río.

- *Instituto Nacional de Estadística (INE)*

El caudal de salida vertido al medio receptor por las EDAR es el de entrada a las mismas deduciendo del mismo el volumen de pérdidas y el de reutilización. Éste es el coeficiente de reducción del agua vertida por las EDAR cuyos valores han sido calculados para cada Comunidad Autónoma.

- *Coste de depuración de aguas residuales*

Con el fin de determinar el coste evitado gracias a la acción depuradora de los ríos, se debe disponer de información acerca de la variación de costes de depuración en función de la calidad del agua a depurar.

8.1.2. Información cartográfica

- *Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM)*

A través del MARM se obtiene la base de datos de puntos de vertido (DBO₅ del vertido); en ella se seleccionan todos aquellos puntos cuyo medio receptor son las aguas continentales.

De la misma fuente se adquiere la red de control de calidad, que proporciona la localización geográfica de los puntos de control de calidad.

- ***Cobertura de subcuencas facilitada por el MARM***

Las subcuencas hidrográficas son las unidades territoriales que reciben el valor del servicio de depuración prestado por las aguas que aportan.

- ***Modelo SIMPA. Escorrentía total de cada píxel***

El Modelo SIMPA se emplea con el fin de realizar un reparto de valor lo más desagregado posible, esto es, a nivel de píxel. Para ello, se toma el dato de escorrentía total de cada celda, con el fin de que aquellas celdas que aportan una mayor cantidad de agua reciban un valor mayor.

8.1.3. Proceso

La metodología de valoración consiste en realizar una comparación por cada tramo de río a nivel de subcuenca, entre la calidad del vertido y la calidad del medio receptor. Esta diferencia, cuantificada por medio de la DBO₅, se valora aplicando el coste evitado que supondría depurar esa diferencia de calidad en una EDAR.

La principal variable económica que interviene en el proceso es el coste de depuración de vertidos, una modificación de la misma produce una variación en el valor del servicio. Al tratarse de un factor multiplicativo (diferencia de calidad por el coste de depuración) la aplicación al modelo de una posible actualización de los costes sería inmediata, obteniéndose la nueva cobertura de valor para este servicio.

Por otro lado la posible modificación de las condiciones de vertido o del sistema de medida de la calidad de las aguas, supone una modificación en la información de base del modelo, siendo en este caso necesario recalcular los valores desde el origen del proceso. Como posibles modificaciones en este sentido se han identificado las siguientes: autorización de nuevos puntos de vertido, variaciones en la calidad del vertido, publicación de nuevos valores de calidad procedentes de los puntos de control, publicación de cartografía temática sobre la calidad de las aguas, etc. Concretar en este sentido que a fecha de entrega de VANE únicamente se dispone de datos puntuales de calidad a nivel nacional procedentes de las redes de control del MARM, la próxima publicación de los nuevos Planes de Cuenca de cada Demarcación Hidrográfica (previstos para el año 2010) podría suministrar nueva información en este sentido, la cual sería susceptible de ser incorporada en el sistema de valoración diseñado para VANE.

8.2. OCÉANO

8.2.1. Información alfanumérica

- *Ministerio de Sanidad y Consumo*

El Ministerio de Sanidad y Consumo publica en su página web el documento “Calidad de las aguas de baño en España, Informe Técnico 2007” el cual ofrece un listado de las playas españolas de las que se indica su aptitud o no para el baño. En la valoración de este servicio se ha determinado que el mar presta servicio de depuración cuando las playas próximas a un punto de vertido son aptas para el baño.

- *Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM)*

A través del MARM se obtiene la base de datos de puntos de vertido (DBO5 del vertido); en este caso son necesarios los datos de los vertidos que van a parar al mar.

- *Instituto Nacional de Estadística (INE)*

El caudal de salida vertido al medio receptor por las EDAR es el de entrada a las mismas deduciendo del mismo el volumen de pérdidas y el de reutilización. Éste es el coeficiente de reducción del agua vertida por las EDAR cuyos valores han sido calculados para cada Comunidad Autónoma a partir de los datos del INE.

- *Coste de depuración de aguas residuales*

El dato de coste de depuración de los vertidos será obtenido mediante la mismo procedimiento señalado para las aguas continentales, obteniendo por lo tanto el coste evitado gracias a la acción depuradora del mar.

8.2.2. Información cartográfica

- *Cobertura SIG de playas de España*

Las playas se emplean como indicadores de la calidad del mar. Así pues, conocida la localización de las playas a través de una cobertura SIG, se determina si el mar presta (playas aptas para el baño) o no (playas o aptas) el servicio de tratamiento de vertidos.

- *Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM)*

A través del MARM se ha obtenido la base de datos de puntos de vertido (DBO5 del vertido); en ella se seleccionan todos aquellos puntos cuyo medio receptor son los mares y océanos.

8.2.3. Proceso

Se trata de un procedimiento análogo al diseñado para la valoración del servicio de tratamiento de vertidos prestado por las aguas continentales, ya que este modelo emplea en gran medida la misma información de partida que el modelo diseñado para las aguas continentales; por ello las actualizaciones que se realicen en el servicio global de tratamiento de vertidos de las aguas españolas debe hacerse de forma solidaria en ambos modelos: aguas continentales y aguas oceánicas.

La principal actualización a realizar será la incorporación secuencial de información sobre calidad de las masas de agua, la cual será publicada en los nuevos Planes de Cuenca de cada Demarcación Hidrográfica (con finalización prevista para el año 2010). Esta información puede enriquecer el modelo en dos sentidos: por un lado puede aportar información más precisa que la empleada originalmente sobre la calidad del medio marino; por otro lado sería posible incorporar en la valoración los vertidos que llegan al océano a través del cauce de los ríos, para ello será necesario disponer de información sobre la calidad y el caudal de los cursos de agua en el punto de su desembocadura al mar.

Otras posibles vías de actualización que pueden incorporarse al sistema son las siguientes:

Asignación a cada playa de la nueva categoría de aptitud o no para el baño publicada anualmente por el Ministerio de Sanidad y Consumo a través de sus Informes Técnicos.

Modificación de los puntos de vertido bien en cuanto a nuevas autorizaciones o baja de licencias, o en cuanto a la calidad de los efluentes.

Modificación en las condiciones de las EDAR que tratan los vertidos (localización, porcentaje de depuración, coeficiente de reutilización del agua etc.)

Coste de depuración de las aguas residuales. Se trata de una variable multiplicativa que afecta a la diferencia de calidades entre el vertido y el medio receptor, cuantificando en términos económicos dicha diferencia de calidad.

9. CAPTURA DE CARBONO

9.1. CAPTURA DE CARBONO EN ECOSISTEMAS FORESTALES: ÁRBOLES Y MATORRAL

9.1.1. Información alfanumérica

- *Tablas de CORINE*

Al igual que en el resto de servicios, CORINE es la “llave” que se emplea para conocer el uso del suelo, pudiendo seleccionarse para cada servicio valorado en VANE los usos del suelo en los que éste se encuentra.

- *Secuencia para la valoración de la producción de madera y leñas (VANE)*

En la secuencia seguida para la valoración de la madera y la leña se obtienen dos datos de base para la valoración del carbono capturado: el incremento anual de volumen con corteza de cada especie en cada píxel (IAVC) y la producción de madera y leña de cada píxel; por lo tanto, como diferencia se conoce el volumen de madera que capta dióxido de carbono.

- *Densidad de la madera por especies*

El equipo de valoración de la Escuela de Ingeniero de Montes de Madrid ha aportado para VANE la densidad de madera de un amplio catálogo de especies forestales. Estas densidades se emplean con el fin de hacer la transformación de volumen a peso de madera.

- *Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles*

La publicación “Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles”, se ha empleado como fuente para determinar el porcentaje de materia seca en peso del fuste de cada especie y el porcentaje en peso de carbono contenido en la materia seca de cada especie.

- *Inventario Forestal Nacional (IFN2 e IFN3)*

Como ya se ha indicado se requiere el IAVC de cada especie en cada provincia. Adicionalmente del IFN se han recopilado la fracción de cabida cubierta (FCC) del matorral a nivel de parcela y la altura media del matorral a nivel de parcela. Comparando inventarios sucesivos se procede a calcular el incremento de biomasa de matorral en cada parcela.

- *Estudio de los recursos de fitomasa en Galicia*

Este estudio elaborado por Tragsatec para la Xunta de Galicia en 1997, ofrece la densidad aparente de una serie de especies de matorral, mediante la cual, conocido el

incremento de volumen aparente de matorral en cada parcela se calcula el incremento de biomasa.

- ***Point Carbon***

Por medio de la página web www.pointcarbon.com se obtiene el valor unitario de la tonelada de CO₂.

9.1.2. Información cartográfica

- ***CORINE***

El código único de cada tesela de CORINE es el identificador que liga la información alfanumérica de las tablas, con la información cartográfica.

9.1.3. Proceso

Con el fin de facilitar el sistema de actualización de este servicio se procederá a dividirlo en sus dos componentes: el carbono capturado por los matorrales y el capturado por los árboles.

En el caso de los matorrales la información básica de partida es el incremento de biomasa de matorral en cada parcela del IFN, para el cálculo de dicho incremento se emplea una comparación entre inventarios sucesivos parcela a parcela (por ejemplo entre el IFN₂ y el IFN₃), calculándose en cada una el crecimiento del matorral. Dado que la rotación entre inventarios es de aproximadamente 10 años para cada provincia, se determina que el sistema deberá actualizarse con este mismo periodo, incorporando así los nuevos datos publicados. De esta forma se dispondrá del nuevo incremento de biomasa de matorral en cada parcela, el cual se transforma en toneladas de CO₂ capturadas mediante una sencilla multiplicación por un coeficiente que relaciona biomasa arbustiva con la cantidad de carbono que forma parte de dicha biomasa. Calculadas las toneladas capturadas se multiplicará por el precio unitario de la tonelada. Este precio unitario deberá ser una variable abierta ya que podría modificarse según los mercados establecidos afectando así al valor del servicio calculado por VANE.

Respecto al sistema diseñado para el cálculo del valor del CO₂ absorbido por los árboles, reflejar que se trata de un sistema íntimamente relacionado con la valoración de la producción maderera y de leñas, la relación es directa en el sentido de que cuanto más madera y leña se produzca menor será la cantidad de CO₂ fijada, por lo tanto la modificación o actualización de cualquiera de estos tres valores afectará directamente a los otros dos. Así pues, la valoración de este servicio parte de conocer cuánto volumen de madera crece en los bosques y no es cortado, esto es, el resultado de restar al IAVC la producción de madera y leña.

Por lo tanto un procedimiento de actualización indirecta de este servicio sería actualizar el valor de la madera y la leña (bien modificando el IAVC incorporando los resultados de los nuevos inventarios forestales o modificando el porcentaje de cortas

recogido en los anuarios estadísticos), recalculándose así el valor del CO₂ fijado. El procedimiento de actualización directo de este servicio consiste en dejar abierta la variable “precio de la tonelada de CO₂” la cual multiplicaría al incremento de volumen de biomasa no cortada de los árboles.

9.2. CAPTURA DE CARBONO EN SUELO AGRÍCOLA (OLIVARES)

9.2.1. Información alfanumérica

- *“Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles”, Montero et al. (2005)*
 - o Incremento total de la biomasa (en peso seco) del acebuche
 - o N° de pies o individuos del estudio
 - o Factor de conversión MSC: biomasa maderable – Carbono
- *Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de Madrid*

Informa del promedio de la densidad de plantación en el cultivo del olivo.

- *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos (ESYRCE, MAPA)*

A partir de los datos de superficie del periodo 2002-2006 se obtiene la tasa de renovación o arranque de los cultivos perennes, y se realiza anualmente por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

- *Point Carbon*

Por medio de la página web www.pointcarbon.com se obtiene el valor unitario de la tonelada de CO₂.

9.2.2. Información cartográfica

- *Mapa de usos del suelo de VANE*

Se identifica la superficie del mapa ocupada por olivar, para aplicar el valor del servicio.

9.2.3. Proceso

La captura de carbono en los usos agrícolas o pastos se valora solo en aquellos terrenos ocupados por olivar. Observando las variables que intervienen en la metodología empleada para la valoración, solo cabe actualizar el valor en el caso de que surjan estudios o datos más fiables.

9.3. CAPTURA DE CARBONO EN TURBERAS

9.3.1. Información alfanumérica

- *“Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain, Biology and Fertility of Soils”, Rodríguez-Murillo, 2001*

Para determinar el valor promedio de contenido de carbono en suelos para el caso concreto de los histosoles de España se emplea un valor de 888 tC.ha⁻¹ obtenido por Rodríguez-Murillo para los histosoles de la Península Ibérica que ocupan unos 803 km².

- *“Registro paleoclimático y paleoambiental de los últimos 350.000 años en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (Ciudad Real)”, Valdeolmillos, 2005*

Estudios recientes realizados por Valdeolmillos para los humedales de las Tablas de Daimiel han datado estos ambientes en miles de años. Por lo tanto, asumiéndose una escala temporal o edad de los humedales de 100.000 años, se obtiene un valor de captura de carbono anual de 0,00888 tC.ha⁻¹.año⁻¹.

- *Point Carbon*

Por medio de la página web www.pointcarbon.com se obtiene el valor unitario de la tonelada de CO₂.

9.3.2. Información cartográfica

- *Mapa de usos del suelo VANE*

A partir del mapa se selecciona la capa o uso del suelo en el que se localizan los humedales.

- *Mapa de suelos del USDA (United States Department of Agriculture)*

Para calcular la superficie de los humedales españoles que está sobre suelos orgánicos o histosoles, se emplea el mapa de suelos de la USDA, publicado por el SEISNET. Para el caso concreto de las Tablas de Daimiel (el mayor humedal) existen datos cartográficos más específicos.

9.3.3. Proceso

La valoración de la captura de carbono en turberas se realiza siguiendo la metodología del IPCC (2006) para los humedales, que consiste en un balance de emisiones de C y para la cual se requiere contabilizar la superficie y las extracciones anuales de

bofedales. En espera de nuevas investigaciones en este campo, el único dato actualizable utilizado para valorar este servicio es el precio de la tonelada del CO₂.

9.4. CAPTURA DE CARBONO EN OCÉANO

9.4.1. Información alfanumérica

- *Proyecto “Sea Around Us”*

La captura de carbono en el océano se valora siguiendo la metodología del IPCC para mares y océanos. Para ello, se emplea los datos de producción primaria neta (PPN) del fitoplancton marino facilitados por el proyecto “Sea Around US”.

- *“Primary Production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components”, Field et al., 1998*

La producción primaria neta en los mares y océanos se interpreta como un flujo de carbono anual y efímero entre la atmósfera y la superficie marina, siendo verdaderamente efectivo el depósito de sólo una tercera parte del C orgánico en las profundidades marinas (Field *et al.*, 1998). De este modo, para obtener de captura de C es necesario aplicar un factor de corrección 1/3 al valor de PPN del fitoplancton.

- *Point Carbon*

Por medio de la página web www.pointcarbon.com se obtiene el valor unitario de la tonelada de CO₂.

9.4.2. Información cartográfica

- *Mapa cartográfico propio del océano (VANE)*

Los datos promedios de PPN se reparten entre las tres zonas FAO incluidas dentro de la ZEE; éstas son: NE Atlántico, E Central Atlántico y Mediterráneo. De este modo, en el mapa final se diferencian por tanto cuatro grandes áreas con valor de captura de carbono: el NE Atlántico, el E Central Atlántico, las Islas Canarias, y el Mediterráneo.

9.4.3. Proceso

De este modo, la actualización de la valoración de este servicio va a depender fundamentalmente de las dos variables empleadas susceptibles de cambiar a lo largo del tiempo: por un lado la PPN del fitoplancton marino y por otro el valor unitario de la tonelada de CO₂.

10. CONSERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA

10.1. ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS

10.1.1. Información alfanumérica

- *Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM)*

Para la valoración de este servicio se han seleccionado 113 espacios naturales protegidos recogidos en la lista oficial de Espacios Naturales Protegidos del MARM para los cuales se dispone de datos de presupuesto.

- *Ministerio de Economía y Hacienda y EUROPARC-España*

La valoración de este servicio a partir de los costes que soporta la sociedad por mantener en un determinado estado de conservación la biodiversidad del territorio español se estima a partir de los costes de gestión y mantenimiento de la red de ENP. Para ello, se toman los costes de gestión facilitados por EUROPARC-España para 125 parques (para el año 2005, o en su defecto 2006), como aproximación a la parte de presupuesto del ENP dedicada a actividades de conservación, recopilados a partir del capítulo VI (inversiones reales) de la Secretaría General de Presupuestos y Gastos del Ministerio de Economía y Hacienda.

- *Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM)*

Los datos de superficie de los Espacios Naturales Protegidos seleccionados se obtienen a partir de la lista oficial de ENP del MARM.

10.1.2. Información cartográfica

- *Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM)*

El mapa final de valor de este servicio tiene como base cartográfica el mapa oficial de la cobertura de espacios naturales protegidos españoles del MARM, en el que han sido eliminados todos aquellos espacios para los que no se dispone de información presupuestaria.

10.1.3. Proceso

La valoración de este servicio sigue un procedimiento sencillo, ya que únicamente se han considerado en el ejercicio los costes de gestión. Por lo tanto, su actualización depende de los cambios anuales que sufran los presupuestos de los ENP.

10.2. CONJUNTO DEL TERRITORIO

10.2.1. Información alfanumérica

- *Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM)*

Base de datos con el importe de las medidas agroambientales concedidas durante el periodo de aplicación del Programa de Desarrollo Rural para Medidas de Acompañamiento 2000-2006 que corresponda según el territorio de aplicación (País Vasco y Navarra tienen la competencia en esta materia). Estas ayudas se conceden por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, excepto para los casos de Navarra -Departamento de Desarrollo Rural y Medio Ambiente del Gobierno de Navarra- y de País Vasco, donde la labor de concesión de las ayudas se reparte entre el Gobierno del País Vasco y las diferentes diputaciones forales.

- *Departamento de Desarrollo Rural y Medio Ambiente del Gobierno de Navarra*

Importe de las medidas agroambientales del periodo de aplicación del Programa de Desarrollo Rural de Navarra 2000-2006.

- *Gobierno del País Vasco y Diputaciones Forales de Álava, Guipúzcoa y Vizcaya*

Importe de las medidas agroambientales del periodo de aplicación del Plan de Desarrollo Rural Sostenible de la Comunidad Autónoma de País Vasco 2000-2006.

- *Tablas del Mapa de base empleado en VANE*

Se emplea para conocer la superficie de los usos del suelo asociados a cada una de las medidas agroambientales seleccionadas para valorar este servicio.

10.2.2. Información cartográfica

- *Mapa de usos del suelo de VANE*

Identificados los usos afectados en la valoración se les asociará el valor resultante.

10.2.3. Proceso

La valoración del servicio de conservación de la biodiversidad mediante el uso de las medidas agroambientales toma como base el importe de las ayudas, que por aplicación de las medidas agroambientales definidas en el correspondiente Plan o Programa de Desarrollo Rural. Por lo tanto, deben entenderse constantes los valores obtenidos para el año 2006. Para el nuevo periodo de aplicación de las medidas agroambientales (2007-2013), cabe actualización al finalizar dicho periodo, una vez se obtenga el dato de la cantidad total destinada por ayuda a cada municipio.