

Pablo Campos Palacín*
Alejandro Caparrós Gass*

LA INTEGRACIÓN DEL VALOR DE CAMBIO DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES EN LAS CUENTAS VERDES DE LAS ÁREAS NATURALES

Los bienes y servicios de mercado se miden en la contabilidad nacional por sus valores de cambio (precio por cantidad), mientras que los métodos de valoración ambiental de los servicios ambientales estiman el excedente del consumidor o las variaciones hicksianas. Esto impide una agregación directa de los valores ambientales en la contabilidad nacional. Este artículo propone una metodología que permite la agregación en condiciones homogéneas. Para el libre acceso de los visitantes recreativos proponemos simular el mercado completo (demanda, oferta y contexto competitivo), obteniendo una horquilla de valores. También proponemos métodos para estimar los valores de cambio de los servicios ambientales autoconsumidos por los propietarios privados particulares. La metodología se ilustra con dos aplicaciones a bosques españoles.

Palabras clave: medio ambiente, servicios ambientales, valor de cambio, contabilidad nacional, valoración contingente, valores ambientales, renta total verde del bosque.

Clasificación JEL: Q23, Q51, Q56.

1. Introducción

Este artículo se ocupa de la valoración *in situ* de algunos de los bienes y servicios ambientales más importan-

tes de los bosques, como son los servicios recreativos disfrutados por los visitantes, el autoconsumo de servicios ambientales de los propietarios privados particulares y otros servicios ambientales. Nuestro interés es incorporar estas producciones finales ambientales en la medición de la renta total verde del bosque, en el contexto de la extensión del *output* del sistema de cuentas nacionales (SCN) convencional. Para abordar este objetivo se han de resolver dos retos conceptuales. El primer reto se refiere a la necesidad de expandir el estrecho concepto de proceso de producción del SCN para dar cabida en este último a los bienes y servicios ambientales (Bartelmus, 1998: 269; FAO, 1998: 2-3; Nord-

* Instituto de Políticas y Bienes Públicos. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC).

Esta investigación se ha beneficiado de las ayudas del programa marco de la Unión Europea MEDMONT (QLRT-1999-31031) y CREOAK (QLRT-2001-01594), así como de la Junta de Andalucía y de la Sociedad Anónima Belga de los Pinares de El Paular. Agradecemos a Paola Ovando y a José Luis Oviedo por su asistencia en varias de las fases de la investigación.

Versión de noviembre de 2008.

haus y Kokkelenberg, 1999: 5). El segundo reto trata de simular los valores de cambio de los servicios ambientales en un contexto de ausencia de cambios relativos de precios de la economía en su conjunto (Caparrós *et al.*, 2001; Caparrós *et al.*, 2003; Eurostat, 2002: 45; FAO, 1998: 4).

Existe un consenso generalizado entre los contables nacionales y los economistas sobre que la teoría de la renta hicksiana es el concepto que ha de guiar el SCN (Nordhaus y Kokkelenberg, 1999: 35). En nuestro entorno, también la Unión Europea recomienda a los contables nacionales medir la renta hicksiana, entendida esta última «como la máxima cantidad que el beneficiario [persona o territorio] puede consumir [gastarse] en un período dado sin reducir el valor de su riqueza» (Eurostat, 2000: 87). No obstante, este reconocimiento de la renta hicksiana en el SCN es insuficiente, y aún hoy el sistema satélite de cuentas comerciales y ambientales integradas (SEEA) de Naciones Unidas permanece sin ampliación alguna respecto a los límites estrictamente comerciales de la función de producción (United Nations *et al.*, 2003), y, por tanto, la integración de los bienes y daños ambientales en la medición de la renta hicksiana de los bosques es todavía un reto pendiente de regulación por los gobiernos. En Campos (2000) y Caparrós *et al.* (2003) se presenta la metodología del sistema de cuentas agroforestales (CAF) que permite extender el concepto de renta hicksiana a la medición de los bienes y servicios ambientales de los bosques. En este estudio utilizaremos la metodología CAF como marco general y nos centraremos en el segundo reto descrito más arriba: la estimación de los valores de cambio de los bienes y servicios ambientales ofertados por los bosques.

El SCN se basa principalmente en precios de mercado, mientras que los estudios sobre el valor de los servicios públicos ambientales (por ejemplo: funciones recreativas de los bosques) habitualmente estiman el excedente del consumidor (Eurostat, 2002: 45), y, en consecuencia, no es posible una agregación directa homogénea de ambos grupos de valores económicos.

Una opción que podría seguirse para evitar esta limitación sería estimar el excedente del consumidor de los bienes y servicios comerciales para agregarlos a los correspondientes ambientales. Esta alternativa nos acercaría al marco de resultados del análisis coste-beneficio estándar, pero claramente nos separaría de los fines del SCN convencional y, por ello, no seguiremos esta vía.

La alternativa que proponemos es estimar precios y cantidades de los mercados simulados de los bienes y servicios ambientales, que nos permitan obtener sus valores de cambio (precio por cantidad), y no el excedente del consumidor o variaciones hicksianas, para estos bienes y servicios ambientales. Esta forma de proceder es bastante común en la normativa central de la metodología del SCN, donde el empleo de precios procedentes de mercados similares es el primer criterio para casos donde no existen precios de mercado observables. Hultkrantz (1992) recurre a este criterio para estimar los valores de productos no madereros de los bosques sólo parcialmente comercializados en mercados de Suecia. Nosotros proponemos extender este criterio del valor de cambio a los bienes y servicios ambientales (ejemplo: servicios recreativos de libre acceso) de los bosques para los que no existen mercados similares. Así, recurrimos a simular el mercado completo: demanda, oferta y tipo de mercado. En el caso de la demanda de servicios recreativos de libre acceso se utilizan métodos de preferencias declaradas para estimar la demanda bajo diferentes supuestos de la estructura del mercado y, dependiendo de esta última, obtendremos una orquilla de precios de mercado simulados.

En el caso de los servicios ambientales autoconsumidos por los propietarios privados particulares de los bosques, el mercado existe para estos bienes y servicios en la forma de un valor capitalizado integrado en el precio de la tierra (ya que estos bienes y servicios tienen claramente reconocido su efecto en el precio de mercado de la tierra), de modo que la cuestión a resolver es cómo obtener el valor de cambio del flujo anual del autoconsumo ambiental del propietario, para ser incorporado en el SCN verde.

2. Medición de valores de cambio de los servicios ambientales

El bosque es, al mismo tiempo, una propiedad conjunta pública y privada, desde la perspectiva de sus usos efectivos. Así, la propiedad de un bosque es a menudo un paquete formado por múltiples derechos. Desde un punto de vista económico, la propiedad efectiva de un bosque ha de ser extendida a los usos reales, de forma que, «(para) el análisis económico, sólo los derechos económicos ciertos, no los derechos nominales legales, son relevantes» (Eggertsson, 2003: 73). Así, un bosque es susceptible de generar rentas tanto a su propietario legal como a los usuarios públicos de los bienes y servicios que ofrece. Los usuarios públicos incluyen a los visitantes recreativos activos pero también a los beneficiarios pasivos.

Los precios de los bienes y servicios comerciales son directamente observables; en consecuencia, estimarlos es una tarea simple —aunque laboriosa—. En el siguiente subapartado nos ocupamos de los valores que no son objeto de venta.

Estimación del valor de cambio de los servicios recreativos públicos de libre acceso

En la metodología aquí presentada, y siguiendo a Caparrós (2000), Caparrós *et al.* (2003) y Campos *et al.* (2008a), el procedimiento normativo central de la metodología del SCN de utilizar precios de mercados similares se extiende para incluir *outputs* finales del bosque donde no existen precios de mercados similares (por ejemplo, servicios recreativos de libre acceso). En principio, nada distingue a un servicio como el recreativo, disfrutado por los visitantes que acceden libremente al bosque, de un producto no-maderero como la recolección de setas en Suecia, donde el acceso al bosque es libre (Hultkrantz, 1992). Sin embargo, ya que no existe un mercado real para los servicios recreativos del bosque, nosotros proponemos simular un mercado para determinar qué precio existiría si los servicios fueran inte-

riorizados. Es decir, simulamos no sólo el lado de la demanda, sino también el lado de la oferta y el tipo de competencia que prevalece en el mercado de los servicios recreativos de libre acceso.

Para simular el mercado, primero hemos de estimar la demanda recreativa en los bosques particulares estudiados. Podemos hacerlo mediante el método del coste del viaje, obteniendo así la función de demanda marshalliana que buscamos, o, alternativamente, realizar una encuesta de valoración contingente. En esta última estimamos primero la variación hicksiana, para así obtener con posterioridad la demanda marshalliana, suponiendo que el efecto riqueza es de escasa significación. Éste es el enfoque que vamos a seguir en los dos casos de estudio presentados más adelante.

Sorprendentemente —pues supone incumplir los requisitos de la teoría de la renta— numerosas aplicaciones han agregado las mediciones de valores comerciales con los excedentes del consumidor obtenidos del disfrute recreativo del público en espacios naturales de libre acceso. Esta aproximación es claramente cuestionable ya que supone que en el mercado simulado todos los visitantes abonarían realmente su máxima *disposición a pagar* (DAP) declarada, lo que es un supuesto alejado de la realidad, si el objetivo es simular un mercado real. Por tanto, asumimos que el propietario del bosque —en la práctica— sólo puede elegir un único precio para ser cobrado a los visitantes y utilizamos dos supuestos extremos para obtener un intervalo para ese precio. En primer lugar, suponemos que los bosques estudiados tienen la condición de *únicos*, de modo que los propietarios pueden elegir el precio que deseen dada la situación monopolística de la que disfrutan (Caparrós *et al.*, 2001 y 2003; Campos *et al.*, 2008b). Como sabemos, en este caso el propietario del bosque obtiene el mayor beneficio cuando el precio iguala al coste marginal de la visita. Si la función de demanda se supone que es lineal y el coste marginal igual a cero, se sigue que el precio que maximiza el beneficio coincide con la mediana. Suponer un coste marginal cero es un supuesto extremo, pero en muchos casos es la única forma posible de asignar una cifra que debe

ser admitida como un coste fijo por ofertar el servicio recreativo a los visitantes. No obstante, ni este supuesto ni el de la forma lineal de la demanda son limitaciones esenciales, ya que siempre podemos simular el precio que el monopolista establecería. Usaremos el valor obtenido suponiendo una posición de mercado monopolista como el precio máximo de la visita, siendo ésta una situación con beneficios extraordinarios del propietario monopolista (recauda beneficios por encima del coste de oportunidad en un mercado competitivo de capitales). Un criterio similar, aunque menos elaborado, ha sido propuesto por el grupo de trabajo de Eurostat de cuentas comerciales y ambientales de los bosques¹.

El segundo supuesto extremo consiste en suponer que el área natural considerada es completamente homogénea con respecto a otras áreas naturales al alcance del consumidor por lo que podemos suponer un precio competitivo del servicio de libre acceso. En este caso, el precio sería de nuevo igual al coste marginal, lo que, dado el supuesto previo, implicaría un precio cero². Si suponemos que la oferta del servicio requiere una gestión comercial viable, debemos suponer que al menos los costes fijos de la gestión están cubiertos por el valor cuasi comercial del *output*. Así, un beneficio cero (renta del recurso natural) del servicio podría ser una aproximación admisible en esta situación particular. Sin embargo, si las diferentes áreas naturales han de competir en el mercado no es razonable suponer que todas

son completamente homogéneas en costes y productos. Un supuesto intermedio podría ser que la estructura del mercado es de competencia monopolística. Y, como es bien conocido, la competencia monopolística supone que la diferenciación del producto es posible, aunque los productos diferenciados tengan sustitutos próximos. Este supuesto parece, ciertamente, razonable para el caso de los servicios recreativos públicos de libre acceso de hecho —que no siempre de derecho— y que, al menos en España, se da con frecuencia en áreas naturales al alcance del consumidor, donde cada área natural singular es obviamente diferente de todas las otras áreas, aunque muchas podrían ser sustitutas relativamente cercanas las unas de las otras a los ojos del consumidor. Si suponemos esta estructura del mercado, que la libre entrada en el mercado es posible (un supuesto no excesivamente alejado de la realidad) y, por motivos de simplificación del razonamiento, que todas las áreas naturales tienen la misma estructura de costes, obtenemos el resultado de que el precio «cuasi-comercial» iguala al coste medio, que obviamente no es cero cuando existe un coste fijo, incluso bajo el supuesto de un coste marginal cero. Esto es, nos encontramos de nuevo con el supuesto de beneficio cero del servicio recreativo de libre acceso. Así, en este estudio estimaremos el límite inferior del precio cuasi comercial del servicio recreativo que implica un beneficio cero (equivalente a un precio cero de la renta del recurso natural consumido), cubriendo de este modo el coste medio (en esta definición de coste medio incluimos el coste de oportunidad del capital inmovilizado en la prestación del servicio, suponiendo un margen «medio» de mercado).

Discutidos los procedimientos para determinar el precio cuasi comercial del servicio recreativo, queda por determinar el número de unidades que pueden llegar a ser consumidas, conocido el precio del *output* recreativo. Es una práctica frecuente en los estudios del método de valoración contingente estimar el valor total del servicio multiplicando el precio simulado de mercado por todas las unidades consumidas fuera del mercado, esto es, gratuitamente (Hultkrantz, 1992); de modo que así

¹ «Para un servicio con precio cero, el excedente del consumidor representa el área bajo una curva de demanda declarada y, a menudo, los estudios de valoración permiten derivar la forma de esta curva de demanda. Ésta puede entonces ser utilizada para determinar un valor cuasi comercial del servicio. Si las curvas de demanda son lineales, puede mostrarse que el máximo valor cuasi comercial del *output* sería el 50 por 100 del excedente del consumidor. Los análisis de las formas de las curvas de demanda derivados de los estudios del método de valoración contingente muestran que estas curvas tienden a ser convexas antes que lineales, lo que implica que el valor cuasi comercial será menor que el 50 por 100 del excedente del consumidor» (Eurostat, 2002: 48).

² El consumidor elegiría un área alternativa de similar calidad ambiental donde no tuviera que pagar por la visita, a igualdad de todos los demás costes, incluyendo la ausencia de congestión.

se supone que, si se tuviera que pagar por el consumidor el precio simulado, no se reducirían las unidades consumidas del servicio respecto del número de unidades que se consumen en la situación fuera de mercado. Este supuesto es aceptable sólo si la influencia de este proceder es pequeña en el resultado agregado —por razones prácticas, que no por la teoría económica—. Sin embargo, si se establece un precio del servicio, se conoce por las curvas de demanda derivadas de los estudios de valoración contingente que se reduciría notablemente el número de unidades consumidas del servicio recreativo. Concretamente, si el precio del servicio recreativo se fija en un valor igual al valor estimado de la mediana de la disposición a pagar (DAP) del consumidor, suponiendo competencia monopolística, sólo el 50 por 100 de los consumidores actuales estarían dispuestos a pagar dicho precio. Nosotros suponemos en este estudio que el número de unidades consumidas del servicio se reduce de acuerdo con lo que predice la demanda para el límite superior del precio fijado por el monopolista, pero no se reducirá el consumo para el límite inferior del valor del *output* que se supone conlleva un beneficio cero para la competencia perfecta con libre acceso (y suponiendo la existencia de otros espacios naturales que son sustitutos perfectos).

En las aplicaciones realizadas en el Parque Natural Los Alcornocales (PNA) y en los pinares de la Sierra de Guadarrama (PSG) (Caparrós y Campos, 2002, y Oviedo *et al.*, 2005), se preguntó a los visitantes sobre las dos formas de pago que indicamos a continuación a través de una encuesta de valoración contingente. Como estábamos interesados en elegir el precio que realmente pagarían los visitantes, con independencia de su potencial aversión a una u otra forma de pago, en nuestras agregaciones de resultados usamos el precio obtenido de la pregunta sobre forma de pago vía incremento de los gastos del viaje, ya que, del análisis de diferentes modelos estadísticos aplicados a los datos de las dos encuestas citadas, se obtiene que la pregunta sobre incremento del gasto de viaje ofrece los valores más cercanos a la máxima disposición a pagar de los visitantes a cambio de no re-

nunciar a la visita no guiada de un día al espacio natural (Campos *et al.*, 2007a). Los detalles de las encuestas realizadas y la justificación de las preguntas concretas empleadas pueden encontrarse en Caparrós y Campos (2002), Campos *et al.* (2007a) y Oviedo *et al.* (2005). Una parte de los visitantes fueron confrontados con la posibilidad de establecer una entrada al espacio natural³, mientras que a otra parte de los visitantes se les preguntó acerca de su disposición a aceptar incrementos en los gastos de viaje⁴. Por las razones expuestas en Campos *et al.* (2007a) se ha dado preferencia a las preguntas formuladas en términos de un incremento en los gastos de viaje.

El autoconsumo de servicios ambientales privados de los propietarios de la tierra

Un ejemplo generalizado de omisión en la estadística oficial de cuentas económicas de la agricultura y la silvicultura (CEA/CES) de la Unión Europea (Eurostat, 2000)

³ Pregunta empleada sobre entrada por no renunciar al uso recreativo: «Imagine que además de la contribución que ya hace la Administración Pública para la gestión de las áreas recreativas, los centros de recepción y los senderos (mantenimiento y vigilancia), estas infraestructuras dependieran en parte de la aportación económica de los visitantes.

«Pagaría una entrada por persona de euros (..... ptas.) a las áreas recreativas y los senderos antes de renunciar al disfrute que le proporciona su visita de hoy? Tenga en cuenta que le pedimos que imagine un pago real y que lo que gastase no podría emplearlo en otras cosas, y que si usted no deseara pagar una entrada para tener acceso a las áreas recreativas y los senderos sí podría circular por las carreteras públicas.

Sí (preg. 11) No (preg. 11)».

⁴ Pregunta en términos de un incremento en el gasto del viaje por no renunciar al uso recreativo:

«Como usted sabe, los gastos de viaje han variado en las últimas décadas (por ejemplo, por subidas o bajadas del precio de la gasolina relativamente independientes del incremento generalizado de los precios y del nivel de vida). Ahora vamos a pedirle que imagine que los gastos totales de su visita aumentasen por este motivo, aunque usted efectuase exactamente la misma actividad que ha realizado hoy (mismo transporte, misma comida...).

Si los gastos totales de su visita de hoy fuesen de euros más por persona (..... ptas.), a sumar a la cantidad que usted acaba de calcular, ¿habría venido hoy? Tenga en cuenta que le pedimos que imagine un pago real y que lo que gastase no podría emplearlo en otras cosas.

Sí No No sabe».

se refiere a la medición del autoconsumo ambiental del propietario privado particular cuando es interiorizado en el precio de mercado de la tierra. El valor capital del autoconsumo ambiental del propietario tiene una realidad comercial plena en el precio de la finca, que en el momento de su compraventa incrementa su valor por la máxima DAP del comprador por adquirir el derecho de disfrute de los servicios ambientales. El valor de los servicios ambientales autoconsumidos por los propietarios privados de la tierra se origina en el disfrute que les permite el derecho de exclusión de la entrada a terceros y por la opción de legar sus fincas. Sin embargo, el propietario de la tierra no tiene la opción de elegir la compra individual de los servicios ambientales privados, ya que no puede existir un mercado de tierras diferenciado por usos ambientales debido al carácter de producción conjunta del *output* ambiental. Es decir, el propietario de la tierra ha de comprar todos los derechos de usos privados para garantizarse el disfrute del autoconsumo ambiental.

Existe un grupo de estudios en Europa y en Estados Unidos que muestran la influencia que tiene el autoconsumo ambiental de los propietarios particulares en el precio de la tierra (Smith y Martin, 1972; Pope y Goodwind, 1984; Standiford y Howitt, 1992; Kallio, 1999; Samuel y Thomas, 1999; Bartlett *et al.*, 2002; Campos y Caparrós, 2006; Campos *et al.*, 2007b). La legislación española sobre valoración de fincas rústicas también reconoce la interiorización por el mercado del autoconsumo ambiental (servicios «paisajísticos» y «ecológicos») en la estimación del precio de mercado por el método analítico de las fincas rústicas (BOE, 1994: 37.503, apartado 5.7). Es una situación cada día más frecuente, al menos en las economías industrializadas, que «muchos inversores ven [en la posesión de la tierra] una inversión que pueden tocar, sentir, experimentar y disfrutar. Éstos también pueden esperar ser capaces de vender la tierra a otros inversores que experimentan similares emociones por la [posesión] de la tierra» (Pope y Goodwin, 1984: 750).

A los servicios recreativos públicos descritos en el apartado anterior se les ha de agregar los servicios ambientales autoconsumidos por los propietarios para obte-

ner un valor completo del *output* de servicios ambientales consumidos en el área natural, tal como ha sido referido en la literatura citada. Se ha señalado antes que no existe un valor de mercado para el flujo de autoconsumo ambiental del propietario, pero sí para el valor de cambio capitalizado en el precio de mercado de la tierra. Así, una posible opción para estimar el autoconsumo ambiental sería el método de precios hedónicos, que nos daría la parte del precio de la tierra que corresponde al flujo de autoconsumo ambiental del propietario. La principal ventaja del precio hedónico es que se obtiene directamente de un valor de mercado (aunque referido al valor capital y no al valor del flujo que justifica dicho valor del activo), de esta forma evitamos los problemas que se derivan de la simulación de los mercados discutidos en el apartado previo para los servicios recreativos de libre acceso. A partir del precio hedónico del activo ambiental podemos estimar el valor de la renta del *output* ambiental autoconsumido multiplicando el valor del activo por la tasa de descuento del consumo ambiental del propietario del mismo (obteniendo así la renta ambiental constante de autoconsumo ambiental asociada al valor de su activo).

Aunque el método de precios hedónicos es probablemente la opción menos incierta cuando es aplicable, tiene dos debilidades, una de carácter general y otra es más particular, referida a los casos de estudio de esta investigación. El problema general es que, como se ha señalado, la medición de la renta se refiere a un flujo en un período y escoger una tasa de descuento del autoconsumo ambiental para aplicarla al valor ambiental de la tierra es una tarea controvertida. El problema particular que afecta a nuestros casos de estudio es el escaso número de transacciones anuales de fincas forestales, que hace imposible, de hecho, aplicar el método de precios hedónicos.

Se proponen dos métodos alternativos, uno basado en el coste de oportunidad y otro en la valoración contingente, lo que nos permite generar un intervalo de valores del *output* de autoconsumo ambiental. Hemos señalado anteriormente que existe un consenso general entre los economistas de que, en términos financieros, los propietarios de la tierra pueden aceptar una pérdida de dinero

manteniendo su propiedad, ya que potencialmente podrían obtener una mayor renta de capital comercial (beneficio) en inversiones alternativas de similar bajo riesgo. La diferencia entre la renta de capital generada en la mejor inversión alternativa y su actual renta de capital comercial de la tierra es la cantidad que los propietarios realmente están pagando por los servicios ambientales autoconsumidos que disfrutan manteniendo la posesión de la tierra (Campos y Riera, 1996: 89). Debemos resaltar que para hacer esta comparación necesitamos conocer la tasa de interés rendida por la inversión alternativa (productividad del capital), y no la tasa de descuento del consumo futuro requerida para la estimación del autoconsumo por precios hedónicos (una discusión de los distintos componentes de esta tasa de descuento puede encontrarse en Pearce y Turner (1995: 269)).

Podemos expresar la racionalidad económica del propietario de la tierra inversor-consumidor en las siguientes identidades contables. Sea CIN el capital inmovilizado por el propietario de una determinada cantidad de tierra. Si la tasa de interés de una inversión alternativa de similar riesgo es r (la tasa de interés a largo plazo en deuda pública puede ser una tasa adecuada) y la actual renta de capital comercial de la tierra es RC_C , entonces la mínima renta de capital ambiental asociada al disfrute del autoconsumo ambiental es $RC_A^{MIN} = r CIN - RC_C$, suponiendo que $r CIN \geq RC_C$ ⁵ (el coste de oportunidad del capital inmovilizado es mayor que la renta de capital comercial de la tierra). Así, si el propietario no vende la tierra sabemos que $RC_A \geq r CIN - RC_C$.

Sin embargo, esta diferencia entre la renta de capital comercial de la inversión alternativa y la renta de capital comercial de la tierra es sólo el límite inferior que el propietario está dispuesto a pagar por el autoconsumo de

servicios ambientales de la tierra. Para conocer el límite superior del valor del autoconsumo ambiental necesitamos preguntar al propietario su máxima disposición a pagar (DAP) para no renunciar a disfrutarlo y así mantener su propiedad. Es decir, en la situación actual el propietario se encuentra con que su renta de capital ambiental (RC_A) efectivamente consumida ha de ser de una cuantía igual o superior a su renta de capital ambiental mínima (RC_A^{MIN}), de modo que se cumple que $RC_A - RC_A^{MIN} = RC_A - (r CIN - RC_C) \geq 0$, y, con la pregunta de valoración contingente, buscamos incorporar un valor adicional X a la parte del autoconsumo ambiental mínimo (RC_A^{MIN}) estimado como diferencial del coste de oportunidad, y así obtener el valor máximo del autoconsumo ambiental (RC_A^{MAX}) tal que: $RC_A^{MAX} = RC_A^{MIN} + X = r CIN - RC_C + X$. No obstante, la forma en la que realizamos la pregunta a los propietarios es recordándoles que actualmente están dejando de ganar, respecto a una inversión alternativa, el valor diferencial de la renta ambiental mínima ($RC_A^{MIN} = r IMC - Cl_C$) y pidiéndoles que nos declaren el valor agregado de la renta de capital ambiental máxima ($RC_A^{MAX} = r CIN - RC_C + X$). Este valor del *output*⁶ es el límite superior del precio de mercado simulado del autoconsumo ambiental del propietario, ya que el propietario vendería su tierra si encontrara que hay en el mercado alguien que está dispuesto a pagar por la tierra más que el valor capitalizado de la renta de capital total ($RC_T = RC_C + RC_A^{MAX}$) que él obtiene en la actualidad.

El precio real de mercado de los servicios ambientales autoconsumidos queda confinado entre los límites superior e inferior referidos. Aunque, si suponemos que los casos de los propietarios privados particulares encuestados en PNA y en PSG son representativos del mercado de tierras privadas, el precio real del autocon-

⁵ Podría darse que $r CIN < RC_C$, pero en este caso la mayor rentabilidad en la inversión agraria, dado un contexto competitivo del mercado de la tierra, se debería al saber hacer único del propietario y no al *output* de servicios ambientales de base territorial. Es decir, el *know how* del propietario es la razón por la que aparecería una ganancia extraordinaria en esta situación que no se incorpora al precio de la tierra.

⁶ El valor total del *output* de servicios ambientales autoconsumidos por el propietario se asume que es el mismo que el de la renta de capital ambiental, ya que se asume que la renta ambiental es un *output* conjunto con el *output* comercial, y es a este último al que se le atribuyen en los casos estudiados todos los costes comerciales.

sumo en las dos zonas de estudio estaría próximo al valor máximo declarado (DAP) por los propietarios antes de estar dispuestos a vender sus fincas. Así, en los resultados agregados presentados para PNA y PSG tomamos el límite superior como el valor más probable de los servicios ambientales autoconsumidos por los propietarios. Una discusión de la pregunta realizada⁷ para determinar esta máxima DAP puede encontrarse en Campos *et al.* (2005: 54). Empleamos una pregunta de formato abierto debido al reducido número de cuestionarios realizados en PNA y PSG.

El valor de cambio de la conservación del hábitat declarado por los visitantes

La incorporación a la estimación de la renta del valor de conservación del hábitat es reconocida, entre otros, por Friend (2000: 42). En nuestros casos de estudio se ha integrado en el sistema de cuentas ambientales el valor de conservación de los visitantes de libre acceso, aunque esta integración es discutible, tanto por posibles dobles contabilizaciones, como por la dificultad cognitiva de la pregunta de valoración. Hemos incluido el valor total declarado por los visitantes en forma de contribución anual a un fondo de conservación de la calidad ambiental disfrutada en el presente, ya que en esta ocasión se puede recaudar la cantidad ofrecida por cada uno de los visitantes. El valor de conservación del hábitat debe ser estimado para la sociedad en su conjunto (no requiere el uso recreativo *in situ*), pero por las limitaciones de información en nuestros casos de estudio sólo se presentan resultados de los visitantes públicos. El lector

⁷ «En el caso de que usted piense que ganaría más dinero (incluyendo las plusvalías de la tierra) invirtiendo en otros activos de similar riesgo y plazo, ¿qué cantidad máxima de dinero estaría dispuesto a dejar de ganar al año y por hectárea antes de vender su finca para invertir en otro negocio? Tenga en cuenta antes de responder a esta pregunta que la hipótesis o supuesto de vender su finca supone que usted, su familia y amigos renuncian a disfrutar en la intimidad de sus valores naturales y que usted no podrá en el futuro transmitirla a sus herederos».

interesado en una discusión detallada de las preguntas empleadas⁸ puede acudir a Caparrós *et al.* (2003) y Oviedo *et al.* (2005)

Valoración de los servicios de la gestión por el Gobierno del área natural

El criterio del valor de cambio no se aplica en la contabilidad nacional para la valoración del *output* no comercial derivado del gasto público directo del Gobierno en la gestión de un área natural: «la gestión por el Gobierno [de un área natural] es un servicio no comercial sin un producto identificable vendido en los mercados, por lo tanto éste se valora en las cuentas nacionales [convencionales] a su coste de producción» (Lange, 2004: 83). Este criterio sería teóricamente correcto si el mercado de la oferta de servicios públicos se produjera en un marco de competencia competitiva, circunstancia que está lejos de producirse en el caso de la oferta de servicios ambientales a los visitantes de libre acceso de los bosques estudiados. Así, proponemos medir el *output* final consumido por los visitantes como se muestra más abajo, considerar el gasto del Gobierno en el lado de los costes, y valorar los *outputs* intermedio y final de inversión interna por el criterio del coste de producción incurrido por el Gobierno, tal como se hace en la contabilidad nacional convencional. Esto es, proponemos identificar aquellos gastos del Gobierno que están dedicados a la producción de un *output* particular distinguiendo entre *output* ordinario y *output* de inversión por cuenta propia, e incluir en el sistema de

⁸ Preguntas empleadas:
«Como usted sabe, además del uso recreativo que usted ha hecho, el PNA cumple otras funciones ambientales, como la conservación de los animales y las plantas en peligro.
¿Estaría dispuesto a contribuir económicamente a un fondo dedicado exclusivamente a la conservación de este espacio natural (PNA)?

Sí No»

En caso de recibir una respuesta afirmativa:
«¿Cuál sería la cantidad máxima anual con la que estaría dispuesto a contribuir periódicamente todos los años? (recuerde que éste es sólo uno de los espacios naturales que le podría interesar conservar) euros al año».

cuentas los servicios ambientales del área natural como un coste más que contribuye al *output* final de servicios ambientales, estimados por valoración contingente en los casos estudiados.

3. Discusión comparada de resultados

Los casos de estudio PNA y PSG

En este estudio presentamos algunos de los resultados derivados de la aplicación de la metodología de valoración expuesta en el apartado precedente a dos áreas de estudio: los bosques de pinos silvestres de la Sierra de Guadarrama (PSG) y el Parque Natural Los Alcornocales (PNA). El PSG es un espacio natural de alta montaña de más de 100.000 hectáreas, de clima mediterráneo-continental, y de una cercanía a Madrid de entre 60 y 100 km. Este área está actualmente protegida toda ella como «Zona de Especial Protección para las Aves» (ZEPA) —una categoría de protección de la Unión Europea pensada para las aves, ya que el área alberga, entre otras especies en peligro de extinción, una colonia de buitres negros de importancia global—, y parcialmente tiene superficie en el Parque Regional del Guadarrama⁹. El PNA es un área de media montaña de clima mediterráneo húmedo en las sierras de Cádiz-Málaga, que en la fecha del estudio tenía una superficie de unas 170.000 hectáreas. Las visitas anuales estimadas en PSG y PNA que podrían recibirse con un pago igual a la mediana declarada por los visitantes es de 15 y 0,24 por hectárea, respectivamente, que se corresponden con aproximadamente las 30 y 0,48 visitas por hectárea y año actuales a precio cero del recurso natural.

No se describen en esta ocasión ni las aplicaciones ni el sistema de cuentas agroforestales (CAF), ya que se encuentran desarrollados en Campos (2000), Caparrós

et al. (2003), Campos y Caparrós (2006) y Campos *et al.* (2007c).

Servicios ambientales públicos

Los límites superior e inferior obtenidos para el disfrute recreativo del público de libre acceso en las áreas naturales del PNA y el PSG se muestran en el Cuadro 1. Como puede verse, el intervalo es amplio en el caso del PSG y, por el contrario, nulo en el caso del PNA.

Servicios ambientales privados

El Cuadro 1 también presenta los límites superior e inferior obtenidos para el disfrute recreativo y la conservación, en este caso de forma conjunta, de los propietarios de la tierra en las áreas naturales del PNA y el PSG. En este último caso volvemos a obtener un intervalo amplio entre los dos valores estimados solamente en el PSG, ya que en el PNA podemos ofrecer sólo el límite superior, puesto que el límite inferior carece de significado debido a que el propietario no incurre en coste de oportunidad comercial a la tasa de interés elegida del 3 por 100.

Discusión comparada de la renta total estimada por los sistemas CES y CAF

El Cuadro 1 también puede usarse para comparar los valores económicos ambientales y comerciales en la misma área natural. Los servicios ambientales privados son significativamente relevantes en ambas áreas, mientras que los servicios ambientales públicos declarados por los visitantes son notables únicamente en el PSG. Estos resultados no se deben a que el precio de la visita difiera significativamente entre ambas áreas, sino a las diferencias en el número de visitas anuales del público recibidas a precio cero actual del acceso.

El Gráfico 1 compara la producción final ambiental pública y privada agregada con la producción final comercial en cada una de las áreas, y cabe señalar, una vez

⁹ Protección similar a la categoría V de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

CUADRO 1
CUENTA DE PRODUCCIÓN SIMPLIFICADA
(Euros de 2002 por hectarea)

Clase	Pinares de la Sierra de Guadarrama				Parque Natural de los Alcornocales			
	ESA 95		Ambiental público	CAF	ESA 95		Ambiental público	CAF
	CES 97	Omitido			CES 97	Omitido		
	1	2	3	4 = 1 + 2 + 3	1	2	3	4 = 1 + 2 + 3
Producción total (PT)	267	447	267	980	596	263	9	867
Producción intermedia (PI)	—	14	—	14	—	17	—	17
<i>Pastoreo (PR)</i>	—	14	—	14	—	17	—	17
Producción final (PF)	267	433	267	967	596	246	9	850
<i>Madera</i>	267	—	—	267	—	—	—	—
<i>Corcho</i>	—	—	—	—	459	—	—	459
<i>Leña</i>	—	—	—	—	136	—	—	136
<i>Caza</i>	—	3	—	3	—	38	—	38
<i>Setas</i>	—	—	27	27	—	—	—	—
<i>Autoconsumo</i>	—	430	—	430	—	208	—	208
<i>Mín</i>	—	226	—	226	—	—	—	—
<i>Máx</i>	—	430	—	430	—	208	—	208
<i>Recreativo libre acceso</i>	—	—	202	202	—	—	5	5
<i>Mín</i>	—	—	44	44	—	—	5	5
<i>Máx</i>	—	—	202	202	—	—	5	5
<i>Conservación (visitantes)</i>	—	—	37	37	—	—	4	4
Coste total (CT)	112	70	—	183	477	41	8	525
Consumo intermedio (CI)	51	54	—	106	138	6	3	147
<i>Privado</i>	51	—	—	51	138	—	—	138
<i>Gubernamental</i>	—	54	—	54	—	6	3	9
Mano de Obra (MO)	53	16	—	69	338	35	5	377
<i>Privada</i>	53	—	—	53	338	—	—	338
<i>Gubernamental</i>	—	16	—	16	—	35	5	40
Consumo de capital fijo (CCF)	8	—	—	8	1	—	—	1
Margen Neto de Explotación (MNE)	154	377	267	798	119	222	1	342
Valor añadido bruto, precios de mercado (VAB)	216	393	267	875	457	257	6	720
Valor añadido neto, precios de mercado (VAN)	208	393	267	867	457	257	6	719

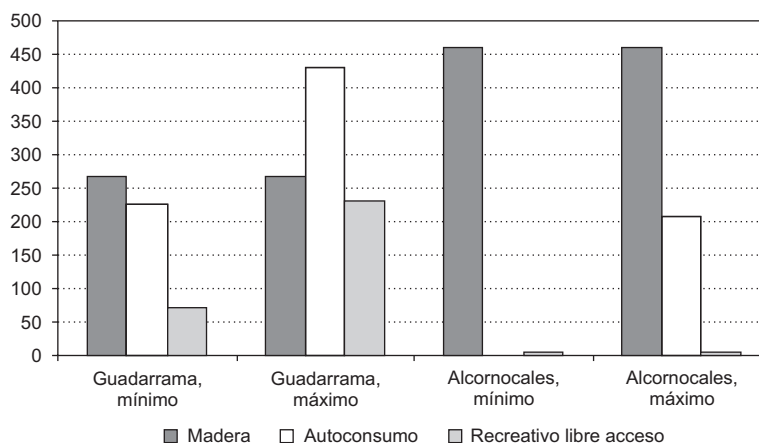
FUENTE: CAPARRÓS *et al.* (2003), CAMPOS *et al.* (2007a) y elaboración propia.

más, la notable importancia de la producción ambiental en ambas áreas.

El sistema CAF es esencialmente una metodología aplicada de las cuentas económicas verdes de un área natural que integra todos sus valores económicos comerciales y ambientales desde la perspectiva teórica de la renta hicksiana. Tiene interés extender la comparación de los sistemas CAF y CES (Eurostat, 2000) —satélite del sistema de cuentas nacionales convencional (Eurostat, 1996)—, a la renta total del sistema CAF e incorporar en este apartado una discusión de

las propuestas de mejoras en las cuentas nacionales surgidas de instituciones estadísticas oficiales (Eurostat, 2002; United Nations *et al.*, 2003). Para este propósito, nos fijamos en el Cuadro 1. La primera columna del Cuadro 1 muestra los resultados de cada caso de estudio que se obtienen aplicando el sistema CES. En este caso se aprecia que el sistema CES se centra en la extracción de los valores comerciales de madera y corcho en el lado de los *outputs*, y por el lado de los costes sólo tiene en cuenta los costes comerciales privados de la silvicultura.

GRÁFICO 1
VALORES COMERCIALES Y AMBIENTALES PARA LOS PINARES DE GUADARRAMA
Y EL PARQUE NATURAL DE LOS ALCORNOCALES
 (Euros de 2002 por hectárea)



NOTA: El primer grupo de columnas para cada espacio utiliza los valores ambientales mínimos y el segundo los máximos.
 FUENTE: CAPARRÓS *et al.* (2003), CAMPOS *et al.* (2007a) y elaboración propia.

La segunda columna del Cuadro 1 presenta aquellos valores que teóricamente deberían incluirse en el sistema europeo de cuentas económicas integradas ESA 95 (Eurostat, 1996), pero que aún hoy siguen siendo omitidos en las aplicaciones de las cuentas nacionales convencionales. Los recientes avances sugeridos por los expertos de las instituciones estadísticas oficiales están lejos de la integración de los valores que propone el sistema CAF, y estas instituciones no han traspasado el tímido propósito de incorporar en las mediciones de la renta nacional convencional de los bosques los valores ambientales cuasi comerciales no madereros, como son los casos de las actividades de la caza y la recolección de setas silvestres (Eurostat, 2002, United Nations *et al.*, 2003).

El autoconsumo ambiental privado de los propietarios de tierras es conceptualmente un valor ESA 95, puesto que se ha señalado en el anterior apartado que el valor capital de este *output* ambiental está incorporado por el mercado en el precio de la tierra. No obstante, quizás

por las dificultades teóricas y prácticas de estimar el valor de este flujo, los recientes ejercicios piloto de Eurostat sobre las cuentas económicas comerciales y ambientales integradas de los bosques omiten la medición de esta importante renta privada de los mismos (Eurostat, 2002). El sistema CAF propone su inclusión, aunque han de reconocerse las dificultades de aportar una medición precisa; por tanto, nuestra propuesta de determinar los valores máximo y mínimo para el valor del *output* ambiental autoconsumido es una solución razonable, esperando que el valor real se encuentre entre ambos valores extremos.

En el lado de los costes, la principal novedad del sistema CAF es la inclusión del gasto del Gobierno en la función de producción de los valores comerciales y ambientales públicos. Debe prestarse atención en la valoración del *output* total derivado del gasto del Gobierno en diferenciar las producciones intermedias y finales, evitándose con ello la posible doble contabilización. Por ejemplo, el gasto del Gobierno en tareas de mitigación de los da-

ños de los incendios forestales puede considerarse que da lugar a una producción intermedia en beneficio de las producciones comerciales forestales —se recuerda que se ha admitido que las producciones ambientales son una producción conjunta sin costes comerciales de explotación—. No obstante, y por razones de simplificación, en el Cuadro 1 hemos incluido el gasto del gobierno únicamente en el lado de los costes, presentando en este caso una cuenta de producción simplificada de un supuesto estado estacionario sin producciones intermedias forestales y sin inversión forestal interna.

La tercera columna del Cuadro 1 de cada uno de los casos de estudio presenta la valoración de los servicios ambientales públicos. Estos valores aún están sometidos a controversias, motivo por el cual Eurostat no espera que se tome una decisión política de incluirlos en el sistema de cuentas nacionales en un futuro próximo (Eurostat, 2002), aunque debemos señalar que las críticas tienden a ser reflejo de un sesgo más ideológico que técnico. La principal limitación técnica que retrasa su inclusión puede que se deba a la falta de homogeneidad entre los valores de cambio marginales considerados en los sistemas de contabilidad nacional y las medidas de bienestar total (en términos de excedente del consumidor o cualquier otra medida hicksiana de bienestar) ofrecidas habitualmente en los estudios aplicados de valoración ambiental. Para superar esta dificultad hemos propuesto estimar el valor de cambio de los bienes y servicios ambientales públicos (principalmente uso recreativo en el caso de nuestras aplicaciones) utilizando un intervalo, como ha quedado indicado en el apartado metodológico.

Sin embargo, subsiste una limitación de la valoración ambiental a causa de la inexistencia del mercado real, ya que suponer la existencia de un mercado que realmente no existe implica una contabilización monetaria en el sector de actividad afectado que, dada la renta disponible, ha sido empleada en otro sector por los visitantes. Esto es, los visitantes habrían pagado el precio supuesto (de acuerdo a la valoración ofrecida por los estudios de valoración contingente), pero éstos realmente no la han pagado, y así han podido gastarla en otro sec-

tor de actividad. Es decir en el sector forestal, como en cualquier otro, «el reto es utilizar valores de no-mercado en el sector del bosque, valores que son estimados en un contexto de análisis macroeconómico o equilibrio general. El valor debe ser consistente y comparable con los valores de mercado en el sistema global» (FAO, 1998: 4). Por otra parte si tenemos en cuenta las prácticas actuales de las cuentas nacionales convencionales, este problema afecta también a la imputación del precio de arrendamiento a los propietarios que habitan sus propias casas (incluyendo las segundas residencias). Así, esta imputación de renta monetaria simulada ya está sucediendo en la estimación de la renta nacional convencional; si el método propuesto en este estudio se sigue con generalidad, una parte significativa de la renta nacional no habría requerido la forma de dinero «real», y la misma parte del consumo nacional tampoco habría sido pagada con dinero «real». Pero en ningún caso la homogeneidad con los valores de cambio reales debe ser empujada más allá de lo técnicamente razonable, y la homogeneidad con la solución propuesta en las cuentas nacionales convencionales para valores como la renta de las viviendas habitadas por sus propietarios sería casi completa (al menos en el caso del autoconsumo ambiental de los propietarios de tierra). En otras palabras, existen excepciones en las cuentas nacionales convencionales en las que se parte de precios observados en el mercado para utilizarlos en la valoración de bienes y servicios similares no comercializados por sus propietarios y, en todo caso, «una rigurosa restricción del sistema de cuentas nacionales a las transacciones de mercado limitaría seriamente su capacidad analítica» (Bartelmus, 1998: 269).

4. Conclusiones

De acuerdo con los argumentos expuestos en este estudio, la agregación a los valores comerciales de los valores de cambio de los servicios ambientales (especialmente el uso recreativo público de libre acceso a un área natural y el autoconsumo ambiental de los propietarios

privados particulares de la tierra) puede justificarse en un contexto aplicado usando información procedente de técnicas de valoración ambiental y adaptarlas a las reglas de uso habitual de la contabilidad nacional convencional.

Para este fin proponemos simular el mercado completo (demanda, coste y contexto competitivo del mercado) para el libre acceso recreativo del público, cuando para este servicio no existe un mercado real similar. Proponemos utilizar métodos de preferencias declaradas para estimar la función de demanda, y añadir los supuestos apropiados a la estructura del mercado. Suponiendo un contexto de monopolio, de competencia monopolística o de competencia perfecta, podemos estimar el precio (y el ingreso marginal) que podría ser aplicado si el libre acceso al área natural se cambiara a una situación de pago directo de los visitantes por el acceso.

Los servicios ambientales (recreativos y de conservación) autoconsumidos por los propietarios de la tierra se ha señalado que están interiorizados por el mercado de la tierra. Así, si podemos aplicar el método de los precios hedónicos obtenemos el valor capital del autoconsumo ambiental del propietario y multiplicando este valor del activo por la tasa unitaria apropiada de descuento podemos estimar el valor del *output* ambiental del período contable a incorporar en la contabilidad nacional verde del área natural. Pero si la metodología de precio hedónico no es aplicable (debido al bajo número de ventas o a la falta de transparencia), entonces podemos recurrir a métodos de preferencias declaradas para obtener el límite superior del flujo ambiental autoconsumido en el período contable por el propietario privado particular de la tierra. El límite inferior puede calcularse por medio de la tasa de interés correspondiente al coste de oportunidad comercial incurrido por el propietario.

Finalmente, la pequeña escala de los estudios de caso presentados limita los problemas asociados a la estimación de los valores de cambio de los servicios ambientales sin tomar en cuenta el equilibrio general de los mercados. En las aplicaciones a pequeña escala es razonable suponer que en el supuesto de establecerse los merca-

dos simulados en las áreas naturales, estos mercados no influirían de forma significativa en la estructura de precios relativos actuales de la economía nacional.

Referencias bibliográficas

- [1] BARTELMUS, P. (1998): «The Value of Nature: Valuation and Evaluation in Environmental Accounting», en UNO, K. y BARTELMUS, P. (eds.), *Environmental Accounting in Theory and Practice*, Kluwer Academic Publishers, Londres, páginas 263-307.
- [2] BARTLETT, E.; ALLEN, L.; RIMBEY, N.; VAN TASSELL, L. y MCCOLLUM, D. (2002): «Valuing Grazing Use on Public Land», *Journal of Range Management* 55 (5): 426-438.
- [3] BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO (BOE) (1994): Orden 27.365 de 30 de noviembre de 1994 sobre normas de valoración de bienes inmuebles para determinadas entidades financieras. *Boletín Oficial del Estado*, número 297, de 13 de diciembre de 1994: 37.489-37.512.
- [4] CAMPOS, P. (2000): «An Agroforestry Account System», en JOEBSTL, H.; MERLO, M. y VENZI, L. (eds.), *Institutional Aspects of Managerial and Accounting in Forestry*, IUFRO y University of Viterbo, Viterbo, páginas 9-19.
- [5] CAMPOS, P. y CAPARRÓS, A. (2006): «Social and Private Total Hicksian Incomes of Multiple Use Forests in Spain», *Ecological Economics*, 57: 545-557.
- [6] CAMPOS, P. y RIERA, P. (1996): «Rentabilidad social de los bosques. Análisis aplicado a las dehesas y los montados ibéricos», *Información Comercial Española*, 751: 47-62.
- [7] CAMPOS, P.; CAPARRÓS, A. y MONTERO, G. (2005): «Rentas comerciales y ambientales de los pinares de la Sierra de Guadarrama», en VV.AA.: *Conservación y desarrollo socioeconómico en Espacios Naturales Protegidos*, Comunidad de Madrid, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Madrid, páginas 39-77.
- [8] CAMPOS, P.; CAPARRÓS A. y OVIEDO, J. L. (2007a): «Comparing Payment-Vehicle Effects in Contingent Valuation Studies for Recreational Use in two Spanish Protected Forests», *Journal of Leisure Research* 39 (1): 60-85.
- [9] CAMPOS, P.; OVIEDO J. L.; CAPARRÓS, A.; HUNT-SINGER, L. y COELHO, I. (2007b): «How I Love my Woodlands; Let me Count the Ways: A Contingent Valuation Approach in Spain, Portugal and California. 15th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists (EAERE), 27-30 junio, Tesalónica, Grecia.
- [10] CAMPOS, P.; BONNIEUX, F.; CAPARRÓS, A. y PAOLI, J. C. (2007c): *Measuring Total Sustainable Incomes from Multifunctional Management of Corsican Maritime Pine and Andalusian Cork Oak Mediterranean Forests. Journal of Environmental Planning and Management*, 50 (1): 65-85.

- [11] CAMPOS, P.; CAPARRÓS, A.; OVIEDO, J. L. y OVANDO, P. (2008a): «La renta ambiental de los bosques», *Arbor*, 729: 57-69.
- [12] CAMPOS, P.; CAPARRÓS, A.; OVIEDO, J. L. y OVANDO, P. (2008b): «La renta total social de los montes», en CAMPOS, P. y CASADO, J. M. (Eds.), *Gestión del medio natural en la península Ibérica: economía y políticas públicas*, Fundación de las Cajas de Ahorro/Consejo General de Colegio de Economistas de España, Madrid, páginas 13-56.
- [13] 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, Madrid.
- [14] CAPARRÓS, A.; CAMPOS, P. y MONTERO, G. (2001): «Applied Multiple Use Forest Accounting in the Guadarrama Pinewoods (Spain)», *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*. Fuera de serie 1: 93-110.
- [15] 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.
- [16] CAPARRÓS, A.; CAMPOS, P. y MONTERO, G. (2003): «An Operative Framework for Total Hicksian Income Measurement: Application to a Multiple Use Forest», *Environmental and Resource Economics*, 26, páginas 173-198.
- [17] EGGERTSSON, T. (2003): «Open Access versus Common Property», en ANDERSON, T. L. y MCCHESENEY, F. S. (eds.), *Property Rights, Cooperation, Conflict and Law*, Princeton University Press, Princeton, páginas 73-89.
- [18] EUROSTAT (1996): *European System of Accounts - ESA-95*. ECSC-EC-EAEC, Luxemburgo, 383 páginas.
- [19] EUROSTAT (2000): *Manual on Economic Accounts for Agriculture and Forestry EAA/EAF 97* (Rev. 1.1). European Communities, Luxemburgo, 181 páginas.
- [20] EUROSTAT (2002): *The European Framework for Integrated Environmental and Economic Accounting for Forests-IEEAF*. European Communities, Luxemburgo, 106 páginas.
- [21] FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION (FAO) (1998): *Economic and Environmental Accounting for Forestry: Status and Current Efforts*, Planning and Statistics Branch/Policy and Planning Division/Forestry Department. Roma. www.fao.org (03/16/2005).
- [22] FRIEND, A. M. (2000): «Roots of Green Accounting in the Classical and Neoclassical Schools», en SIMON, S. y PROOPS, J. (eds.), *Greening the Accounts*. Edward Elgar, Cheltenham (UK), páginas 32-51.
- [23] HULTKRANTZ, L. (1992): «National Account of Timber and Forest Environmental Services in Sweden», *Environmental and Resource Economics* 2: 283-305.
- [24] KALLIO, T. (1999): «Non-Market Benefits and Forest Owners? Total Utility in Profitability Calculations», en ROPER, C. S. y PARK, A. (eds.), *The Living Forest. Non-Market Benefits of Forestry*, Forestry Commission, Londres, páginas 196-202.
- [25] LANGE, G. M. (2004): *Manual for Environmental and Economic Accounts for Forestry: A Tool for Cross-Sectoral Policy Analysis*, FAO Working Paper, Roma, 120 páginas.
- [26] MARTIN, W. E. y JEFFERIES, G. L. (1966): «Relating Ranch Prices and Grazing Permit Values to Ranch Productivity», *Journal of Farm Economics*, 48 (2): 233-242.
- [27] NORDHAUS, W. y KOKKELENBERG, E. C. (eds.) (1999): *Nature's Numbers: Expanding the National Economic Accounts to Include the Environment*, National Academic Press, Washington, 250 páginas.
- [28] OVIEDO, J. L., CAPARRÓS, A. y CAMPOS, P. (2005): «Valoración contingente del uso recreativo y de conservación de los visitantes del parque natural Los Alcornocales», *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 208: 115-140.
- [29] PEARCE, D. W. y TURNER, R. K. (1995): *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*, Colegio de Economistas de Madrid, Celeste Ediciones, Madrid, 448 páginas.
- [30] POPE, III, C. A. y GOODWIND, H. L., JR. (1984): «Impacts of Consumptive Demand on Rural Land Values», *American Journal of Agricultural Economics*, 66 (5): 750-754.
- [31] SAMUEL, J. y THOMAS, T. (1999): «The Valuation of Unpriced Forest Products by Private Woodland Owners in Wales», en ROPER, C. S. y PARK, A. (eds.), *The Living Forest. Non-Market Benefits of Forestry*, Forestry Commission, Londres, páginas 203-212.
- [32] SMITH, A. H. y MARTIN, W. E. (1972): «Socioeconomic Behaviour of Cattle Ranchers, with Implications for Rural Community Development in the West», *American Journal of Standiford, R. B.*, y HOWITT, R. E. (1992): «Solving Empirical Bioeconomic Models: A Rangeland Management Application», *American Journal Agricultural Economics* 74: 421-433. *Agricultural Economics* 54 (2): 217-225.
- [33] UNITED NATIONS, COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, INTERNATIONAL MONETARY FUND, ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT AND WORLD BANK (2003): *Handbook of National Accounting. Integrated Environmental and Economic Accounting 2003*. <http://unstats.un.org/unsd/envAccounting/seea2003.pdf> (24/08/2004).