
Dominic C. Moran ()*

Contabilidad social para una explotación forestal sustentable. Estudio del caso del Reino Unido

Los intentos de hacer operativo en la práctica el concepto de sustentabilidad encuentran dificultades para incluir los indicadores sociopolíticos, ecológicos y económicos en un índice compuesto de bienestar intertemporal (1). Ante la ausencia de un indicador de bienestar más amplio, la economía neoclásica avanza el paradigma más manejable del desarrollo sustentable (Klaassen y Opschoor, 1991). La sustentabilidad puede referirse al crecimiento económico (niveles sustentables de producción o consumo) o a un concepto más amplio de desarrollo económico (utilidad o bienestar sustentables); ambas concepciones permiten integrar —con la ayuda de las técnicas de valoración adecuadas— los efectos de bienestar de los costes y beneficios no reflejados en los precios de mercado, además de las medidas tradicionales a partir de éstos.

(*) Investigador asociado. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE). Departamento de Economía. University College de Londres.

(1) El Índice de Desarrollo Humano de Naciones Unidas es el único indicador compuesto de bienestar relativo existente, y combina el PIB por habitante, el alfabetismo entre las personas adultas y la esperanza de vida. Véase el Informe sobre el Desarrollo Humano 1992, PNUD, CIDEAL. Madrid, 1992. Actualmente hay un gran interés en incorporar a este índice criterios relativos al ambiente, aunque aún no existe consenso sobre el indicador o el conjunto de indicadores más representativos.

La consecución de un nivel sustentable de bienestar está incorporada en el concepto de renta sustentable. Esta es el nivel de renta que un país puede permitirse consumir a lo largo de un período contable sin reducir su dotación total de capital ni poner en peligro las posibilidades de generación de bienestar en el futuro (2). La medida tradicional de la renta sustentable (3) es el Producto Nacional Bruto (PNB). Este se basa fundamentalmente en el valor de la producción del capital artificial (**), y habitualmente se deduce de él la depreciación de dicho capital para obtener el Producto Nacional Neto (PNN). Al ignorar por completo el uso y la depreciación de los recursos naturales, esta definición del bienestar resulta potencialmente engañosa. La anomalía de un crecimiento basado en el agotamiento de los recursos naturales pone de manifiesto la necesidad de ajustar las cuentas nacionales convencionales para tomar en cuenta el agotamiento del capital natural y ofrecer una medida más representativa de la riqueza nacional y del desarrollo económico (véase Repetto *et al.*, 1989). Los ajustes ecológicos del PNN tradicional permiten deducir la pérdida de bienestar potencial derivado de los bienes y servicios del capital natural. Estos ajustes son análogos a los ajustes de la depreciación del capital artificial y pretenden obtener una medida más precisa de la renta sustentable y, por consiguiente, del bienestar humano. En este artículo se examinan las posibilidades de realizar una medida de la renta sustentable del sector forestal británico, aunque la metodología y los indicadores descritos pueden generalizarse al sector forestal de cualquier país.

EL CARACTER DE LOS AJUSTES ECOLOGICOS

Una gran parte del debate sobre la sustentabilidad gira en torno al rigor de las normas impuestas por la generación ac-

(2) Con mayor precisión, el Producto Nacional Neto mide el máximo nivel actual de satisfacción de los consumidores que puede mantenerse indefinidamente.

(3) O más convencionalmente del bienestar económico.

(**) «Man-made capital» en inglés.

tual para regular el uso del capital que ha recibido. En otras palabras: ¿es necesario conservar todo el capital natural o existe un nivel de depreciación tolerable? Esta cuestión determina, a su vez, la manera de calcular la riqueza sustentable actual. Una vez establecidas las normas relativas a la conservación del capital, debe efectuarse un ajuste para deducir de la renta correspondiente al año contable en que se produzca cualquier eventual depreciación excesiva (4). Los ajustes por depreciación del capital natural deben contabilizar el agotamiento y el deterioro de los recursos naturales. En el primer caso, lo que interesa es el cambio de valor de la dotación total de capital, mientras que en el segundo lo que nos preocupa es el cambio en la *calidad* de dicha dotación.

De acuerdo con Atkinson (1993), las identidades básicas pueden expresarse en términos monetarios como sigue:

$$\text{PNN} = C + (S - \text{Det} \cdot K_M)$$

$$\text{PNN}(e) = C + (S - \text{Det} \cdot K_M - \text{Agot} \cdot K_N - \text{Deg} \cdot K_N)$$

donde:

PNN = Producto Nacional Neto.

(4) En realidad, las cuestiones del legado y del ajuste contable están inextricablemente unidas. Según Hartwick, al determinar el ajuste necesario para calcular el producto neto se estima simultáneamente la reinversión precisa para reemplazar los recursos agotados [véase Hartwick, J. M. (1977): «Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources». *American Economic Review*, 67 (5), 972-974]. En este punto existen divergencias sobre la definición precisa de sustentabilidad y el tratamiento diferente que debe dispensarse al capital natural renovable y al no renovable. La sustentabilidad laxa adopta un concepto más amplio del stock de capital, permitiendo un cierto grado de sustituibilidad entre el capital reproductible (artificial) y el capital natural consumido. La sustentabilidad estricta, por su parte, postula una conservación más rigurosa de los recursos naturales y en especial de ciertos tipos de capital esenciales que sustentan sistemas ecológicos más amplios y que pueden ser más susceptibles a un deterioro irreversible. En este contexto no existe casi ningún margen de sustitución para el capital natural, que debe mantenerse constante con carácter indefinido [véase Turner, R. K.: «Sustainability: Principles and practice». En: Turner, R. K. (ed.). *Sustainable environmental economics and management, principles and practice*. Belhaven, Londres, Reino Unido, 1993]. Nótese que ambas interpretaciones hacen más hincapié en el destino de los recursos no renovables e ignoran los potenciales descubrimientos de recursos. Por otra parte, el tratamiento de los recursos renovables obedece a criterios diferentes que permiten un crecimiento del stock (véase Conrad, J. M., y Clark, C. W.: *Natural resource economics, notes and problems*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido, 1989).

- $PNN(e)$ = Producto Nacional Neto «ecológico».
 C = Consumo.
 S = Ahorro nacional bruto.
 $Det \cdot K_M$ = Deterioro del capital artificial.
 $Agot \cdot K_N$ = Agotamiento del capital natural.
 $Deg \cdot K_N$ = Degradación del capital natural.

Mientras que el PNN (renta sustentable según el procedimiento convencional) se ajusta por la depreciación del capital artificial, el PNN «ecológico» incorpora también los dos tipos de depreciación del capital natural mencionados anteriormente. Cuando estos son elevados, $PNN > PNN(e)$ y el método actual de calcular la renta sustentable sobrevalora la renta ecológica sustentable. En otras palabras, el agotamiento de los recursos no renovables y la explotación excesiva de los renovables supone que en realidad la generación actual está legando un stock de capital menor a las generaciones venideras.

Según Hartwick (1990), es posible efectuar un ajuste representativo simple para contabilizar el agotamiento del capital natural:

$$PNN(e) = C + [S - Det \cdot K_M - (P_R - p_r) \cdot (Q_N - D_N) - Deg \cdot K_N]$$

donde:

- P_R = Precio de mercado de los recursos naturales.
 p_r = Coste marginal de la extracción de los recursos.
 $(P_R - p_r)$ = Renta de los recursos naturales.
 Q_N = Cantidad de recursos extraídos en el período contable.
 D_N = Cantidad de recursos descubiertos en el período (5).

El método de ajuste conocido como del «precio neto» toma la renta unitaria de los recursos multiplicada por las unidades fí-

(5) La significación de los descubrimientos de recursos es mayor en el caso de los recursos no renovables.

sicas extraídas durante el período contable de referencia. Como los efectos de degradación del ambiente no tienen un reflejo directo en los precios de mercado —por ejemplo, los efectos de los daños causados por la lluvia ácida sobre los bosques—, el ajuste por la degradación del capital natural $Deg \cdot K_N$ es más complejo. Los dos enfoques más utilizados emplean los costes simulados de reparación de los daños o de eliminación de la contaminación. De este modo, el aumento de los costes de restauración de los edificios causados por los daños de la contaminación atmosférica o los gastos de las familias para evitar el ruido ambiental —llamados gastos defensivos— constituyen ajustes viables por la degradación del ambiente. Otra alternativa, que recurre a las técnicas de valoración contingente (Mitchell y Carson, 1989), consiste en la medición directa mediante encuestas de las pérdidas individuales de bienestar derivadas de la degradación. Si se aplica correctamente, las respuestas obtenidas mediante esta técnica miden el uso y el consumo directos de los servicios prestados por el capital natural (6). Estos efectos sobre el bienestar se suman a las pérdidas deducidas al aplicar las dos medidas anteriores. Estas técnicas tienen la ventaja añadida de reflejar el valor de las pérdidas futuras ocasionadas por la degradación actual. Los ajustes basados en métodos de encuesta siguen siendo objeto de estudio (Bartelmus *et al.*, 1993), pero los datos disponibles ponen de manifiesto la viabilidad de este enfoque. Este tipo de ajustes son muy pertinentes para evaluar los costes y beneficios de la degradación del sector forestal no reflejados en los precios de mercado.

CONTEXTO HISTORICO

A pesar de la inexistencia de una política consecuente, la reciente expansión forestal en Inglaterra ha constituido un pequeño éxito. Una combinación de intervención pública directa y de incentivos públicos indirectos ha permitido que

(6) Aquellos servicios no utilizados en la producción de bienes y servicios consumidos directamente por los individuos.

desde 1919 hasta ahora se haya duplicado la superficie boscosa del Reino Unido, hasta alcanzar el 10% del territorio (FICGB, 1993), reduciéndose la dependencia de las importaciones de maderas blandas y fomentándose una capacidad de transformación propia muy avanzada. Las crisis madereras que caracterizaron el tradicional enfoque de libre mercado de la política forestal durante los años de la guerra han pasado a la historia. Sirvieron como recordatorios periódicos de la elevada dependencia de las importaciones y como ejemplo precursor de una explotación no sustentable de los recursos naturales.

Aunque resulte alentador, el nivel actual de cobertura forestal del Reino Unido no ha puesto fin a su desnudez en comparación con el promedio europeo del 25% del territorio. La interacción del sector forestal con la agricultura y el ambiente como prioridades alternativas y complementarias ha sido un tema recurrente e ineludible de la planificación sectorial. Relegada regularmente en aras de la preocupación por la seguridad alimentaria y la reducción de la dependencia estratégica de la madera, la distribución espacial de la repoblación forestal resultante —hacia las tierras de peor calidad— entra en contradicción con los objetivos de conservación. Más recientemente, este tipo de sacrificios se ha visto acentuado por los incentivos fiscales a los monocultivos de coníferas y las carencias del proceso de planificación y consulta para resolver los ámbitos cada vez más importantes de conflicto. De forma paralela, las autoridades públicas manifiestan actualmente un creciente reconocimiento del mayor valor que presentan los bosques en términos de su valor económico total (Pearce *et al.*, 1989). La prioridad concedida ahora a los bosques de recreo y la formulación de «estrategias indicativas» regionales para la planificación forestal (MacMillan, 1993a) reflejan un alejamiento progresivo de la primacía de la producción maderera. Es en este contexto en el que las autoridades responsables de la formulación de la política forestal tropiezan con la necesidad de contar con un enfoque formalizado para medir los avances realizados. Un enfoque posible supone la elaboración de cuentas forestales junto a las cuentas nacionales convencionales.

SUSTENTABILIDAD Y EXPLOTACION FORESTAL

En rigor, la definición de sustentabilidad adecuada para el sector forestal debería reconocer que cualquier tipo de capital artificial es siempre un sustitutivo imperfecto del valor económico total de los bosques nacionales y del papel decisivo que éstos desempeñan en los ciclos bioquímicos globales. Por eso el requisito de no disminución de la dotación de capital presupone un concepto de renta sustentable definido en términos estrictos. Por tanto, las rentas obtenidas de los recursos forestales se limitan al consumo no extractivo de actividades de recreo, al almacenamiento de carbono de la atmósfera, a su valor estético y a otros beneficios indirectos como la protección del suelo. Puesto que la sustentabilidad en sentido estricto no es congruente con las prácticas forestales actuales, se relaja el rigor de estas condiciones. Una definición laxa de la sustentabilidad aceptaría que la repoblación forestal sustituya en ciertos aspectos a lo que puede definirse como la dotación natural de bosques. Esta definición no invalida la regla del capital constante, sino que se limita a ampliar los flujos considerados para incluir de alguna manera la extracción de madera. De este modo, se desplaza el foco de atención al valor intertemporal de un recurso plurifuncional que puede ser consumido de manera extractiva o no extractiva. Para los efectos del ajuste de las medidas de renta, las medidas del agotamiento $\text{Agot} \cdot K_N$ y de la degradación $\text{Deg} \cdot K_N$ se refieren a los recursos renovables. Si bien el método de valoración del precio neto sigue siendo relevante para la valoración de las existencias de madera, lo es menos para los beneficios no reflejados en los precios de mercado, para los cuales resultan más adecuadas las técnicas de la preferencia relevada.

Una definición simplificada de la renta sustentable se limita a la producción anual de madera, siendo la depreciación el exceso de la tasa de extracción sobre la tasa de crecimiento. Nótese que el crecimiento de la masa boscosa existente no es la única manera de producir un cambio en el stock físico. Las nuevas plantaciones también pueden considerarse como un in-

crecimiento anual, aunque es probable que se produzca una pérdida de valor (cuantitativa y cualitativa) al sustituir árboles maduros por nuevas plantaciones. Una definición de este tipo es perfectamente razonable siempre que los únicos beneficios que se obtengan de los bosques procedan de la madera. De hecho, podría tratarse de una definición general cuando la extracción anual supere al incremento anual (renta sustentable), puesto que los beneficios no reflejados en los precios de mercado se estarán agotando de forma paralela. Las medidas del agotamiento de los recursos con fines contables pueden expresarse en unidades físicas o convertirse a valores monetarios. En este último caso el método del precio neto es el más adecuado cuando se produzcan cambios de valor durante el período contable.

Sin embargo, el reconocimiento de los recursos forestales como recursos plurifuncionales lleva implícita la obtención de bienestar de otros aspectos, además de la extracción de madera. La inquietud por asegurar un nivel sustentable de bienestar supone un interés por todos los aspectos del valor, lo que obliga a adoptar una definición de la renta sustentable más amplia con fines contables. La renta verdaderamente sustentable incorpora valores forestales heterogéneos cuya evolución se mide a lo largo del tiempo, preferentemente utilizando una base monetaria (7). En el contexto forestal británico hay varios indicadores que pueden resultar fáciles de integrar en un sistema de cuentas ajustado. La experiencia con estos sistemas de cuentas (8) indica que incluso en los casos en los que la información disponible se reduzca a cuentas de flujos del stock físico, el seguimiento del uso de los recursos fundamentales en este contexto puede ofrecer orientaciones útiles para la política de gestión de los recursos.

(7) Como el mejor estimador de la utilidad o bienestar.

(8) Debido a la incertidumbre que rodea a las cuentas ecológicas, hasta ahora son pocos los países que han experimentado con los ajustes correspondientes. Francia y Noruega han implantado sistemas paralelos de cuentas de los recursos disponibles que se limitan a registrar los recursos físicos existentes y que se mantienen separados del sistema central de cuentas nacionales. (Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos: *Contabilidad de los recursos naturales*. Informe del estudio piloto sobre recursos forestales. París, 1990.)

CUENTAS FORESTALES DE GRAN BRETAÑA

Las tablas 1 y 2 ofrecen cifras del valor del sector forestal en los últimos años y muestran el modo de desagregar la información monetaria y la información física en cuentas de flujos de stock.

TABLA 1
Valor de los bosques en el Reino Unido

| Año | Comisión forestal | | Bosques privados | |
|-----------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|
| | Superficie (miles ha) | Valor* (mill. libras) | Superficie (miles ha) | Valor** (mill. libras) |
| 1985-1986 | 898 | 1.137 | 1.333 | 5.292 |
| 1986-1987 | 900 | 1.220 | 1.356 | 5.367 |
| 1987-1988 | 899 | 1.330 | 1.386 | 6.710 |
| 1988-1989 | 898 | 1.450 | 1.409 | 7.324 |

* Valor de mercado. ** Valor contable.

Fuente: Comisión Forestal, reproducida en Environmental Resources Limited. *Natural Resources Accounts for the UK*. Informe para el Department of the Environment. Londres, 1992.

TABLA 2
Flujos y stocks de recursos forestales en volúmenes de madera en Inglaterra y Gales (1)

| | Comisión forestal | | | Bosques privados | | |
|--------------------------|-------------------|----------|-----------|------------------|----------|-------|
| | Coníferas | Fronosas | Otras (2) | Coníferas | Fronosas | Otras |
| Stock a 1-1-1990 | ND | ND | ND | 12.435 | ND | ND |
| Incremento anual | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| Pérdidas naturales | -9 | 0 | 0 | -7 | 0 | 0 |
| Extracciones brutas ... | -3.460 | -97 | 0 | -2.000 | -1.025 | 0 |
| Ventas de tierras (3) .. | -480 | -400 | 0 | +480 | +400 | 0 |
| Stock a 31-12-1990 ... | 17.865 | 810 | 5.100 | 10.926 | ND | ND |

(1) Miles de metros cúbicos con corteza.

(2) Se incluyen aquí las tierras en las que el objetivo primordial de la administración no es la madera. Unas 25.000 hectáreas de bosques de la Comisión están clasificados actualmente dentro de esta categoría.

(3) Ventas de la Comisión a propietarios privados.

ND: No disponible.

Fuente: Comisión Forestal, reproducida en Environmental Resources Limited. *Natural Resources Accounts for the UK*. Informe para el Department of the Environment. Londres, 1992.

Estas cuentas únicamente ofrecen información sobre la sustentabilidad de los stocks de madera, ya que incluso a este respecto existe un conflicto de fondo entre la utilización con fines contables del valor del volumen de madera o de la superficie boscosa (o de ambos). Obviamente pueden surgir grandes diferencias de valor al estudiar dos zonas boscosas de diferente madurez.

Una sencilla cuenta de flujo del stock de recursos de la Comisión Forestal para el período contable 1990-1991 (tabla 3) indica un cierto aumento del stock forestal (8.431 + 656 – 8.629). Al interpretar estos resultados, debe procederse con sumo cuidado. Las cifras incluyen algunos costes y subvenciones que no resultan estrictamente significativos para el cálculo de la renta forestal neta. La escasez de datos impide la elaboración de una cuenta separada para los bosques privados. Tenemos la sospecha de que, una vez realizados los ajustes por pagos de subvenciones, el equivalente monetario interanual de la renta sustentable pueda ser negativo. En otras palabras, que el valor monetario neto de las extracciones supera al del crecimiento y las nuevas plantaciones.

TABLA 3
Stock de tierras forestales de la Comisión Forestal y bosques
privados en el Reino Unido (1990-1991)

| Valor monetario | Millones de libras |
|---|-----------------------|
| Stock inicial (31 de marzo de 1990) | 8.431 |
| Revaluación a precios corrientes | 656 |
| Gasto de explotación forestal | 253 |
| Inversiones netas en plantaciones | -817 |
| Subvenciones | -20 |
| Aumento del valor | 330 |
| Ventas de madera | -136 |
| Tierras vendidas | -5 |
| Stock final (31 de marzo de 1991) | 8.629 |

Fuente: Comisión Forestal, reproducida en C. Bryant y P. Cook: «Environmental issues and the national accounts», *Economic Trends*, 496, 99-122, 1992.

La escasez de datos también impide ampliar la tabla 2 hasta elaborar una cuenta completa desagregada por especies. Las cuentas noruegas elaboradas siguiendo criterios similares ofrecen una visión agregada de la sustentabilidad de las tierras forestales, pero resultan engañosas. En concreto, dicen poco sobre la gestión forestal. A modo de ejemplo, las talas y las repoblaciones pueden ser compatibles con un volumen sustentable de recursos forestales, pero esta práctica apenas toma en cuenta el efecto visual.

OTROS INDICADORES DE EXPLOTACION FORESTAL SUSTENTABLE

La escasez de datos supone que a menudo no es posible cuantificar los indicadores adecuados en términos monetarios. Sin embargo, en esta sección se analizan tres posibles indicadores cuyo valor a lo largo del tiempo puede estimarse con los datos existentes.

Salud de los bosques

La preocupación por los efectos de la disminución de la calidad de la atmósfera —y en concreto de la lluvia ácida— ha estimulado considerables esfuerzos para determinar la magnitud de los potenciales efectos perjudiciales para los árboles (Innes, 1992; CEPE/NU, 1992). Idealmente, los datos de salud de los bosques deberían registrarse mediante cuentas de stock y de flujos de cada una de las categorías de calidad de la salud definidas (ERL, 1992), reclasificando las diferentes zonas mediante un seguimiento periódico de los daños. En la práctica, la dificultad de un seguimiento de la totalidad de los bosques deja amplio margen para todo tipo de muestreos sesgados. Asimismo, existe una gran incertidumbre sobre los indicadores de daños existentes. La Comisión Forestal ha efectuado el seguimiento de la salud

de los árboles desde 1984. La encuesta de 1992 sobre 8.856 árboles de 369 parcelas diferentes abarca cinco especies extendidas por toda Gran Bretaña. Aunque pueden emplearse varios indicadores, la defoliación calculada a través de la «densidad de la copa» parece constituir una unidad de medida común en toda Europa. Sobre esta base, la encuesta de la Comisión Económica para Europa de Naciones Unidas (*op. cit.*) parece revelar la aparición de una tendencia al deterioro de la salud de los árboles en el Reino Unido: el incremento anual de la defoliación en 1991-1992 sólo fue superado por los descensos registrados en Países Bajos, España e Italia entre los Estados miembros de la Comunidad Europea (tabla 4).

TABLA 4
Cambios en la defoliación de todas las especies (1986-1992) (1)

| Países participantes | Todas las especies | | | | | | | N.º de árbo- les de la muestra | % de cambio 1991-1992 |
|-------------------------|--------------------------|------|------|------|------|------|---------|--------------------------------------|-----------------------------|
| | Tipos de defoliación 2-4 | | | | | | | | |
| | 1987 | 1988 | 1989 | 1990 | 1991 | 1992 | | | |
| Bélgica | | | 14,6 | 16,2 | 17,9 | 16,9 | 2.384 | -1,0 | |
| Dinamarca | 23,0 | 18,0 | 26,0 | 21,2 | 29,9 | 25,9 | 1.558 | -4,0 | |
| Francia (2) | 9,7 | 6,9 | 5,6 | 7,3 | 7,1 | 8,0 | 10.113 | 0,9 | |
| Alemania (3) | 17,3 | 14,9 | 15,9 | 15,9 | 25,2 | 26,0 | 103.422 | 0,8 | |
| Grecia | | 17,0 | 12,0 | 17,5 | 16,9 | 18,1 | 1.912 | 1,2 | |
| Italia | | | | | 16,4 | 18,2 | 5.857 | 1,8 | |
| Luxemburgo | 7,9 | 10,3 | 12,3 | | 20,8 | 20,4 | 1.152 | -0,4 | |
| Países Bajos | 21,4 | 18,3 | 16,1 | 17,8 | 17,2 | 24,5 | 32.875 | 7,3 | |
| Portugal | | 1,3 | 9,1 | 30,7 | 29,6 | 22,5 | 4.518 | -7,1 | |
| España | | 7,0 | 3,3 | 3,8 | 7,3 | 12,3 | 11.088 | 5,0 | |
| Reino Unido | 22,0 | 25,0 | 28,0 | 39,0 | 56,7 | 58,3 | 8.856 | 1,6 | |

(1) Porcentaje de los árboles encuestados que se encuentran en los niveles de defoliación 2-4; los niveles de deterioro van de moderado a grave.

(2) Cambio en el procedimiento de muestreo en 1988.

(3) Para 1986-1990 se incluye únicamente Alemania Occidental.

Fuente: Adaptada de CEPE/ONU (*op cit.*), 1993.

Sin embargo, estos datos son fuertemente cuestionados por varias razones, entre las que destaca la referente a las dife-

rencias en la intensidad de los controles en los distintos países incluidos en el estudio. Sin excluir la posibilidad de daños a largo plazo —y por tanto aún no registrados— debidos a la contaminación del aire, es posible exponer un gran número de alternativas para explicar la situación de los árboles. Innes (*op. cit.*) cita las diferencias bióticas y climáticas como uno de los factores determinantes más significativos de los daños aparentes, cuya variación anual podría impedir la detección de posibles tendencias a largo plazo en los daños causados por factores atmosféricos. Asimismo, se cuestiona el empleo de la densidad de la copa como índice adecuado. Por ejemplo, las especies de coníferas de madera blanda de mayor rendimiento presentan en el clima relativamente suave del Reino Unido una mayor separación entre las ramas y copas menos densas de lo que sería normal en climas menos favorables.

Dadas las dudas existentes acerca de que la contaminación sea el único factor causante de daños a la masa forestal, los datos físicos con los que contamos son insuficientes para proponer cualquier ajuste cualitativo de las cuentas de stock. No obstante, si es cierto que el deterioro forestal (real o ilusorio) causa una pérdida de bienestar a los usuarios y a los no usuarios, tiene cierto interés analizar el modo de cuantificarlo.

La tabla 5 presenta algunas estimaciones empíricas del valor económico de la calidad ambiental. Estas estimaciones han sido obtenidas mediante estudios de valoración contingente (VC) que realizan encuestas sobre la disposición a pagar (DAP) por mejoras del ambiente o sobre la disposición a ser compensado (DAC) por daño ambiental. La viabilidad de una evaluación periódica del daño ambiental por estos procedimientos está limitada por el coste de realización de cualquier encuesta amplia. En el mejor de los casos, un enfoque de este tipo podría contribuir a establecer una escala de valores fija para los ajustes cualitativos regulares.

TABLA 5
Estimaciones empíricas del valor económico de la calidad ambiental

| Tipo de variable de la calidad ambiental | Valor | Valor económico | | | Autores |
|---|---|-------------------------------|-------------------------|----------------------------------|---------|
| | | Medida exacta del bienestar | Técnica de valoración | | |
| Reducción del deterioro estético del bosque causado por el desarrollo geotérmico. | 4,96 dólares (1988) por familia y visita. | Disposición a pagar. | Valoración contingente. | Thayer (1977). | |
| Reducción de los daños modelados causados por la contaminación en los árboles. | 36 dólares (1988) por árbol. | Disposición a ser compensado. | Valoración contingente. | Heuth <i>et al.</i> (1981). | |
| Reducción de los daños causados por la contaminación del aire en los árboles. | 2,48 dólares (1988) por familia y visita. | Disposición a pagar. | Valoración contingente. | Croker (1983). | |
| Aumento del número de árboles en parques públicos. | 0,36 dólares (1988) por árbol. | Disposición a pagar. | Valoración contingente. | Brookshire y Coursey (1987). | |
| Preservación de la visibilidad en áreas recreativas. | 6,08 dólares (1988) por familia y visita. | Disposición a pagar. | Valoración contingente. | Brookshire <i>et al.</i> (1976). | |
| Reducción de los daños causados por la lluvia ácida en los ecosistemas sensibles. | 52 libras (1992) por persona. | Disposición a pagar. | Valoración contingente. | MacMillan (1993b). | |

Fuente: Adaptada de J. C. Bergstrom: «Concepts and measures of the economic value of environmental quality: A review», *Journal of Environmental Management*, 21, 215-228, 1990.

D. C. MacMillan: «Measuring passive-use values for the natural environment: A case study of acid rain in Scotland». En *Actas de la Conferencia sobre Land use Science*, editadas por J. Milne, Macaulay Land Use Research Institute, Aberdeen, 1993.

Calidad de los bosques

Los bosques de especies frondosas ocupan actualmente poco más de la mitad de la superficie forestal de Inglaterra, mientras que en Escocia representan menos del 10%. Tal vez como reacción a la excesiva «coniferización» de las tierras altas, el predominio de frondosas se ha convertido en un índice reconocido del valor recreativo de los bosques (9). Las características de los bosques parecen ser importantes en términos de bienestar, por lo que deberían ser consideradas al planificar el legado forestal de las futuras generaciones.

Tanto la Comisión Forestal como el Ministerio de Agricultura incentivan las plantaciones de frondosas en sus regímenes de subvenciones a la repoblación forestal y los datos de subvenciones a la plantación ofrecen una imagen bastante precisa de la distribución nacional por especies. La tabla 6 ofrece algunas indicaciones sobre la evolución de la distribución por especies hasta la última encuesta nacional a gran escala de la masa forestal británica. La creciente influencia de especies exóticas de crecimiento rápido, como la picea de Sitka, está relacionada con la estructura de incentivos fiscales imperante durante una gran parte del período considerado y la necesidad de rentabilizar rápidamente las inversiones. Al proyectar estos datos, podríamos esperar que la evolución de las actitudes ante el recreo visual se reflejara en un mayor número de plantaciones de frondosas en los terrenos de la Comisión y en la concesión de subvenciones para la repoblación de parcelas privadas y cada vez más de tierras agrícolas. La tabla 7 ofrece datos sobre la distribución de las plantaciones privadas y públicas de frondosas y de coníferas desde 1981. La disminución de las plantaciones públicas resulta cada vez más evidente, tendencia que proseguirá con la venta de tierras por parte de la Comisión.

(9) Las reacciones en contra del tratamiento fiscal favorable de los bosques que culminaron en las medidas de reforma fiscal de 1988 se debían tanto al rechazo a los monocultivos de coníferas como a la supuesta injusticia social de las exenciones fiscales concedidas a los ricos.

TABLA 6
Distribución del tipo de bosque en tres fechas de encuesta (1).
Importancia relativa de las especies de coníferas en las tres fechas

| Tipo de bosque | 1947 | | 1965 | | 1980 | |
|---|----------------|----------------|---------------|------------------------|------------|----|
| | Superficie | % | Superficie | % | Superficie | % |
| Bosque alto con predominio de coníferas | 397 | 27 | 922 | 53 | 1.317 | 62 |
| Bosque alto con predominio de frondosas | 380 | 26 | 352 | 20 | 564 | 27 |
| Total de bosque alto | 777 | 53 | 1.274 | 73 | 1.881 | 89 |
| Año | 1.º | 2.º | 3.º | 4.º | | |
| 1947 | Pino silvestre | Picea de Sitka | Picea común | Alerce europeo | | |
| 1965 | Pino silvestre | Picea de Sitka | Picea común | Alerce híbrido japonés | | |
| 1980 | Picea de Sitka | Pino silvestre | Pino contorta | Picea común | | |

(1) Bosque mínimo considerado, 0,25 hectáreas; superficie en miles de hectáreas.
Fuente: Comisión Forestal. Boletín 63, *Census of woodlands and trees 1979-1982*. Edimburgo, 1987.

Entonces, ¿mejora la calidad de los bosques con la propagación de las frondosas y con la mayor importancia que se concede a la diversidad de especies? Hanley y Ruffell (1993) demuestran que es posible identificar la diversidad de especies como una de las variables significativas que explican la disposición a pagar de los encuestados. En concreto, las respuestas ante comparaciones fotográficas de las características de determinados bosques revelan que un 94% de las 884 respuestas (útiles) prefieren bosques mixtos que la ausencia de frondosas. La disposición a pagar incremental por visitar bosques del tipo mixto es de 0,49 libras. En otras palabras, la presencia de árboles frondosos aumenta de forma significativa la valoración de la visita. Otro planteamiento para elaborar una medida económica del valor de los bosques de frondosas consiste en determinar el efecto de la presencia de bosques de diversos tipos sobre la infraestructura residencial o empresarial local. Garrod y Willis (1991) determinan la magnitud de lo que llaman «efecto precio de disfrute» analizando los efectos de la cercanía de terrenos de la Comisión

Forestal en una muestra seleccionada de transacciones inmobiliarias realizadas en 1988. Su conclusión de que un incremento del 1% en la cobertura de frondosas maduras en las proximidades de un terreno da lugar a un incremento promedio de 42 libras en su precio (1988), tiene interesantes implicaciones para la planificación forestal nacional y para la ordenación territorial de otras zonas municipales y suburbanas.

TABLA 7
Nuevas plantaciones en Gran Bretaña (1981-1992)

| Año | Comisión Forestal | | Bosques privados | | Total |
|------|-------------------|-----------|------------------|-----------|--------|
| | Frondosas | Coníferas | Frondosas | Coníferas | |
| 1981 | 92 | 11.542 | 7.918 | 482 | 20.034 |
| 1982 | 51 | 10.927 | 12.068 | 394 | 23.440 |
| 1983 | 84 | 8.802 | 11.911 | 600 | 21.397 |
| 1984 | 51 | 8.331 | 15.995 | 678 | 25.055 |
| 1985 | 61 | 5.044 | 15.434 | 595 | 21.134 |
| 1986 | 56 | 4.277 | 18.170 | 849 | 23.352 |
| 1987 | 270 | 5.072 | 17.799 | 1.348 | 24.489 |
| 1988 | 373 | 4.579 | 21.326 | 2.495 | 28.773 |
| 1989 | 274 | 3.831 | 22.339 | 2.643 | 29.087 |
| 1990 | 261 | 3.820 | 9.642 | 3.125 | 16.848 |
| 1991 | 201 | 3.314 | 8.273 | 3.586 | 15.374 |
| 1992 | 245 | 2.754 | 7.310 | 3.472 | 13.781 |

Fuente: Comité de la industria forestal de Gran Bretaña. *The forestry industry year-book 1992-1993*. Londres, 1993.

Recreo

Se reconoce desde hace tiempo la necesidad de imputar a los bosques un valor recreativo para la planificación forestal. Las actividades de recreo constituyen el primer beneficio no comercial sometido a investigación oficial en un intento por justificar los déficit de explotación de la Comisión Forestal (NAO, 1986; Hacienda Pública, 1972). En cierto modo, esta cuestión se superpone con la de la valoración de la calidad. Podemos suponer que el nivel de recreo aumenta probablemente en un bosque variado (y además sano). El valor recreativo de las zonas forestales existentes puede depender de un

gran número de factores. Algunos de ellos, como los accesos y las instalaciones disponibles, son sensibles a decisiones políticas, mientras que otros (como la calidad estética de la zona circundante) son exógenos. Presentamos algunos datos para identificar las tendencias del valor recreativo agregado de los terrenos forestales nacionales. Con fines contables, puede obtenerse con relativa facilidad una aproximación anual de dicho valor. Lo más difícil es cuantificar la evolución del valor recreativo de los bosques entre dos años concretos.

Existen numerosos estudios sobre el valor recreativo de los bosques, basados en encuestas de valoración contingente y en medidas del coste del desplazamiento que utilizan el coste del transporte como indicador del nivel de recreo (Navrud, 1992; Walsh, 1986). En Gran Bretaña, Benson y Willis (1992) estiman que los terrenos de la Comisión Forestal tienen un valor total de 53 millones de libras esterlinas a precios de 1988, con un valor medio de 47 libras por hectárea. Estas cifras se derivan en parte de estimaciones del «excedente del consumidor» por visita obtenidas a partir de los costes de desplazamiento a una muestra representativa de zonas forestales. Una revisión de estas cifras llevada a cabo por Willis y Garrod (1991) reduce el valor recreativo total a nueve millones de libras al año. Aunque la reducción es sustancial, la cifra aún equivale a un 12% de las ventas de madera de la Comisión en 1990. Ambas estimaciones se limitan exclusivamente a los terrenos de la Comisión Forestal, por lo que subestiman el valor recreativo total derivado de los bosques privados, incluidos los gestionados por organizaciones conservacionistas.

Como el valor recreativo es básicamente un valor de uso, los principales indicadores de interés con los que contamos son el número de visitantes y el acceso efectivo. El número total de visitas a los terrenos de la Comisión Forestal se sitúa en torno a los 50 millones por año (Cunningham, 1991), mientras que una estimación de las visitas en días libres al conjunto de los bosques del país (Red de Recreación Campes- tre, 1993) indica que entre abril y septiembre de 1992 se realizaron 351 millones de visitas. Aun admitiendo el margen de

error de estas estimaciones, es evidente que los bosques constituyen una fuente de recreo importante en el Reino Unido.

Un probable factor determinante del uso de los bosques es el relativo a su propiedad. Actualmente las zonas de bosque alto del Reino Unido se dividen más o menos entre un 43% de la Comisión Forestal y un 57% de propietarios privados, incluidas las organizaciones conservacionistas. Sin embargo, esta distribución no es estable. Ante las dificultades financieras que atravesaban, la Comisión Forestal y la empresa que la ha sucedido ha vendido extensiones considerables de tierras aptas para la plantación. Desde 1989 esta política se ha acentuado, habiéndose ordenado a la Comisión que venda 100.000 hectáreas antes de finales de siglo además de las 58.622 vendidas entre 1981 y 1989 (10). Estas ventas pueden estar sujetas a lo dispuesto en el artículo 39 de la Ley sobre el campo y la vida silvestre de 1981, que contempla una eventual salvaguardia ambiental a través de acuerdos de gestión. Para ello se confía a las entidades locales que lleguen a acuerdos con los nuevos propietarios de cada parcela, sobre todo en lo que atañe a la protección del derecho de acceso. No obstante, estos acuerdos tienen un coste para las entidades locales, y hay cada vez más indicios de que están siendo incumplidos, con la consiguiente pérdida de acceso a los bosques (Comisión del Campo, 1993).

Estas deficiencias de las normas reguladoras no serían significativas si los compradores de las tierras de la Comisión estuvieran dispuestos a proteger su valor de conservación. Algunas disposiciones especiales permiten la venta de tierra a organizaciones de voluntarios a los precios catastrales (no a los de mercado), favoreciéndose así el mantenimiento de los beneficios ambientales. Sin embargo, sólo un 4% de las ventas de tierras realizadas entre 1981 y 1989 tuvieron como compradores organizaciones conservacionistas, ha-

(10) El total neto de tierras vendidas (adquisiciones anuales menos ventas) en el período 1980-1992 se sitúa en 146.000 hectáreas de plantaciones y de otras tierras anteriormente propiedad de la Comisión.

biéndose estimado que otro 30% fue a parar a instituciones financieras (O'Carroll, 1993).

La transmisión de la propiedad de la tierra y la eventual pérdida de acceso a la misma influye en dos sentidos sobre la evolución del valor recreativo de los bosques nacionales a lo largo del tiempo. En primer lugar, la parcelación probablemente de lugar (aunque sea sutilmente) a un cambio en las prioridades de la gestión, concediéndose más importancia a la viabilidad financiera que a la viabilidad económica. En otras palabras, puesto que los propietarios raramente obtienen los beneficios no monetarios derivados de los bosques, no tienen demasiados incentivos para tomarlos en cuenta al tomar decisiones de gestión y de plantación. En términos contables, la reposición del capital para las generaciones venideras es probable que sea inferior a la extracción actual de recursos. La actual estructura de subvenciones para la mejora de áreas recreativas incluidas en tierras de propiedad privada puede resultar insuficiente para contrarrestar esta pérdida definitiva (en el tiempo) de valor recreativo. En segundo lugar, la eventual reducción del derecho de acceso supone una disminución del valor recreativo.

Evidentemente, resulta difícil determinar de manera inequívoca la tendencia general de la evolución del valor recreativo, ya que es obvio que el aumento del número de visitantes a las zonas boscosas que siguen siendo accesibles mitiga este segundo efecto. Los efectos sobre el valor resultantes de la alteración de las características de los bosques aún deben ser determinados, aunque si se acepta el principio del mantenimiento de los gustos en el ámbito recreativo, se estaría produciendo una considerable pérdida de bienestar.

INTEGRACION DE LA SUSTENTABILIDAD EN LA PLANIFICACION FORESTAL

Hasta ahora hemos analizado el seguimiento de la sustentabilidad a nivel macroeconómico, considerando los indica-

dores adecuados y su posible utilización en un sistema nacional de cuentas. Ahora analizamos el papel del sector forestal a nivel microeconómico y esbozamos el significado práctico de la sustentabilidad para los responsables de la planificación. Más concretamente, analizaremos el papel complementario que puede desempeñar el sector forestal en la planificación de programas de inversiones sustentables utilizando el análisis coste-beneficio.

El análisis coste-beneficio se sustenta en el principio de considerar aceptable una acción siempre que los beneficios que genere superen a los costes. En la mayoría de las decisiones de inversión, los costes y los beneficios son flujos financieros que se producen a lo largo de la vida del proyecto. Sin embargo, es posible adoptar un enfoque más amplio, que abarque todos los costes y beneficios derivados de la inversión, incluidos aquellos —como los servicios ambientales— que no suelen traducirse en flujos monetarios. En gran número de proyectos con efectos sobre el ambiente no es raro que los beneficios financieros superen a los costes, así como que los costes superen a los beneficios si se tiene en cuenta en la evaluación el daño ambiental. Sin alguna forma de reinversión que compense ese deterioro, con el tiempo la sucesión de proyectos de este tipo irá reduciendo la dotación de capital natural.

La utilización de medidas paralelas de compensación en los proyectos es uno de los modos de controlar este agotamiento del capital natural. Barbier *et al.* (1990) muestran cómo es posible adaptar los criterios del análisis coste-beneficio para introducir en el contexto del proyecto propuestas operativas equivalentes a una regla de sustentabilidad. En general, para ello pueden elaborarse programas de inversión que incluyan proyectos de regeneración ambiental en número suficiente y concebidos específicamente para compensar el deterioro ambiental que se sabe causan los demás proyectos. Un programa de este tipo puede ser coherente con un concepto de sustentabilidad laxo o estricto, según que su objetivo sea que el valor actual de los daños sobre el ambiente

durante el período de vida del proyecto tenga un valor no positivo o que ningún proyecto cause en ningún momento un daño no positivo.

Con independencia del rigor de la definición, este concepto de compensaciones no es del todo nuevo. Debido a su flexibilidad, el sector forestal es tradicionalmente el candidato ideal para compensar el deterioro ambiental causado por las industrias a pequeña escala. Lo que sí es nuevo en Gran Bretaña es la atribución de ese papel cuando el desarrollo nacional afecta al ambiente mundial. El aumento de la responsabilidad asumida por el patrimonio común de la humanidad, y en particular el efecto del calentamiento de la atmósfera, añaden un nuevo valor a los ya analizados más arriba: el valor de la fijación de carbono. La tabla 8 muestra la cantidad de CO₂ por hectárea liberado mediante la corta de masas forestales representativas en Gran Bretaña (Adger *et al.*, 1992). Estas cantidades pueden convertirse en beneficios monetarios o créditos de carbono mediante la estimación de un precio sombra de los daños evitados gracias a la reducción de las emisiones (Frankhauser, 1992).

TABLA 8
Emisiones de carbono originadas por el cambio en el uso
de la tierra en detrimento de los bosques (1)

| Tipo de bosque | Frondosas | Coníferas | Mixto |
|---|-----------|-----------|-------|
| Toneladas de crédito de carbono (C/ha) | 74,1 | 33,33 | 40,22 |
| Valor por hectárea en libras (2) | 963 | 433 | 523 |

(1) Basadas en un supuesto de edad de corta de cincuenta y cinco años para las coníferas y cien años para las frondosas.

(2) Basado en un valor sombra del daño evitado de 20 dólares (≈13 libras) por tonelada de carbono. Frankhauser, *op. cit.*

Fuente: Adaptada de Adger *et al.*, *op. cit.*

Los compromisos de estabilización de las emisiones de carbono recogidos en el Convenio marco sobre el Cambio Climático constituyen un acicate obvio, aunque modesto, para continuar expandiendo los bosques plurifuncionales en Gran Bretaña como un método poco costoso de progresar

hacia el cumplimiento de los objetivos de reducción de las emisiones. Las predicciones sobre disponibilidad de excedentes de tierras agrícolas (Cunningham, *op. cit.*) representan un impulso añadido para los planes de plantación de bosques en curso —como los referentes a nuevos bosques nacionales— y ofrecen oportunidades reales para la aparición de escenarios de suma positiva en los que se aborden simultáneamente la reducción de los costes presupuestarios agrícolas y los compromisos sobre las emisiones de carbono.

DESCUENTO

La dimensión intergeneracional de la sustentabilidad y del sector forestal en general confiere una gran importancia al análisis de la integración de los beneficios y los costes futuros en las decisiones actuales sobre plantaciones. En otras palabras, ¿deberíamos descontar los costes y beneficios del futuro, y si lo hacemos, qué tasa de descuento debemos utilizar y cómo afecta esto a nuestro legado forestal?

Hay muchos argumentos éticos, filosóficos y económicos en favor del descuento de los costes y beneficios futuros (Pearce *et al.*, 1989; Broome, 1992; Lind, 1982). En rigor, la utilización de una tasa de descuento positiva es incompatible con la equidad intergeneracional y ha sido descalificada por algunos como una concesión a la debilidad humana o como una conveniencia técnica (Solow, 1993). Dado que pocas inversiones dependen tanto del tiempo como las inversiones forestales, basta con indicar que los criterios de inversión aparentemente inocuos que utilizamos ahora pueden tener profundas implicaciones para el bienestar durante un solo ciclo de rotación de la madera. Por consiguiente, existen sólidos argumentos en favor del sector forestal que resultan más concluyentes si se le considera como un recurso social y no como una inversión exclusivamente financiera.

Las decisiones públicas reconocen implícitamente la ca-

rencia de rentabilidad financiera de las inversiones forestales. En la actualidad se permite que la Comisión Forestal opere con una tasa de rentabilidad del 3% en las plantaciones; la diferencia entre esta tasa y la que se exige a las demás inversiones públicas representa la cuantía de la subvención forestal. Aunque se ha sostenido que las reducciones de la tasa de descuento en favor del ambiente resultan innecesarias cuando operamos ya con una restricción estricta de no disminución de la dotación de capital natural, la eventual imprecisión de las inversiones paralelas para compensar el daño ambiental o de las garantías de reinversión para mantener constante la dotación de capital puede aconsejar, por razones prácticas, el empleo de una tasa de rentabilidad reducida. De estos dos enfoques puede demostrarse que una tasa de descuento reducida es más probable que suponga un mayor incentivo para invertir, mientras que el concepto de los conjuntos de proyectos equilibrados puede considerarse como un obstáculo a la inversión. Suponiendo que se opte por reducir las tasas de rentabilidad, los responsables de la política ambiental todavía tienen la tarea de definir cuáles son y cuáles no son las inversiones favorables al ambiente.

EXPLOTACION FORESTAL SUSTENTABLE EN UNA ECONOMIA ABIERTA

Con un volumen de importaciones que supone casi el 90% de sus necesidades de madera (que ascienden actualmente a cerca de 6.000 millones de libras al año), el Reino Unido es el segundo importador de madera del mundo. Es muy probable —dado el estado actual de los conocimientos sobre administración de los bosques tropicales— que la mayor parte de las maderas duras tropicales importadas procedan de bosques en los que la tasa de extracción es mayor que la tasa de crecimiento. En estas circunstancias, el Reino Unido está, de hecho, importando insustentabilidad y resulta interesante analizar el modo de cuantificar este fenómeno.

Un ajuste simple de las cuentas forestales de la tabla 3 consistiría en representar la depreciación de los recursos forestales de los países exportadores como una entrada negativa. Para cada exportador esta depreciación se calcularía como el precio de exportación menos su coste marginal multiplicado por el volumen de exportación. En el caso de Gran Bretaña es razonable pensar que un ajuste de este tipo contrarrestaría cualquier crecimiento del valor registrado en la masa forestal nacional. Además, podemos dar un paso más y preguntarnos cuál sería el resultado si se exigiera que el ajuste tuviera en cuenta las pérdidas de bienestar de los exportadores, tanto si se reflejan en los precios de mercado como si no se reflejan. Es evidente que este análisis puede complicarse mucho, sobre todo si no hay acuerdo acerca de quién debe llevar a cabo el ajuste: el exportador o el importador. En caso de que dichas deducciones fueran viables, podría ser necesario algún tipo de convenio sobre la responsabilidad comercial del país exportador y del país importador para repartir los ajustes y evitar la doble contabilización. Si la conclusión en última instancia consiste en un repliegue de algunos países hacia el autoabastecimiento, en un intento por mantener balanzas comerciales respetables, los beneficios globales para el ambiente resultan más que dudosos.

A efectos prácticos, parece que los ajustes para tener en cuenta el comercio aún están lejos. No obstante, aun cuando los ajustes ecológicos no traspasen las fronteras nacionales, los importadores no pueden ignorar los efectos causados por la demanda nacional y las presiones económicas añadidas que recaen sobre los países exportadores. Los sistemas de certificación de la madera y la transferencia de conocimientos sobre gestión forestal pueden constituir formas eficaces de exportar prácticas sustentables. Aun así, un somero análisis de las tensiones macroeconómicas que soportan los países exportadores quizá ponga de manifiesto que los países importadores deberían asumir una parte de la responsabilidad por el agotamiento de los recursos extranjeros.

CONCLUSION

En este artículo se han revisado algunos indicadores de los valores forestales para su eventual utilización en el marco de un sistema de cuentas nacionales. Siempre que ha sido posible se ha adoptado una base monetaria para facilitar las comparaciones de valor. Aunque algunos indicadores no resultan fáciles de incorporar a una medida de la renta sustentable, analizados por separado pueden ofrecer indicios sobre la sustentabilidad del sector forestal británico. Es probable que la metodología de ajuste de la medida del bienestar de las cuentas nacionales convencionales siga siendo un área sugestiva de investigación ambiental y económica.

Nuestra conclusión es que es posible que los bosques públicos estén generando una renta sustentable. Por el contrario, los bosques privados tal vez no cumplan ni siquiera el indicador de sustentabilidad más elemental de incremento anual del valor en relación con la extracción. Si es así, se deduce que paralelamente se están perdiendo toda una serie de beneficios no reflejados en los precios de mercado.

Para determinar si, aun cuando permanezca constante la masa forestal, se están adoptando prácticas de administración forestal sustentable, es posible utilizar varios indicadores de la calidad de los bosques británicos. Algunos de ellos también reflejan influencias externas sobre el sector forestal, como la contaminación del aire. Estas influencias pueden considerarse como otra forma de insustentabilidad «importada», que pone de manifiesto la relación entre el ambiente y la economía y las limitaciones de los indicadores de sustentabilidad de cada sector por separado.

Los indicadores de salud forestal ofrecen al parecer conclusiones contradictorias. Las series históricas de datos son demasiado recientes para ofrecer una imagen a largo plazo, pero es posible que afloren aún daños irreversibles. La calidad de los bosques, definida en términos de predominio de especies frondosas, parece avanzar en la dirección correcta, aunque lenta-

mente. La transmisión de la propiedad de terrenos forestales del sector público al sector privado indica que la futura evolución de este índice dependerá cada vez más de los incentivos de las subvenciones. Por último, la falta de un acceso garantizado a las antiguas tierras de la Comisión indica la posibilidad de una disminución efectiva de los valores recreativos de los bosques. En qué medida esta disminución pueda ser contrarrestada por un impulso renovado de las zonas boscosas nacionales y municipales es algo que está por ver.

En conjunto, es difícil afirmar con certeza la sustentabilidad general del sector forestal británico. El indicador básico del valor de la madera ofrece una imagen incompleta de la sustentabilidad. Los indicadores cualitativos indican que aunque determinados servicios no comerciales del sector forestal pueden estar experimentando una expansión a lo largo del tiempo, como es de esperar dada la mayor demanda de este tipo de servicio en un país de renta elevada, la calidad forestal en general está disminuyendo. Además, aunque la muestra de indicadores seleccionados que hemos presentado transmitiera una imagen favorable del sector forestal británico por sí solo, se mantiene el interrogante sobre la cuestión de la insustentabilidad importada.

BIBLIOGRAFIA

- ADGER, W. N.; BROWN, K.; SHIEL, R. S., y WHITBY, M. C. (1992): «Carbon dynamics of land use in Great Britain». *Journal of Environmental Management*, 36, 117-133.
- ATKINSON, G. (1993): «Green measures of economic progress». *Blueprint 3: Measuring sustainable development*. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (de próxima aparición en Earthscan. Londres, 1993).
- BARBIER, E. B.; MARKANDYA, A., y PEARCE, D. W. (1990): «Environmental sustainability and cost-benefit analysis». *Environment and Planning*, 22, 1259-1266.
- BARTELMUS, P.; STAHLER, C., y VAN TONGEREN, J. (1993): «Integrated environmental and economic accounting. A framework for an

- SNA Satellite System». En: Lutz, E. (ed.). *Toward improved accounting for the environment*. Banco Mundial. Washington, D. C.
- BENSON, J. F., y WILLIS, K. G. (1992): *Valuing informal recreation on the Forestry Commission estate*. The Forestry Commission, Bulletin 104. Edimburgo.
- BERGSTROM, J. C. (1990): «Concepts and measures of the economic value of environmental quality: A review». *Journal of Environmental Management*, 31, 215-228.
- BROOKSHIRE, D. S.; IVES, B. C., y SCHULZE, W. D. (1976): «The valuation of aesthetic preferences». *Journal of Environmental Economics and Management*, 3, 325-346.
- BROOKSHIRE, D. S., y COURSEY, D. L. (1987): «Measuring the value of a public good: An empirical comparison of elicitation procedures». *American Economic Review*, 77, 554-565.
- BROOME, J. (1992): *Counting the cost of global warming*. White Horse Press, Cambridge.
- BRYANT, C., y COOK, P. (1992): «Environmental issues and the National Accounts». *Economic Trends*, 496, 99-122.
- COMISIÓN ECONÓMICA PARA EUROPA DE NACIONES UNIDAS Y COMUNIDAD EUROPEA (1993): *Forest condition in Europe. Results of the 1992 survey*. NU/CEE, Ginebra.
- COUNTRYSIDE COMMISSION (1993): «Protect forest access». *Countryside*. *The Newspaper of the Countryside Commission*, agosto.
- COUNTRYSIDE RECREATION NETWORK NEWS (1993): Countryside Recreation Network.
- CROCKER, T. D. (1985): «On the condition of the forest stock». *Land Economics*, 61, 244-254.
- CUNNINGHAM, I. (1991): «Introduction summary and conclusions. Forestry expansion: A study of technical economic and ecological factors». *Forestry Commission Occasional Paper 33*, Forestry Commission. Edimburgo.
- ENVIRONMENTAL RESOURCES LIMITED (1992): *Natural resource accounts for the UK*. Informe para el Departamento del Ambiente. ERL, Londres.
- FRANKHAUSER, S. (1993): *Evaluating the social costs of Greenhouse Gas emissions*. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment. University College de Londres y University of East Anglia. Forestry Commission, Annual Report and Accounts, varios años. Edimburgo.
- FORESTRY COMMISSION (1987): *Bulletin 63, Census of Woodlands and Trees 1979-1982*. Edimburgo.

- FORESTRY INDUSTRY COMMITTEE OF GREAT BRITAIN (1993): *The forestry industry year-book 1992-1993*. Londres.
- GARROD, G., y WILLIS, K. (1991): *The environmental impact of woodland: A two stage Hedonic Price Model of the amenity value of forestry in Britain*. Working paper 19, Countryside Change Unit, Universidad de Newcastle Upon Tyne.
- HANLEY, N. D., y RUFFELL, R. J. (1993): «The contingent valuation of forest characteristics: Two experiments. *Journal of Agricultural Economics*, 44 (2), 218-229.
- HARTWICK, J. M. (1990): «Natural resources, national accounting and economic depreciation». *Journal of Public Economic*, 43 (3), 291-304.
- HEUTH, D.; VOORHEES, S., y COSAGRANDE, R. (1981): *Estimating the benefits from controlling nuisance pests: An application of the interactive bidding technique*. Presentado en la reunión anual de la American Agricultural Economics Association. Clemson, Carolina del Sur.
- TREASURY, H. M. (1972): *Forestry in Great Britain: An interdepartmental cost-benefit study*.
- INNES, J. L. (1992): «Forest condition and air pollution in the United Kingdom». *Forest Ecology and Management*, 51, 17-27.
- KLAASSEN, G. E. R., y OPSCHOOR, J. B. (1991): «Economics of sustainability or the sustainability of economics: Different paradigms». *Ecological Economics*, 3, 1-23.
- LIND, R. (1982): *Discounting for time and risk in energy policy*. John Hopkins University Press. Baltimore.
- MACMILLAN, D. C. (1993a): «Indicative forestry strategies. An investment perspective in the borders region of Scotland». *Scottish Forestry*, 47 (3), 83-89.
- MACMILLAN, D. C. (1993b): «Measuring passive-use values for the natural environment: A case study of acid rain in Scotland». En Milne, J. (ed.): *Land Use Science*. Macaulay Land Use Research Institute, Aberdeen.
- MITCHELL, R. C., y CARSON, R. T. (1989): *Using surveys to value public goods: The contingent valuation method*. Resources for the future. Washington, D. C.
- NATIONAL AUDIT OFFICE (1986): *Review of the Forestry Commission's objectives and achievements, report by the Comptroller and Auditor General*. Londres.
- NAVRUD, S. (ed.) (1992): *Princing the European environment*. Scandinavian University Press.

- O'CARROLL, L. A. (1993): *Public land purchase and conservation*. Tesis doctoral inédita. University of Manchester, Department of Agricultural Economics.
- OFICINA ESTADÍSTICA DE NACIONES UNIDAS (1990): *SNA Handbook on integrated environmental and economic accounting. Preliminary draft of the Part I: General concepts*. Nueva York.
- ORGANIZACIÓN DE COOPERACIÓN Y DESARROLLO ECONÓMICO (1990): *Natural resource accounts. Report on the pilot study concerning forest resources*. OCDE, París.
- PEARCE, D. W. (1991): «Assessing the return to the economy and society from investments in forestry». *Forestry expansion. A study of technical, economic and ecological factors*. Forestry Commission Occasional Paper 14, Forestry Commission. Edimburgo.
- PEARCE, D. W.; MARKANDYA, A., y BARBIER, E. B. (1989): *Blueprint for a Green Economy*. Earthscan, Londres.
- REPETTO, R.; MAGRATH, W.; WELLS, M.; BEER, C., y ROSSINI, F. (1989): *Wasting assets, natural resources in the national income accounts*. World Resources Institute.
- SOLOW, R. (1993): «An almost practical step toward sustainability». *Resources Policy*, 19 (3), 162-172.
- TURNER, R. K. (1993): «Sustainability: Principles and practice». En Turner, R. K. (ed.): *Sustainable environmental economics and management: Principles and practice*. Belhaven, Londres.
- WALSH, R. G. (1986): *Recreation economic decisions: Comparing benefits and costs*. Venture Publishing.
- WILLIS, K. G., y GARROD, G. D. (1991): «An individual travel cost method of evaluating forest recreation». *Journal of Agricultural Economics*, 42, 33-42.

Palabras clave: Sustentabilidad, explotación forestal, cuentas nacionales.

RESUMEN

El creciente interés por definir y medir la sustentabilidad del sector forestal coincide con el reconocimiento de una nueva plurifuncionalidad de este sector. Las funciones del sector forestal comprenden la producción de madera, su uso recreativo y los servicios ambientales, como la fijación del carbono. En este artículo se evalúa la política forestal británica en el contexto de los recientes enfoques económicos para medir el desarrollo sustentable. Se revisan diferentes métodos de ajustes «ecológicos» de la contabilidad nacional y una evaluación sectorial pone de manifiesto las dificultades que se plantean para ajustar las cuentas convencionales con objeto de tener en cuenta los efectos sobre el bienestar no reflejados en los precios de mercado. Tomando incluso la definición más limitada de tasas de extracción en relación con la tasa de crecimiento, no está claro si

el sector forestal británico sigue o ha seguido en algún momento una trayectoria sustentable. Un planteamiento más general del valor forestal total permitiría adecuar las medidas de bienestar tradicionales a una unidad de medida más cierta de la renta forestal sustentable.

RÉSUMÉ

L'intérêt croissant que soulèvent la définition et la mesure du développement du secteur forestier coïncide avec la reconnaissance d'une nouvelle plurifonctionnalité de ce secteur. Les fonctions du secteur forestier comprennent la production de bois, un usage récréatif et des services environnementaux, tels que la fixation du carbone. Le présent article procède à une évaluation de la politique forestière britannique dans le contexte des nouvelles approches économiques en vue de mesurer le développement durable. Sont révisées différentes méthodes d'ajustement «écologique» de la comptabilité nationale alors qu'une évaluation sectorielle fait apparaître les difficultés que pose l'ajustement des comptes traditionnels en vue de considérer les effets sur le bien-être non reflétés par les prix sur le marché. Même sur la base de la définition la plus limitée des taux d'extraction par rapport au taux de croissance, il n'apparaît pas à l'évidence que le secteur forestier britannique suive à l'heure actuelle ou ait suivi auparavant une trajectoire durable. Une approche plus générale de la richesse forestière totale devrait permettre d'adapter les mesures de bien-être traditionnelles à une unité de mesure plus exacte du revenu forestier durable.

SUMMARY

Growing interest in defining and measuring sustainability in forestry coincides with the recognition of a new multipurpose role for the sector. Multipurpose forestry involves forestry for timber, recreational use and environmental services such as carbon fixing. This paper evaluates British forestry policy in the context of recent economic approaches to measuring sustainable development. «Green» national accounting protocol is reviewed and a sectorial evaluation highlights the difficulties involved in adjusting traditional accounts for non-market welfare effects. Considering even the narrowest definition of harvest rates relative to growth, it is unclear whether British forestry is or ever has been on a sustainable path. A broader focus on a total forestry value will allow adaptation of conventional welfare measures to a truer measure of sustainable forest income.