

Métodos de análisis basados en el paradigma de la decisión multicriterio

Luis Díaz Balteiro y Carlos Romero López
Universidad Politécnica de Madrid

1. Introducción: sobre el concepto y medición de la sostenibilidad agraria

El concepto de actividad agraria sostenible (o sustentable como suele decirse en el entorno de los países de Latinoamérica) resulta fácil de entender intuitivamente, pero sin embargo no es en absoluto fácil de conceptualizar, medir y, en definitiva, de formalizar rigurosamente. Puede decirse que se trata de un término que en los últimos treinta años se ha utilizado de una manera ambigua, tal vez abusiva y siempre con una perspectiva de lo «políticamente correcto». Propongamos que las prácticas agrarias sean sostenibles y obtendremos la aprobación unánime de nuestros planteamientos, aunque no hayamos precisado lo que entendemos por sostenibilidad de dichas prácticas agrarias. Un buen punto de partida para un análisis riguroso del tema puede ser la definición institucional de desarrollo sostenible proporcionada en el año 1988 por la Comisión del Medio Ambiente y del Desarrollo de las Naciones Unidas. Este organismo, define el desarrollo sostenible como «un tipo de desarrollo económico que permite satisfacer las necesidades de la generación presente, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades».

La anterior definición parece introducir importantes cambios conceptuales, sin embargo desde una perspectiva teórica esta idea de sostenibilidad, aunque indudablemente importante, encierra pocas novedades. Así, el insigne economista John Hicks en su clásico libro *Value and Capital*, definía como renta (lo que más tarde se denominó renta *hicksiana*), el consumo que puede realizar una sociedad sin empobrecerse, esto es sin reducir su *stock* de capital. Si incorporamos al *stock* de capital el capital natural, tendremos una definición rigurosa de sostenibilidad. Dos conclusiones se pueden sacar de estas últimas líneas. En primer lugar, Hicks no introdujo en su concepto de renta al capital

natural, pues en 1939, fecha de la publicación de su libro, el capital natural no se consideraba «escaso» y por tanto no era objeto del análisis económico. Cosa que indudablemente ha cambiado en los últimos 30 años, pues hoy en día nadie cuestiona la «escasez económica» de dicho tipo de capital. Por otra parte, esta pequeña reflexión inicial parece dejar claro que el concepto teórico de sostenibilidad es bastante anterior al año 1988, así como que dicho concepto conlleva una carga teórica de tipo económico importante.

El carácter económico del concepto de sostenibilidad, así como la escasez o no del capital natural requiere de algunas matizaciones. Así, Hicks dio su definición de renta en una época en la que se consideraba que el capital natural tenía una capacidad prácticamente ilimitada tanto en su función de proveer de insumos al sistema económico (*efecto fuente*), como de asimilar los residuos generados por la actividad económica (*efecto sumidero*). En la época actual, el capital natural lleva ya bastante tiempo dando claros signos de agotamiento en su doble función de fuente de insumos para el sistema de producción y de sumidero de los residuos generados por los procesos de producción y consumo. No obstante, las ideas de Hicks son perfectamente adaptables a un contexto actual, si reconocemos el carácter finito del capital natural en la comentada doble función de fuente y sumidero. Así, desde la economía podemos definir una actividad agraria sostenible como aquella en la que la capacidad del capital agregado de producir utilidad no disminuye a lo largo del tiempo. Entendiendo por capital agregado, no solo el capital hecho por el hombre (e. g., tractores, cosechadoras, etc.), sino además tanto el capital natural como el capital tecnológico o conocimiento generado por el hombre. Un tratamiento extenso y riguroso del concepto de sostenibilidad como renta hicksiana ampliada puede verse en Caparrós *et al.* (2003).

Estas interrelaciones económicas y ecológicas a la hora de conceptualizar y de medir la sostenibilidad se complican aún más en un contexto agrario. Así, hoy en día, la sostenibilidad de muchos ecosistemas agrarios hay que conectarla con la idea del uso múltiple o multifuncionalidad, lo que hace la tarea a abordar más compleja. En efecto, las sociedades avanzadas demandan en muchas ocasiones de los sistemas agrarios no solo bienes privados que se comercializan en los mercados, sino además bienes y servicios públicos para los que no existen mercados bien definidos. En este nuevo contexto, la sostenibilidad de un sistema agrario comprende no solo la persistencia del sistema como productor de bienes privados con mercado, sino, además, la persistencia en el aprovisionamiento de múltiples bienes y servicios públicos

esenciales para el bienestar de una sociedad moderna. Esta nueva orientación implica una integración de los comentados atributos, lo que hace más complejo tanto la conceptualización como la medición de la sostenibilidad de muchos sistemas agrarios.

Este capítulo pretende abordar cuestiones metodológicas relacionadas tanto con la conceptualización como con la medición de la sostenibilidad asociada a los sistemas agrarios. Así, cuando el sistema agrario se encuadra en un contexto de multifuncionalidad, si se pretende ser coherente con las dimensiones ecológicas y económicas de la sostenibilidad agraria, uno de los pocos caminos sólidos teóricamente, y a la vez operativo, consiste en caracterizar dicha sostenibilidad por medio de un conjunto de indicadores de naturaleza diferente. Una vez establecidos dichos indicadores, se plantea el problema lógico de cómo agregarlos y poder de esta manera cuantificar la sostenibilidad global asociada a un sistema agrario o a una determinada práctica de manejo.

Coherentemente con las ideas anteriores, el resto del capítulo está organizado de la siguiente manera. En el apartado siguiente se expondrá de una manera resumida algunas de las aproximaciones que se han desarrollado en la literatura para abordar este problema utilizando herramientas de naturaleza multicriterio. A continuación, se explica, de forma breve e intuitiva, la metodología propuesta para agregar diferentes indicadores de sostenibilidad en un índice sintético. Dicho índice nos permitirá tanto cuantificar el grado de la sostenibilidad de un sistema agrario, como establecer un *ranking* de sostenibilidad para un conjunto de sistemas agrarios. En las dos secciones siguientes se expondrán los resultados obtenidos al aplicar este tipo de metodología a dos casos de estudio. Finalmente, después del apartado de conclusiones se incluyen un apéndice matemático, en el que se justifica rigurosamente la metodología utilizada desde la perspectiva teórica de la optimización multicriterio (programación por metas extendida y programación compromiso).

2. Sostenibilidad agraria y métodos multicriterio

En general, han sido numerosos los estudios que se han centrado en analizar la sostenibilidad definiendo previamente un conjunto de criterios e indicadores. De hecho, hoy en día se puede hablar de la sostenibilidad tanto a escalas muy locales, como de forma mucho más agregada, como puede ser a nivel región o país. Todos estos trabajos asumen que el empleo de indicadores

presenta algunas limitaciones, pero indudables ventajas de índole práctico, ya que supone un flujo de información real que cualquier técnico puede interpretar. No obstante, es preciso resaltar que son numerosos los trabajos que se han dedicado a conceptualizar la tarea de búsqueda, medición y validación de los posibles indicadores que se pueden emplear en cada contexto. Algunos atributos que deben presentar estos indicadores se describen en Prabhu *et al.* (2001) o Rametsteiner (2001). Además, algunos autores inciden en la importancia de disponer de un lenguaje común a la hora de definir los distintos criterios e indicadores (Abee, 2007). En Hak *et al.* (2007) o Bell y Morse (2008) se pueden encontrar extensas revisiones que incluyen tanto una evaluación del uso que se está realizando en cuanto a la definición y agregación de indicadores, como de los problemas asociados al uso de los mismos. Por otro lado, en Blancas *et al.* (2010) se recoge una completa revisión de las propiedades que deben mostrar los indicadores a la hora de incorporarlos a este tipo de estudios. Por último, un paso importante que se debe incluir a la hora de trabajar con distintos criterios e indicadores de muy distinta naturaleza es la normalización de los mismos. Un ejemplo donde se muestra la importancia de esta fase, en un contexto de análisis de la sostenibilidad, se puede hallar en Phillis y Kouikoglou (2009). Por último, en Nardo *et al.* (2008) se recogen estas y otras cuestiones relativas a la hora de construir un índice sintético.

Dado el carácter multidimensional intrínseco al concepto de sostenibilidad, han sido numerosos los trabajos que han intentado caracterizar este término acudiendo a técnicas multicriterio (de ahora en adelante se asociará el acrónimo MCDM –*Multiple Criteria Decision Making*– a la palabra «multicriterio»). Por otro lado, conviene destacar que el uso de metodologías que agregan criterios e indicadores ha sido convenientemente tratado en distintos campos. Resulta materialmente imposible resumir en un espacio limitado todos los ámbitos y técnicas MCDM empleadas en el campo de la sostenibilidad agraria, por lo que se realizará una selección restringida. Comenzando por algunas aplicaciones en sistemas agrícolas, así en Gómez-Limón y Sánchez-Fernández (2010) se integra en un índice sintético diversas formas de agregar indicadores de tipo económico, social y ambiental aplicados a diferentes sistemas agrarios de la provincia de Palencia. Una de estas formas de agregar indicadores emplea una metodología MCDM. En López-Baldovín *et al.* (2006) se utilizan ocho indicadores para medir la sostenibilidad asociada a regadíos en la cuenca del río Guadalquivir. A continuación estos indicadores se agregan utilizando la programación multiobjetivo. Por otro lado, se pueden encontrar

trabajos que utilizan metodologías multicriterio discretas a la hora de agregar diversos indicadores de sostenibilidad en la agricultura. Se entiende por un problema multicriterio discreto aquel que engloba un número finito y usualmente no muy elevado de soluciones factibles (e. g., número de trazados para una nueva línea de un tren de alta velocidad). Un ejemplo en esta línea puede verse en Reig *et al.* (2010), donde se utiliza para tal fin el *Analytic Network Process* (ANP), versión ampliada del *Analytic Hierarchy Process* (AHP, Saaty, 1980). También cabe destacar el trabajo de van Calker *et al.* (2006), donde se utiliza la teoría de la utilidad multiatributo para agregar los indicadores para un caso de estudio de explotaciones lecheras en Holanda. Además, en el trabajo de Reig-Martínez *et al.* (2011) se hibridan la programación compromiso y el análisis basado en técnicas envolvente de datos (DEA) para construir un índice sintético de sostenibilidad. Finalmente, en Marta-Costa y Soares da Silva (2013) se recogen diversas aplicaciones donde se mide la sostenibilidad en ámbitos agrarios, algunas de ellas utilizando herramientas multicriterio.

En el ámbito forestal merecen comentarse los trabajos de Mendoza y Prahbu (2000a,b), Mendoza y Dalton (2005) o Babaie-Kafaky *et al.* (2009), que recomiendan el uso de métodos MCDM discretos, como el citado anteriormente AHP para evaluar la sostenibilidad. Vacik *et al.* (2007) emplean para caracterizar la sostenibilidad de posibles alternativas de manejo forestal el ya comentado ANP. Esta comparación entre AHP y ANP para abordar la sostenibilidad en la gestión forestal mediante un conjunto de indicadores se puede ver también en los trabajos de Wolfslehner *et al.* (2005) y Wolfslehner y Vacik (2008, 2011). Otros autores (Mendoza *et al.*, 2002, Mendoza y Prabh, 2003) sugieren el empleo de métodos MCDM cualitativos para la integración de criterios e indicadores con el fin de evaluar la sostenibilidad. Asimismo, Ducey y Larson (1999) aplican una metodología que hibrida las técnicas multicriterio con aproximaciones basadas en la teoría de los números difusos (*fuzzy set theory*) para evaluar la sostenibilidad de algunas decisiones relativas al manejo forestal. En otra línea metodológica, Kangas *et al.* (1998) han recomendado el uso de técnicas multiatributo para realizar este proceso de agregación de indicadores. Otros autores combinan estas herramientas integrando una componente espacial en el análisis, como se puede apreciar en el trabajo de Store (2009). En relación con los métodos MCDM continuos, en Díaz-Balteiro y Romero (2004a,b) se propone una metodología basada en la programación por metas para agregar convenientemente los indicadores de sostenibilidad. Por otro lado, en un reciente trabajo (Giménez *et al.*,

2013) se profundiza en esta línea aplicándola a una plantación de eucaliptos. Finalmente, en Maness y Farrell (2004) se recoge una aplicación que utiliza la programación multiobjetivo, bajo una óptica difusa para agregar distintos criterios e indicadores.

Por otro lado, y continuando con metodologías MCDM continuas, en Ruiz *et al.* (2011) se emplea la programación multiobjetivo para analizar la sostenibilidad de un conjunto de municipios de Andalucía. Por último, otros trabajos que proponen la utilización de distintas herramientas MCDM para obtener distintos índices sintéticos serían los de Munda (2005, 2006), Munda y Nardo (2009), Doukas *et al.* (2010) o Murias *et al.* (2007), trabajo este último donde se emplea el análisis envolvente de datos (DEA) para agregar los indicadores. Esta aproximación también es utilizada por otros autores como Zhou *et al.* (2007) o Hatefi y Torabi (2010). Por otro lado, un trabajo que aborda un problema de sostenibilidad empleando herramientas en la línea de las analizadas en este capítulo se puede ver en el trabajo ya citado de Blancas *et al.* (2010), donde se propone agregar diversos indicadores para analizar la sostenibilidad del turismo costero en Andalucía utilizando para ello la programación por metas.

3. Hacia la cuantificación de la sostenibilidad: una aproximación metodológica

En este apartado se va a presentar de una manera sucinta y poco formalizada las ideas básicas que permiten construir una metodología válida para agregar un conjunto de indicadores que miden diferentes aspectos asociados a la sostenibilidad de una actividad agraria en un índice sintético que cuantifica dicha sostenibilidad. En el Apéndice situado al final de este capítulo se expondrán más rigurosamente los aspectos analíticos de dicha metodología. Conviene indicar desde el principio que la metodología propuesta es aplicable a problemas formulados a cualquier nivel de agregación; esto es, desde el nivel más desagregado, como puede ser la medición de la sostenibilidad de un conjunto de prácticas agrarias, hasta el nivel más agregado como puede ser la medición de la sostenibilidad de una determinada industria agraria en un conjunto de países.

Partimos de un escenario general en el que existen n actividades agrarias que van a ser evaluadas de acuerdo con m indicadores de sostenibilidad. Así, R_{ij} mide el resultado alcanzado por la actividad agraria i -ésima cuando

es evaluada de acuerdo con el indicador de sostenibilidad j -ésimo. De esta manera, generamos $n \times m$ elementos de información. Como resulta fácil de suponer, los indicadores de sostenibilidad vienen medidos en muchas ocasiones en distintas unidades (e. g., euros, metros cúbicos de madera, toneladas de CO₂ capturado, etc.), siendo además sus valores absolutos muy diferentes. Por estas razones, un primer paso en el desarrollo de la metodología consistirá en normalizar adecuadamente los $n \times m$ R_{ij} resultados obtenidos, consiguiendo de esta forma una información homogénea dimensionalmente y, por tanto, susceptible de agregarla por medio de diferentes operadores matemáticos.

Una vez que dispongamos del valor normalizado alcanzado por cada actividad agraria para cada indicador de sostenibilidad tenemos al menos dos opciones metodológicas a seguir. Una que entronca con la lógica simoniana «satisfaciente» y la otra que entronca con una lógica más tradicional de tipo «optimizante». Comencemos con el enfoque «satisfaciente». En este contexto, a cada indicador de sostenibilidad se le asocia un nivel de aspiración (*target*) que no se sabe si es óptimo, pero que se considera suficientemente bueno; i.e., «satisfaciente» dentro del marco teórico de la racionalidad acotada propuesto por Herbert Simon. Estos niveles de aspiración satisficientes se pueden fijar exógenamente a través de juicios de expertos, según orientaciones recabadas en distintas fuentes bibliográficas, estadísticas, etc.

Una vez que a cada uno de los m indicadores de sostenibilidad se les ha asignado un *target* t_j «satisfaciente» se procede a formular un modelo de programación por metas extendida (*extended goal programming*) con variables binarias. Con este tipo de enfoque se minimizan las desviaciones no deseadas entre el logro de una meta y un nivel satisfactorio de realización fijado para la misma. En nuestro contexto concreto, las variables binarias se refieren a la elección o no de una determinada actividad agraria. De esta manera, y a través de variaciones en el valor de un parámetro de control que figura en la función de logro del modelo, se obtienen los siguientes resultados:

- a) *Ranking* de las n actividades agrarias, con la cuantificación del nivel de sostenibilidad, cuando esta es medida con la óptica de la búsqueda del mejor promedio. Esta solución suele denominarse la «más eficiente», presentando el problema de que alguna actividad agraria con un «buen promedio», puede obtener un resultado muy malo para alguno de los indicadores, lo que puede imposibilitar su implementación desde una perspectiva de sostenibilidad.

- b) *Ranking* de las n actividades agrarias, con la cuantificación del nivel de sostenibilidad, cuando esta es medida con la óptica de la búsqueda de la solución más equilibrada, o dicho con otras palabras, que muestra un mayor «balanceo» en el resultado alcanzado por los m indicadores. Esta solución de «máximo equilibrio» es atractiva, pero presenta el problema de que el «promedio» alcanzado puede ser muy pobre, lo que haría poco aconsejable su implementación.
- c) *Rankings* en el mismo sentido, pero que representan compromisos entre el *ranking* con mejor promedio y el *ranking* más equilibrado. Con este tipo de análisis se puede establecer las tasas de intercambio (*trade-offs*) entre una mejora en el promedio a cambio de un empeoramiento en el equilibrio, y viceversa.

Pasemos ahora a establecer los rasgos básicos del enfoque «optimizante». La principal diferencia con el enfoque «satisfaciente» consiste en cómo se fija el punto de referencia o nivel deseado para cada uno de los m indicadores de sostenibilidad. Con esta nueva orientación, dichos niveles se fijan de una manera prácticamente automática, asociando a cada indicador el mejor valor dentro de los m posibles valores. Así, dicho valor será el máximo de todos los valores posibles cuando el indicador es del tipo «más mejor», o el mínimo de dicho conjunto de valores cuando el indicador es del tipo «menos mejor». En definitiva, utilizando un lenguaje más técnico, a cada indicador se le asocia su valor «ideal».

El paso siguiente en el desarrollo de esta metodología «optimizante» consiste en introducir una familia topológica de funciones de distancia, basadas en la métrica p que permite ordenar las n actividades agrarias en función de su proximidad al vector de valores ideales. Además del *ranking* u ordenación, la sostenibilidad asociada a cada actividad queda perfectamente cuantificada. Esta tarea se aborda por medio de la formulación de un modelo de programación compromiso extendido (*composite programming model*) en el que las variables del modelo, tienen un carácter binario jugando un papel similar al que jugaban dentro del enfoque satisfaciente anteriormente expuesto. Nuevamente, a través de variaciones en el valor de un determinado parámetro de control, se obtienen los *rankings* óptimos desde el punto de vista del «máximo promedio», del «máximo equilibrio o balanceo», así como compromisos entre estas dos soluciones. Igual que sucedía con el enfoque «satisfaciente», con la aproximación optimizante también podemos obtener las tasas de intercambio

(*trade-offs*) entre una mejora en el promedio a cambio de un empeoramiento en el equilibrio, y viceversa.

Como se ha indicado al comienzo de esta sección, los materiales expuestos representan unas pinceladas de la metodología que proponemos para cuantificar la sostenibilidad de un conjunto de actividades agrarias. En el Apéndice situado al final de este capítulo se expondrá rigurosamente dicha metodología, lo que requerirá el uso de herramientas matemáticas relativamente sofisticadas. Asimismo, en dicho Apéndice se incluirán las referencias bibliográficas básicas que sirven de apoyo teórico a estos enfoques de optimización multicriterio.

4. Caso I. Agregación de indicadores utilizando la programación por metas extendida: monte «El Pinar»

Este primer caso pretende desarrollar un procedimiento analítico que permita agregar en un índice que mida la sostenibilidad global o agregada del sistema diferentes indicadores de sostenibilidad de un sistema forestal (montes, plantaciones, etc.). Esta metodología se puede aplicar a la hora de evaluar la sostenibilidad de un conjunto de sistemas forestales, o bien para evaluar posibles alternativas de manejo que se pueden aplicar a un sistema forestal. Esta última idea es la que se va exponer a continuación. Además del aparato metodológico incluido en el Apéndice, en Díaz-Balteiro y Romero (2004a, 2004b) se explican con más detalle los aspectos analíticos y prácticos que subyacen a este tipo de enfoque.

El caso elegido se refiere al monte el «El Pinar». Dicho sistema forestal se incluye en el Grupo de Montes de Pinilla de los Barruecos, situándose en el Sistema Ibérico, dentro de la provincia de Burgos. Presenta una altitud media de 1100m, y está incluido en el catálogo de montes de utilidad pública. Se encuentra poblado principalmente por coníferas. Como especies principales aparecen el pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), el pino negral (*Pinus pinaster* Ait.) y la sabina albar (*Juniperus thurifera* L.). Estas tres especies se presentan en rodales dominados por una especie o en mezclas más o menos íntimas de pino silvestre (especie más abundante) con pino negral o de pino silvestre con sabina. El monte comprende 55 rodales, estimándose la edad de cada uno de los rodales oscila entre los 50 y los 90 años. En total, la superficie estudiada abarca 1.156 hectáreas. Hace relativamente pocos años se ha puesto en práctica un plan de gestión forestal utilizando el método de ordenación del tramo

único¹, desechando el inicialmente propuesto (método de tramos periódicos), debido fundamentalmente a no haberse cumplido el seguimiento previsto en el Proyecto de ordenación.

A partir de los datos del inventario que figuran recogidos en el Plan General, se ha construido un modelo de optimización que permite diseñar el plan estratégico. En concreto, se recurrió al bien conocido Modelo I (Johnson y Scheurman, 1977). Con tal fin se consideró un horizonte de planificación de 100 años, divididos en períodos de 10 años. El turno varía entre un mínimo de 80 y un máximo de 140 años. Recurriendo a dicho Modelo I se generaron 14 alternativas de manejo. Así, se incluyeron en primer lugar las funciones objetivo usualmente utilizadas en la gestión forestal, como la maximización del valor actual neto de la inversión subyacente o la maximización del volumen de chapa. Seguidamente, se realizó el mismo proceso de maximización sujeto a las restricciones exógenas usualmente aplicadas en la planificación forestal, como son el control de volumen, la restricción de regulación y la condición de inventario final. La restricción de control de volumen se refiere a que los volúmenes o flujos de madera obtenidos en cada período de tiempo (normalmente en cada década) sean iguales o, si esto no es factible, lo más homogéneos posibles. Obviamente, se trata de una condición deseable, muchas veces vinculada a las necesidades de abastecer de una manera continua a una determinada industria forestal, y muy ligada a la idea de sostenibilidad a corto plazo. La condición de regulación persigue que al final del período de planificación la superficie asociada a cada clase de edad sea la misma. Con esta condición se busca conseguir un bosque regulado, que permitiría teóricamente una constancia en la renta futura, considerando únicamente como *output* la producción de madera. La última restricción, la del inventario final, pretende garantizar un inventario final (volumen de madera para cada calidad de estación al final del horizonte de actuación) que garantice la persistencia del bosque. Esta condición tiene por objeto asegurar que al final del horizonte de planificación el volumen de madera por calidad de estación sea lo más parecido posible a la situación inicial (siempre que esta fuera un punto de partida aceptable). Este tipo de condición es equivalente al objetivo clásico de la persistencia, y claramente constituye una condición necesaria, aunque no suficiente, para que se cum-

¹ Los métodos de tramo único y tramos periódicos son dos métodos de gestión forestal recogidos en distintas Instrucciones de Ordenación publicadas a lo largo de varias décadas y de ámbito estatal y, más recientemente, autonómico. Básicamente estos métodos tratan de organizar la producción forestal siguiendo unos modelos empíricos, de origen centroeuropeo, que persiguen la meta de «monte normal», es decir, una situación donde se garantiza la persistencia de la masa, las producciones son homogéneas y se obtiene el máximo de utilidades del sistema forestal.

pla el concepto *hicksiano* de sostenibilidad. Por último, conviene recordar que estas tres restricciones intentan replicar el ideal de «monte normal», piedra angular sobre la que se ha vertebrado la gestión forestal en España y muchos países de Europa desde el siglo XIX.

También se tuvieron en cuenta otras alternativas basadas en la optimización, como el carbono neto capturado a lo largo del horizonte de planificación. Finalmente, se consideraron igualmente alternativas de manejo adecuadas desde el punto de vista de conservación de la biodiversidad. Con ese propósito el turno forestal o vida de la masa se aumentó hasta los 150 años. Por otra parte, y por los mismos motivos, se impuso la condición de dejar sin cortar superficies de especies mezcladas (pino silvestre y pino negral). Por último, en la Tabla 1 figura la lista completa de las 14 alternativas de manejo o sistemas forestales a evaluar en términos de sostenibilidad. Esta lista, aunque amplia, no es exhaustiva. En todo caso, proporciona una idea bastante precisa de las diferentes alternativas de manejo que se pueden aplicar en un bosque de las características de «El Pinar».

El problema que se presenta en la práctica a la hora de hacer operativo este concepto de sostenibilidad a un determinado monte, es que los tres conjuntos de condiciones exógenas anteriormente presentados son bastante exigentes, por lo que en muchas ocasiones no existe ningún plan de producción de madera factible; es decir, que cumpla los tres conjuntos de condiciones o restricciones. Cuando se produce este tipo de situación un camino razonable es convertir dichas restricciones clásicas o rígidas en metas flexibles y proceder a una determinada minimización de las correspondientes variables de desviación. El valor óptimo (mínimo) de dichas variables de desviación proporcionará un valor indicativo del grado de sostenibilidad asociado a dicho proceso de producción de madera. En el caso que nos ocupa eso ha ocurrido en algunas de las alternativas presentadas, donde la función objetivo está sujeta a solo una de las tres restricciones, porque si se introducían simultáneamente todas ellas, el problema no producía una solución factible. Propuestas metodológicas y aplicaciones reales en este sentido pueden verse, entre otros, en Díaz-Balteiro y Romero (1998, 2003).

Tabla 1. Alternativas de manejo para el monte «El Pinar»

Alternativa	Descripción
S ₁	Maximización sin restricciones del Valor Actual Neto (VAN).
S ₂	Maximización sin restricciones de la producción de chapa.
S ₃	Maximización conjunta sin restricciones del VAN, producción de chapa e igualdad de volumen.
S ₄	Maximización del VAN sujeto a las restricciones de control de volumen, regulación e inventario final.
S ₅	Maximización de la producción de chapa sujeto a las restricciones de control de volumen, regulación e inventario final.
S ₆	Maximización conjunta del VAN, producción de chapa e igualdad de volumen sujeto a las restricciones anteriores.
S ₇	Maximización del VAN sujeto a la restricción de alargamiento del turno.
S ₈	Maximización de la producción de chapa sujeto a las restricciones de alargamiento del turno y de inventario final.
S ₉	Maximización conjunta del VAN, producción de chapa e igualdad de volumen sujeto a la restricción de alargamiento del turno.
S ₁₀	Maximización del VAN sujeto a una restricción de dejar sin cortar una determinada superficie de especies mezcladas.
S ₁₁	Maximización la producción de chapa sujeto a una restricción de dejar sin cortar zonas con mezcla de especies.
S ₁₂	Maximización conjunta del VAN, producción de chapa e igualdad de volumen sujeto a una restricción de dejar sin cortar zonas con mezcla de especies.
S ₁₃	Maximización del carbono neto capturado.
S ₁₄	Maximización del carbono neto capturado sujeto a las restricciones de control de volumen, regulación e inventario final.

Fuente: Elaboración propia.

Se propone a continuación una lista de once indicadores que bajo nuestro punto de vista deberían de considerarse para poder medir con una precisión mínima la sostenibilidad global de un sistema forestal. Por otra parte, esta lista de indicadores debería de completarse con indicadores *ad hoc* que recogieran las posibles especificidades del sistema forestal que se esté estudiando. La lista propuesta, con un indudable carácter tentativo, y sin que el orden presente un sentido que indique su importancia, es la siguiente:

1. *Valor Actual Neto (VAN)*. Este indicador, de naturaleza económica, mide la rentabilidad absoluta asociada a cada alternativa de manejo. Su inclusión no denota el cumplimiento de un requerimiento de tipo financiero, sino que se justifica debido a la necesidad de comparar

- homogéneamente los flujos de caja asociados a cada alternativa. Se trata de un indicador de naturaleza económica del tipo «más mejor».
2. *Volumen de chapa*. Si el monte está orientado a la producción, sobre todo en ciertas masas de crecimiento lento, este indicador representa la parte del fuste con un mayor valor comercial. Se trata de un indicador de naturaleza económica del tipo «más mejor».
 3. *Inventario final*. El *stock* de madera al final del horizonte de planificación es un buen indicador de las garantías reales de poder alcanzar uno de los objetivos clásicos en la gestión forestal: la persistencia. Es razonable suponer que, en general, conforme sea mayor el inventario final mayores son las posibilidades de que el vuelo se perpetúe. Si se cumple esta condición, se trata de un indicador de naturaleza selvícola del tipo «más mejor».
 4. *Igualdad de los flujos de volumen de madera*. Un objetivo usualmente perseguido por los métodos de manejo forestal es el de alcanzar un rendimiento de madera sostenible a largo plazo. Este objetivo, que se acerca al objetivo clásico del rendimiento sostenido, también se puede formular, como propone el servicio forestal estadounidense, imponiendo un rendimiento de madera no decreciente (*non-declining timber yield*). En nuestro contexto de caracterización de la sostenibilidad, ambos enfoques conducen al mismo resultado. En definitiva, se trata de un indicador de naturaleza económica que requiere alcanzar con la mayor exactitud posible un nivel determinado de aspiración (la igualdad de los flujos de volumen a largo plazo).
 5. *Regulación*. La sostenibilidad forestal tradicionalmente se ha relacionado con la idea de alcanzar un bosque con una distribución equilibrada de edades al final del horizonte de planificación, entendiendo como tal a un bosque en el que cada grupo de edad cubre la misma superficie. Tal como se indicó en la sección anterior, este indicador, junto con los dos anteriores, implica la consecución del ideal, tan abundante en la literatura forestal española, del monte «normal». La complicación surge a la hora de hacer operativo este indicador, ya que es preciso desagregarlo para cada clase de edad. Esta circunstancia implica valorar del mismo modo un déficit que un superávit en árboles pertenecientes a una clase de edad madura, cuando desde un punto de vista ecológico pudiera tener más valor esta última. Se trata, por

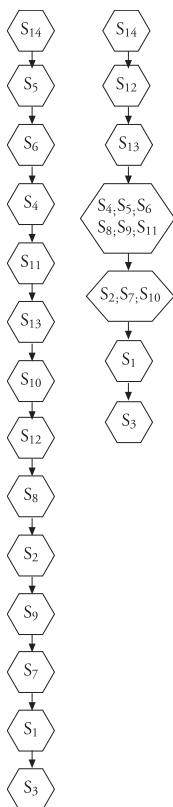
- tanto, de un indicador de naturaleza selvícola que requiere alcanzar con la mayor exactitud posible un determinado nivel de aspiración (la superficie alícuota cubierta por cada clase de edad).
6. *Superficie sin cortas.* Se ha estimado que cuanto menor sea la superficie afectada por las cortas de regeneración, más fácilmente se desarrollarán distintas funciones ecológicas propias de estos ecosistemas. Es preciso señalar que si se admiten como plausibles los indicadores recogidos en los sistemas de certificación forestal más extendidos, en ellos se incluye dejar un número de árboles extracortables uniformemente repartidos, así como mantener un porcentaje de la superficie del monte sin intervenir, con el fin de mantener la evolución natural del monte. Se trata de un indicador de naturaleza ecológica del tipo «más mejor».
 7. *Superficie mezclada que se corta.* En algunos casos, cuando en el sistema forestal del cual estamos midiendo su sostenibilidad existe una mezcla más o menos íntima de especies arbóreas, puede ser aceptable no perder esta masa mezclada en el futuro, por lo que se valora positivamente la permanencia de este tipo de estructuras. Se trata de un indicador de naturaleza ecológica del tipo «menos mejor».
 8. *Ratio superficie cortada / crecimiento de la masa.* Parece razonable exigir, desde un punto de vista de sostenibilidad, que el esfuerzo de gestión asociado a las cortas finales sea menor que el crecimiento de la masa en ese período. Es decir, que las cortas finales no superen el crecimiento de la masa en ese año. Este tipo de indicador se utiliza profusamente en los sistemas de certificación forestal. Se trata de un indicador de naturaleza ecológica del tipo «menos mejor».
 9. *Turno forestal promedio.* Desde un punto de vista de sostenibilidad forestal, interesa que los turnos forestales sean mayores que los que corresponden a una política financiera óptima (esto es, el conocido turno de Faustmann). Por ello, se asume que turnos más dilatados, iguales o superiores a los turnos técnicamente óptimos, son preferidos desde la perspectiva de la sostenibilidad. Se trata de un indicador de naturaleza selvícola del tipo «más mejor».

10. *Carbono neto capturado*. Este indicador intenta medir la captura de carbono neta, es decir, la que se realiza de forma sostenible por parte de la masa. Se podría elegir el Carbono bruto, pero este solo está vinculado al crecimiento de la masa y no al tiempo que tarda en retornar ese carbono a la atmósfera al no incluir las emisiones de los productos obtenidos de la madera. Se trata de un indicador de naturaleza ecológica del tipo «más mejor».
11. *Superficie media de corta*. Aunque pudiera considerarse como un indicador de fragmentación de la masa, aquí se vincula a un índice de bondad paisajística. Desde el punto de vista social, el impacto visual será más reducido cuanto menor sea la superficie de corta. Por ello, este indicador es del tipo «menos mejor».

Es preciso reiterar que la lista de indicadores de sostenibilidad propuesta, aunque razonable, tiene tan solo un carácter tentativo. En efecto, dependiendo de las características de las alternativas de manejo consideradas puede resultar necesario incluir indicadores adicionales específicos. No obstante, la lista propuesta puede considerarse un común denominador para el análisis de la sostenibilidad de la mayor parte de los sistemas forestales españoles en un contexto de uso múltiple.

Si aplicamos a las citadas 14 alternativas los 11 indicadores de sostenibilidad que acabamos de definir, de acuerdo con la metodología presentada en la sección anterior, y considerando un sistema de pesos iguales para cada indicador, se pueden obtener las clasificaciones (*rankings*) de los 14 sistemas en términos de sostenibilidad agregada. Sin ser exhaustivos, el Gráfico 1 muestra dos de los *rankings* obtenidos. Así, dicho Gráfico recoge, en la parte de la izquierda, el *ranking* que proporciona la máxima sostenibilidad agregada desde el punto de vista del promedio, o solución «más eficiente», mientras que en la parte derecha del Gráfico se muestra el *ranking* que proporciona la sostenibilidad más equilibrada o con mejor balanceo.

Gráfico 1. Alternativas de manejo para el monte «El Pinar»



Fuente: Elaboración propia.

5. Caso II. Agregación de indicadores utilizando la programación compromiso extendida: la industria del papel en la Unión Europea

En este segundo caso se expondrán los resultados obtenidos al aplicar la metodología propuesta en la Sección 2 y en el Apéndice (programación compromiso extendida) a un estudio de la sostenibilidad a nivel sectorial y en un ámbito supranacional. Así, el caso de estudio será la industria del papel en diversos países de la Unión Europea. En concreto, siguiendo la antigua clasificación *Nomenclature statistique des activités économiques dans la Communauté*

européenne (NACE), se correspondería a la división 21. Esta división incorpora las industrias de celulosa, papel y productos derivados del papel. Es preciso tener en cuenta que habitualmente este tipo de industrias están agrupadas, constituyendo un claro ejemplo de integración vertical. En Díaz-Balteiro *et al.* (2011) se recoge una información más pormenorizada de este caso de estudio.

Tal como se indicó anteriormente, el primer paso a la hora de abordar un problema de estas características consiste en la elección de un conjunto de indicadores que nos permita caracterizar la sostenibilidad de este sector industrial. Aunque se ha pretendido que estos indicadores recojan los tres ámbitos esenciales en este tipo de estudios (económico, social y ambiental), la naturaleza industrial de las actividades analizadas hace que predominen los indicadores de tipo económico. Por otro lado, cabe destacar otras limitaciones iniciales, como pueden ser la notable disparidad existente en la información estadística proporcionada por los diferentes países analizados, así como el escaso nivel de desagregación de la información ambiental, que nos ha impedido incorporar datos ambientales importantes como la emisión de gases de efecto invernadero u otras sustancias contaminantes, el tratamiento de residuos, o el personal empleado en labores de protección ambiental. En suma, la disponibilidad de información a nivel europeo ha supuesto una restricción crucial tanto para el conjunto de indicadores seleccionados, como para la elección de los países a incluir en nuestro estudio. A continuación, pasaremos a analizar los indicadores. Para su elaboración, las fuentes utilizadas han sido principalmente de carácter internacional, como las bases de datos de Eurostat sobre industria, comercio y servicios, sobre ciencia y tecnología, o sobre medio ambiente y energía. En la Tabla 2 se recoge la lista completa de estos indicadores.

Una vez descritos sucintamente los indicadores, el siguiente paso consistirá en elegir los países donde se va a aplicar esta metodología. Conviene recordar que los datos disponibles a nivel europeo no solo han condicionado la elección de indicadores, sino también el grupo de países a los cuales se puede extender este estudio. De esta forma, el ámbito de partida considerado es el de la Unión Europea con 27 estados miembros. Sin embargo, debido a que no se han obtenido datos sobre todos los indicadores, para los tres sectores que componen la industria forestal, en los 27 países inicialmente analizados, el alcance de este trabajo se limitará a 17 de estos países, que son los siguientes: Austria, Chipre, República Checa, Estonia, Finlandia, Francia, Alemania, Hungría, Italia, Letonia, Lituania, Portugal, Rumanía, Eslovaquia, España,

Suecia y Reino Unido. El número de países obtenido se considera relevante, pues la facturación de los mismos supera el 88 % de la facturación total de los 27 países europeos considerados inicialmente.

Tabla 2. Indicadores analizados en la industria del papel en la Unión Europea

Indicador	Descripción	Unidades
I ₁	Valor añadido bruto de la industria del papel con respecto al de la industria manufacturera	%
I ₂	Coste de la energía necesaria para obtener una unidad métrica de producto	[10 ⁶ €]
I ₃	Cociente entre las importaciones de madera con destino celulosa en relación al consumo de este tipo de madera	índice
I ₄	Salario unitario medio	€
I ₅	Valor añadido bruto entre el número de empleados	[1.000 €/empleado]
I ₆	Porcentaje que suponen los costes laborales en el valor de la producción	%
I ₇	Tasa de inversión en el sector en relación al valor añadido bruto	índice
I ₈	Inversión en maquinaria y equipamiento	€
I ₉	Número de empresas innovadoras en relación al número total de empresas del sector	índice
I ₁₀	Porcentaje de la facturación total del sector debido a las empresas innovadoras	%
I ₁₁	Número de patentes del sector en el año considerado (2004)	
I ₁₂	Competitividad externa (Índice de Balassa)	índice
I ₁₃	Contaminantes producidos por el sector en relación al valor añadido bruto	t/€
I ₁₄	Gastos en protección ambiental por trabajador	[1.000 €/empleado]

Fuente: elaboración propia a partir de los datos de: EUROSTAT, 4th Innovation Survey, Patent Statistics, UNECE, UN Comtra de Database, así como de diversas oficinas estadísticas europeas.

Una vez fijados los países y los indicadores, se han calculado los pesos preferenciales que se han introducido en el modelo de programación compromiso. Dichos pesos preferenciales han sido obtenidos a partir de una encuesta por correo electrónico realizada desde mayo hasta octubre de 2008, y enviada a 104 expertos de 22 países distintos. Los expertos han sido elegidos por sus relaciones con este sector y por sus publicaciones científicas. De forma resumida, estos expertos han tenido que comparar, siguiendo un modelo basado en la comparación por pares la importancia relativa de los distintos indicadores utilizados en este caso, empleando para ello la escala definida por Saaty

para el desarrollo del método AHP (Saaty, 1980). De esta forma se obtienen las respuestas de cada uno de los expertos (eliminando aquellas que no alcanzan un nivel mínimo de consistencia). De acuerdo con algunos estudios (por ejemplo, Forman y Peniwati, 1998) se ha obtenido el peso agregado para cada indicador a través de la media geométrica obtenida a través de las distintas respuestas consideradas. Estos pesos preferenciales se muestran en la Tabla 3, siendo la suma total igual a la unidad, al tratarse de pesos normalizados.

Tabla 3. Pesos obtenidos para cada indicador

Indicador	Peso
I ₁	0,105
I ₂	0,113
I ₃	0,057
I ₄	0,045
I ₅	0,093
I ₆	0,049
I ₇	0,064
I ₈	0,043
I ₉	0,069
I ₁₀	0,069
I ₁₁	0,046
I ₁₂	0,102
I ₁₃	0,065
I ₁₄	0,079

Fuente: Elaboración propia.

Una vez obtenidos los indicadores y los pesos preferenciales, el primer paso consiste en normalizar los valores de cada indicador obtenidos para cada país. Es decir, dado que cada indicador presenta una dimensión distinta, es preciso normalizarlos para poder agregarlos convenientemente. A continuación, se evalúa la industria del papel en los 17 países considerados a través de los 14 indicadores propuestos (Tabla 4). Nótese que los resultados ya están normalizados y se han señalado para cada indicador los valores ideales (en negrita) y anti-ideales (en cursiva).

Tabla 4. Valores normalizados para cada país y cada indicador*

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1	Austria	0,258	0,597	0,404	0,834	0,872	0,345	0,169	0,894	1,000	0,604	0,082	0,198	0,843	0,905
2	Chipre	0,118	0,933	0,842	0,345	0,252	<i>0,000</i>	0,271	0,022	0,630	0,598	<i>0,000</i>	0,024	0,952	0,120
3	R. Checa	0,085	0,531	<i>0,000</i>	0,088	0,174	0,831	0,171	0,031	0,415	0,512	0,005	0,061	0,693	<i>0,000</i>
4	Estonia	0,056	0,577	0,608	0,141	0,091	0,590	0,739	0,005	0,826	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>	0,049	<i>0,000</i>	0,186
5	Finlandia	1,000	0,643	0,477	1,000	1,000	0,581	0,011	1,000	0,652	1,000	0,068	1,000	0,618	1,000
6	Francia	0,098	0,735	0,034	0,704	0,505	0,223	0,047	0,158	0,487	0,676	0,341	0,070	0,833	0,617
7	Alemania	0,100	0,638	0,459	0,822	0,604	0,129	0,139	0,510	0,964	0,856	1,000	0,073	0,965	0,969
8	Hungría	0,054	1,000	1,000	0,128	0,082	0,420	0,343	0,034	0,252	0,631	0,004	0,029	0,766	0,117
9	Italia	0,099	0,702	0,545	0,559	0,567	0,558	0,014	0,038	0,432	0,544	0,258	0,055	0,893	0,082
10	Letonia	0,003	0,783	0,902	0,054	0,032	0,654	0,895	0,021	<i>0,000</i>	0,128	<i>0,000</i>	0,049	1,000	0,021
11	Lituania	<i>0,000</i>	0,480	0,397	0,093	0,060	0,657	0,335	0,003	0,300	0,553	0,001	0,011	0,807	0,066
12	Portugal	0,216	0,373	0,064	0,556	0,490	0,677	0,286	0,170	0,514	0,811	0,002	0,188	0,225	0,569
13	Rumanía	0,014	0,097	0,584	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>	0,879	0,567	<i>0,000</i>	0,265	0,445	0,001	<i>0,000</i>	0,223	0,044
14	Eslovaquia	0,179	<i>0,000</i>	0,485	0,153	0,162	1,000	1,000	0,540	0,181	0,745	<i>0,000</i>	0,131	0,439	0,352
15	España	0,143	0,776	0,596	0,645	0,552	<i>0,447</i>	0,122	0,100	0,512	0,491	0,056	0,072	0,865	0,426
16	Suecia	0,549	0,451	0,014	0,714	0,919	0,446	0,110	0,572	0,911	0,887	0,108	0,460	0,599	0,877
17	R. Unido	0,102	0,796	0,629	0,738	0,557	0,247	<i>0,000</i>	0,094	0,436	0,518	0,248	0,030	0,761	0,580

* Los valores ideales se muestran en negrita y los valores anti-ideales en cursiva.

Fuente: Elaboración propia.

A partir de los resultados incluidos en la citado Tabla 4, se ha aplicado la metodología basada en la programación compromiso extendida, expuesta en el Apéndice. Los resultados se muestran en la Tabla 5, donde se puede observar el *ranking* de la industria forestal para los países europeos analizados para los distintos valores considerados del parámetro λ (véase nuevamente el Apéndice para interpretar correctamente el papel y significado del parámetro de control λ). En dicha Tabla se puede apreciar cómo Finlandia es el país cuya industria del papel es más sostenible, excepto cuando se considere la solución más equilibrada ($\lambda=0$). En ese caso, Suecia pasa a ser el país donde esta industria presenta una sostenibilidad mayor.

Tabla 5. Resultados obtenidos para distintos valores de λ

Ranking	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	1
1	Suecia	Finlandia	Finlandia	Finlandia	Finlandia	Finlandia	Finlandia	Finlandia	Finlandia
2	Finlandia	Suecia	Suecia	Suecia	Suecia	Suecia	Suecia	Suecia	Suecia
3	Austria	Austria	Austria	Austria	Austria	Austria	Austria	Austria	Austria
4	Portugal	Alemania	Alemania	Alemania	Alemania	Alemania	Alemania	Alemania	Alemania
5	Alemania	Portugal	Portugal	España	España	España	España	España	España
6	España	España	España	Portugal	R. Unido	R. Unido	R. Unido	R. Unido	R. Unido
7	Francia	Francia	Francia	R. Unido	Portugal	Francia	Francia	Francia	Francia
8	R. Checa	R. Unido	R. Unido	Francia	Francia	Portugal	Portugal	Portugal	Portugal
9	Italia	Italia	Italia	Italia	Italia	Italia	Italia	Chipre	Chipre
10	R. Unido	Chipre	Chipre	Chipre	Chipre	Chipre	Chipre	Italia	Italia
11	Estonia	Hungría	Hungría	Hungría	Hungría	Hungría	Hungría	Hungría	Hungría
12	Hungría	Estonia	Estonia	Eslovaquia	Eslovaquia	Eslovaquia	Eslovaquia	Eslovaquia	Eslovaquia
13	Chipre	R. Checa	Eslovaquia	Estonia	Letonia	Letonia	Letonia	Letonia	Letonia
14	Rumanía	Letonia	Letonia	Letonia	Estonia	Estonia	Estonia	Estonia	Estonia
15	Letonia	Eslovaquia	R. Checa	R. Checa	R. Checa	R. Checa	R. Checa	R. Checa	R. Checa
16	Lituania	Lituania	Lituania	Lituania	Lituania	Lituania	Lituania	Lituania	Lituania
17	Eslovaquia	Rumanía	Rumanía	Rumanía	Rumanía	Rumanía	Rumanía	Rumanía	Rumanía

Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, es preciso destacar que salvo para esta última solución, los resultados son iguales en lo que hace referencia a los cuatro primeros países (Finlandia, Suecia, Austria y Alemania) y a los dos países que ocupan las últimas plazas (Lituania y Rumanía). Finalmente, cabría preguntarse por la influencia que en la solución final presentan los pesos preferenciales anteriormente calculados. En Díaz-Balteiro *et al.* (2011) se responde a esta cuestión, mostrándose como la solución más equilibrada presenta un *ranking* bastante distinto al presentado en la Tabla 5, mientras que para el resto de soluciones, Finlandia sigue siendo el país cuya industria del papel presenta una mayor sostenibilidad.

6. Discusión y conclusiones

Desde el punto de vista metodológico, los modelos aquí planteados se pueden calificar como sólidos, ya que permiten responder al desafío de agregar un conjunto de indicadores en un índice multidimensional que mide la sostenibilidad de una determinada actividad agraria, definida dicha actividad a cualquier nivel de agregación. Aunque las formas de proceder para abordar de una manera racional este tipo de problema, pueden ser muy variadas, la metodología multicriterio aquí planteada permite realizar una comparación entre distintos tipos de soluciones, que van desde la más eficiente a la más equilibrada, así como a compromisos entre ambos tipos de soluciones. Asimismo, es interesante destacar que el enfoque propuesto permite cuantificar de una manera relativamente sencilla las tasas de intercambio (*trade-offs*) entre la «eficiencia» (promedio óptimo) y el «equilibrio» (balanceo óptimo). En definitiva, esta formulación proporciona un buen compromiso entre dos formas muy diferenciadas de analizar la sostenibilidad, bien sea optimizando la eficiencia, o bien la equidad con respecto a los valores de referencia asociados a los diferentes indicadores previamente definidos.

La metodología presentada y aplicada a dos casos de estudio es susceptible de diferentes mejoras y extensiones. Entre ellas al menos, se pueden citar las siguientes:

- a) Una vez obtenido el *ranking* de actividades agrarias en términos de sostenibilidad, cabe preguntarse por qué unas actividades son más sostenible que otras. Por ejemplo, en caso de estudio presentado en la sección 5 podríamos preguntarnos las causas que explican la mayor sostenibilidad de las prácticas productivas en la industria de la madera en un determinado país, con respecto a otros países de la Unión Europea. Obviamente, responder satisfactoriamente a esta pregunta representaría obtener una información de gran utilidad a la hora de diseñar juiciosas políticas ambientales que incentiven el uso sostenible de los recursos agrarios. Un posible camino para abordar este interesante problema consiste en formular modelos econométricos, en los que la variable endógena o independiente representa la cuantificación de la sostenibilidad de una determinada actividad y las variables dependientes o exógenas intentan explicar dicho valor. En Voces *et al.* (2012) se aborda este tipo de problema.

- b) El centro decisor bien sea un individuo o un conjunto de *stakeholders*, puede asignar pesos o importancias relativas distintas a los diferentes indicadores de sostenibilidad. La consideración de pesos preferenciales diferentes puede abordarse de diferentes maneras. Una, tal vez la más sencilla analíticamente, consiste en implementar un análisis de sensibilidad con los valores asignados a dichos pesos y de esa manera comprobar la robustez de los *rankings* obtenidos a posibles variaciones en las preferencias del centro decisor. Otro enfoque, relativamente alternativo al anterior, consiste en recurrir a métodos interactivos, para obtener de esa manera pesos preferenciales compatibles con la información proporcionada por el centro decisor. Este enfoque, especialmente cuando existen varios *stakeholders*, es analíticamente más complicado, pero también mucho más interesante tanto desde un punto de vista teórico como aplicado. Un trabajo en esa dirección, utilizando técnicas de decisión en grupo, puede verse en Díaz-Balteiro *et al.* (2009).

Apéndice matemático

Consideremos el siguiente escenario general. Tenemos $i=1,2,\dots,n$ sistemas (planes de producción, empresa, países, etc.), para ser evaluados cada uno de ellos de acuerdo con $j=1,2,\dots,m$ indicadores de sostenibilidad. En este contexto, el objeto del ejercicio es determinar el *ranking* u ordenación de los n sistemas en términos de sostenibilidad, así como asociar a cada uno de los sistemas una cifra que cuantifique su nivel de sostenibilidad. El primer paso para abordar este problema consiste en determinar $n \times m$ elementos R_{ij} , que miden el valor alcanzado por el sistema i -ésimo cuando es evaluado de acuerdo con el indicador j -ésimo. Como estos valores están usualmente medidos en unidades distintas y sus valores absolutos pueden diferir considerablemente, su agregación directa no tiene sentido. Con objeto de evitar este tipo de problema, se recurre al siguiente sistema de normalización:

$$\bar{R}_{ij} = 1 - \frac{R_j^* - R_{ij}}{R_j^* - R_{*j}} = \frac{R_{ij} - R_{*j}}{R_j^* - R_{*j}} \quad \forall i, j \quad [1]$$

Donde \bar{R}_{ij} sería el valor normalizado alcanzado por el sistema i -ésimo cuando es evaluado de acuerdo con el indicador j -ésimo; R_j^* es el valor óptimo o ideal para el indicador de sostenibilidad j -ésimo. Este valor óptimo representa el valor máximo si el indicador es del tipo «más mejor» o el valor mínimo si el indicador es del tipo «menos mejor». De igual forma, R_j es el peor valor o valor anti-ideal para el indicador de sostenibilidad j -ésimo. Con este sistema de normalización los indicadores no tienen dimensión y, además, quedan todos ellos acotados entre 0 y 1. Llegados a este punto, se pueden aplicar diferentes reglas de agregación. En este sentido, se proponen dos caminos hasta cierto punto alternativos: el enfoque «satisfaciente» y el enfoque «optimizante».

Enfoque «satisfaciente»

A cada uno de los m indicadores de sostenibilidad se le ha asignado un nivel de aspiración o «target» t_j «satisfaciente» en el sentido de Simon. En la sección 2 se hicieron algunos comentarios acerca del significado y la forma de obtener dichos valores de referencia. Una vez llegados a este punto se puede definir un modelo de programación por metas extendida con variables binarias (*extended goal programming*). Los detalles conceptuales y analíticos que subyacen a este enfoque pueden verse en: Romero (2001, 2004) e Ignizio y Romero (2003). La estructura matemática del modelo es la siguiente:

Función de logro:

$$\text{Min } (1 - \lambda)D + \lambda \sum_{j=1}^m (\alpha_j n_j)$$

Sujeto a:

Metas y restricciones:

$$\sum_{i=1}^n \bar{R}_{ij} X_i + n_j - p_j = \bar{t}_j \quad j \in \{1, \dots, m\}$$

$$(\alpha_j n_j) - D \leq 0$$

$$\sum_{i=1}^n X_i = 1$$

$$X_i \in \{0, 1\} \quad \lambda \in [0, 1] \quad i \in \{1, \dots, n\}$$

$$n \geq 0 \quad p \geq 0$$

[2]

donde, n_j y p_j son las variables de desviación que miden las discrepancias existentes entre el valor alcanzado por el indicador j -ésimo con respecto al nivel de aspiración normalizado \bar{r}_j . Debe de observarse que, debido al sistema de normalización seguido, solo las variables de desviación negativas n_j son no-deseadas y, por tanto, deben de figurar en la función de logro. Por otra parte, α_j representa el peso preferencial que el centro decisor asigna al indicador j -ésimo. La variable D representa la máxima desviación entre un indicador y su nivel de aspiración. Por otra parte, X_i son variables binarias, que toman el valor 1 si el sistema i -ésimo es el elegido, y el valor 0 en caso contrario. Resolviendo el modelo [2] se obtiene el sistema más sostenible. Aplicando este procedimiento de forma iterativa se obtiene la ordenación o *ranking* de los sistemas analizados en términos de sostenibilidad. Asimismo, el valor óptimo de la función de logro proporciona la medida cuantitativa de la sostenibilidad asociada a cada sistema.

Finalmente, λ debe de interpretarse como un parámetro de control. Así, si $\lambda=1$ el modelo [2] nos proporcionará la solución más eficiente (i.e., la mejor solución desde el punto de vista del promedio), mientras que para $\lambda=0$ se obtiene la solución más equilibrada (i.e., la mejor solución desde el punto de vista del balanceo). Valores del parámetro de control λ perteneciente al intervalo abierto $(0,1)$ permitirán obtener compromisos entre las dos soluciones anteriores, en caso de que existan. Puede decirse que el parámetro de control λ representa la relación marginal de transformación entre eficiencia (mejor promedio) y equidad (mejor balanceo).

Enfoque «optimizante»

Tal como se indico en la Sección 2 la principal diferencia entre los enfoques «satisfaciente» y «optimizante» consiste en cómo se fija el punto de referencia o nivel deseado para cada uno de los m indicadores de sostenibilidad. Con esta nueva orientación, dichos niveles se fijan de una manera prácticamente automática, asociando a cada indicador su valor ideal tal como se definió este concepto al comienzo de este Apéndice; esto es, el mejor valor dentro de los m posibles valores. Así, dicho valor será el máximo de todos los valores posibles cuando el indicador es del tipo «más mejor» o el mínimo de dicho conjunto de valores cuando el indicador es del tipo «menos mejor». En definitiva, utilizando un lenguaje más técnico a cada indicador se le asocia su valor «ideal». Una vez llegados a este punto se puede definir un modelo de programación compromiso extendida con variables binarias (*composite com-*

promise programming). Los detalles conceptuales y analíticos que subyacen a este enfoque pueden verse en: Yu (1973), Zeleny (1974), André y Romero (2008). La estructura matemática del modelo es la siguiente:

Función objetivo:

$$\text{Min } L_\lambda = (1-\lambda)D + \lambda \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m [\alpha_j (1-\bar{R}_{ij}) X_i]$$

Restricciones:

$$\begin{aligned} \sum_{j=1}^m \alpha_j (1-\bar{R}_{ij}) X_i &\leq D \quad i \in \{1, \dots, n\} \\ \sum_{i=1}^n X_i &= 1 \\ i &\in \{1, \dots, n\} \quad j \in \{1, \dots, m\} \\ X_i &\in \{0, 1\} \quad \lambda \in [0, 1] \end{aligned} \quad [3]$$

El significado de las variables y parámetros del modelo [3] es equivalente al que se hizo para el modelo [2]. Aunque en este caso en la función objetivo no aparecen variables de desviación, sino solo las variables de decisión y la máxima discrepancia D , que lógicamente es minimizada. Nuevamente, resolviendo el modelo [3] se obtiene el sistema más sostenible y aplicando este procedimiento de forma iterativa se obtiene la ordenación o *ranking* de los sistemas analizados en términos de sostenibilidad como sucedía con el modelo [2]. Nuevamente, el valor óptimo de la función objetivo proporciona la medida cuantitativa de sostenibilidad buscada.

Igual que con el modelo (2) el parámetro de control λ permite cuantificar los intercambios (relación marginal de transformación) entre la solución más eficiente (mejor promedio) y la más equilibrada (mejor balanceo). Matemáticamente es interesante tener en cuenta para $\lambda=1$ la solución más eficiente topológicamente representa el sistema más próximo al ideal para la métrica $p=1$ («distancia Manhattan») y que para $\lambda=0$ la solución más equilibrada representa el sistema más próximo al ideal para la métrica $p=\infty$ («distancia Chebyshev»), lo que implica la minimización de la máxima desviación. Sobre las propiedades matemáticas e interpretaciones económicas de las funciones de distancia basadas en la familia de métricas p , pueden consultarse los siguientes trabajos: Yu (1985), Ballestero y Romero (1991).

Agradecimientos

La línea de investigación en que se basa este trabajo ha sido financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad bajo el proyecto AGL2011-25825 y por el Gobierno Autónomo de la Comunidad de Madrid. Los comentarios y sugerencias realizados por diferentes colegas en los últimos años sobre la conceptualización y medición de la sostenibilidad de los sistemas naturales han influido muy positivamente en la realización de este trabajo. Entre ellos debemos citar a: Pablo Campos, Alejandro Caparrós, Casimiro Herruzo, Gregorio Montero y Roberto Voces. Finalmente, agradecemos los comentarios de José A. Gómez-Limón y Ernest Reig a un borrador inicial de este trabajo.

Referencias bibliográficas

- ABEE, A. (2007). «Application of Criteria and Indicators of Sustainable Resource Management in the United States». En: Reynolds K.M., Thomson A.J., Köhl M., Shannon M.A., Ray D. y Rennolls K. (Eds.): *Sustainable forestry: From monitoring and modelling to knowledge management and policy science*. CABI, Wallingford: 75-102.
- ANDRÉ, F.J. Y ROMERO, C. (2008). «Computing Compromise Solutions: On the Connection between Compromise Programming and Composite Programming». *Applied Mathematics and Computation*, 195: 1-10.
- BABAIE-KAFAY, S., MATAJI, A. Y SANI, N.A. (2009). «Ecological Capability assessment for multiple-use in forest areas using GIS-based multiple criteria decision making approach». *American Journal of Environmental Sciences*, 5: 714-721.
- BALLESTERO, E. Y ROMERO, C. (1991). «A Theorem connecting utility function optimization and compromise programming». *Operations Research Letters*, 10: 421-427.
- BELL, S. Y MORSE, S. (1999). *Sustainability indicators: Measuring the immeasurable*. Earthscan Publisher, London.
- BLANCAS, F.J., CABALLERO, R., GONZÁLEZ, M., LOZANO-OYOLA, M. Y PÉREZ, F. (2010). «Goal Programming synthetic indicators: An application for sustainable tourism in Andalusian coastal counties». *Ecological Economics*, 69: 2158-2172.

- CAPARRÓS, A., CAMPOS, P. Y MONTERO, G. (2003). «An Operative framework for total Hicksian income measurement». *Environmental and Resource Economics*, 26: 173-198.
- DÍAZ-BALTEIRO, L. Y ROMERO, C. (1998). «Modeling timber harvest scheduling problems with multiple criteria: An application in Spain». *Forest Science*, 44: 47-57.
- DÍAZ-BALTEIRO, L. Y ROMERO, C. (2003). «Forest management optimisation models when carbon captured is considered: A goal programming approach». *Forest Ecology and Management*, 174: 447-457.
- DÍAZ-BALTEIRO, L. Y ROMERO, C. (2004a). «Sustainability of forest management plans: A discrete goal programming approach». *Journal of Environmental Management*, 71: 349-357.
- DÍAZ-BALTEIRO, L. Y ROMERO, C. (2004b). «In search of a natural systems sustainability index». *Ecological Economics*, 49: 401-405.
- DÍAZ-BALTEIRO, L. Y ROMERO, C. (2008). «Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment». *Forest Ecology and Management*, 255: 3222-3241.
- DÍAZ-BALTEIRO, L., GONZÁLEZ-PACHÓN, J. Y ROMERO, C. (2009). «Forest management with multiple criteria and multiple stakeholders: An application to two public forests in Spain». *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24: 87-93.
- DÍAZ-BALTEIRO, L., VOCES, R. Y ROMERO, C. (2011). «Making sustainability rankings using compromise programming: An application to the european paper industry». *Silva Fennica*, 45: 761-773
- DOUKAS, H., KARAKOSTA, C. Y PSARRAS, J. (2010). «Computing with Words to assess the sustainability of renewable energy options». *Expert Systems with Applications*, 37: 5491-5497.
- DUCEY, M.J. Y LARSON, B.C. (1999). «A fuzzy set approach to the problem of sustainability». *Forest Ecology and Management*, 115: 29-40.
- FORMAN, E. Y PENIWATI, K. (1998). «Aggregating individual judgments and priorities with the analytic hierarchy process». *European Journal of Operation Research*, 108: 165-169.
- GIMÉNEZ, J.C., BERTOMEU, M., DÍAZ-BALTEIRO, L. Y ROMERO, C. (2013). «Optimal harvest scheduling in *Eucalyptus* plantations under a sustainability perspective». *Forest Ecology and Management*, 291: 367-376.

- GÓMEZ-LIMÓN, J.A. Y SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, G. (2010). «Empirical Evaluation of agricultural sustainability using composite indicators». *Ecological Economics* 69: 1062-1075.
- HAK T., MOLDAN B. Y DAHL A.L. (2007). *Sustainability indicators: A scientific assessment*. Island Press, Washington D.C.
- HATEFI, S.M. Y TORABI, S.A. (2010). «A common weight MCDA-DEA approach to construct composite indicators». *Ecological Economics*, 70: 114-120.
- HICKS, J. (1939). *Value and capital. An inquiry into some fundamentals principles of Economic Theory*. Oxford University Press, Oxford.
- IGNIZIO, J.P. Y ROMERO, C. (2003). «Goal programming». En: Bidgoli, H. (Ed.): *Encyclopedia of information systems*, 2: 489-500. Academic Press, San Diego (USA).
- JOHNSON, K.N. Y SCHEURMAN, H.L. (1977). «Techniques for prescribing optimal timber harvest and investment under different objectives-discussion and synthesis». *Forest Science* (Monog.), 18.
- KANGAS, J., ALHO, J.M., KOLEHMAINEN, O. Y MONONEN, A. (1998). «Analyzing consistency of experts' judgements-case of assessing forest biodiversity». *Forest Science*, 44: 610-617.
- LÓPEZ-BALDOVÍN, M.J., GUTIÉRREZ-MARTÍN, C. Y BERBEL, J. (2006). «Multicriteria and multiperiod programming for scenario analysis in Guadalquivir river irrigated farming». *Journal of the Operational Research Society*, 57: 499-509.
- MARTA-COSTA, A.A. Y SOARES DA SILVA, E. (2013). *Methods and procedures for building sustainable farming systems*. Springer, Dordrecht (The Netherlands).
- MANESS, T. Y FARRELL, R. (2004). «A multi-objective scenario evaluation model for sustainable forest management using criteria and indicators». *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 2004-2017.
- MENDOZA, G.A., HARTANTO, H., PRABHU, R. Y VILLANUEVA, T. (2002). «Multicriteria and critical threshold value analysis in assessing sustainable forestry: Model development and application». *Journal of Sustainable Forestry*, 15: 25-62.
- MENDOZA, G.A. Y DALTON, W.J. (2005). «Multi-stakeholder assessment of forest sustainability: Multi-criteria analysis and the case of the Ontario forest assessment system». *Forestry Chronicle*, 81: 222-228.

- MENDOZA, G.A. Y PRABHU, R. (2000a). «Development of a methodology for selecting criteria and indicators of sustainable forest management: A case study on participatory assessment». *Environmental Management*, 26: 659-673.
- MENDOZA, G.A. Y PRABHU, R. (2000b). «Multiple Criteria Decision Making approaches to assessing forest sustainability using criteria and indicators: A case study». *Forest Ecology and Management*, 131: 107-126.
- MENDOZA, G.A. Y PRABHU, R. (2003). «Qualitative Multi-Criteria approaches to assessing indicators of sustainable forest resource management». *Forest Ecology and Management*, 174: 329-343.
- MUNDA, G. (2005). «Measuring sustainability: a multi-criterion framework». *Environment, Development and Sustainability*, 7: 117-134.
- MUNDA, G. (2006). «A NAIADE based approach for sustainability benchmarking». *International Journal of Environmental Technology and Management*, 6: 65-78.
- MUNDA, G. Y NARDO, M. (2009). «Non-compensatory/non-linear composite indicators for ranking countries: A defensible setting». *Applied Economics*, 41: 1513-1523.
- MURIAS, P., DE MIGUEL, C. Y RODRÍGUEZ, D. (2007). «A composite indicator for university quality assessment: The case of Spanish higher education system». *Social Indicators Research*, 89: 129-146.
- NARDO, M., SAISANA, M., SALTELLI, A. Y TARANTOLA, S. (2008). *Handbook on constructing composite indicators: Methodology and user guide*. OECD, Paris.
- PHILLIS, Y.A. Y KOUIKOGLOU, V.S. (2009). *Fuzzy measurement of sustainability*. Nova Science Publishers, New York.
- PRABHU, R., RUITENBEEK, H.J., BOYLE, T.J.B. Y COLFER, C.J.P. (2001). «Between Voodoo science and adaptive management: The role and research needs for indicators of sustainable forest management». En: Raison, R.J., Brown, A.G. y Flinn, D.W. (Eds.): *Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management*. CABI Publishing, Wallingford (UK): 36-66.
- RAMETSTEINER, E. (2001). «SFM indicators as tools in political and economic context: Actual and potential roles». En: Raison, R.J., Brown, A.G. y Flinn, D.W. (Eds.): *Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management*. CABI Publishing, Wallingford (UK): 107-130.

- REIG, E., AZNAR, J., ESTRUCH, V. (2010). «A comparative analysis of the sustainability of rice cultivation technologies using the analytic network process». *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8(2): 273-284.
- REIG-MARTÍNEZ, E., GÓMEZ-LIMÓN, J.A. Y PICAZO-TADEO, A.J. (2011). «Ranking farms with a composite indicator of sustainability». *Agricultural Economics*, 42: 561-575.
- ROMERO, C. (2001). «Extended lexicographic goal programming: A unifying approach». *Omega-International Journal Management Science*, 29: 63-71.
- ROMERO, C. (2004). «A general structure of achievement function for a goal programming model». *European Journal of Operational Research*, 153: 675-686.
- RUIZ, F., CABELLO, J.M. Y LUQUE, M. (2011). «An application of reference point techniques to the calculation of synthetic sustainability indicators». *Journal of the Operational Research Society*, 62: 189-197.
- SAATY, T. (1980). *The Analytic Hierarchy Process: Planning, priority setting, and resource allocation*. McGraw-Hill, New York.
- STORE, R. (2009). «Sustainable locating of different forest uses». *Land Use Policy*, 26: 610-618.
- VACIK, H., WOLFSLEHNER, B., SEIDL, R. Y LEXER, M.J. (2007). «Integrating the DPSIR approach and the Analytic Network Process for the assessment of forest management strategies». En: Reynolds K.M., Thomson A.J., Köhl M., Shannon M.A., Ray D. y Rennolls K. (Eds.): *Sustainable Forestry: From Monitoring and Modelling to Knowledge Management and Policy Science*. CABI, Wallingford (UK): 393-411.
- VAN CALKER, K.J., PAUL, B.M., BERENTSEN, P.B.M., ROMERO, C., GERARD W.J., GIESSEN, G.W.J. Y HUIRNE, R.B.M. (2006). «Development and applications of a multi-attribute sustainability function for a Dutch dairy farming system». *Ecological Economics*, 57: 640-658.
- VOCES, R., DÍAZ-BALTEIRO, L. Y ROMERO, C. (2012). «Characterisation and explanation of the sustainability of the european wood manufacturing industries: A quantitative approach». *Expert Systems with Applications*, 39: 6618-6627.
- WOLFSLEHNER, B., VACIK, H. Y LEXER, M.J. (2005). «Application of the Analytic Network process in multi-criteria analysis of sustainable forest management». *Forest Ecology and Management*, 207: 157-170.

- WOLFSLEHNER, B. Y VACIK, H. (2008). «Evaluating sustainable forest management strategies with the Analytic Network Process in a pressure-state-response framework». *Journal of Environmental Management*, 88: 1-10.
- WOLFSLEHNER, B. Y VACIK, H. (2011). «Mapping indicator models: From Intuitive problem structuring to quantified decision-making in sustainable forest management». *Ecological Indicators*, 11: 274-283.
- YU, P.L. (1973). «A class of solutions for group decision problems». *Management Science*, 19: 936-946.
- YU, P.L. (1985). *Multiple-Criteria Decision Making: Concepts, techniques, and extensions*. Plenum Press, New York.
- ZELNY, M. (1974). «A concept of compromise solutions and the method of the displaced ideal». *Computers & Operations Research*, 1: 479-496.
- ZHOU, P. ANG, B.W. Y POH, K.L. (2007). «A mathematical programming approach to constructing composite indicators». *Ecological Economics*, 62: 291-297.