



The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search

<http://ageconsearch.umn.edu>

aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

No endorsement of AgEcon Search or its fundraising activities by the author(s) of the following work or their employer(s) is intended or implied.

Valoración de bienes ambientales complejos: una alternativa multicriterio

José A. Gómez-Limón^a y Jesús Barreiro-Hurlé^b

RESUMEN: La valoración económica de bienes ambientales complejos presenta una serie de aspectos problemáticos. Este trabajo se centra en dos de ellos: la linealidad de los atributos en la función de valor de estos bienes y la heterogeneidad en las funciones de utilidad de los individuos. Para ello se propone una metodología basada en la Teoría de la Utilidad Multiatributo que permite contrastar la importancia de estos aspectos. Dicha metodología se aplica a un espacio natural protegido en la provincia de Granada. De los resultados se puede concluir que la no-linealidad de los atributos y la heterogeneidad en las funciones de utilidad individuales son aspectos relevantes en la valoración de bienes ambientales.

PALABRAS CLAVE: Bienes ambientales complejos, heterogeneidad, linealidad de atributos, utilidad multiatributo, valoración.

Clasificación JEL: Q15, Q18, Q25.

Valuation of complex environmental goods: A multi-criteria approach

SUMMARY: Economic valuation of complex environmental goods has several issues still opened to debate. This paper focuses on two of these aspects; linearity of attributes in the valuation function and individual utility function heterogeneity. A methodological approach based on Multi-attribute Utility Theory is proposed which allows to contrast the impact of these concerns on environmental good valuation. We apply the proposed methodology to value a protected natural in the province of Granada (Spain). From the results obtained we can conclude that attribute non-linearity and individual utility function's heterogeneity are relevant aspects to be taken into account in environmental valuation.

KEYWORDS: Complex environmental goods, heterogeneity, attribute non-linearity, multiattribute utility, valuation.

JEL classification: Q15, Q18, Q25.

^a Área de Economía Agraria. ETS Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid.

^b Área de Economía Agraria. Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA). Junta de Andalucía.

Agradecimientos: El presente trabajo ha sido financiado por el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria (INIA-MEC) a través del proyecto DISOPTIPOL (RTA2005-00020) y por el Ministerio de Educación y Ciencia (MEC) a través del proyecto FUTURPAC (AGL2006-05587-C04-01). Así mismo, los autores quieren agradecer los comentarios de dos revisores anónimos, que han permitido mejorar la calidad científica del trabajo.

Dirigir correspondencia a: José A. Gómez-Limón. E-mail: limon@iaf.uva.es

Recibido en agosto de 2007. Aceptado en noviembre de 2007.

1. Introducción

La literatura de valoración monetaria de bienes ambientales es un campo ampliamente desarrollado dentro de los campos de la economía ambiental y la economía ecológica. En particular, la aplicación de métodos basados en preferencias declaradas (hipotéticas) de los individuos, como la valoración contingente (VC), es una línea de investigación que se ha consolidado en este campo de la ciencia durante los últimos 30 años. El peso que esta disciplina tiene dentro de estos campos del conocimiento se ha ido incrementando con el tiempo, como evidencia la gran abundancia de trabajos que sobre esta temática pueden encontrarse en las publicaciones más representativas (Adamowicz, 2004; Roulac *et al.*, 2005; Ma y Stern, 2006).

Sin embargo, el debate científico en cuanto a la validez de las estimaciones obtenidas por los métodos de valoración no está exento de posturas divergentes respecto a la capacidad de estas técnicas para obtener información relevante de cara a la toma de decisiones. Las limitaciones asociadas a estas estimaciones pueden ser consideradas de carácter instrumental o no instrumental (Azqueta, 1994). Las primeras estarían relacionadas con la aplicación de los métodos, mientras que las segundas se centran en las premisas de los mismos, invalidando su aplicabilidad. En la frontera entre ambas categorías se sitúa la consideración que se revisa en el presente trabajo: la determinación de la función valor (o de utilidad) para la valoración de bienes ambientales complejos y el análisis de su heterogeneidad entre individuos.

1.1. La valoración de bienes ambientales de carácter complejo

Un ejercicio de VC estándar describe de manera más o menos detallada cambios en bienes y servicios ambientales y pregunta a los individuos sobre su disposición a pagar (DAP) o su disposición a aceptar (DAA) por el conjunto de cambios descrito (Boxall *et al.*, 1996). Este enfoque, por tanto, no nos permite identificar valores más allá del paquete de cambios propuesto (Hanley *et al.*, 1998), ni contrastar que dicho paquete está compuesto en realidad por variaciones individuales de diferentes atributos que son valorados por sí mismos y en interacción con el resto. De esta manera, a pesar del carácter «complejo» de la mayoría de bienes ambientales, la mayor parte de los ejercicios empíricos de VC desarrollados hasta fechas recientes se ha dedicado a obtener valores monetarios del conjunto, pero no a estimar el valor de sus partes (Adamowicz, 1995). Esta circunstancia limita la transferencia de resultados obtenidos.

Como respuesta a esta limitación, en los últimos años se han desarrollado técnicas de valoración basadas en la Teoría del Valor de Lancaster (1966, 1971), que sí se han centrado en la estimación individualizada del valor de las componentes de los bienes ambientales complejos. Entre ellas destaca la técnica de los experimentos de elección (EE), iniciadas con los trabajos seminales Adamowicz *et al.* (1994), Boxall *et al.* (1996) y Adamowicz *et al.* (1997), y que en la actualidad es empleada ampliamente en la literatura científica. Para más detalles puede consultarse: Louviere *et al.* (2000), Bennett y Blamey (2001) o Hensher *et al.* (2005). No obstante, la aplicación de los EE no supera todas las limitaciones en relación a la valoración de bienes com-

plejos. Efectivamente, el método de los EE puede criticarse, entre otros motivos, por asumir *a priori* una función de valor o de utilidad concreta, que relaciona la utilidad suministrada por el bien complejo a valorar con las utilidades parciales generadas por sus atributos característicos, y por considerar que esta forma funcional es común para todos los individuos que componen el grupo social considerado para obtener el valor del bien. La heterogeneidad en las preferencias de los individuos respecto a los atributos ha sido incluida en los modelos de EE tanto mediante modelos logit mixtos (Scarpa *et al.*, 2003), como a través de modelos de clase latente (Boxall y Adamowicz, 2002, Hu *et al.*, 2004 o Milon y Scoring, 2006) y de parámetros aleatorios (Rigby y Burton, 2003). Sin embargo, el problema del impacto de las distintas funciones de utilidad subyacentes sigue abierto a debate (Scarpa, 2000). Además, debido a problemas de cálculo en las estimaciones econométricas de los modelos de decisión discreta en los que se basa los EE, todas las aplicaciones empíricas que pueden encontrarse en la literatura optan por asumir una función de utilidad aditiva, a pesar de las limitaciones teóricas que tal supuesto implica.

Los efectos de la existencia de funciones de utilidad no aditivas para la valoración de bienes ambientales ha sido objeto de estudio anteriormente (Hoehn y Randall, 1989; Hoehn, 1991; Madden, 1991; Hoehn y Loomis, 1993; Randall y Hoehn, 1996), demostrándose la presencia de efectos de sustitución y complementariedad entre los distintos atributos de un bien ambiental, así como el efecto que éstos tienen sobre la valoración monetaria de los mismos, tanto en el sentido de sobrevalorar algunos bienes como de infravalorar otros. En el caso concreto de los EE, el supuesto de asumir una función de utilidad aditiva puede llevar a cometer un sesgo de agregación (Stevens *et al.*, 2000; Hanley *et al.*, 2003 y Ryan, 2004). Con ello los valores obtenidos para bienes complejos (definidos como combinación de diversos atributos) resultarían superiores al que realmente les dan los individuos, ya que son el resultado de sumar los valores parciales relativos a los atributos que los componen, sin considerar efectos de complementariedad y sustitución entre ellos. El efecto de este sesgo de agregación se ve más pronunciado al incrementarse el número de los atributos que forman parte de la función de utilidad aditiva (Foster y Mourato, 2003).

Frente a estas limitaciones, el paradigma de la decisión multicriterio y la utilidad multiatributo ofrece una interesante alternativa, apuntada en distintos trabajos teóricos a finales de los 90. Gregory y Slovic (1997) ya mencionan que, entre otras potencialidades, la aplicación de este enfoque podría permitir distinguir diferencias en las preferencias de distintos individuos. Por su parte, Romero (1996) considera la posibilidad de incluir en el análisis de los problemas ambientales la agregación de distintas funciones de utilidad para grupos representativos de afectados. Sin embargo, las aplicaciones publicadas hasta el momento teniendo en cuenta este enfoque (Russell *et al.*, 2001; Kallas *et al.*, 2007) no han solventado las limitaciones relativas a la aditividad y a la heterogeneidad en las formas funcionales de la utilidad de los individuos.

En conclusión, hasta la fecha no se ha podido contrastar de manera definitiva qué forma funcional de la utilidad resulta más adecuada para la valoración de bienes ambientales complejos, o si resulta válido (realista) el supuesto de homogeneidad entre individuos en relación a dicha función de utilidad. La presente propuesta me-

todológica se plantea con el propósito de dar respuesta a ambas cuestiones todavía pendientes.

1.2. Objetivo y estructura del trabajo

Teniendo en cuenta las limitaciones antes comentadas, el objetivo de este trabajo es, por lo tanto, ofrecer un marco de valoración que permita determinar la forma funcional de la utilidad de los individuos y del conjunto de la sociedad al objeto valorar los bienes ambientales complejos y sus distintos atributos. Este objetivo se consigue a través de una metodología de valoración basada en la Teoría de la Utilidad Multiatributo (MAUT), que permite calcular funciones de utilidad individuales en relación a los bienes ambientales complejos. Dichas funciones representan la utilidad (valor) que tales bienes complejos tienen para cada individuo en función de la utilidad parcial que les suministra los diferentes atributos que los constituyen. La estimación de dichas funciones individuales se realiza sin asumir *a priori* ninguna forma funcional predeterminada (aditiva o no). De esta manera, considerando la función multiatributo resultante como elemento característico de cada individuo, se podrá contrastar la heterogeneidad inter-personal de la utilidad. Una vez estimadas tales funciones individuales, se aplica asimismo una técnica de agregación de estas utilidades personales ya desarrollada con anterioridad (González-Pachón y Romero, 2005) al objeto de obtener una función de utilidad social.

Introducido así el trabajo, el resto del documento se estructura de la siguiente manera. En el apartado 2 se presenta la metodología utilizada para la estimación de las funciones de utilidad, tanto a nivel individual como agregado (función de utilidad social). Seguidamente, en el apartado 3, se describe el estudio de caso implementado (el Parque Nacional y Natural de Sierra Nevada), a partir del cual se comprueba la versatilidad de la propuesta metodológica presentada. Los resultados de esta aplicación empírica se exponen en el apartado 4. El trabajo finaliza con las conclusiones que se pueden derivar de la aplicación empírica, así como con las limitaciones inherentes a todo trabajo exploratorio.

2. Metodología

Siguiendo el planteamiento expuesto en la introducción, la propuesta de metodología desarrollada para la valoración de bienes ambientales complejos consta de dos etapas fundamentales: a) la estimación de las funciones de utilidad individual de los miembros del grupo social analizado, y b) la agregación de las mismas al objeto de obtener una función de utilidad o bienestar social. A continuación se detallan cada una de ellas.

2.1. Estimación de las funciones de utilidad individual

Siguiendo la Teoría Lancasteriana del consumo (Lancaster, 1966, 1971), se asume que la utilidad que proporciona un bien puede ser descompuesta en utilidades

parciales procedentes de sus características o atributos particulares. Así, todo bien debe considerarse como un conjunto de características objetivas que proporciona un determinado grado de satisfacción a los individuos a través de una función de utilidad personal subjetiva (diferente para cada individuo). De esta manera, siguiendo el modelo original de Lancaster, la utilidad que genera un bien caracterizado por n atributos (x_i) para un individuo concreto k se puede representar a través de una función de utilidad multiatributo (MAUF) como sigue:

$$u_k = u_k(x_1, \dots, x_i, \dots, x_n) \quad [1]$$

Así, la utilidad proporcionada por el estado actual de un bien ambiental para dicho individuo será: $u_k(x_1^0, \dots, x_i^0, \dots, x_n^0)$. Cualquier variación en el nivel de sus atributos característicos se traducirá en una variación de la utilidad generada. Por ejemplo, para una composición alternativa l , se obtendría que $u_k(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l)$. Si se verifica que $u_k(x_1^0, \dots, x_i^0, \dots, x_n^0) < u_k(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l)$, se puede afirmar que para el individuo k , el cambio de la composición 0 a la l ha supuesto una mejora. Este incremento de utilidad se puede traducir en la correspondiente disponibilidad a pagar (WTP_k^l) de la siguiente manera:

$$u_k(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l; Y_k - WTP_k^l) = u_k(x_1^0, \dots, x_i^0, \dots, x_n^0; Y_k) \quad [2]$$

$$u_k(WTP_k^l) = u_k(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l) - u_k(x_1^0, \dots, x_i^0, \dots, x_n^0) \quad [3]$$

Donde Y_k es la renta total del individuo k .

Al objeto de centrar el análisis en la valoración de las mejoras en los niveles de los atributos (valoración «flujo») tomamos como referencia la situación actual del bien ambiental. Así, ésta se considera como la «peor mejora» posible, definida como combinación de los peores niveles de los diferentes atributos ($x_i^0 = x_{i*}$). Por conveniencia, se asume una utilidad global $u_k(x_1^0, \dots, x_i^0, \dots, x_n^0)$ y unas utilidades parciales de cada uno de los atributos característicos u_{ki} equivalente a cero:

$$u_k(x_1^0, \dots, x_i^0, \dots, x_n^0) = 0 \quad \forall k \quad \text{y} \quad u_{ki}(x^0) = 0 \quad \forall k, i \quad [4]$$

Tomando esta convención, lógicamente, tendremos que: $u_k(WTP_k^l) = u_k(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l)$.

Teniendo en cuenta las posibilidades reales de mejora del bien a valorar, pueden disponerse los rangos de variación de cada uno de los atributos característicos: $x_i = [x_i^0, x_i^*]$, correspondiendo x_i^* al mejor valor alcanzable por el atributo i . De esta forma, puede considerarse igualmente que aquella situación en la que se dan conjuntamente todos los valores x_i^* constituyen una situación «ideal», donde tanto la utilidad agregada como la utilidad parcial de cada atributo es máxima:

$$u_k(x_1^*, \dots, x_i^*, \dots, x_n^*) = 1 \quad \forall k \quad \text{y} \quad u_{ki}(x^*) = 1 \quad \forall k, i \quad [5]$$

Si se consideran que los niveles de atributos pueden determinarse de forma continua entre ambas situaciones extremas (x^0 y x^*), existen una infinidad de posibilidades intermedias dentro de un espacio n -dimensional. En este sentido, al objeto de estimar la MAUF de los individuos, la metodología desarrollada propone interrogar a éstos sobre la utilidad subjetiva (u_k) que le proporcionan m posibles estados del bien a valorar $[x_i = (x_i^1, \dots, x_i^l, \dots, x_i^m)]$, de tal forma que a partir de dichos valores se pueda estimar las constantes que caracterizan la MAUF individual.

Con el propósito de facilitar a los individuos la tarea de declarar sus respectivas utilidades u_k , este ejercicio se plantea de forma operativa como una VC de múltiples escenarios, entendidos éstos como combinaciones de los distintos atributos. De esta forma se permite que la estructura de preferencias de los individuos se realice a través de una unidad comúnmente manejada por éstos, como son las unidades monetarias. Dadas la necesidad de obtener una estimación puntual de la DAP para cada estado y cada individuo, el formato de pregunta que mejor se adapta a este contexto es el de pregunta abierta. Este formato, a pesar de su sensibilidad al comportamiento estratégico de los entrevistados, permite obtener la máxima información posible sobre la DAP de los individuos (Álvarez Farizo *et al.*, 1999), así como evitar la necesidad de asumir una distribución subyacente de la DAP para estimar el valor de la media o la mediana (Carson *et al.*, 2001)¹.

Si se asume una utilidad marginal de la renta constante (razonable cuando la WTP_k^l considerada representa una parte muy pequeña de la renta total, Y_k), los valores reportados en el ejercicio de VC pueden traducirse en términos de utilidad de forma inmediata considerando una función lineal. Efectivamente, si para todos los individuos se verifica que $u_k(WTP_k^0) = (x_1^0, \dots, x_i^0, \dots, x_n^0) = 0$ y $u_k(WTP_k^*) = u_k(x_1^*, \dots, x_i^*, \dots, x_n^*) = 1$, para cualquier combinación l de atributos tendremos:

$$u_k(WTP_k^l) = u_k(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l) = \frac{WTP_k^l - WTP_k^0}{WTP_k^* - WTP_k^0} = \frac{WTP_k^l}{WTP_k^*} \quad \forall k, l \quad [6]$$

Los valores de $u_k(WTP_k^l)$ así obtenidos van a ser utilizados para la determinación de las MAUF individuales $u_k(x_1, \dots, x_i, \dots, x_n)$. Para ello se asume que en estas MAUFs todos los atributos son utilitariamente independientes², condición necesaria y suficiente para que dichas funciones tenga una descomposición multilinear (Keeney y Raiffa, 1993, p. 234):

¹ Sin duda el formato de pregunta utilizado para la aplicación de la VC es un tema abierto a debate. En este sentido cabe afirmar que ningún formato de pregunta debe ser descartado *a priori* (Champ y Bischoop, 2006), y que es el investigador el que debe tomar la decisión oportuna «conociendo los *trade-offs* que supone el uso de un formato u otro» (Carson y Groves, 2007, p. 205). La opinión del formato abierto tiene las ventajas antes señaladas, sin embargo, presenta como mayor inconveniente la probable infra-estimación el valor real de un bien (ya que éste es el comportamiento de un consumidor racional). En este sentido en el diseño de la aplicación empírica se han utilizado todos los instrumentos disponibles para minimizar el mencionado sesgo (ver apartado 3.3).

² Un atributo x_i es independiente utilitariamente en relación a otros $n-1$ atributos x_j si las preferencias en relación a loterías que impliquen diferentes niveles del atributo x_i no depende del nivel de los otros $n-1$ atributos x_j .

$$u_k(x_1, \dots, x_n) = \sum_{i=1}^n \lambda_i u_{ki}(x) + \sum_{i=1}^n \sum_{j>i}^n \lambda_{ij} u_{ki}(x) u_{kj}(x) + \dots + \lambda_{12\dots n} u_{k1}(x) u_{k2}(x) \dots u_{kn}(x) \quad [7]$$

Esta elección queda justificada por la generalidad de esta forma funcional, de la cual son casos particulares las funciones aditivas y multiplicativas (véase Keeney y Raiffa, 1993, pp. 293-294).

Asimismo, al objeto de facilitar la operatividad de la anterior expresión, se han considerado igualmente funciones de utilidad monoatributo lineales para todos los casos:

$$u_{ki}(x) = \frac{x_i - x_i^0}{x_i^* - x_i^0} = \left| \frac{x_i}{x_i^* - x_i^0} \right| - \left| \frac{x_i^0}{x_i^* - x_i^0} \right| = X_i + k_i \quad \forall i, k \quad [8]$$

Así, estas funciones monoatributo pueden representarse como la suma de la variable original debidamente normalizada (X_i) y de una constante (k_i). Con ello, la expresión [7] quedaría como sigue:

$$u_k(x_1, \dots, x_n) = \sum_{i=1}^n \lambda_i X_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j>i}^n \lambda_{ij} X_i X_j + \dots + \lambda_{12\dots n} X_1 X_2 \dots X_n + K \quad [9]$$

Donde K es una constante en la que se incluyen todos los elementos que no dependen de los niveles de los atributos (X_i).

Esta simplificación operacional de la MAUF implica curvas de indiferencia de los individuos lineales (utilidades marginales parciales constantes), circunstancia poco probable en la realidad, pero que puede considerarse como una aproximación razonable para rangos relativamente estrechos de los atributos (Edwards, 1977; Amador *et al.*, 1997)³.

Entre las diferentes posibilidades existentes para el ajuste estadístico de las MAUFs multilineales de los individuos, se ha optado por seguir un procedimiento de regresión basado en la minimización de la suma de los errores absolutos (regresión l_1), dado que este tipo de ajuste es más eficiente ante la presencia de *outliers*⁴. Así, las $2^n - 2$ constantes (\tilde{J}) que definen la MAUF de cada individuo se ha estimado siguiendo el siguiente modelo lineal de programación por metas (Charnes *et al.*, 1955):

³ En todo caso cabe indicar que el supuesto de linealidad se trata tan sólo de una simplificación para facilitar la operatividad de la metodología propuesta. En el caso que este supuesto no se considerase adecuado, el conjunto de la metodología propuesta sería igualmente válido, pero su implementación exigiría de forma adicional la elicitación, para cada individuo, de las funciones de utilidad monoatributo componentes de la MAUF. La forma de calcular estas funciones puede consultarse, entre otros, en Goicoechea *et al.* (1982) y Keeney y Raiffa (1993).

⁴ Para más información sobre las ventajas de la regresión l_1 puede consultarse, entre otros trabajos, los de Dielman (2005), Elian *et al.* (2000) o Narula y Wellington (2007).

Función objetivo:

$$\text{Min} \sum_{l=1}^m (\eta^l + \rho^l) \quad [10]$$

Sujeto a:

$$\begin{aligned} u_k(x_1, \dots, x_n) &= \sum_{i=1}^n \lambda_i X_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j>i}^n \lambda_{ij} X_i X_j + \dots \\ &\dots + \lambda_{12\dots n} X_1 X_2 \dots X_n + K + \eta^l - \rho^l = \frac{WTP_k^l}{WTP_k^*}, \quad \forall l \\ \sum_{i=1}^n \lambda_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j>i}^n \lambda_{ij} + \dots + \lambda_{12\dots n} &= 1 \\ 0 \leq \lambda_i \leq 1, \quad \forall i \quad \eta^l \geq 0, \quad \forall k \quad \rho^l \geq 0, \quad \forall k \end{aligned}$$

donde η^l y ρ^l y son la variables de desviación negativas y positivas respectivamente.

2.2. Estimación de la función de utilidad social

La agregación de diferentes estructuras de preferencias individuales ha sido un problema largamente tratado en la literatura. En este sentido cabe mencionar en primer lugar el trabajo de Arrow (1951), quien demostró que ningún procedimiento para agregar preferencias individuales pueda cumplir con una serie de condiciones básicas, en lo que se ha venido en llamar el «Teorema de Imposibilidad de Arrow». Como señala Sen (1970), la única forma de evitar tal imposibilidad es incluir en el análisis información adicional sobre la intensidad de las preferencias individuales, lo cual exige comparaciones interpersonales de la utilidad. En este sentido, Keeney (1976) ha demostrado que si las condiciones básicas analizadas por Arrow se analizan considerando una estructura de preferencias individuales expresadas a través de funciones de utilidad cardinales, sí existe una función cardinal de utilidad agregada (social) que soporte tales condiciones.

Tras la demostración de Keeney (1976), diferentes autores han desarrollado procedimientos de agregación de preferencias individuales (Bodily, 1979; Nakayama *et al.*, 1979 ó Baucells y Sarin, 2003). Sin embargo, todos ellos presentan como dificultades la necesidad de un alto grado de interacción con los individuos del grupo analizado y su complejidad operativa (Goicoechea *et al.*, 1982, pp. 126). Tal circunstancia ha motivado que dichos procedimientos apenas hayan sido implementados en aplicaciones empíricas reales.

Esta limitación puede ser superada siguiendo la propuesta de González-Pachón y Romero (2005) que, basándose en un procedimiento de consenso, permite estimar la forma matemática de la función de utilidad agregada sólo a partir de las funciones de utilidad individuales, sin necesidad de mayor interacción con los individuos (demanda informativa sobre comparaciones interpersonales). Dada esta ventaja operativa, este trabajo ha seguido este procedimiento de agregación.

En síntesis, la técnica propuesta por González-Pachón, y Romero (2005) se basa en la selección de m vectores $(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l)$ que describan diferentes niveles de los

n atributos que condicionan la utilidad de los individuos. En nuestro caso, esto equivaldría a diferentes estados posibles del bien ambiental objeto de valoración. A cada uno de estos vectores, cada individuo le otorga una utilidad concreta $u_k(x_1^l, \dots, x_n^l)$. De esta forma los m vectores de atributos junto a sus correspondientes utilidades individuales constituyen el «conjunto de entrenamiento» (*training set*), sobre el cual se plantea el problema de consenso. Dicho problema trata de determinar los m escalares $u(x_1^l, \dots, x_n^l)$ que represente los valores de consenso del conjunto de q individuos que forman parte del grupo.

Para el cálculo de los valores de consenso, Cook *et al.* (1996) proponen un procedimiento general mediante la formulación de un modelo basado en la minimización de suma de las distancias entre los diferentes valores individuales de u_k y el de u . Planteado dicho modelo para diferentes métricas p , éste queda como sigue:

$$\text{Min} \left[\sum_{l=1}^m \sum_{k=1}^q |u(x_1^l, \dots, x_n^l) - u_k(x_1^l, \dots, x_n^l)|^p \right]^{1/p} \quad [11]$$

Dado que esta función no es diferenciable, su operatividad matemática es compleja. Sin embargo, la minimización de dicha función puede estimarse a través del siguiente problema de programación por metas arquimediano (Romero, 1991 y González-Pachón y Romero, 1999):

$$\text{Función objetivo:} \quad \text{Min} \sum_{l=1}^m \sum_{k=1}^q (\eta_k^l + \rho_k^l)^p \quad [12]$$

Sujeto a:

$$u(x_1^l, \dots, x_n^l) + \eta_k^l - \rho_k^l = u_k(x_1^l, \dots, x_n^l), \quad \forall k, l$$

$$0 \leq u(x_1^l, \dots, x_n^l) \leq 1, \quad \forall l \quad \eta_k^l \geq 0, \quad \forall k, l \quad \rho_k^l \geq 0, \quad \forall k, l$$

Lógicamente, para cada métrica p , las soluciones de consenso u pueden variar. En este sentido, para consensos de carácter social suele abogarse por la solución extrema $p = \infty$ (métrica de Tchebysheff), en la cual se minimiza el desacuerdo (distancia entre u y u_k) de los individuos más desplazados (Ballester y Romero, 1991 o Tamiz *et al.*, 1998). Para esta métrica particular el problema anterior se puede resolver a través del siguiente modelo de programación por metas (Ignizio y Cavalier, 1994 y Romero, 2001):

$$\text{Función objetivo:} \quad \text{Min } D$$

Sujeto a:

$$\sum_{l=1}^m (\eta_k^l + \rho_k^l) - D \leq 0, \quad \forall k \quad [13]$$

$$u(x_1^l, \dots, x_n^l) + \eta_k^l - \rho_k^l = u_k(x_1^l, \dots, x_n^l), \quad \forall k, l$$

$$0 \leq u(x_1^l, \dots, x_n^l) \leq 1, \quad \forall l \quad \eta_k^l \geq 0, \quad \forall k, l \quad \rho_k^l \geq 0, \quad \forall k, l$$

Una vez obtenidos mediante este procedimiento los m valores de consenso de u , se puede operar de nuevo con el procedimiento de regresión I_1 antes expuesto al objeto de ajustar dichos valores de consenso a una nueva MAUF, que será la función de utilidad agregada (social). En este sentido se ha optado de nuevo por una formulación multilineal para esta función agregada, tal y como proponen Keeney y Kirkwood (1975) para funciones de bienestar social.

3. Caso de estudio

3.1. *El Parque Nacional y Natural de Sierra Nevada*

El Parque Nacional y Natural de Sierra Nevada es un espacio protegido representativo de ecosistemas de alta montaña, situado entre las provincias de Granada y Almería, en el sureste de la península Ibérica. Con una superficie total de 172.000 hectáreas, que abarcan 60 municipios, es uno de los espacios naturales protegidos más extensos de España. Este parque, además de las figuras de protección de Parque Nacional (desde 1998) y Parque Natural (desde 1989), también ha sido designado Reserva de la Biosfera por el programa Hombre y Biosfera de la UNESCO (1986).

La base geográfica de este espacio natural lo constituye uno de los macizos montañosos de mayor altitud de toda Europa Occidental; el Sistema Penibético. En su interior se localizan los dos picos más altos de la península Ibérica: el Mulhacén (3.482 m) y el Veleta (3.398 m), así como más de veinte picos que superan la cota de los 3.000 m, mientras que sus límites más bajos están por debajo de la cota 1.000 m. Esta característica de la diferencia altitudinal, unida a su historia geológica y su estratégica situación geográfica, promueven en este espacio natural una gran diversidad de condiciones edafo-climáticas, generando una elevada biodiversidad. De hecho, este Parque posee una enorme riqueza botánica⁵, siendo el área con mayor concentración de endemismos del continente europeo.

Sierra Nevada es un sistema natural muy degradado, que actualmente mantiene menos del 20% de sus bosques originales, y que además se encuentra en un mal estado de conservación. La política forestal implementada hasta fechas recientes ha sido inadecuada, propiciando grandes extensiones de monocultivo de resinosas, dado su mayor interés comercial para la producción maderera. Además, este espacio natural está afectado negativamente por la presencia de una gran estación de esquí, radicada en el valle del río Monachil, y la consiguiente proliferación de pistas y afluencia de turismo. En este sentido basta destacar que en la actualidad sólo el Parque Nacional recibe más de 645.000 visitas (año 2005), aunque menos del 10% utilizan los servicios de los centros de interpretación (ESPARC, 2005). Finalmente, como tercera amenaza para su conservación, cabe señalar el sobrepastoreo (CMA, 2007), que provoca sus efectos negativos sobre la flora (pérdida de biodiversidad) y el suelo (erosión).

⁵ Sierra Nevada presenta la flora más rica y variada de la Región Mediterránea Occidental, con 2.100 plantas catalogadas, que suponen casi el 30% de la flora vascular de la España peninsular, en una extensión del 0,4% de la península, y el 7% de la flora de la Región Mediterránea, con una extensión inferior al 0,01% de la misma.

3.2. Atributos característicos y su relación con valores de uso y no-uso

Combinando la información disponible sobre el espacio analizado y los intereses de la investigación, se han escogido los 3 atributos que mejor representan su valor económico total. Asimismo, cabe indicar que la selección de tales atributos característicos del Parque se ha realizado teniendo en cuenta que éstos puedan ser claramente modificados por parte de la actuación pública. De esta forma se ha tratado que los individuos perciban la plausibilidad de los escenarios de mejora presentados para el ejercicio de VC, y así sean conscientes de la importancia de sus opiniones durante el proceso de elicitación de sus preferencias (Russell *et al.*, 2001). Con estas premisas, los componentes principales del valor económico total seleccionados han sido los relacionados con: 1) el uso directo (desarrollo de actividades económicas *in situ* como el turismo), 2) el uso indirecto (generación de externalidades positivas de tipo paisajístico y ambiental) y 3) el no-uso (conservación).

Para presentar estos componentes a los entrevistados se ha seleccionado una serie de indicadores operativos, tal y como se recoge en el Cuadro 1⁶. En este mismo cuadro se recoge igualmente la cuantificación de tales indicadores, tanto para la situación actual (x_i^0), como para la situación de mayor mejora posible o «ideal» (x_i^*).

CUADRO 1
Componentes de valor, indicadores y valores extremos considerados

Componente de valor	Indicador	Valor actual (x_i^0)	Máximo valor (x_i^*)
<i>Uso directo</i>	N.º de empleos generados por el sector turístico (<i>EMP</i>)	500	2.500
<i>Uso indirecto</i>	Superficie de bosques naturalizados en ha (<i>BOS</i>)	0	40.000
<i>No-uso</i>	Superficie con acceso restringido a visitantes en ha (<i>RES</i>)	0	25.000

Fuente: Elaboración propia a partir de información proporcionada por el ente gestor del Parque.

Una cuestión clave para la viabilidad de la metodología propuesta es que el bien objeto de estudio esté caracterizado por atributos que tengan utilidad marginal mayor o igual que cero para todo el rango de variación considerado (no saturación), y que la utilidad asociada a los escenarios x_i^0 y x_i^* se correspondan, respectivamente, con los valores mínimo (0) y máximo (1) para todos los individuos. En este sentido, debe comentarse que el diseño del experimento de valoración ha buscado atributos característicos y valores extremos que cumpliesen tales premisas⁷.

En relación a la no saturación de la utilidad derivada por los diferentes atributos, cabe afirmar que es lógico que pensar que cuanto más empleo existe en una zona, mayor es la riqueza generada en la misma y mayor el bienestar social. Asimismo, la

⁶ Obviamente este ejercicio es una simplificación de la realidad del espacio natural protegido. Nuestra propuesta también sería válida para la nueva tendencia en la valoración de proporcionar más información y tiempo a los entrevistados para que sus decisiones sean más coherentes con el modelo neoclásico de la teoría de la maximización de la utilidad de los individuos (McMillan *et al.*, 2002).

⁷ Los autores agradecen a uno de los revisores la indicación realizada en relación a este punto.

literatura científica ha verificado que el grado de naturalización de los bosques es valorado favorablemente (Mogas *et al.*, 2006). De la misma manera, la conservación de espacios naturales (medida en nuestro caso por el área de reserva existente en el parque) ha sido objeto de numerosos estudios que contrastan su valoración igualmente positiva (Elorrieta y Castellano, 1999; Barreiro y Pérez, 1999 ó Barreiro *et al.*, 2005). Tales consideraciones han sido refrendadas durante la celebración de los grupos de discusión utilizados para la elaboración del cuestionario. Durante las discusiones mantenidas, tan sólo el último atributo fue controvertido, ya que parte de los participantes rechazaban las restricciones de acceso. Para evitar este problema, se propuso que la restricción de acceso no fuera total, sino mediante un sistema de permisos de acceso gratuitos, tal y como existen en la actualidad en otros espacios protegidos en Andalucía. Los resultados presentados en el apartado 4 confirman que el diseño realizado cumple con esta condición de no saturación, en la medida que para todos los individuos el escenario 1 (x_i^*) ha sido el más valorado, y que los coeficientes (λ) de los atributos en las funciones de utilidad individuales son mayores o iguales que cero.

En cuanto a los valores extremos asignados a los diferentes atributos debe aclararse que éstos se han obtenido a partir de la información suministrada por el ente gestor del parque. Así, los valores otorgados para la caracterización de x_i^* se corresponden con los que estos responsables consideran como situación «ideal», en la cual las mejoras de los diferentes atributos son máximas. Tal circunstancia ha sido comentada igualmente a los encuestados, para que estos asuman que tales valores extremos son los máximos alcanzables en la realidad.

3.3. Aplicación de la metodología propuesta al caso de estudio

Considerando los 3 atributos anteriores como los componentes de valor más relevantes del Parque Nacional y Natural de Sierra Nevada, la expresión [10] relativa a la función de utilidad multilínea de los individuos (u_k) puede expresarse como sigue:

$$u_k(EMP, BOS, RES) = \lambda_{EMP} EMP + \lambda_{BOS} BOS + \lambda_{RES} RES + \lambda_{EMP-BOS} EMP \cdot BOS + \lambda_{EMP-RES} EMP \cdot RES + \lambda_{BOS-RES} BOS \cdot RES + \lambda_{EMP-BOS-RES} EMP \cdot BOS \cdot RES + K \quad [14]$$

donde *EMP*, *BOS* y *RES* representan los valores de los atributos considerados (número de empleos generados por el sector turístico, superficie bosques naturalizados y superficie para zonas de reserva, respectivamente) debidamente normalizados en un rango de 0 a 1 siguiendo la expresión [9].

En este caso particular es necesario estimar 7 parámetros (6 parámetros λ^8 más la constante *K*) para determinar la forma funcional de la utilidad de los individuos. Por tanto, el número de observaciones del *training set* debería ser superior de dicho número ($m > 7$). Sobre este respecto se ha optado finalmente por realizar 12 preguntas de VC a cada individuo. Los 12 perfiles considerados quedan recogidos en el Cuadro 2.

⁸ Si bien hay 7 parámetros λ , hay que tener en cuenta que existe la condición de que el sumatorio de todos ellos sea igual a la unidad.

CUADRO 2
Combinaciones de atributos consideradas en el ejercicio de VC

Escenario	Número de empleos (EMP)	Bosque naturalizado (ha) (BOS)	Áreas acceso restringido (ha) (RES)
1	2.500	40.000	25.000
2	2.000	30.000	5.000
3	500	20.000	20.000
4	2.000	0	15.000
5	2.500	40.000	5.000
6	1.500	30.000	0
7	1.000	0	25.000
8	500	30.000	15.000
9	2.000	20.000	0
10	2.000	40.000	20.000
11	2.500	10.000	0
12	2.000	30.000	5.000

Fuente: Elaboración propia.

El primero de estos ejercicios de VC se corresponde con la situación «ideal» (combinación de los mejores niveles alcanzables por los diferentes atributos; x_i^*). Con ello se trata de establecer el valor WTP_k^* , que determina la máxima utilidad ($u_k^* = 1$ para todo k). Una vez establecido dicho valor, los individuos deberán tener en cuenta que esta cantidad constituye el límite superior que deben respetar el resto de DAP declaradas por el resto de escenarios que se proponen. Los siguientes 10 escenarios para la VC se han construido a partir de una selección aleatoria, la misma para todos los individuos, de las posibles combinaciones de niveles de los atributos considerados. En último lugar, sin advertir de ello a los encuestados, se ha incluido de nuevo el segundo de los escenarios presentados, al objeto de verificar la consistencia en las respuestas de los individuos.

Tal y como se mencionaba en el apartado 2.2, el uso de preguntas abiertas en valoración contingente está cuestionado por su falta de incentivos para obtener respuestas reales. Para minimizar este sesgo se han seguido dos estrategias que en la literatura han resultado efectivas. Por un lado se ha buscado que todo el mercado contingente presentado a los entrevistados siguiera las condiciones presentadas por Carson y Groves (2007) sobre «diseños consecuentes» que minimizan el riesgo de presencia de los sesgos estratégico e hipotético. El diseño consecuente según estos autores requiere que el entrevistado perciba una relación real entre la encuesta y el futuro del bien a valorar, y que el entrevistado tenga interés en el bien objeto de estudio. La primera condición se cumple *a priori*, ya que se ha informado a los entrevistados de que cambios en la gestión del parque pueden llevar a los escenarios a valorar y que por ello se quiere saber que escenario es más valorado. La segunda condición sólo se puede comprobar *a posteriori*. En nuestro caso tal circunstancia se confirma por el hecho de que el 95% de los entrevistados identifican Sierra Nevada como un espacio protegido. Además, como segunda estrategia para tratar de minimizar los sesgos del formato abierto, se ha optado por incluir un texto previo a las preguntas de

valoración donde se intenta minimizar los incentivos para dar respuestas no reales. Este texto enlaza con la teoría denominada «*cheap talk*» que ha sido definida como una comunicación no vinculante entre el investigador y el entrevistado antes de las preguntas sobre la DAP (Lusk, 2003). Esta estrategia ha demostrado que en algunos casos puede reducir la presencia del sesgo hipotético y/o el comportamiento estratégico en VC (Cummings y Taylor, 1999; List, 2001).

Por tanto, para cada escenario se preguntaba a los encuestados por su disposición al pago máxima utilizando un formato de pregunta abierto tal como se ha comentado anteriormente. Como vehículo de pago se ha optado el pago de impuestos, dado que los beneficios asociados a los atributos valorados no necesitan directamente del uso del parque (lo cual descarta un formato de pago tipo «precio de entrada»).

La metodología también requiere que cada individuo responda múltiples preguntas de valoración en un mismo cuestionario, algo que ha sido objeto de debate en la literatura, sin existir un consenso al respecto. Louviere (2001) afirma que no hay ninguna evidencia empírica que limite el número de valoraciones que un individuo puede llevar a cabo, mientras que Bateman *et al.* (2002) comentan que el número de valoraciones debe ser seleccionado en función de las características de cada aplicación. En nuestro caso, se ha usado un elevado número de observaciones (12). A pesar de ello, se ha podido evidenciar que apenas se ha producido un efecto «fatiga» en los encuestados, tal y como se ha comprobado por la coherencia en la valoración del escenario repetido en el segundo y último lugar (véase los resultados en el apartado 4).

3.4. Obtención de los datos

El cuestionario finalmente utilizado consta de tres partes. La primera parte incluía una serie de preguntas sobre conocimiento subjetivo de los espacios naturales protegidos, el uso que los encuestados realizan de ellos, y sus actitudes y comportamientos relacionados con el medio ambiente. Una segunda sección contenía las preguntas correspondientes al ejercicio de VC múltiple antes descrito, mientras que la tercera y última incluía diversas preguntas para la recogida de los datos sociodemográficos habituales⁹.

Cabe señalar que el cuestionario inicialmente propuesto ha sufrido un proceso de validación mediante la realización de una encuesta piloto, la cual ha permitido introducir pequeñas mejoras en la formulación inicial de las preguntas, hasta llegar al cuestionario final. Con esta encuesta piloto se verificó, pues, el adecuado nivel de comprensión de las cuestiones planteadas, la disposición de los encuestados a responder y la duración razonable de las entrevistas.

Al objeto de lograr resultados representativos del conjunto de la sociedad de la ciudad de Granada, se extrajo una muestra de 153 individuos entre la población mayor de 18 años (237.929 habitantes). El procedimiento de muestreo ha sido mediante rutas aleatorias y cuotas de edad, sexo y nivel educativo. El trabajo de campo se realizó durante el mes de marzo de 2007 mediante entrevistas en persona utilizando a

⁹ Los materiales de encuestación (cuestionario, muestra, etc.) quedan a disposición de cualquier persona interesada mediante petición a los autores.

una encuestadora profesional. El Cuadro 3 recoge la distribución de los 153 individuos en función de las cuotas de muestreo utilizadas.

CUADRO 3
Número de encuestas por estratos de edad, nivel de formación y sexo

	18-35 años		36-55 años		56 y más años	
	Varón	Mujer	Varón	Mujer	Varón	Mujer
<i>Estudios Primarios</i>	7	10	6	9	10	11
<i>Estudios Secundarios</i>	11	9	8	12	8	7
<i>Estudios Universitarios</i>	8	7	9	10	6	5

Fuente: Elaboración propia.

La base de datos construida a partir de la información de la encuesta consta de 49 variables y 153 observaciones. Del total de las observaciones se han tenido que descartar una serie de ellas por distintos motivos. En primer lugar, tal como se suele hacer en los ejercicios de VC, se han descartado 21 cuestionarios por ser «ceros protesta», dado que no reflejan una adecuada valoración del bien objeto de estudio, y si un rechazo al ejercicio en sí. De igual forma se han eliminado para el posterior análisis 14 observaciones por ofrecer DAP para los escenarios 2 y 12 (con igual caracterización en sus atributos) que diferían en más del 50%, así como 9 cuestionarios adicionales por ofrecer un valor constante distinto de cero para la DAP en todos los escenarios. En ambos casos se ha considerado que se tratan de respuestas inconsistentes en relación al ejercicio de valoración realizado. Así pues, el ejercicio de valoración propuesto se ha realizado finalmente para las 109 observaciones que se han considerado válidas.

Por último, es necesario indicar que 10 de los individuos encuestados han reportado una DAP nula para todos los escenarios propuestos (ya que no perciben utilidad del bien valorado), y que se corresponden con ceros reales. Para estos casos no tiene sentido estimar una función de utilidad multilineal como la descrita en la expresión [14], pues su función toma valores nulos para cualquier combinación de atributos. Por tanto, para estos casos se ha considerado que en su función de utilidad todos los coeficientes (λ_i y K) toman valores cero. Asimismo, la utilidad de los escenarios que componen el «training set» (u_k) se ha considerado cero. De esta manera estas observaciones se han podido introducir igualmente en el proceso de obtención de la función de utilidad social.

4. Resultados

4.1. Análisis agregado de los resultados

Siguiendo la metodología propuesta se ha estimado la MAUF individual de los 109 encuestados que completaron adecuadamente el ejercicio de VC múltiple propuesto (resolución de modelos individuales siguiendo la formulación indicada en

[10]). En el siguiente cuadro pueden observarse los estadísticos básicos de la distribución obtenida para cada coeficiente de las correspondientes funciones multilineales.

CUADRO 4
Distribución de los coeficientes de las MAUF multilineales individuales
y valores agregados obtenidos para la función de utilidad social

Coeficiente	Valor min.	Valor max.	Media	Desv. típ.	$H_0: \bar{X} = 0$		Valor en MAUF social
					t	Sig.	
λ_{EMP}	0,00	1,00	0,144	0,195	7,703	0,000	0,0265
λ_{LOS}	0,00	1,00	0,313	0,275	11,908	0,000	0,3817
λ_{RES}	0,00	0,75	0,151	0,163	9,652	0,000	0,2434
$\lambda_{EMP-BOS}$	0,00	1,00	0,151	0,240	6,568	0,000	0,3123
$\lambda_{EMP-RES}$	0,00	0,37	0,024	0,075	3,335	0,001	0,0000
$\lambda_{BOS-RES}$	0,00	0,80	0,085	0,184	4,817	0,000	0,0361
$\lambda_{EMP-BOS-RES}$	0,00	0,63	0,041	0,126	3,343	0,001	0,0000
K	0,00	0,38	0,077	0,102	7,878	0,000	0,0000

Fuente: Elaboración propia.

Realizando una simple prueba t , tal y como se dispone en el propio Cuadro 4, se puede comprobar como las medias de todos los coeficientes individuales son estadísticamente diferentes de cero. Esta evidencia permite contrastar una de las hipótesis expuesta, la de no aditividad de las funciones de utilidad consideradas por los individuos a la hora de valorar bienes ambientales complejos, caracterizados por la presencia de diferentes atributos relevantes. Efectivamente, dentro de las MAUF individuales destaca la importancia dada a las interacciones entre atributos.

Siguiendo igualmente el procedimiento de agregación propuesto, se han obtenido los valores de los coeficientes de la función de utilidad social (resolución de un modelo de agregación como el indicado en [13]). Así, la forma funcional de la correspondiente MAUF multilineal es la siguiente:

$$U = 0,0265 \cdot EMP + 0,3817 \cdot BOS + 0,2434 \cdot RES + 0,3123 \cdot EMP \cdot BOS + [15] \\ + 0,0000 \cdot EMP \cdot RES + 0,0361 \cdot BOS \cdot RES + 0,000 \cdot EMP \cdot BOS \cdot RES + 0000$$

En este sentido cabe indicar que el atributo socialmente más relevante para la valoración del activo en estudio ha sido el atributo relacionado con el uso indirecto (BOS) con el 38,2% de la utilidad total. Por orden de importancia, le siguen los atributos relacionados con el no-uso (RES) y el uso indirecto (EMP), con unos pesos en la utilidad total equivalentes al 24,3% y 2,7% respectivamente. Así pues, la función de utilidad social obtenida considera que los atributos de manera aislada explican hasta el 65,2% de la utilidad agregada. El 34,8% restante está explicado por diferentes interacciones. En este sentido destaca la interacción $EMP-BOS$, que presenta un coeficiente diferente de cero, con un peso del 31,2% del total, y la interacción $BOS-$

RES, con un peso del 3,6%. Con estos resultados se evidencia igualmente que, para este caso concreto, la función de utilidad social no es aditiva. Efectivamente, cualquier aproximación aditiva para la valoración de este bien ambiental reportaría unos resultados sesgados.

Asimismo conviene explicar la aparente paradoja relativa a las diferencias existentes entre las medias de los coeficientes de la MAUF individuales y los de la función de utilidad social (véase cuarta y octava columna del Cuadro 4, respectivamente). A este respecto cabe comentar que, como establece Keeney (1976), la función de utilidad social puede expresarse como una combinación lineal de las funciones de utilidad de los individuos que componen el grupo: $u(u_1, u_2, \dots, u_q) = \sum_{k=1}^{k=q} \beta_k u_k$.

Así, sólo en el caso hipotético que los β_k resultantes de la comparación interpersonal de preferencias resultasen iguales para todos los individuos (k), se daría la equivalencia entre los coeficientes individuales medios y los de la función de utilidad social. Sin embargo, de la solución obtenida a través del método de consenso seguido con este propósito, se deduce implícitamente que el vector de β_k más adecuado no es constante en todos sus componentes.

La expresión [15] también nos permite obtener conclusiones adicionales relevantes. En primer lugar, la no aditividad evidenciada, provoca que la utilidad marginal de la utilidad con respecto a cada uno de los atributos no sea constante, y que su variación dependa del nivel que toma otro atributo. Así por ejemplo, si calculamos la utilidad marginal respecto al atributo empleo (EMP), resulta que ésta depende del nivel del atributo bosques (BOS):

$$\frac{dU}{dEMP} = 0,0265 + 0,3123 \cdot BOS \quad [16]$$

Asimismo, pueden deducirse la relación de sustitución (*trade-offs*) entre atributos, evidenciándose que éstas tampoco resultan constantes, y que dependen del nivel del resto de atributos considerados. Un ejemplo de lo afirmado anteriormente puede observarse a continuación a través del cálculo de la relación de sustitución del atributo EMP por BOS:

$$\frac{dEMP}{dBOS} = - \frac{\frac{\partial U}{\partial BOS}}{\frac{\partial U}{\partial EMP}} = - \frac{0,3817 + 0,3123 \cdot EMP + 0,0361 \cdot RES}{0,0265 + 0,3123 \cdot BOS} \quad [16]$$

4.2. Análisis de la heterogeneidad de los individuos

De los resultados ya descritos (Cuadro 4) puede intuirse que las MAUF individuales presentan un elevado grado de heterogeneidad. En este sentido, al objeto de analizar esta variabilidad entre individuos se ha realizado un análisis de conglomerados.

dos o cluster, con la finalidad de obtener una tipología de individuos que permita sistematizar las diferencias existentes en los elementos de la muestra. Para ello se ha utilizado como variables de clasificación los coeficientes de cada atributo de las MAUF multilíneales individuales (resultados de los modelos [10] resueltos). Para operar con estas variables se ha empleado una técnica cluster de tipo jerárquico, usando como criterio de agregación el de mínima varianza (Ward) y la distancia euclídea al cuadrado como medida para medir la diferencia entre los vectores. Así se ha procedido a identificar 4 grupos homogéneos, con un tamaño de 12, 10, 31 y 56 individuos respectivamente. Los valores medios para los coeficientes de las MAUF multilíneales individuales de cada uno de ellos han sido recogidos en el Cuadro 5.

CUADRO 5
Media de los coeficientes para los distintos atributos en las MAUF individuales
de los 4 clusters identificados

Coefficiente	Cluster 1 (Utilitaristas)	Cluster 2 (Paisajistas)	Cluster 3 (Conservacionistas)	Cluster 4 (Equilibrados)
λ_{EMP}	0,122	0,009	0,068	0,214
λ_{BOS}	0,027	0,874	0,154	0,363
λ_{RES}	0,076	0,017	0,044	0,249
$\lambda_{EMP-BOS}$	0,703	0,100	0,034	0,107
$\lambda_{EMP-RES}$	0,049	0,000	0,011	0,030
$\lambda_{BOS-RES}$	0,005	0,000	0,248	0,027
$\lambda_{EMP-BOS-RES}$	0,017	0,000	0,118	0,010
K	0,034	0,049	0,046	0,108
N	12	10	31	56

Fuente: Elaboración propia.

Clasificados así los elementos de la muestra, se ha procedido a aplicar un análisis multivariante de la varianza (MANOVA). Los resultados del mismo permiten evidenciar que existen diferencias significativas entre las MAUF de los individuos de cada cluster (se rechaza H_0 de igualdad de los vectores de coeficientes: T^2 de Hotelling = 7,755; $p < 0,000$).

Aplicando para cada grupo el procedimiento de agregación recogido en [13], se ha procedido a obtener una función de utilidad agregada para cada cluster. Los valores de los coeficientes de estas funciones multilíneales pueden apreciarse en el Cuadro 6.

Analizando los cuatro clusters identificados se observa que dos de ellos perciben toda su utilidad de un único atributo, en ambos casos relacionado con el uso, directo o indirecto, del espacio protegido (bosques en el caso del cluster 2 –«paisajistas»– y la interacción entre bosques y empleo el cluster 1 –«utilitaristas»–). Por su parte, los otros dos clusters diversifican más la fuente de su utilidad. El cluster 3 («conservacionistas») aumenta su utilidad cuando los atributos asociados con el uso se combinan con el componente de no uso. Por su parte, el cluster 4 («equilibrados») prefiere

CUADRO 6
Coeficientes de los distintos atributos en las MAUF agregadas para cada cluster

Coeficiente	Cluster 1 (Utilitaristas)	Cluster 2 (Paisajistas)	Cluster 3 (Conservacionistas)	Cluster 4 (Equilibrados)
λ_{EMP}	0,000	0,000	0,050	0,144
λ_{BOS}	0,000	1,000	0,325	0,052
λ_{RES}	0,000	0,000	0,050	0,258
$\lambda_{EMP-BOS}$	1,000	0,000	0,000	0,546
$\lambda_{EMP-RES}$	0,000	0,000	0,072	0,000
$\lambda_{BOS-RES}$	0,000	0,000	0,503	0,000
$\lambda_{EMP-BOS-RES}$	0,000	0,000	0,000	0,000
K	0,000	0,050	0,000	0,206
N	12	10	31	56

Fuente: Elaboración propia.

los escenarios con una mayor presencia de valores de uso de manera conjunta, aunque un 25% de su utilidad se relacionaría con la conservación estricta.

Analizando los clusters podemos detectar algunas diferencias en el perfil socio-económico de sus integrantes¹⁰. En este sentido puede comentarse que el cluster 1 se compone principalmente de personas de edad avanzada, renta bajas y estudios primarios. El cluster 2 se caracteriza por tener un nivel educativo más elevado que el anterior y tener una mayor preocupación por los problemas ambientales más cercanos. Estos dos clusters visitan más frecuentemente los espacios naturales protegidos. Por su parte, los clusters 3 y 4 tienen mayores niveles de renta y estudios universitarios, así como menos personas de edad avanzada. Esta caracterización parecería indicar dos tipos de relaciones: por un lado la función de utilidad se vuelve más compleja cuanto mayor es el nivel de estudios de los individuos, y por otro, el atributo conservación así como sus interacciones parecen cobrar relevancia en la función de utilidad de los individuos con mayores niveles de renta.

Operando por clusters se ha obtenido la valoración agregada de cada uno de los 11 escenarios propuestos, lo que ha permitido establecer igualmente una ordenación de los mismos en base a la utilidad aportada por estos. Los resultados correspondientes pueden observarse en el Cuadro 7.

Trabajando conjuntamente con los resultados de la valoración resultantes en los 4 clusters, se ha tratado de comprobar si existen diferencias significativas en la ordenación de los escenarios resultantes en cada caso. Aplicando con este propósito la prueba de Friedman, se ha verificado que no existen diferencias significativas en las jerarquías (Chi-cuadrado = 3,847; $p < 0,278$). En todo caso, considerando los valores de utilidad resultantes en términos absolutos, sí se han podido apreciar diferencias es-

¹⁰ Para llevar a cabo este propósito se ha utilizado la técnica estadística del análisis de varianza para un factor.

CUADRO 7
Valoración y ordenación de los distintos escenarios propuestos para cada cluster

Escen.	Cluster 1 (Utilitaristas)		Cluster 2 (Paisajistas)		Cluster 3 (Conservacionistas)		Cluster 4 (Equilibrados)	
	<i>U</i>	<i>Ranking</i>	<i>U</i>	<i>Ranking</i>	<i>U</i>	<i>Ranking</i>	<i>U</i>	<i>Ranking</i>
1	1,000	1	1,000	1	1,000	1	1,000	1
2	0,563	4	0,750	4	0,377	6	0,506	4
3	0,000	8	0,500	7	0,404	5	0,232	10
4	0,000	8	0,000	9	0,100	10	0,263	9
5	1,000	1	1,000	1	0,500	3	0,794	2
6	0,375	5	0,750	4	0,269	7	0,316	6
7	0,000	8	0,000	9	0,081	11	0,294	7
8	0,000	8	0,750	4	0,500	3	0,194	11
9	0,375	5	0,500	7	0,200	8	0,339	5
10	0,750	3	1,000	1	0,848	2	0,776	3
11	0,250	7	0,250	8	0,131	9	0,294	7

Fuente: Elaboración propia.

tadísticamente significativas entre los diferentes clusters. La aplicación de la prueba del análisis de la varianza (ANOVA) de medidas repetidas permite rechazar la hipótesis de que la forma de valoración realizada por los cuatro clusters considerados sea semejante (T^2 de Hotelling = 6,402, con $p < 0,001$).

Con los resultados de estas pruebas estadísticas se verifica, pues, que cada cluster valora de forma diferente el bien ambiental analizado, pero que estas diferencias no son tan relevantes como para alterar de forma significativa el orden de preferencias de los posibles escenarios de gestión planteados.

5. Conclusiones

En este trabajo se ha presentado una alternativa para la valoración de bienes ambientales complejos basada en la Teoría de la Utilidad Multiatributo. Esta alternativa tiene la virtualidad de poder contrastar una de las críticas más comunes a los métodos de valoración monetaria utilizados en la economía ambiental: la no aditividad de las funciones de utilidad asociadas a este tipo de bienes. Asimismo, la técnica valorativa planteada permite estimar funciones de utilidad tanto agregadas como individuales, posibilitando el análisis de la heterogeneidad de las funciones de utilidad inter-individuos.

Los resultados obtenidos en la aplicación presentada nos permiten extraer dos conclusiones preliminares. En primer lugar cabe afirmar que los métodos de valoración que asumen una función de utilidad aditiva parecen no ser una buena aproximación a las funciones de utilidad de los individuos, ya que a nivel agregado explicarían menos de un 70% de la utilidad total. Por ello, las aproximaciones que descartan las

interacciones entre atributos a la hora de valorar bienes ambientales complejos pueden no estar reflejando adecuadamente las preferencias individuales y colectivas de la sociedad analizada. En este mismo sentido debe indicarse que la forma de la función de utilidad obtenida conduce a que las utilidades marginales de cada uno de los atributos y las correspondientes tasas de intercambio entre ellos no sean ni constantes ni independientes de los demás atributos.

En segundo lugar, se ha podido evidenciar igualmente la existencia de una importante heterogeneidad de la forma funcional de las funciones de utilidad individuales en relación a la valoración del bien ambiental analizado. Tal heterogeneidad se ha puesto de manifiesto a través de colectivos sociales que presentan funciones de utilidad grupales y valoraciones del bien en cuestión significativamente diferentes. No obstante, la incidencia de esta dispar valoración apenas modifica la ordenación de preferencias que estos grupos hacen de las alternativas de gestión consideradas.

Finalmente, debe señalarse que los resultados obtenidos para el caso de estudio considerado (P.N. de Sierra Nevada) deben ser tomados con cautela, dado el bajo tamaño muestral utilizado en la aplicación empírica. Tal circunstancia no permite extrapolar los resultados a la población objetivo de manera fiable, ni asignar una representatividad concreta a los grupos identificados a través del análisis cluster. Sin embargo, esto no impide que se haya demostrado la viabilidad de la propuesta metodológica realizada. En esta línea debe indicarse la conveniencia de aplicar esta misma metodología a otros bienes ambientales complejos para ver si se replican las conclusiones obtenidas (no aditividad de la utilidad y la heterogeneidad inter-personal de la forma funcional de la misma), al objeto de poder generalizarlas.

Bibliografía

- Adamowicz, W. (1995). «Alternative valuation techniques: a comparison and movement to synthesis». En: Willis, K. y Corkindale, J. (Eds.) *Environmental Valuation: New Perspectives*. CAB International, Oxon (Reino Unido), pp. 144-159.
- Adamowicz, W., Louviere, J. y Williams, M. (1994). «Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities». *Southern Economic Journal*, 55(3):728-742.
- Adamowicz, W., Swait, J., Boxall, P., Louviere, J. y Williams, M. (1997). «Perceptions versus objective measures of environmental quality in combined revealed and stated preference models of environmental valuation». *Journal of Environmental Economics and Management*, 32(1):65-84.
- Adamowicz, W. (2004). «What's it worth? An examination of historical trends and future directions in environmental valuation». *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 48(3):419-443.
- Álvarez-Farizo, B., Hanley, N., Wright, R. y Macmillan, D. (1999). «Estimating the benefits of agri-environmental policy: Econometric issues in open-ended contingent valuation studies». *Journal of Environmental Planning and Management*, 42(1):23-43.
- Amador, F., Sumpsi, J.M. y Romero, C. (1998). «A non-interactive methodology to assess farmers' utility functions: an application to large farms in Andalusia, Spain». *European Review of Agricultural Economics*, 25:92-109.

- Arrow, K.J. (1951). *Social Choice and Individual Values*. John Wiley & Sons, New York.
- Azqueta, D. (1994). *Valoración Económica de la Calidad Ambiental*. McGraw-Hill, Madrid.
- Ballesteros, E. y Romero, C. (1998). *Multiple criteria decision making and its applications to economic problems*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Barreiro, J. y Pérez y Pérez, L. (1999). «Non-market benefits valuation of conservation policies in Spain». *Medit: Revista di Economia, Agricoltura e Ambiente*, 9(1):4-13.
- Barreiro, J., Casado, J.M. y Pérez y Pérez, L. (2005). *Incorporating uncertainty and zero values into the valuation of protected areas and species*. XI Congreso Europeo de Economía Agraria, Copenhague.
- Bateman, I., Carson, R., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Ozdemiroglu, E., Pearce, D., Sugden, R. y Swanson, J. (2002). *Economic Valuation with Stated Preference Techniques, A Manual*. Edward Elgar, Cheltenham (UK).
- Baucells, M. y Sarin, R.K. (2003). «Group decisions with multiple criteria». *Management Science*, 49:1105-1118.
- Bennett, J. y Blamey, R. (Eds.) (2001). *The choice modelling approach to environmental valuation*. Edward Elgar publishing, Massachusetts.
- Bodily, S.E. (1979). «A delegation process for combining individual utility functions». *Management Science*, 25:1035-1041.
- Boxall, P. y Adamowicz, W. (2002). «Understanding heterogeneous preferences in random utility models: A latent class approach». *Environmental and Resource Economics*, 23(4):421-446.
- Boxall, P., Adamowicz, W., Swait, J., Williams, M. y Louviere, J. (1996). «A comparison of stated preference methods for environmental valuation». *Ecological Economics*, 18(3):243-253.
- Carson, R. y Groves, T. (2007). «Incentive and informational properties of preference questions». *Environmental and Resource Economics*, 37(1):181-210.
- Carson, R., Flores, N. y Meade, N. (2001). «Contingent valuation: Controversies and evidences». *Environmental and Resource Economics*, 19:173-210.
- Champ, P. y Bishop, R. (2006). «Is willingness to pay for a public good sensitive to the elicitation format». *Land Economics*, 82(2):162-173.
- Charnes, A., Cooper, W.W. y Ferguson, R. (1955). «Optimal estimation of executive compensation by linear programming». *Management Science*, 1:138-151.
- CMA, Consejería de Medio Ambiente (sin fecha). *NATURA 2000. Formulario normalizado de datos para zonas de especial protección para las aves (ZEPA) para lugares susceptibles de identificación como lugares de importancia comunitaria (LIC) y para zonas de especial conservación (ZEC)*. [www.cma.junta-andalucia.es/medioambiente/natura/ficheros_lic/es6140004.pdf]. Consultado el 23-01-2007.
- Cook, W.D., Kress, M. y Seiford, L.M. (1996). «A general framework for distance-based consensus in ordinal ranking models». *European Journal of Operational Research*, 96(3):392-397.
- Cummings, R. y Taylor, L. (1999). «Unbiased value estimates for environmental goods: A cheap talk design for the contingent valuation method». *American Economic Review*, 89:649-665.
- Dielman, T.E. (2005). «Least absolute value regression: Recent contributions». *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 75:263-286.
- Edwards, W. (1977). «Use of multiattribute utility measurement for social decision making». En: Bell, D.E., Keeney, R.L. y Raiffa, H. (Eds.) *Decisions*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Elian, S.N., Andre, C.D.S. y Naruda, S.C. (2000). «Influence measure for l_1 regression». *Communications in Statistic-Theory and Methods*, 29:837-849.

- Elorrieta, I. y Castellano, E. (1999). *La valoración económica de la biodiversidad. Monetización de los valores de no-uso: biológico y de conservación*. Congreso de Ordenación y Gestión Sostenible de Montes, Santiago de Compostela.
- ESPARC (2005). *Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos*. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid.
- Foster, V. y Mourato, S. (2003). «Elicitation format and sensitivity to scope. Do contingent valuation and choice experiment give the same results?» *Environmental and Resource Economics*, 24(2):141-160.
- Goicoechea, A., Hansen, D.R. y Duckstein, L. (1982). *Multiobjective decision analysis with engineering and business applications*. John Wiley & Sons, New York.
- González-Pachón, J. y Romero, C. (1999). «Distance-based consensus methods: A goal programming approach». *OMEGA, International Journal of Management Science*, 27:341-347.
- González-Pachón, J. y Romero, C. (2005). «An analytical framework for aggregating multiattribute utility functions». *Journal of the Operational Research Society*, 15(1):1-7.
- Gregory, R y Slovic, P. (1997). «A constructive approach to environmental valuation». *Ecological Economics*, 21(3):175-182.
- Hanley, N., Ryan, M. y Wright, R. (2003). «Estimating the monetary value of health care: Lessons from environmental economics». *Health Economics*, 12(1):3-16.
- Hanley, N., Wright, R. y Adamowicz, V. (1998). «Using choice experiments to value the environment». *Environmental and Resource Economics*, 11(3-4):413-428.
- Hensher, D.A., Rose, J.M. y Greene, W.H. (2005). *Applied Choice Analysis: A Primer*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hoehn, J. (1991). «Valuing the multidimensional impacts of environmental policy: Theory and methods». *American Journal of Agricultural Economics*, 73(2):289-299.
- Hoehn, J. y Randall, A. (1989). «Too many proposals pass the benefit cost test». *American Economic Review*, 79(3):544-551.
- Hoehn, J.P. y Loomis, J. (1993). «Substitution effects in the contingent valuation of multiple environmental programs». *Journal of Environmental Economics and Management*, 25(1):56-75.
- Hu, W., Hünemeyer, A., Veeman, M., Adamowicz, A. y Srivastava, L. (2004). «Trading off health, environment and genetic modification attributes in food». *European Review of Agricultural Economics*, 31(3):389-408.
- Ignizio, J.P. y Cavalier, T.M. (1994). *Linear Programming*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs.
- Kallas, Z., Gómez-Limón, J.A. y Barreiro, J. (2007). «Decomposition of the aggregated value of agricultural multifunctionality: combining contingent valuation and the analytic hierarchy process». *Journal of Agricultural Economics*, 58(2):218-241.
- Keeney, R.L. (1976). «A group reference axiomatization with cardinal utility». *Management Science*, 23:140-145.
- Keeney, R.L. y Kirkwood, C.W. (1975). «Group decision making using cardinal social welfare functions». *Management Science*, 22:430-437.
- Keeney, R.L. y Raiffa, H. (1993). *Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Trade Offs*. Cambridge University Press, Cambridge (publicación original, John Wiley & Sons, New York, 1976).
- Lancaster, K. (1966). «A new approach to consumer theory». *Journal of Political Economy*, 74:132-157.
- Lancaster, K. (1971). *Consumer demand: A new approach*. Columbia University Press, New York.

- List, J. (2001). «Do explicit warnings eliminate the hypothetical bias in elicitation procedures? Evidence from field auctions for sports cards». *American Economic Review*, 91:1498-1507.
- Louviere, J. (2001). «Choice experiments: An overview of concepts and issues». En: Bennett, J. y Blamey, R. (Eds.) *The choice modelling approach to environmental valuation*. Edward Elgar publishing, Massachusetts, pp. 13-36.
- Louviere, J., Hensher, D. y Swait, J. (2000). *Stated choice models methods: Analysis and applications in Marketing, transportation and environmental valuation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lusk, J. (2003). «Effects of cheap-talk on consumer's willingness to pay for Golden Rice». *American Journal of Agricultural Economics*, 85(4):840-856.
- Ma, C. y Stern, D. (2006). «Environmental and ecological economics: A citation analysis». *Ecological Economics*, 58(3):491-506.
- Madden, P. (1991). «A generalization of Hicksian q substitutes and complements with application to demand rationing». *Econometrica*, 59:1497-1508.
- McMillan, D., Philip, L., Hanley, N. y Álvarez-Farizo, B. (2003). «Valuing non-market benefits of wild goose conservation: a comparison of interview and group-based approaches». *Ecological Economics*, 43(1):49-59.
- Milon, W. y Scorgin, D. (2006). «Latent preferences and valuation of wetland ecosystem restoration». *Ecological Economics*, 56(2):162-175.
- Mogas, J., Riera, P. y Bennet, J. (2006). «A comparison of contingent valuation and choice modelling with second-order interactions». *Journal of Forest Economics*, 12(1):5-30.
- Nakayama, H., Tanino, T., Matsumoto, K., Matsuo, H., Inoue, K. y Sawaragi, Y. (1979). «Methodology for group decision support with an application to assessment of residential environment». En: Institute of Electrical and Electronics Engineers, Inc. (IEEE) (Ed.) *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics SMC-9*. IEEE, New York:477-485.
- Narula, S.C. y Wellington, J.F. (2007). «Multiple criteria linear regression». *European Journal of Operational Research*, 181:767-772.
- Randall, A. y Hoehn, J. (1996). «Embedding in market demand systems». *Journal of Environmental Economics and Management*, 30(3):369-380.
- Rigby, D. y Burton, M. (2003). *Capturing preference heterogeneity in stated choice models: a random parameter logit model of the demand for GM food*. Discussion paper series n° 0319, School of Economics Studies, The University of Manchester.
- Romero, C. (1991). *Handbook of Critical Issues in Goal Programming*. Pergamon Press, Oxford.
- Romero, C. (1996). «Multicriteria analysis and environmental economics: An approximation». *European Journal of Operational Research*, 96(1):81-89.
- Romero, C. (2001). «Extended lexicographic goal programming: A unifying approach». *OMEGA, International Journal of Management Science*, 27(1):63-71.
- Roulac, S., Dotzour, M., Cheng, P. y Webb, J. (2005). «Evolving Research Priorities: The Contents of Land Economics». *Land Economics*, 81(4):457-476.
- Russell, C., Dale, V., Lee, J., Jensen, M.H., Kane, M. y Gregory, R. (2001). «Experimenting with multi-attribute utility survey methods in a multi-dimensional valuation problem». *Ecological Economics*, 36(1):87-108.
- Ryan, M. (2004). «A comparison of stated preference methods for estimating monetary values». *Health Economics*, 13(3):291-296.
- Scarpa, R. (2000). «Contingent valuation versus choice experiments: Estimating the benefits of Environmentally Sensitive Areas in Scotland: Comment». *Journal of Agricultural Economics*, 51(1):122-128.

- Scarpa, R., Ruto, E.S.K., Kristjanson, P., Radeny M., Drucker, A.G. y Rege, J.E.O. (2003). «Valuing indigenous cattle breeds in Kenya: an empirical comparison of stated and revealed preference value estimates». *Ecological Economics*, 45(3):409-426.
- Sen, A. (1970). «The impossibility of a Paretian liberal». *Journal of Political Economics*, 78:152-157.
- Stevens, T., Belkner, R., Dennis, D., Kittredge, D. y Willis, C. (2000). «Comparison of contingent valuation and conjoint analysis in ecosystem management». *Ecological Economics*, 32(1):63-74.
- Tamiz, M., Jones, D. y Romero, C. (1998). «Goal programming for decision making: An overview of the current state-of-the-art». *European Journal of Operational Research*, 111:569-581.