

Economía y Medio Ambiente: herramientas de valoración ambiental.

Pedro Linares Llamas, DNI 7234502J
Profesor, Universidad Pontificia Comillas de Madrid
Alberto Aguilera 23, 28015 Madrid.
Tel. 915406257. pedro.linares@upcomillas.es

Carlos Romero López, DNI 00124698S
Profesor, Universidad Politécnica de Madrid
Av. Complutense
Tel. 913366393. carlos.romero@upm.es

SUMARIO

I. INTRODUCCIÓN

1. El valor del medio ambiente
2. Tipos de valores ambientales
3. El papel de la valoración ambiental

II. BASES ECONÓMICAS DE LA VALORACIÓN AMBIENTAL

1. Disposición a pagar y disposición a aceptar
2. Variación compensatoria y variación equivalente

III. MÉTODOS DE VALORACIÓN AMBIENTAL

1. Métodos de valoración directos
 - 1.1. Precios de mercado
 - 1.2. Mercados experimentales
 - 1.3. Valoración contingente
2. Métodos de valoración indirectos
 - 2.1. Costes evitados
 - 2.2. Coste del viaje
 - 2.3. Precios hedónicos
 - 2.4. Métodos basados en atributos
3. Métodos basados en la oferta de bienes
 - 3.1. Función de producción
 - 3.2. Determinación de valores sombra

IV. OTROS ASPECTOS A CONSIDERAR

1. Riesgo e incertidumbre
2. Tasa de descuento y distribución
3. Transferencia de beneficios
4. Valores marginales y valores totales
5. Alcance de la valoración
6. Enfoques alternativos

V. BIBLIOGRAFÍA

I. INTRODUCCIÓN

La valoración ambiental pretende obtener una medición monetaria de la ganancia o pérdida de bienestar o utilidad que una persona, o un determinado colectivo, experimenta a causa de una mejora o daño de un activo ambiental accesible a dicha persona o colectivo. Constituyen por tanto una herramienta fundamental para la definición adecuada de los instrumentos de política ambiental, ya que, como se verá posteriormente, dichos instrumentos requieren previamente cuantificar el daño o beneficio ambiental, bien para el establecimiento de la cuantía apropiada del impuesto corrector (o pigouviano) o bien para determinar el punto de máxima eficiencia social a alcanzar mediante la regulación, comparando costes y beneficios privados con costes y beneficios sociales.

La valoración ambiental puede definirse formalmente como un conjunto de técnicas y métodos que permiten medir las expectativas de beneficios y costes derivados de algunas de las siguientes acciones:

- a) uso de un activo ambiental;

- b) realización de una mejora ambiental, y
- c) generación de un daño ambiental.

Con el fin de ilustrar tanto el concepto de la valoración ambiental como de sus dominios aplicativos, vamos a exponer algunos sencillos ejemplos. Así, supongamos el caso de una ampliación de un determinado aeropuerto. Esta ampliación genera un incremento del tráfico aéreo, lo cual genera a su vez un incremento del ruido en las inmediaciones del aeropuerto. Este incremento del ruido es un daño ambiental que sufren los vecinos de esa zona. La estimación monetaria de la pérdida de bienestar de estos vecinos a causa del comentado aumento del nivel de ruido constituye un típico problema de valoración ambiental.

Supongamos ahora el caso de un parque natural en el que, por medio de unas determinadas mejoras, se consigue que se pueda practicar la pesca deportiva en un lago situado en dicho espacio natural. La estimación monetaria de la ganancia de bienestar de los visitantes potenciales al parque, a causa de las mejoras comentadas, constituye otro ejemplo representativo de los problemas a los que se enfrenta la valoración ambiental.

Este tipo de ejemplos pretenden transmitir al lector la idea de que el número de situaciones reales en las que se hace necesaria una valoración ambiental del tipo comentado son enormes. Consecuentemente con esta necesidad, en los últimos años, los profesionales de la economía han desarrollado una serie de métodos y técnicas que permiten abordar este tipo de problemas. El propósito de este capítulo consiste en dar una panorámica introductoria de la mecánica operativa de estos enfoques, así como de sus potencialidades y limitaciones.

Todos los métodos de valoración ambiental tienen un punto en común, que consiste en conceptualizar y medir los beneficios ambientales por lo que realmente la gente desea ese beneficio, y ese deseo se subroga por lo que la gente está dispuesta a pagar por dicho beneficio. De una manera análoga, los costes asociados a un daño ambiental se conceptualizan y miden por lo que realmente a la gente le disgusta ese daño ambiental, y ese daño se subroga por lo que la gente está dispuesta a aceptar como compensación por dicho daño. El principal problema asociado con este tipo de enfoque reside en la ausencia de mercados reales para la mayor parte de los beneficios y costes ambientales. En efecto, no existe, por ejemplo, un «mercado de ruido» o un «mercado de calidad del aire». Este problema básico se aborda por métodos indirectos de mercado o bien creando mercados artificiales, como iremos viendo en los apartados siguientes.

Este capítulo ofrece por imperativos de espacio una visión resumida de la valoración ambiental. Pueden ampliarse los conceptos aquí recogidos en libros específicos como Freeman (1993), o en manuales de economía ambiental como Azqueta (2002) o Romero (1997).

1. El valor del medio ambiente

Antes de comenzar la revisión de métodos de valoración, resulta interesante realizar algunas matizaciones sobre el concepto y el significado del término valor en un contexto ambiental.

Ha habido en la literatura muchas discusiones de carácter filosófico respecto a qué es el valor del medio ambiente (e.g., Goulder y Kennedy, 1997; Sagoff, 1997; Turner, 1999). En estas discusiones se distingue habitualmente entre tres tipos de valor:

- valor instrumental versus valor intrínseco: el valor instrumental es el derivado de su utilidad para satisfacer un objetivo, mientras que el intrínseco es independiente de la aportación del bien, es un valor por sí mismo.
- valor antropocéntrico versus valor biocéntrico (o ecocéntrico): el primero se basa en que sólo los seres humanos tienen valor intrínseco, y el resto es siempre valor instrumental. Bajo la segunda concepción, hay recursos naturales que tienen valor aunque ningún humano piense así, y por tanto tienen valor intrínseco.
- valor utilitario versus valor deontológico: el valor utilitario deriva de su capacidad para proporcionar bienestar, ampliamente entendido, e implica una cierta posibilidad de sustitución entre causas del bienestar. En enfoque deontológico en cambio repudia la capacidad de sustitución, ya que afirma que algo con valor intrínseco es irremplazable.

La distinta asignación de estos valores es la que en última instancia caracteriza las dos concepciones habituales sobre la valoración ambiental. A continuación se exponen de forma abreviada, lo que en ningún caso debe interpretarse como que no haya matizaciones o variaciones sobre las mismas.

Por una parte, la escuela de la economía ambiental, que defiende que todos los valores (o al menos los valores que deben tenerse en cuenta para nuestros propósitos de valoración ambiental) son antropocéntricos, instrumentales y utilitarios: es decir, derivan de su utilidad para los seres humanos.

Por otra parte, la escuela de la ecología profunda ("deep ecology") argumenta que el medio ambiente no humano, los ecosistemas y bienes naturales, tienen un valor intrínseco, independiente de los intereses humanos. Una extensión de este razonamiento lleva inmediatamente a que el medio ambiente no debe ser valorado, ya que no somos capaces de conocer este valor intrínseco, y además estaríamos incorporando nuestros juicios de valor, y no los propios del medio ambiente. Incluso, algunos autores argumentan que los bienes ambientales, al tener unos derechos propios, sólo deben utilizarse estrictamente para nuestra supervivencia y no más: por lo tanto, no hace falta realizar ninguna valoración, porque nunca deben entrar en nuestro proceso de decisión.

En algunas situaciones se podría pensar que, de hecho, no es necesario valorar: para ello sería preciso alcanzar un consenso social sobre la actuación moralmente correcta respecto al valor intrínseco del medio ambiente. Sin embargo, y siendo realistas, parece difícil alcanzar este consenso cuando otros aparentemente más sencillos tampoco se consiguen.

Así pues, el problema de no valorar los bienes ambientales es que esto equivale, en la práctica, y en ausencia del consenso citado, a que su precio sea nulo. Y como bien sabemos, cuando un bien tiene un precio nulo en la economía, su consumo es infinito, algo que evidentemente no desearían los defensores de la ecología profunda.

En resumen: la valoración ambiental está basada en un enfoque antropocéntrico y utilitario. Aunque no incluye todos los posibles valores, es más amplia de lo que parece, y recoge o trata de recoger todos los que contribuyen a la satisfacción o bienestar de la humanidad. No es por tanto una simple evaluación del valor comercial de los bienes ambientales, como veremos a continuación.

Por otra parte, conviene matizar lo que realmente significa asociar una determinada cifra monetaria al valor económico de un activo ambiental. Dicha cifra no pretende representar un precio, sino un simple indicador monetario del valor que tiene para un individuo o conjunto de individuos el activo en cuestión. Es decir, lo que se pretende es reflejar de alguna manera lo que se sacrifica o a lo que se renuncia para mantener ese activo ambiental. Y dado que, generalmente, a lo que se renuncia es a bienestar, a utilidad, una manera habitual de medirlo es en términos de renta. Así, cuando en el apartado 4 de este capítulo se diga que los beneficios derivados de preservar la belleza escénica en el cañón del Colorado se ha estimado en una determinada cantidad de dinero, esto no significa que dicha cantidad subroge un precio de mercado, sino que representa un simple indicador monetario útil, entre otras cosas, para fines comparativos. Otro ejemplo siempre controvertido es la valoración de la vida humana (que siempre juega un papel, por ejemplo, cuando se valora la reducción de emisiones contaminantes y por tanto la ganancia de vidas humanas): de nuevo, hay que recordar que lo que se valora no es la vida en sí misma, que tendría un valor infinito, sino el riesgo mayor o menor de perderla.

En este sentido, y arriesgándonos a ser reiterativos, recordemos que el valor económico de los bienes ambientales sólo tiene significado real cuando se define como un cambio con respecto a otra situación: es decir, que depende del contexto, de la situación en ausencia de cambio, y por tanto nunca se puede considerar como un valor absoluto.

Finalmente, es necesario comentar acerca de una posible interpretación errónea del valor ambiental: en ocasiones, se ha utilizado como estimador del mismo el coste de reemplazo. Es decir, se determina el valor ambiental en función de lo que costaría sustituir los servicios del bien ambiental por otros similares. Esto evidentemente presenta muchos problemas, y no debe usarse más que cuando sea imposible determinar el valor ambiental por los métodos que se describen más adelante. Para empezar, este enfoque hace cuando menos peculiar un análisis coste-beneficio: los costes y los beneficios podrían incluso coincidir. Imaginemos que se está analizando la viabilidad de obligar a las centrales eléctricas a instalar equipos de desulfuración para reducir el SO₂. El coste de dicha política sería la inversión necesaria en estos equipos. Y el beneficio, si se calcula mediante el coste de reemplazo, sería exactamente el mismo. Por tanto, sería indiferente aplicar la política o no, lo cual no parece tener mucho sentido. Así pues, como ya se ha mencionado, no debe usarse este método salvo cuando no haya más remedio, y en todo caso cuando se cumplan las siguientes condiciones:

- la alternativa considerada debe proporcionar exactamente los mismos servicios que el bien ambiental
- la alternativa debe ser la más barata posible
- y debe haber evidencia suficiente de que el servicio sería demandado por la sociedad si fuera provisto mediante dicha alternativa.

2. Tipos de valores ambientales

El medio ambiente, o los bienes ambientales, proporcionan distintos servicios a la humanidad, que son los que le dan valor y que nos permiten distinguir entre los distintos tipos de éste:

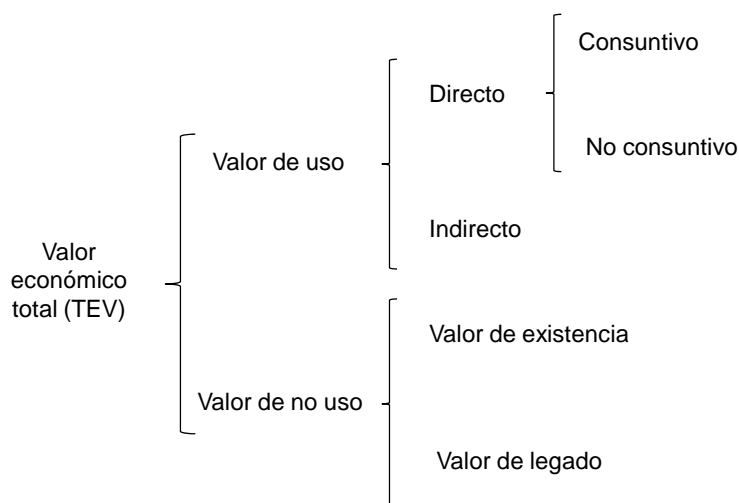
- fuente de recursos productivos
- sumidero de residuos
- fuente de utilidad (no asociada a la producción)
- servicios de soporte a la vida en la Tierra

El primero se puede medir por su contribución a la generación de beneficios en las actividades de producción. El segundo también contribuye a la función de producción (por ejemplo, en lo que respecta a la reducción de emisiones). Por tanto, ambos se pueden medir en función de su productividad marginal a partir de los precios de mercado de los bienes en cuya producción participan. Ahora bien, hay que tener en cuenta que el mercado puede tener fallos, puede no recoger en sus precios todos los costes implicados, por lo que la mera utilización de estos precios de mercado puede dar lugar a valoraciones erróneas. En los dos casos, se suelen clasificar como beneficios indirectos del medio ambiente, ya que su valor se calcula no de forma directa, sino como ya hemos visto a través de su contribución al proceso productivo.

El tercer servicio incluye los impactos directos de los bienes ambientales en la utilidad. Estos impactos pueden derivarse del disfrute de bienes ambientales (pesca, senderismo, etc.), que puede tener carácter consuntivo (pesca) o no consuntivo (senderismo); o simplemente a través del conocimiento de la protección de estos bienes (lo que como veremos luego se conoce como valor de existencia) o incluso viendo documentales de naturaleza en la televisión. Se suelen clasificar como beneficios directos.

Finalmente, las actividades económicas también se benefician de los servicios de soporte a la vida en la Tierra: regulación del clima, mantenimiento de la capa de ozono, ciclos hidrológicos y de nutrientes, etc. Si estos servicios no existieran, la vida en la Tierra sería imposible, y por tanto, bajo esta perspectiva, su valor es infinito. Ahora bien, recordemos que lo que nos interesa no es medir el valor absoluto, sino el valor de cambios marginales en estos servicios (e.g., de cambios en la temperatura global). Por tanto, también será posible, en teoría, calcular un valor para este último componente.

Así pues, generalmente se distingue entre varios tipos de valor en función del servicio que proporciona el medio ambiente, tal como se recoge en el siguiente cuadro, todos ellos englobados dentro del valor económico total (o TEV, *total economic value*) tal como se ha definido en la sección anterior:



El valor de uso directo es el que corresponde parcialmente al tercer servicio del medio ambiente mencionado, mientras que el indirecto correspondería a los dos primeros servicios, y en lo que sea posible, al cuarto. El valor de no uso correspondería a la parte de no utilización de la función de utilidad directa del medio ambiente. Puesto que ya hemos tratado los valores de uso, aclararemos ahora algún aspecto del valor de no uso. Este valor está generalmente motivado por egoísmo, altruismo, y tanto para la generación presente como para las futuras generaciones.

Así pues, entendemos como valor de no uso el valor que un individuo asocia a un activo ambiental cuyos servicios no ha utilizado ni piensa utilizarlos en el futuro, pero cuya simple existencia le reporta un valor por sí mismo o como legado a sus descendientes (en este último caso algunos autores hablan de un valor específico, el valor de legado o *bequest value*). Por ejemplo, los autores no han tenido ni piensan vayan a tener la oportunidad de visitar la Antártida. Sin embargo, consideran que dicha región debe conservarse por su valor como ecosistema, y para futuras generaciones, lo que representa para ellos un determinado valor de existencia. Este valor de existencia es interpretado por algunos como un valor intrínseco (ver apartado anterior). Sin embargo, aunque son conceptos parecidos, no son iguales: el valor de existencia tal como se entiende generalmente es un valor antropocéntrico y utilitario, mientras que el valor intrínseco es deontológico y biocéntrico.

Para resumir, y también para ilustrar esta sección, pongamos el ejemplo de la valoración de un humedal. Este humedal proporcionará un valor de uso indirecto (criadero de mariscos y peces, depuración de aguas, etc. Que contribuyen a distintos procesos productivos), un valor de uso directo (podemos considerar aquí la pesca, la contemplación de aves, el senderismo, y otras actividades de naturaleza), y finalmente el valor que se concede al hecho de que el humedal exista, aunque no se utilice – valor de existencia –. La suma de los valores de uso y de no uso, constituye el valor económico total del humedal.

Finalmente, es necesario comentar que en algunas ocasiones se considera dentro del valor económico de un activo ambiental el valor de opción, entendiendo por tal el valor que un individuo asocia a un activo ambiental que no está utilizando, pero que piensa podrá usarlo en un futuro más o menos inmediato. De nuevo, los autores de este capítulo no han tenido oportunidad de visitar las cataratas Victoria en Zimbabwe, pero esperan poder disfrutar algún día de su belleza escénica. Esto sería un valor de opción para los autores. Sin embargo, cada vez está más extendida la idea de que este valor de opción no es un elemento distinto dentro de la tipología de valores económicos, sino que es el componente incierto del mismo. En ausencia de incertidumbre no existiría, y en presencia de incertidumbre refleja el precio de opción, es decir, lo que se valora el mantener abierta una posibilidad que no se sabe si se va a realizar o no, tanto en lo que respecta a valores de uso como de no uso. Otra interpretación similar es que el valor de opción es aquel que refleja los beneficios inciertos que

podrían conseguirse mediante el aprendizaje, es decir, el valor de mantener la flexibilidad necesaria para responder ante nueva información.

3. El papel de la valoración ambiental

Como ya se ha comentado, la valoración ambiental juega un papel fundamental en la regulación del medio ambiente, ya que existen muchas aplicaciones en las que es necesario previamente conocer, al menos de forma aproximada, el valor de los bienes ambientales. Entre ellas, podemos citar:

- La evaluación de políticas y proyectos, especialmente dentro del marco del análisis coste-beneficio. Como es fácil de entender, la utilización de recursos ambientales, debido a su escasez, genera siempre un coste de oportunidad: conservar una zona natural puede suponer perder los beneficios de su aprovechamiento minero, forestal, etc. Establecer un impuesto puede suponer reducir el consumo del bien gravado y por tanto el bienestar. Por tanto, antes de establecer una política o de tomar una decisión donde se ven implicados bienes ambientales deben evaluarse conjuntamente los beneficios y los costes.
- El establecimiento de impuestos medioambientales, tanto en lo que hace referencia a la determinación de la cuantía adecuada del impuesto como – en el caso en que el impuesto no se fije de manera óptima – a la justificación o rentabilidad social de dicha cuantía. A este respecto, debemos recordar que el impuesto pigouviano óptimo debe fijarse en el coste marginal externo en el nivel óptimo de utilización del bien ambiental. Sin embargo, esto es complicado por dos razones: en primer lugar, la valoración ambiental no tiene por qué haberse realizado en dicho punto óptimo; en segundo lugar, el valor depende de la escala de utilización del bien, con lo que su extrapolación a dicho punto óptimo no es evidente.
- Las reclamaciones de responsabilidad por daños ambientales. Si bien en Europa esta vía todavía está en su infancia, existe abundante experiencia en otros países (puede citarse a modo de ejemplo las compensaciones por los daños causados por el vertido del petrolero Exxon Valdez en Alaska, que fueron calculadas parcialmente con métodos de valoración ambiental).
- La contabilidad ambiental, es decir, la incorporación de los bienes ambientales o naturales a las cuentas nacionales como parte de los indicadores de bienestar o sostenibilidad.

En función del uso para el que esté destinado el estudio de valoración, los métodos a emplear o el alcance del mismo podrán variar, en función de sus características.

II. BASES ECONÓMICAS DE LA VALORACIÓN AMBIENTAL

Para introducir los aspectos básicos de las metodologías que permiten estimar el valor económico de un activo ambiental, resulta totalmente necesario recurrir profusamente a los conceptos económicos clásicos de: disposición a pagar, excedente del consumidor, variación compensatoria y variación equivalente. Los dos próximos apartados están dedicados a introducir este tipo de conceptos.

1. Disposición a pagar y disposición a aceptar

En el ya lejano 1844, el ingeniero francés Dupuit introdujo en la literatura el concepto de excedente del consumidor en el contexto de la medición de los beneficios y costes sociales derivados de una obra de ingeniería: la construcción de un puente. Este poderoso, y a la vez controvertido, concepto económico pasó por una larga fase de letargo hasta que Marshall lo hizo revivir en 1890 su clásico *Principles of Economics*. Desde entonces, el nombre de prestigiosos economistas (Henderson, Hicks, Patinkin, Samuelson, entre otros) está asociado tanto a la crítica como al desarrollo teórico de este concepto.

En el campo de la economía aplicada, el uso del concepto de excedente del consumidor ha ido dirigido fundamentalmente a la evaluación de políticas económicas por medio de la comparación de la ganancia de bienestar, medida por el excedente económico, con la pérdida de bienestar, medida por el coste fiscal generado por la correspondiente política. En fechas más recientes, se ha comenzado a investigar la potencialidad del concepto de excedente del consumidor como un instrumento válido para medir los costes y beneficios

asociados a la valoración de activos ambientales; Weisbrod (1964) tal vez sea el trabajo pionero en este campo.

El concepto de excedente del consumidor no es complejo, aunque sin embargo encierra aspectos bastante sutiles, por lo que lo introduciremos por medio de un ejemplo. Así, supongamos el caso de una persona amante del cine, y se plantea el número de películas que desea ver durante la semana. El número de películas a las que asistirá depende del precio de la entrada, y queda resumido en la siguiente tabla de intenciones:

Precio de la entrada	Número de películas
0	5
4	4
8	3
12	2
16	1
20	0

Es decir, si las entradas son gratis, nuestro consumidor vería cinco películas, si el precio es de 4 euros, vería cuatro, etc., hasta llegar aun precio de 20 euros, para el que abandonaría sus planes cinematográficos. Supongamos ahora que una vez consulta los precios, el precio de venta es de 8 euros, por lo que nuestro consumidor, coherentemente con sus planes, ve tres películas. El proceso de consumo que estamos comentando tiene dos caras. Una de las caras es muy clara y concreta, mientras que la otra es más abstracta y sutil. Pasemos a comentarlas seguidamente.

Una de las caras es obvia, el consumidor paga 8= 24 euros por las tres entradas que adquiere. La otra cara surge del hecho de que el consumidor hubiera estado dispuesto a pagar cantidades superiores a los 8 euros por las dos primeras películas. En efecto, según sus planes iniciales, él hubiera estado dispuesto a pagar hasta 16 euros por la primera entrada, y hasta 12 euros por la segunda, por lo que las cuentas que hace nuestro consumidor son algo más complicadas, tal como quedan reflejadas en el siguiente cuadro:

Número de orden de la película	Disposición a pagar (euros)	Pago real (euros)	Excedente (euros)
1	16	8	8
2	12	8	4
3	8	8	0
Totales	36	24	12

Es decir, nuestro consumidor puede razonar de la siguiente forma. Por la primera película hubiera estado dispuesto a pagar hasta 16 euros (disposición a pagar), como sólo he pagado 8 euros (pago real) su consumo me ha generado un excedente de $16-8 = 8$ euros. De igual manera, la compra de la segunda entrada me ha generado un excedente – diferencia entre la disposición a pagar y pago real – de 8 euros, mientras que la última película, al coincidir la disposición a pagar con el precio, genera un excedente nulo.

Este tipo de sencilla argumentación nos permite conceptualizar el excedente del consumidor de Dupuit-Marshall como la diferencia entre lo que el consumidor hubiera estado dispuesto a pagar por un determinado nivel de consumo, menos lo que realmente paga por dicho nivel de consumo. Así, en nuestro ejemplo, la compra de entradas para tres películas ha generado a nuestro consumidor un excedente de 12 euros.

Podemos profundizar más en estos conceptos. Para ello, vamos a dar a la tabla de intenciones de nuestro consumidor una interpretación gráfica. Así, es fácil comprobar que todos los puntos de la anterior tabla pertenecen a la siguiente recta:

$$P = 1.000 - 200q \quad (1)$$

La ecuación de la recta (1), que económicamente no es otra cosa que el trasunto de una función de demanda, queda representada en la figura 1.

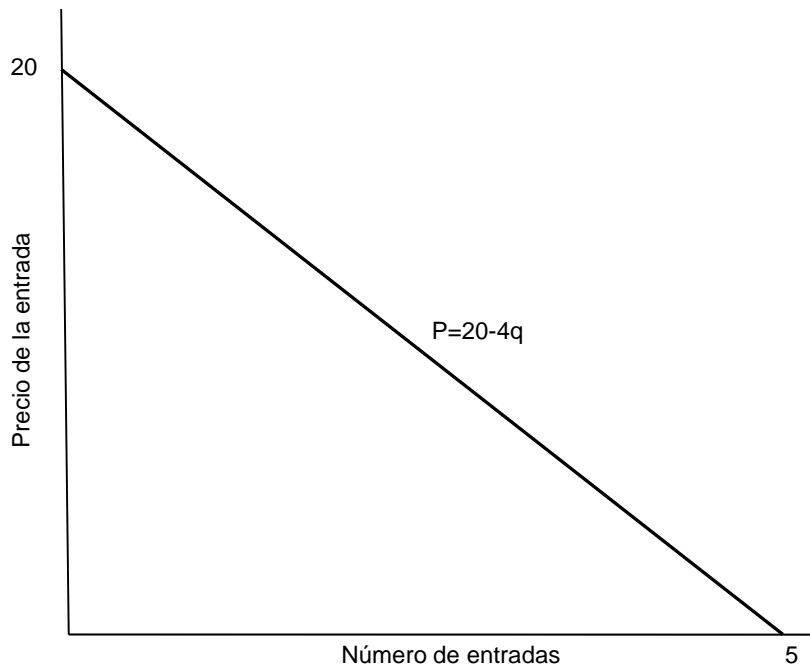


Figura 1. Curva de demanda y de disposición marginal a pagar del consumidor

Este tipo de análisis nos permite alcanzar algunas conclusiones importantes. Así, una función de demanda puede interpretarse como una relación, normalmente decreciente, entre el precio y la cantidad de producto, o bien «a lo Dupuit-Marshall», como la curva de utilidad marginal o de disposición marginal de pagar por parte del consumidor. De esta forma, para una curva general de demanda $P=f(q)$, tal como la representada en la figura 2, y para un nivel de consumo q_0 , la disposición total a pagar será igual al área $OABq_0$, el pago real igual al área del rectángulo Op_0Bq_0 , y el excedente del consumidor igual a la diferencia entre dichas áreas, o lo que es lo mismo, igual al área P_0AB .

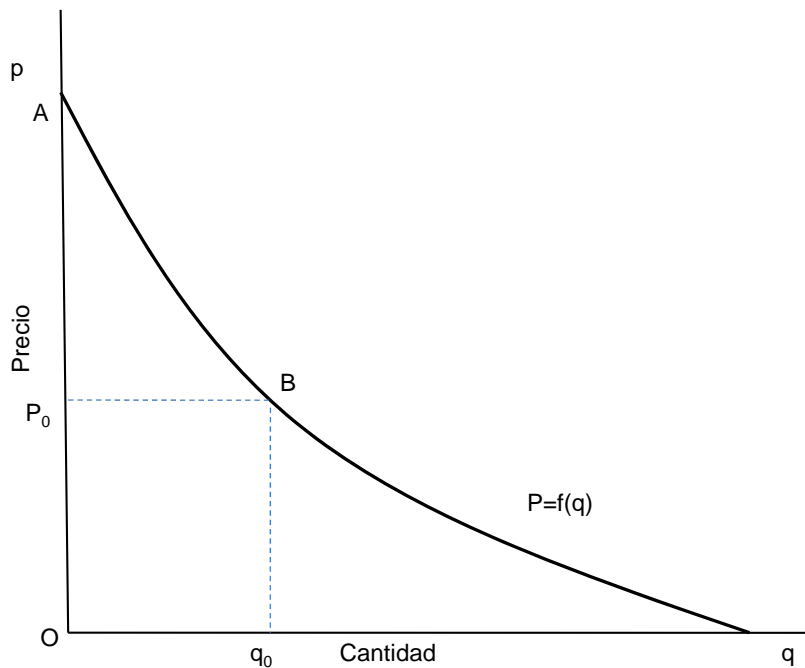


Figura 2. Disposición total a pagar, pago real y excedente del consumidor

En términos analíticos, y de una manera general, tendremos:

$$\begin{aligned} \text{Disposición total a pagar} &= \int_0^{q_0} f(q) dq \\ \text{Pago real} &= P_0 q_0 \\ \text{Excedente del consumidor} &= \int_0^{q_0} f(q) dq - P_0 q_0 \end{aligned}$$

2. Variación compensatoria y variación equivalente

Para que el excedente del consumidor, tal como lo hemos definido en el apartado anterior, sea un indicador válido de las ganancias o pérdidas de bienestar asociadas a un cambio en el precio, es necesario que el bien considerado posea una elasticidad renta muy baja, o que represente una proporción muy pequeña del gasto total del consumidor (i.e. dicho de una manera más técnica, el efecto renta ha de ser cero). Expresado con otras palabras, en rigor el excedente hay que definirlo, no sobre una curva de demanda ordinaria o marshalliana, sino sobre una curva de demanda compensada en la que se cumple la condición de utilidad constante en todos sus puntos.

Para solventar este problema, y dado que las curvas de demanda compensadas no son observables, pues lo que el mercado revela son curvas de demanda ordinarias, Hicks (1943) propuso dos conceptos que permiten medir rigurosamente las ganancias o pérdidas de bienestar derivadas de un cambio en los precios. Estos conceptos son los de variación compensatoria y variación equivalente, que pasamos a ilustrar seguidamente.

Supongamos que en un determinado mercado el precio baja de P_0 a P_1 . En tal caso, la variación compensatoria trata de determinar la cantidad máxima de dinero que el consumidor estaría dispuesto a pagar para asegurarse dicha disminución en el precio. Esta medida está basada en la renta y precio relativo que corresponde al precio inicial de equilibrio P_1 .

Supongamos ahora que la pregunta al consumidor va dirigida en el sentido de la cantidad mínima de dinero que estaría dispuesto a aceptar a cambio de que el precio no bajara de P_0 a P_1 . Dicha cantidad de dinero constituye lo que Hicks denominó variación equivalente. Es necesario observar que dicha medición está basada en la renta y precio relativo que corresponde al precio P_1 .

La medida correcta del beneficio derivado de un cambio de precios puede ser la variación compensatoria (VC) o la variación equivalente (VE) cumpliéndose siempre que:

$$VC < \text{Variación del excedente Dupuit-Marshall} < VE$$

Algunos autores han apuntado que las diferencias entre las tres medidas del excedente no son muy grandes¹. En rigor, los tres excedentes coinciden cuando el efecto renta es cero, o el gasto en el bien correspondiente representa un porcentaje insignificante del gasto total. Cuando se cumplen estas condiciones, el análisis que acabamos de exponer podría representarse diagramáticamente tal como se hace en la figura 3, en la que la curva de demanda representada es ordinaria o marshalliana, a la vez que compensada o hicksiana.

¹ Concretamente, Willig (1976) demuestra que cuando el excedente Dupuit-Marshall (EDM) se utiliza como subrogado del verdadero valor del excedente se producen las siguientes aproximaciones:

$$(VC - EDM) / EDM = \epsilon \% \cdot EDM / 2 \text{ y } (VE - EDM) / EDM = (\epsilon \cdot EDM) / 2 \text{ y}$$

donde ϵ es la renta y $\%$ la elasticidad renta. Debe de apuntarse que, para ciertos tipos de funciones de utilidad -e.g. utilidades cuasilineales- al ser la demanda independiente de la renta, las tres medidas del excedente coinciden (véase por ejemplo Johansson, 1992, pág. 165).

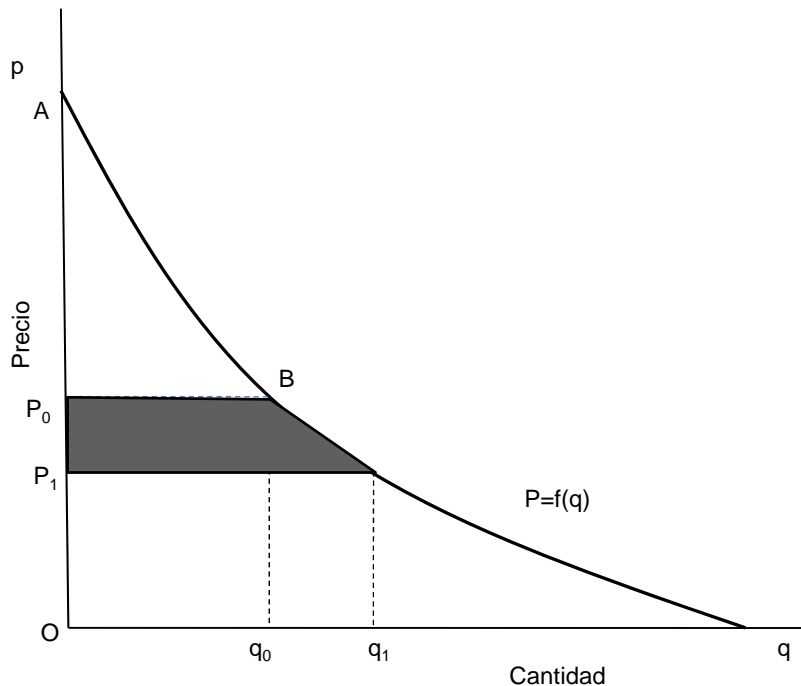


Figura 3. Variación compensatoria y variación equivalente

Desde un punto de vista de valoración ambiental, la variación compensatoria implica medir la disposición a pagar (*willingness to pay*, WTP) una determinada cantidad de dinero para asegurarse un beneficio (mejora ambiental) o evitar una pérdida (daño ambiental) mientras que la variación equivalente implica medir la disposición a aceptar (*willingness to accept*, WTA) una determinada cantidad de dinero por tolerar una pérdida (daño ambiental) o renunciar a un beneficio (mejora ambiental).

Es interesante observar que, aunque a simple vista parece que las mediciones basadas en la disposición a pagar o en la disposición a aceptar deben de estar muy próximas, como ya se ha mencionado en el caso de variación equivalente y compensatoria, las aplicaciones de estos conceptos a casos reales revelan diferencias apreciables. Estas diferencias parecen razonables, pues no es lo mismo lo que un lector esté dispuesto a pagar por una determinada mejora ambiental (que dependerá en última instancia de su renta disponible), que lo que está dispuesto a aceptar por renunciar a dicha mejora (que por definición no tiene límite). De hecho, esto lleva en la práctica a que las valoraciones basadas en la disposición a pagar estarán sesgadas, teniendo mucho más peso las opiniones de los segmentos más ricos de la población (que siempre estarán dispuestos a pagar más).

Pero además de la renta, hay otros factores que influyen en la diferencia entre WTP y WTA:

- el número y calidad de los sustitutos para el bien en cuestión (Hahnemann, 1991): si no hay buenos sustitutos, la diferencia será grande.
- el concepto de aversión a las pérdidas (Kahneman y Tversky, 1979): en general, los humanos valoran más lo que ya se tiene que lo que se podría tener, y por tanto se da más valor a las pérdidas que a las ganancias.

La manera adecuada de elegir entre las dos medidas, WTP y WTA depende de los derechos adquiridos, de la asignación de los derechos de propiedad, lo cual no siempre es sencillo. Por otra parte, y como se verá posteriormente, casi todos los métodos de valoración son capaces de medir la disposición a pagar, pero no la disposición a aceptar, lo cual también condiciona evidentemente la decisión. En cualquier caso, puede resultar útil saber que, en general, la WTP se puede considerar como una cota inferior de la WTA, por lo que obtener su valor constituye una primera aproximación que puede resultar suficiente para un análisis coste-beneficio.

III. MÉTODOS DE VALORACIÓN AMBIENTAL

Como ya se ha mencionado, los métodos de valoración ambiental pretenden obtener la disposición a pagar por un cambio positivo en un bien ambiental (o la disposición a aceptar una compensación por un cambio negativo). Se distinguen por la manera en que obtienen del consumidor esta medida del valor. Así, una forma típica de clasificar los métodos de valoración (Tietenberg, 2006) es en función de dos aspectos: si la valoración procede de un comportamiento observado en el mercado, o de un comportamiento hipotético; o si se expresa directamente por el consumidor o bien se revela por sus decisiones. Esta clasificación se expone en el cuadro siguiente

	Comportamiento observado	Comportamiento hipotético
Directos (preferencias expresadas)	Precios de mercado Mercados simulados (experimentales)	Valoración contingente
Indirectos (preferencias reveladas)	Método del coste del viaje (y su extensión RUM) Precios o salarios hedónicos Costes evitados	Métodos basados en atributos
Basados en función de oferta	Función de producción Precios sombra	

A continuación se describe de forma resumida cada uno de estos métodos. Como podrá observar el lector, el tratamiento de los distintos métodos es desigual: dadas las limitaciones de espacio, se ha optado por desarrollar con más amplitud aquellos métodos más ampliamente utilizados, como son el método del coste del viaje, los precios hedónicos, o la valoración contingente, mientras que el resto de métodos se presentan de forma resumida. En todos casos, el lector interesado puede ampliar la información en las referencias ofrecidas.

1. Métodos de valoración directos

Los métodos de valoración directos son aquellos que utilizan las preferencias expresadas directamente por los individuos, bien acudiendo a los mercados reales, o bien mediante mercados experimentales o hipotéticos, acerca de su disposición a pagar por los bienes ambientales. A continuación describiremos los métodos más usuales.

1.1. Precios de mercado

El primero de los métodos es el más sencillo, aunque también es el más inusual: en los casos en que el bien ambiental se intercambia en un mercado, sólo hace falta observar los precios del mercado para obtener una estimación del valor marginal de dicho bien. Evidentemente, es inusual porque los bienes ambientales no se suelen intercambiar en los mercados, que al fin y al cabo es la razón de que exista este capítulo que nos ocupa.

Por otra parte, hay que tener en cuenta que las cosas no son tan fáciles como parecen: aunque el bien se intercambie en un mercado, su precio no tiene por qué corresponder con su valor marginal. Esto sólo ocurriría en un mercado perfecto: en competencia perfecta, sin intervención de los reguladores, y sin fallos de mercado. Desgraciadamente, ésta no es la situación habitual, por lo que aun en estos casos, será necesario realizar un análisis más profundo acerca de la correspondencia entre precio de mercado y valor marginal del bien ambiental.

1.2. Mercados experimentales

Otra posibilidad es, ante la ausencia de un mercado, simular uno: definir un producto a intercambiar, asignar los papeles de vendedores y compradores, y disponer de los mecanismos necesarios para aclarar el mercado. Esta es la línea de investigación conocida como economía experimental, iniciada por Vernon Smith, y que se ha utilizado profusamente para diseñar mercados, pero también para el estudio de políticas de regulación ambiental y en algunos casos para estimar valores ambientales. Un área donde se ha utilizado extensamente es para el estudio de los mercados del agua, que al fin y al cabo puede considerarse un recurso ambiental (e.g., Garrido, 2007).

Como decimos, para la valoración ambiental lo que se trata de identificar en este mercado experimental es la disposición a pagar de los compradores por el bien ambiental. Para ello será necesario por tanto simular una cierta disposición del recurso en cuestión, una renta de partida de los individuos, y un mecanismo adecuado de asignación del recurso a los compradores. En el fondo, este método persigue exactamente lo mismo, y bajo esquemas similares, que el método de la valoración contingente que veremos a continuación. Sin embargo, el hecho de permitir simular toda la riqueza de los mercados, con diferentes compradores y vendedores, y distintas arquitecturas institucionales, le dota de una riqueza difícil de alcanzar con la valoración contingente.

1.3. Valoración contingente

Vamos a exponer en este apartado uno de los métodos de valoración ambiental más aplicado, y que se denomina valoración contingente (*contingent valuation*). La idea básica de este método consiste en valorar los beneficios derivados de una mejora ambiental por la cantidad monetaria que los beneficiarios potenciales de dicha mejora estarían dispuestos a pagar por la misma. De una manera análoga, los costes derivados de un daño ambiental se valoran por la cantidad monetaria que los perjudicados potenciales por dicho daño aceptarían como compensación. Este tipo de enfoque fue sugerido inicialmente por Ciriacy-Wantrup, en 1952. Se puede encontrar información más amplia sobre él e.g. en Bateman et al (2002).

En caso de existir un mercado para los beneficios o daños ambientales, el concepto de disposición a pagar, introducido en el apartado II.1, nos serviría para abordar el correspondiente problema valorativo. Como normalmente para los bienes de los que nos ocupamos no existe un mercado, la valoración contingente propone preguntar de manera más o menos directa a los afectados las cantidades monetarias que ellos pagarían por un determinado beneficio ambiental, o que estarían dispuestos a aceptar como compensación por un cierto daño ambiental², en caso de que existiera este hipotético mercado.

El procedimiento para preguntar al afectado puede basarse en cuestionarios directos o apoyarse en métodos más sofisticados. No obstante, en esencia, la valoración contingente se basa en preguntar a los interesados sobre sus disposiciones a pagar o a aceptar. El procedimiento general para articular las preguntas puede estructurarse de muy diferentes maneras. En lo que sigue, y a título indicativo, se expone un posible esquema de interacción entre el analista y los afectados.

Supongamos que se trata de valorar una mejora ambiental, tal como un incremento de accesibilidad a un parque natural. El analista comienza ofreciendo a un posible afectado una determinada cantidad inicial. El afectado responde indicando si él estaría dispuesto o no a pagar esa cantidad de dinero por la comentada mejora. Supongamos que la respuesta es afirmativa. En tal caso, la comentada cantidad se tomará como una estimación por defecto del valor de la mejora. Seguidamente, se incrementa la cantidad inicial, preguntando nuevamente al interesado si estaría dispuesto, o no, a pagar dicha cantidad por la correspondiente mejora. El procedimiento se continúa aplicando de una manera iterativa hasta que se obtiene la primera respuesta negativa. Esta respuesta nos indica la estimación por exceso del valor de la mejora ambiental, mientras que la respuesta anterior -i.e. la última respuesta positiva- nos mide la correspondiente estimación por defecto.

En caso de que la respuesta a la primera oferta sea negativa, el procedimiento aplicativo es el mismo pero procediendo a realizar sucesivas disminuciones de la oferta inicial. De esta manera, la primera respuesta afirmativa nos mide la estimación por exceso y la última respuesta negativa la estimación por defecto de la correspondiente mejora ambiental. Obviamente, en el caso de valorar un daño ambiental, la lógica aplicativa es completamente análoga.

La valoración contingente constituye una controvertida metodología valorativa. La razón de la controversia es fácil de entender. Así, por una parte, este tipo de enfoque tiene un gran atractivo pues permite obtener, con relativa facilidad, valores monetarios de activos ambientales muy difíciles de valorar. Así, la valoración contingente queda muy fortalecida cuando, por ejemplo, se lee un estudio de Schulze et al (1983) en el que, por medio de esta metodología, obtienen que la valoración monetaria de los beneficios derivados de preservar la

² Pere Riera (1992, p.62) argumenta que los cuestionarios utilizados en las entrevistas juegan el papel de un mercado contingente. En un sentido figurado, la oferta viene representada por la persona entrevistada y la demanda por el entrevistador.

visibilidad (belleza escénica) en el cañón del Colorado asciende a 3.500 millones de dólares al año.

Por otra parte, las estimaciones de valor obtenidas con este enfoque han sido criticadas en muchas ocasiones como poco fiables, conduciendo a resultados bastante controvertidos. Las debilidades imputables a este método son básicamente las debilidades y sesgos que conlleva cualquier procedimiento de encuesta directa en el que además, como sucede en este caso, las preguntas se hacen sobre estimaciones de valor de cosas poco tangibles, utilizando para ello instrumentos teóricos de pago muy diferentes (una subida de los impuestos locales, pago de una cantidad en concepto de entrada, etc.).

Los sesgos habitualmente presentes son:

- sesgo estratégico: si el entrevistado quiere que se adopte una determinada política, puede expresar una WTP mayor que la real, sobre todo si el coste se reparte homogéneamente; en otros casos, y si lo que pagaría depende del valor que exprese, puede dar un valor a la baja y aprovecharse del resto (free-riding)
- sesgo de información: en función de la información facilitada, y del signo de la misma, el entrevistado puede variar enormemente su valoración.
- sesgo de punto de partida: el primer valor que se ofrece al entrevistado como referencia condiciona enormemente los resultados, ya que habitualmente el entrevistado no querrá alejarse mucho del mismo.
- sesgo hipotético: al no ser real el mercado, puede no prestársele la atención debida.

Asimismo, es interesante comentar tal como se apuntó en el apartado II.2 de este capítulo, que las estimaciones obtenidas con la valoración contingente pueden variar enormemente, según que las preguntas se orienten hacia la medición de una disposición a pagar o de una disposición a aceptar. Así, pueden citarse, entre otros, los trabajos de Bishop y Heberlein (1979), Rowe et al (1980) o Knetsch y Sinden (1984) en los que se comentan valoraciones contingentes con resultados que llegan a oscilar de cinco a uno, según que las entrevistas se planteen en base a la medición de una disposición a pagar o de una disposición a aceptar.

Para tratar de dar respuesta a alguna de estas críticas, y de dar más solidez a la utilización de la valoración contingente, la NOAA (National Oceanic & Atmospheric Administration) de EEUU reunió en 1993 a un panel de prestigiosos economistas, que publicaron una serie de recomendaciones para la utilización de esta técnica (NOAA, 1993):

- debe utilizarse preferentemente el formato de elección dicotómico (es decir, preguntar si se está dispuesto o no a pagar o aceptar una determinada cantidad).
- se debe conseguir una tasa de respuesta de al menos un 70% sobre la muestra
- los cuestionarios se deben completar mediante entrevistas personales
- se debe preguntar por la disposición a pagar, no por la disposición a aceptar
- se debe evaluar la sensibilidad de la disposición a pagar a cambios en el nivel del bien ambiental
- los resultados deben calibrarse con otros datos experimentales
- hay que recordar a los entrevistados las restricciones presupuestarias

También otros manuales (e.g., Hanley et al, 2001) proporcionan otras indicaciones:

- hay que dar a los entrevistados razones por las que deberían pagar
- el vehículo de pago debe ser creíble
- se debe minimizar el sesgo estratégico
- hay que proporcionar información suficiente
- hay que identificar adecuadamente los votos protesta (aquellos que no pagarían nada no porque no valoran el bien, sino porque no están de acuerdo con el sistema)

En todo caso, controversias aparte, la valoración contingente constituye un enfoque que se ha aplicado profusamente a valorar activos ambientales sin mercado. Sus posibilidades reales son difíciles de establecer, aunque parece razonable que las estimaciones de valor obtenidas deban de tomarse con ciertas precauciones como cifras meramente orientativas..

2. Métodos de valoración indirectos

Los métodos de valoración indirectos buscan inferir la valoración que hacen los consumidores a través de las decisiones que toman en su búsqueda de la utilidad. En especial,

los basados en comportamientos observados están fundamentados en el supuesto de que existe complementariedad o sustitución entre los bienes ambientales y los bienes para los que sí existe un mercado, y que ambos bienes se combinan para proporcionar una cierta utilidad. Según que esta relación sea de complementariedad o sustitución, se distinguirá entre los métodos de costes evitados, coste del viaje, o precios hedónicos. Cuando los mercados sean hipotéticos, tendremos los métodos basados en atributos.

2.1. Costes evitados

El método de los costes evitados se utiliza cuando el bien ambiental y el bien de mercado son sustitutivos. Se suele utilizar no tanto para valoración de recursos naturales, sino más bien para efectos sobre la vida humana. Por ejemplo, cuando una persona compra un coche más seguro, está evitando un coste ambiental (los posibles daños sufridos en caso de accidente), sustituyéndolo en su función de utilidad por un coste monetario. Un ejemplo similar, aunque más centrado en recursos naturales: ante un empeoramiento en la calidad del agua potable, la población puede comenzar a equipar sus viviendas con depuradores de agua. De nuevo, se sustituye un coste monetario por un coste ambiental.

La premisa fundamental, como vemos, es que los individuos están dispuestos a cambiar su comportamiento, e invierten dinero para evitar consecuencias negativas de una degradación ambiental o de un mayor riesgo. Su aplicación por tanto está limitada a los casos en que los servicios provistos por los recursos ambientales tienen una influencia directa en los individuos, que por otra parte son conscientes de la degradación del ecosistema y de su influencia en los servicios que provee, y que además pueden adoptar medidas defensivas para evitar o reducir los impactos negativos resultantes de la degradación. Se puede consultar más información sobre este método en Dickie (2003).

Es importante no confundir este método de los costes evitados con el método de los costes de reemplazamiento o sustitución ya mencionado con anterioridad. Este segundo método, como dijimos, no debe utilizarse, y se distingue del primero en que en el caso de los costes evitados, se está utilizando como indicador del valor un comportamiento observado, y por tanto realizado ya, de los consumidores, que nos permite estimar su disposición a pagar. En el caso de los costes de reemplazamiento los consumidores no han incurrido en estos gastos, y por tanto no sabemos hasta qué punto reflejan su disposición a pagar.

2.2. Coste del viaje

El método del coste del viaje (*travel cost method*) ha sido profusamente utilizado, tanto para valorar espacios naturales desde un punto de vista recreativo, como para valorar mejoras realizadas en dichos espacios naturales. La idea básica del método del coste del viaje consiste en utilizar la información relacionada con la cantidad de tiempo (coste de oportunidad) y de dinero (coste real) que una persona o familia emplea en visitar un espacio natural como un parque o un lago³.

El método del coste del viaje presenta un atractivo importante con respecto a la valoración contingente anteriormente expuesta. Así, la indiscreta pregunta de la valoración contingente ¿cuánto estaría usted dispuesto a pagar o a recibir como compensación por una determinada mejora o daño ambiental? se traduce por la pregunta más sencilla y directa ¿cuánto ha pagado usted y qué tiempo ha empleado por visitar este parque natural? Es decir, con el método del coste del viaje nos limitamos a utilizar una información no «fabricada» de una manera más o menos artificial, sino que ha sido revelada por consumidores reales en situaciones reales.

Vamos a profundizar en la lógica que subyace a este método de una manera intuitiva. Para ello, permítasenos comentar la siguiente hipotética situación. Se trata de un electricista que trabaja como autónomo en la ciudad de Sevilla, ganando 20 euros por hora de trabajo. Un determinado día decide desplazarse a la vecina ciudad de Córdoba para visitar su Jardín Botánico. El tiempo que emplea en realizar la visita es de cinco horas y media, que se descomponen de la siguiente manera: dos horas y media en los desplazamientos de ida y

³ Johansson (1992, pág. 109), cita una carta de Hotelling en 1947 al director del National Park Service como el primer intento de desarrollar este tipo de procedimiento.

vuelta (tren de alta velocidad más taxi) más tres horas de visita propiamente dicha. El coste total en que esta persona ha incurrido por su visita al Jardín Botánico de Córdoba se estima en 150 euros, que se descompone de la siguiente manera: en concepto de pagos reales, 40 euros, que es la cantidad a la que asciende el precio de los billetes de tren, taxi más entrada al jardín. En concepto de coste de oportunidad, 110 euros, que representa el dinero que ha dejado de ganar nuestro electricista por sustituir 5 horas y media de trabajo por ocio, materializado en la visita a un jardín botánico.

El dato que acabamos de obtener se interpreta dentro de la estructura del método del coste del viaje como el coste que voluntariamente ha soportado nuestro electricista por visitar el Jardín Botánico de Córdoba. Este tipo de información estadística se recopila para otros visitantes a lo largo de un período de, usualmente, un año. Procediendo de tal manera se obtiene una información empírica que relaciona el número de visitas con el coste unitario de la visita. Dicha información representa la función de demanda del flujo de servicios recreativos proporcionado, en nuestro caso, por el Jardín Botánico. De acuerdo con el análisis desarrollado en el apartado segundo de este capítulo, el área encerrada por dicha curva de demanda representa la disposición total a pagar, pudiéndose tomar como un subrogado de la utilidad percibida por los visitantes de los servicios recreativos del correspondiente espacio natural.

El método del coste del viaje ha sido utilizado de una manera profusa en los últimos años, muy especialmente en el terreno forestal. A título ilustrativo, y de una manera muy resumida, se comentan los resultados obtenidos por Merlo (1991, pp. 435-443) al aplicar esta metodología a la valoración desde el punto de vista recreativo del valle de la Rosandra en Italia, en el año 1982. En la figura 4 está representada la correspondiente función de demanda de servicios recreativos obtenida por un sistema de encuestas a los visitantes a dicho espacio natural.

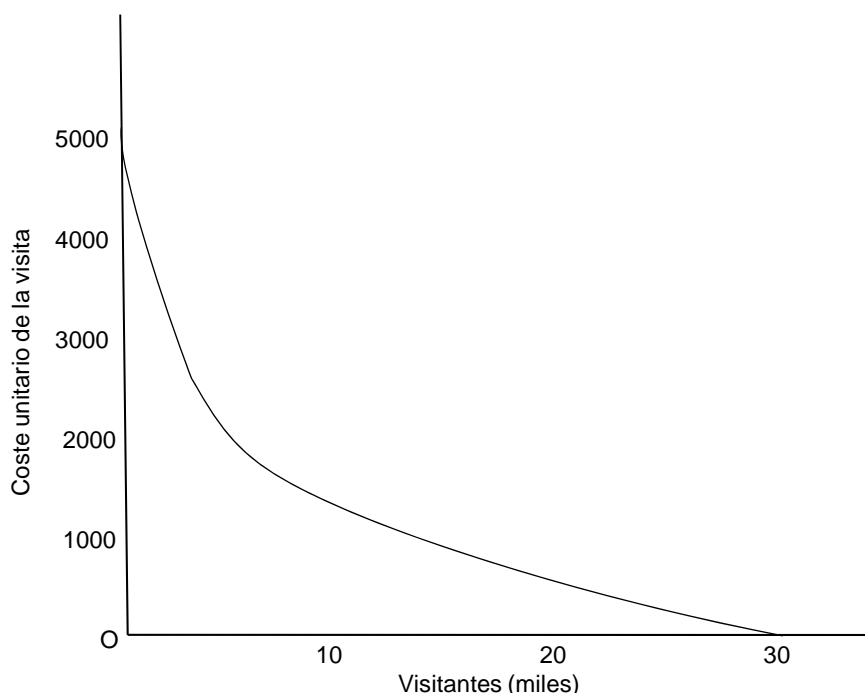


Figura 4. Representación de la utilidad percibida por el visitante

El área encerrada por dicha curva, 22 millones de liras, nos subroga el valor monetario del flujo anual de servicios que, desde un punto de vista recreativo, proporciona el valle de la Rosandra, en base a la información proporcionada por los propios visitantes. Es decir, según los cálculos de Merlo, basados en el método del coste del viaje, se estima que en el año 1982, el flujo de los servicios recreativos proporcionado anualmente por el valle de la Rosandra era valorado por sus beneficiarios en una cantidad en torno a los 22 millones de liras.

Conviene incidir en que la idea básica que subyace a este tipo de enfoque es que en un contexto de preferencias y rentas iguales, así como de iguales posibilidades de acceso a otro espacio recreativo alternativo, los visitantes potenciales revelan una relación

inversa entre el número de visitas y el coste del viaje. Por tanto, la correspondiente curva de demanda conserva su forma típica: i.e., su pendiente es negativa.

Este tipo de esquema analítico permite, con bastante facilidad conceptual, valorar los efectos de una mejora o de un daño en un espacio recreativo. Así, en el caso de una mejora (e.g., instalación de un invernadero de plantas tropicales en un jardín botánico) es razonable suponer que para un mismo coste unitario de la visita, el número de visitantes dispuestos a asumir dicho coste sea mayor, por lo que la correspondiente curva de demanda se desplazará hacia arriba (véase figura 5).

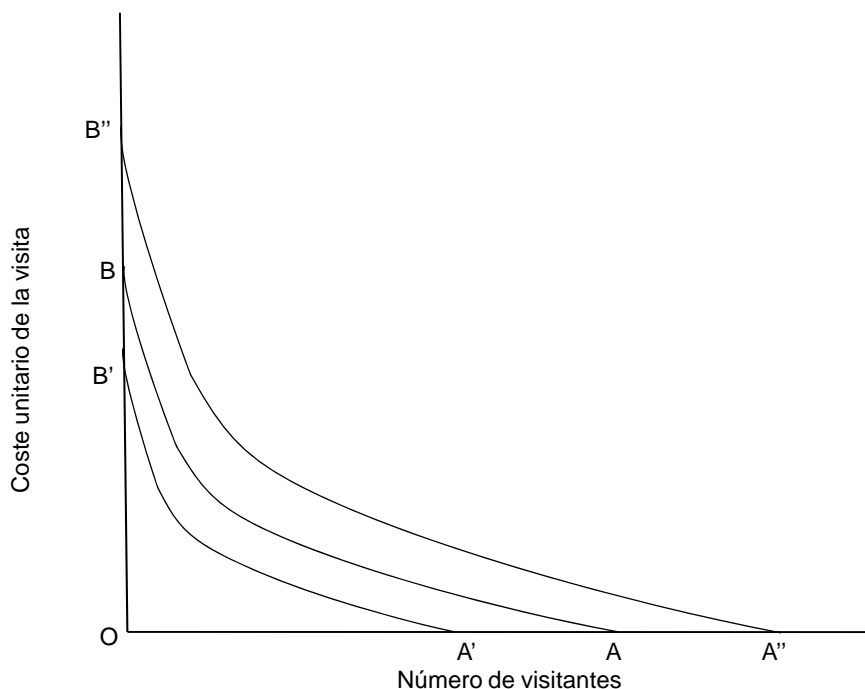


Figura 5. Valor monetario de la mejora o daño en un espacio recreativo

El incremento de área $ABB''A''$ subroga el valor monetario de la correspondiente mejora. De una manera análoga, en el caso de un daño parece razonable que para un mismo coste unitario de la visita el número de visitantes dispuestos a asumir dicho coste sea menor, por lo que la correspondiente curva de demanda se desplazará hacia abajo (véase figura 5). El descenso del área $A'B'BA$ subroga el valor monetario del correspondiente daño.

Con objeto de mantener la exposición dentro de unos límites razonables, se ha introducido el método del coste del viaje de una manera intuitiva, sin ningún tipo de formalización. Los lectores interesados en la fundamentación microeconómica de este enfoque pueden consultar Pearce y Markandya (1989, págs, 75-76). Otros trabajos del método del coste del viaje, con una sólida fundamentación teórica, son McConnell (1992) y Mendelsohn et al. (1992).

Los modelos de utilidad aleatoria (también conocidos por su nombre inglés, *Random Utility Models* o RUM) son considerados una extensión de los métodos de coste del viaje, y una mejora respecto a los mismos.

La mejora consiste en que los métodos RUM pueden distinguir entre emplazamientos con distintos atributos ecológicos, y por tanto con distinto potencial recreativo.

Así, el enfoque RUM considera que los consumidores tienen valores implícitos distintos por los distintos atributos, y que los revelan mediante sus elecciones entre distintos emplazamientos que a su vez tienen componentes o atributos diferentes. A igualdad de circunstancias, la premisa básica es que el consumidor elegirá el emplazamiento con el menor coste de viaje. Cuando dos emplazamientos tengan un coste de viaje igual, elegirán aquel con mayor calidad. Posteriormente, analiza estadísticamente estas elecciones, y determina dichos valores implícitos. El lector interesado puede obtener más información sobre este tipo de métodos en Parsons (2003).

2.3. Precios hedónicos

Con este método, sugerido inicialmente por Griliches (1971), partimos nuevamente de un activo o cualidad ambiental sin mercado – por ejemplo, para fijar ideas, el nivel de ruido –. La idea del método del precio o de las variables hedónicas (*hedonic prices*) consiste en determinar en qué manera el placer o molestia de consumir el activo ambiental (molestia en el caso de ruido) afecta al precio de una serie de bienes para los que existe un mercado perfectamente definido (e.g. el mercado de las viviendas para el caso del ruido).

Una vez planteado el propósito básico perseguido, con el enfoque hedónico pasamos a detallar su funcionamiento. Así, con este enfoque se pretende determinar qué porcentaje del valor de los bienes con mercado (e.g. viviendas) está determinado por el nivel que alcanza la variable hedónica (e.g. el ruido). Una vez establecida esta relación, se determina la disposición marginal a pagar por una determinada mejora (e.g. disminución del nivel de ruido). A partir de la disposición marginal a pagar se determina la disposición total a pagar como subrogado de la valoración monetaria de la correspondiente mejora. En lo que sigue pasamos a detallar estas ideas.

El primer paso en la mecánica operativa del método de las variables hedónicas consiste en determinar una relación entre el precio estadístico de compraventa del bien subrogado con mercado (e.g. viviendas) y una serie de variables que explican dicho precio además de una variable adicional, que es la variable ambiental. Por ejemplo, en el caso de la valoración del nivel de ruido por medio del precio de las viviendas (bien subrogado) las variables explicativas podrían ser: superficie de los pisos, número de habitaciones, índice de confort, etc. y la variable ambiental un índice del nivel de ruido. En general, tendremos una función del tipo:

$$P=f(x_1, x_2, \dots, x_n, Z) \quad (2)$$

donde P es el precio estadístico de compraventa del bien con mercado; x_1, x_2, \dots, x_n son los valores de las variables económicas y Z es el valor de la variable o cualidad ambiental sin mercado⁴.

A partir de una muestra representativa de viviendas, se procederá a ajustar estadísticamente la expresión (2). Una vez estimada dicha expresión, resulta inmediato obtener la disposición a pagar por una reducción marginal del daño ambiental (nivel de ruido en nuestro ejemplo) o por un incremento marginal en un beneficio ambiental. En efecto, dicha disposición marginal a pagar W será igual a la derivada parcial del precio con respecto a la variable ambiental Z , esto es $W = \partial P / \partial Z$. Para exponer cómo a partir de la disposición marginal a pagar obtendremos la disposición total a pagar como subrogado del valor monetario del activo o cualidad ambiental vamos, a título indicativo, a ensayar dos formas funcionales para la expresión (2). Comencemos con una estructura lineal, tal como:

$$P=a_1x_1+a_2x_2+\dots+a_nx_n+bZ \quad (3)$$

De la expresión (3) se deduce que $W = \partial P / \partial Z = b$; es decir, la disposición marginal a pagar es constante, o dicho con otras palabras, no depende del nivel alcanzado por la variable ambiental. Así, si en nuestro ejemplo el nivel inicial de ruido es Z_0 y debido, por ejemplo, a la instalación de una pantalla acústica, dicho nivel de ruido se reduce a Z_1 , el valor monetario de dicha mejora ambiental se subroga por el área del rectángulo Z_1ABZ_0 de la figura 6.

⁴ Es interesante comentar la clara conexión existente entre el primer paso de la mecánica operativa de este método y los métodos estadísticos de valoración (para este tipo de metodología véase Caballer, 1993).

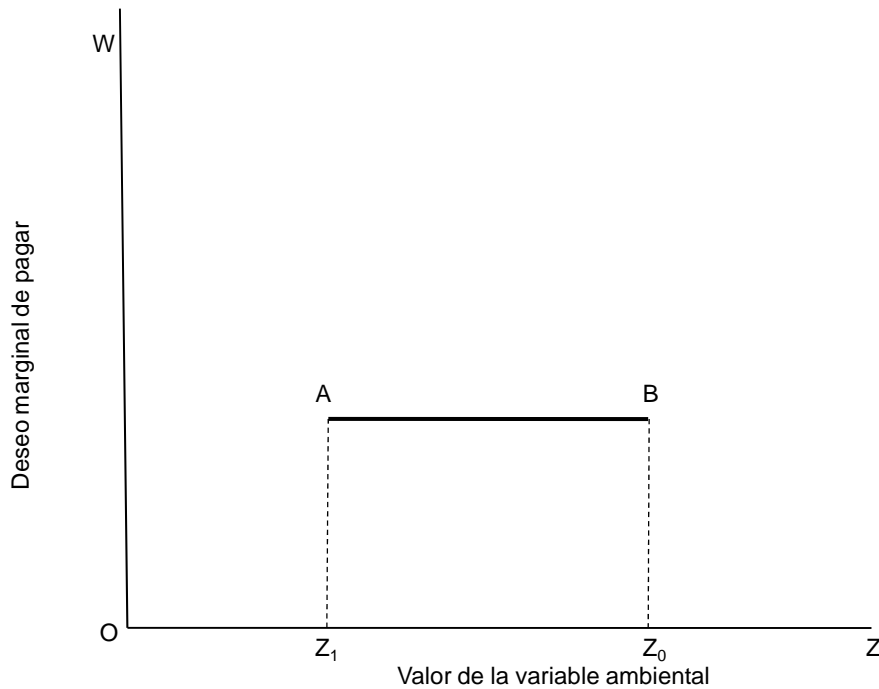


Figura 6. Valoración hedónica (disposición a pagar constante)

Supongamos ahora que la ecuación básica (2) no es lineal sino que, por ejemplo, es de tipo potencial, tal como:

$$P = x_1^{a_1} x_2^{a_2} \dots x_n^{a_n} Z^b$$

En tal caso, la disposición marginal a pagar W no es constante, sino que depende del nivel alcanzado por el activo o cualidad ambiental. En efecto, derivando con respecto a Z obtenemos la siguiente expresión para disposición marginal a pagar:

$$\frac{\partial P}{\partial Z} = W = b x_1^{a_1} x_2^{a_2} \dots x_n^{a_n} Z^{b-1}$$

Por tanto, en este caso, la disposición marginal a pagar no es constante, sino que depende del nivel que alcance la variable ambiental (nivel de ruido en nuestro ejemplo); es decir, $W = W(Z)$. Para determinar dicha relación funcional se procede de la siguiente manera. Para cada elemento de la muestra (viviendas en nuestro ejemplo) se sustituyen los datos correspondientes en la función ajustada (5), obteniéndose de esta forma un valor de W . Este valor representa la predicción de la disposición marginal a pagar que hace el modelo (5) para cada elemento de la muestra o vivienda. Seguidamente, se procede a realizar un ajuste estadístico entre los pares de valores (W_i, Z_i), obteniéndose de esta manera la función $W = W(Z)$ que estábamos buscando.

En la figura 6 hemos representado la hipotética curva $W = W(Z)$. El carácter convexo hacia el eje de abscisas de la curva trata de indicarnos el carácter creciente de la disposición marginal a pagar. En efecto, es bastante usual que para un valor muy desfavorable de la variable ambiental (e.g. un nivel muy alto de ruido), a una mejora marginal (e.g. un pequeño descenso en el nivel de ruido) le corresponde una disposición marginal a pagar, mayor que si la misma mejora (i.e. el mismo descenso en el nivel de ruido) se hubiera producido para un valor más favorable de la variable ambiental.

Una vez conocida la función $W = W(Z)$ la tarea de determinar el valor monetario de una mejora ambiental es inmediata. Así, si en nuestro ejemplo la instalación de la pantalla acústica reduce el nivel de ruido de Z_0 a Z_1 , el valor monetario de dicha mejora ambiental se subroga por el área Z_1ABZ_0 de la figura 6. Expresado en términos analíticos, el valor monetario de los beneficios ambientales derivados de la instalación de la pantalla acústica queda subrogado por:

$$\int_a^b W(Z) dZ$$

El método de las variables hedónicas se ha aplicado profusamente a valorar cualidades ambientales como el nivel de ruido generado por el tráfico automovilístico, el tráfico aéreo, contaminación atmosférica, etc. Los activos con mercado con los que se trabaja habitualmente son las viviendas. Los resultados obtenidos son bastante atractivos (véase Pearce & Markandya, 1989, págs 29-31, en este sentido). No obstante, el éxito del método depende fundamentalmente de que la variable ambiental explique un porcentaje significativo del valor de los bienes con mercado. En efecto, si por ejemplo el valor de mercado de las viviendas se ve muy escasamente afectado por el nivel de ruido, el valor monetario de los beneficios ambientales derivados de, por ejemplo, la instalación de una pantalla acústica, serán prácticamente cero, lo cual no deja de ser paradójico.

Vamos a profundizar en esta aparente paradoja por medio de un ejemplo tomado de la realidad. En el madrileño parque de la Fuente del Berro, y en la colonia de casas colindantes, el nivel de ruido procedente del tráfico de la autovía M-30 alcanzaba niveles poco soportables. Para reducir dicho nivel de ruido, el Ayuntamiento de Madrid procedió a instalar una pantalla acústica. El indudable "beneficio ambiental", tanto para los residentes en la colonia como para los que pasean por el parque depende, según el método del precio hedónico, de la mayor o menor sensibilidad del precio de mercado de las viviendas a diferentes niveles de ruido. Lo cual, insistimos, resulta bastante paradójico.

Por último, comentaremos brevemente una variación sobre este método, como es el de los salarios hedónicos: en este caso, se sustituiría el valor de las viviendas por el nivel salarial, y como variable ambiental explicativa se considera el riesgo para la salud al que se está expuesto en el trabajo correspondiente. Si suponemos que a mayor riesgo, más salario, del estudio de ambos se puede inferir una disposición a pagar para evitar el riesgo.

2.4. Métodos basados en atributos

Los principales métodos basados en atributos son los experimentos de elección (*choice experiments*), la ordenación contingente (*contingent ranking*), y el análisis conjunto (*conjoint analysis*). Ambos están basados en mercados hipotéticos, y por tanto requieren la realización de cuestionarios, al igual que la valoración contingente.

El primero de ellos está basado en la teoría de demanda de características, y por tanto parte de la base de que el valor de un bien se explica mejor en función de sus atributos por separado. Así, se presentan al entrevistado distintos conjuntos de atributos, y se le pide que elija entre ellos. Si se incluye el coste como uno de los atributos, y mediante un tratamiento estadístico, se puede calcular la disposición a pagar por cada uno de estos atributos. La ordenación contingente es similar, salvo que los entrevistados, en vez de elegir entre conjuntos de atributos, deben ordenarlos. De nuevo, mediante técnicas estadísticas, se infiere la WTP.

Finalmente, el análisis conjunto trata de obtener funciones de valoración para los distintos atributos que componen un bien, tanto de forma separada como en sus potenciales combinaciones alternativas. Este método tiene su origen en el campo del marketing (Green y Srinivasan, 1978), y fue utilizado por primera vez por Rae (1983) para valorar la calidad del aire en parques nacionales de EEUU. Su ventaja principal es que permite obtener valores para servicios ambientales múltiples. Sin embargo, y al igual que la valoración contingente, suele sobreestimar los valores.

Se puede consultar más información sobre estos métodos en Holmes y Adamowicz (2003).

3. Métodos basados en la oferta de bienes

Existen otros métodos de valoración que no tienen en cuenta las preferencias de los consumidores, y por tanto no reflejan la disposición a pagar o a aceptar, sino la contribución de los bienes ambientales a la función de producción de bienes para los que sí existe un mercado. Estos métodos nos permiten valorar los llamados en el apartado correspondiente beneficios indirectos de los bienes ambientales, es decir, los que no inciden directamente sobre la función de utilidad del consumidor, sino a través de su influencia en la producción de otros bienes

comercializables. Una ventaja de estos métodos es que, al no requerir elicitación de las preferencias de los consumidores, requieren mucho menos esfuerzo, sobre todo en el caso de evaluación de bienes ambientales complejos. Evidentemente, habrá que comparar esta ventaja con el hecho de que, como ya se ha comentado, no serán capaces de capturar los valores de los beneficios directos, tanto de uso como de no uso.

El principal de estos métodos es el de la función de producción, aunque también comentaremos brevemente otra propuesta reciente, el basado en precios sombra.

3.1. Función de producción

Estos métodos están basados en que el bien ambiental es un input de la función de producción de un bien para el que sí existe un mercado. Así, los cambios en el bien ambiental afectarán a los costes y a la oferta del bien de mercado, a los beneficios de otros factores productivos, o a ambos. Por tanto, para aplicar los métodos basados en la función de producción es necesario modelar el comportamiento de los productores y su respuesta ante cambios en la calidad y cantidad de bienes ambientales.

Habitualmente se utiliza un proceso en dos fases (Barbier, 1994): primero, se determinan los efectos físicos que los cambios en el bien ambiental producen en la actividad económica en cuestión. En segundo lugar, se valora el impacto de dichos cambios ambientales en términos de los cambios correspondientes en el producto comercializable de dicha actividad.

Para que este método sea efectivo, es importante que se entiendan bien las relaciones económicas y ecológicas presentes en el caso en cuestión. Cuando la producción se puede medir, y hay un valor de mercado para esta producción, el valor marginal del servicio ambiental es relativamente fácil de calcular. Pero cuando la producción no se puede medir directamente hay que buscar sustitutos de mercado, o posibles complementariedades o sustituciones entre el bien ambiental y los otros inputs para los que sí existe un mercado. Todo ello requiere un conocimiento detallado de los efectos físicos de los cambios de producción causados por los cambios en el bien ambiental.

Evidentemente, las condiciones de mercado y las políticas regulatorias que afecten a los bienes de mercado tendrán una gran influencia en la valoración del bien ambiental.

Otro asunto relevante es si se requiere un modelo estático o dinámico para las relaciones entre el bien ambiental y la actividad económica. Esto depende del nivel en que la producción se ve afectada a lo largo del tiempo. Así, en los modelos dinámicos se considera que el cambio en el bien ambiental afecta a la función de producción a largo plazo. Por ejemplo, se puede suponer que un cambio en un humedal puede afectar a la función de reproducción de los peces en dicho hábitat, y alterar el equilibrio a largo plazo de dicha población o en la explotación óptima de dicho recurso.

En general, casi todas las aplicaciones del método de la función de producción han sido para servicios ambientales específicos. Sin embargo, últimamente se está intentando extender su uso al nivel de ecosistema, mediante modelos integrados ecológico-económicos. El método de la función de producción tiene la ventaja de que permite capturar mejor el funcionamiento y la dinámica del ecosistema, y por tanto se puede utilizar para valorar servicios múltiples. Se puede encontrar más información sobre el funcionamiento de este método en Ellis y Fisher (1987).

3.2. Determinación de valores sombra

Otra posibilidad, propuesta recientemente por Díaz-Balteiro and Romero (2008) es utilizar los precios sombra como indicadores del valor del bien ambiental. El precio sombra del recurso refleja la escasez del mismo, y el sacrificio que es necesario realizar en la producción de otros bienes para generar una unidad adicional de bien ambiental. El concepto fundamental en que se basa este método es el de la frontera de posibilidades de producción: se considera que la producción conjunta de bienes ambientales y de mercado se realiza sobre dicha frontera, es decir, que la producción es eficiente, y que por tanto cualquier incremento en la producción de un bien resulta en el decremento de la producción de otros.

El objetivo por tanto es determinar el valor sombra de un ecosistema como el agregado de los valores sombra de cada uno de los recursos, en el punto de producción óptimo. Dicho valor sombra se puede calcular en términos monetarios o referido al coste de producción de los recursos. Ante cambios en los bienes o servicios ambientales del mismo, que

modifican la frontera de posibilidades de producción, el indicador adecuado será el cambio en el valor sombra correspondiente.

El procedimiento operativo de este método es el siguiente:

- en primer lugar, se calculan los precios sombra de cada uno de los bienes, dado una serie de supuestos respecto a la relación del valor sombra con el coste de producción de los recursos
- en función de estos precios sombra, se obtiene el punto óptimo de producción de cada uno de los recursos a lo largo de la frontera de posibilidades de producción
- finalmente, se calcula el valor sombra del ecosistema o entorno natural como suma del precio sombra de cada uno de los recursos multiplicado por su nivel de producción óptimo.

Para evaluar los efectos de un cambio en la provisión de un bien ambiental, el procedimiento se debe realizar tanto para la situación ex-ante como para la situación ex-post, calculándose así el valor ambiental del cambio como la diferencia entre los dos valores sombra correspondientes.

IV. OTROS ASPECTOS A TENER EN CUENTA

1. Riesgo e incertidumbre

En toda la exposición previa se ha considerado que los parámetros del análisis son conocidos con certidumbre. Sin embargo, esto no se corresponde habitualmente con la realidad: existen numerosas incertidumbres, tanto en el comportamiento de los recursos ambientales, como en su evaluación física, como en su valoración económica. Ello hace que sea imprescindible comentar, aunque sea brevemente, la repercusión de la incertidumbre en la valoración ambiental. Utilizaremos aquí la distinción habitual entre riesgo (cuando hay incertidumbre, pero se conocen las probabilidades asociadas a los distintos sucesos posibles) e incertidumbre (cuando ni siquiera se conocen las probabilidades).

En general, se puede decir que, bajo el supuesto habitual de aversión al riesgo, los valores ambientales pueden ser mayores en presencia de riesgo: se incrementan en una prima de riesgo, lo que estaríamos dispuestos a pagar para evitar este riesgo y reemplazarlo por un resultado cierto.

Sin embargo, esto no tiene por qué significar necesariamente que hay que multiplicar los valores obtenidos por dicha prima de riesgo. Efectivamente, en un contexto de riesgo, tanto la WTP como la WTA deben ser interpretadas como preferencias sobre resultados inciertos, y en particular, como preferencias que incorporan una cierta aversión al riesgo percibido por los consumidores. En la medida en que la valoración refleja esta actitud de los individuos hacia el riesgo, y que estos individuos están correctamente informados de las probabilidades asociadas, no hay necesidad de tratar explícitamente esta aversión al riesgo, ya que estará incorporada en los valores obtenidos.

Cuando sea necesario tratar explícitamente el riesgo, puede recurrirse a las citadas primas de riesgo, o a técnicas como la simulación de Monte Carlo, para reflejar adecuadamente la probabilidad de los distintos sucesos.

En el caso de existencia de incertidumbre, las probabilidades no son conocidas como hemos comentado. Por tanto, ya no es tan evidente la determinación de una prima de riesgo. En el campo de los recursos naturales se suele utilizar en estos casos (y con una cierta base en el principio de precaución) el enfoque pesimista, el criterio del valor pésimo (es decir, el valor obtenido para el peor de los escenarios posibles). Este enfoque asume que la aversión al riesgo es extrema. Ahora bien, esto sólo está justificado si hay buenas razones para suponer que la sociedad (y no el individuo en particular) es realmente aversa al riesgo, y que además está dispuesta a sacrificar un beneficio considerable para evitar cualquier posibilidad de un resultado negativo en lo que respecta al bien ambiental.

2. Tasa de descuento y distribución

Un aspecto de gran interés es determinar si, y en qué nivel, hay que descontar los costes y beneficios futuros, ya que esto condiciona cómo se reparten los costes y beneficios entre la generación presente y la futura e, indirectamente, también condiciona el valor de un bien ambiental capaz de generar beneficios en el futuro.

En este caso, cuando se calcula el valor ambiental de un bien de este tipo, hay que agregar el valor económico total de dicho bien a lo largo del tiempo, lo que supone tener que decidir si se valora de la misma manera el beneficio producido por el bien ahora o en el futuro.

En este punto interesa distinguir entre dos posibles tipos de descuento: el descuento de la utilidad y el descuento del consumo. Para una discusión más extensa de estos aspectos se puede consultar e.g. Heal (2004).

Lo que se conoce habitualmente como tasa de descuento, o tasa social de preferencia temporal, es la tasa de descuento de la utilidad. El descuento tiene su origen en la productividad de la economía, y en la preferencia temporal por los bienes actuales: por un lado, el aumento de la productividad de la economía hace que las rentas crezcan con el tiempo, y que los bienes produzcan más (como una inversión financiera, por ejemplo); por otro lado, preferimos siempre tener bienes antes que después (el famoso refrán de “más vale pájaro en mano” tiene un claro significado respecto a nuestras preferencias por el presente). Esta tasa, defienden algunos, no tiene ninguna razón para ser positiva, y de hecho Ramsey ya afirmó que el descuento de la utilidad es éticamente indefendible. Sólo debería ser positiva si pensamos que las futuras generaciones deben ser valoradas menos que las actuales. En otro caso, debe tener un valor nulo.

Como se puede imaginar, es éste un aspecto de gran controversia, especialmente en el caso de los bienes ambientales de gran duración, dado que incluso la consideración de una tasa de descuento muy pequeña hace que los valores futuros pasen a ser casi despreciables. Así, frente a autores que defienden que todos los costes y beneficios futuros deben descontarse (generalmente con una tasa de descuento social, que suele corresponder con unos niveles del 2-4%), hay otros que argumentan que la tasa de descuento efectiva debe cambiar en función del período de tiempo considerado (Weitzman, 2001), llegando incluso a tasas nulas para períodos muy largos (más de 300 años), que aunque parecen muy distantes, no lo son tanto para problemas ambientales como el calentamiento global o los residuos radiactivos.

Por otra parte, existe una tasa de descuento del consumo, que representa el distinto peso que se otorga al consumo en distintos momentos temporales. Aunque la tasa de descuento de la utilidad sea nula, hay razones para pensar que el descuento del consumo no debe serlo: los cambios en la riqueza o en el nivel de vida con el tiempo, por ejemplo, o la escasez futura de los bienes, pueden hacer que debamos aplicar alguna tasa de descuento positiva al consumo. ¿Cuándo debemos aplicar una u otra?. Una posible respuesta es que, cuando estemos valorando bienes ambientales a gran escala, y por tanto con consecuencias para una economía en su conjunto, debería utilizarse la tasa de descuento de la utilidad. En cambio, en contextos de equilibrio parcial (es decir, bienes que sólo afectan a una parte pequeña de la economía), puede tener más sentido utilizar la tasa de descuento del consumo.

En un sentido similar, también es relevante el análisis de los aspectos distributivos, es decir, de cómo se reparten los costes y beneficios dentro de la generación presente. Este aspecto no se suele considerar más que con carácter descriptivo, sin entrar en ponderaciones del valor en función de los segmentos de la sociedad que los emiten. Sin embargo, esta no consideración no supone que no sea un aspecto fundamental a la hora de decidir la aplicación de unas políticas u otras.

3. Transferencia de beneficios

Uno de los problemas de la valoración ambiental es que los métodos necesarios para valorar son muy costosos, y específicos del bien en cuestión. Y sin embargo, en ocasiones es necesario dar valor a otros bienes similares, sin posibilidad de incurrir en gastos adicionales. Para ello hay que recurrir a la llamada transferencia de beneficios (*benefit transfer*), que es como se conoce el proceso de tomar un valor existente y trasladarlo a una nueva aplicación o bien ambiental distinto del original. Hay dos posibilidades: la transferencia del valor y la transferencia de la función de valoración.

La transferencia del valor toma una estimación puntual, o una media de estimaciones de distintos estudios, y las traslada al caso en estudio. La transferencia de la función de valoración utiliza una ecuación estimada a partir de datos previos para predecir el valor de la nueva aplicación. Una técnica utilizada para esto es el meta-análisis: el análisis conjunto de varios estudios, para identificar los determinantes del valor.

Los métodos basados en atributos presentan características muy interesantes para esta transferencia de beneficios, ya que directamente obtienen la valoración de los determinantes o atributos.

La transferencia de beneficios se utiliza mucho, por sus evidentes ventajas económicas. Esto ha llevado a que la Environmental Protection Agency de EEUU haya desarrollado unas líneas recomendadas de actuación para estos casos (EPA, 2000). Sin embargo, ello no quiere decir que ésta deba ser siempre la elección a la hora de valorar bienes ambientales. Más bien, la opinión generalizada es que debe ser un último recurso, dada su evidente falta de precisión.

4. Valores marginales y valores totales

En este apartado comentaremos brevemente un tema central en la valoración ambiental, como es la distinción entre valores marginales y valores totales. Dados los usos de la valoración ambiental ya expuestos, y uno de sus supuestos básicos como es la medición no de valores absolutos sino de cambios en los niveles de los recursos ambientales, el valor que se pretende obtener es siempre un valor marginal en el sentido jevoniano, es decir, el valor de la última unidad de bien perdida o ganada. Este valor, evidentemente, no tiene por qué corresponder con el valor total ya que, al igual que con muchos otros bienes, la escasez hace que el valor marginal cambie: cuanto más hay disponible de un bien, más estamos dispuestos a prescindir de él, y por tanto, menor es su valor marginal.

Así pues, en el campo de la valoración ambiental, el valor de un bosque de 1000 ha no es el valor medio de cada una de las hectáreas multiplicado por 1000, sino el área bajo la curva de utilidad marginal, que al fin y al cabo, como ya se ha explicado, es el excedente del consumidor.

El problema no es tanto conceptual, sino operativo: si bien la mayoría de los métodos de valoración pueden medir valores marginales, esto se complica si no se especifica bien la cantidad absoluta provista de bien ambiental (que condiciona su escasez y por tanto su valor marginal), y sobre todo, si hay efectos umbral.

Los efectos umbral son aquellos por los cuales, cuando se alcanza un determinado nivel en el bien ambiental, los servicios que proporciona cambian drásticamente, al igual que la manera en que evoluciona dicho bien. Dado que generalmente el consumidor no ha experimentado un cambio de esta naturaleza, no es posible observar sus respuestas al mismo, y por tanto sólo se pueden utilizar métodos de preferencia expresada. Y aún en estos casos, al ser incierta la respuesta del bien ambiental, tampoco está claro que la valoración otorgada vaya a ser representativa.

5. Alcance de la valoración

Otro aspecto a considerar en la valoración ambiental es la escala del análisis: escala temporal, y escala geográfica. Por un lado, como resulta evidente, es necesario tener en cuenta en la valoración la escala o magnitud del bien ambiental considerado, tanto en cuanto a su extensión temporal (lo que tiene consecuencias para la tasa de descuento, como ya se ha mencionado) como a su extensión geográfica. Este tema cobra una especial relevancia cuando se comprueba, como se ha verificado en algunos estudios (sobre todo de valoración contingente) que la valoración es insensible a la escala, lo cual es incoherente con la racionalidad económica.

La consideración de la escala geográfica es importante porque los recursos ambientales presentan una amplia variabilidad espacial. Así, la valoración de un bien ambiental en un emplazamiento dado no tiene por qué coincidir con la de otro situado en otro lugar (en este aspecto cobra relevancia la transferencia de beneficios, como ya se ha comentado). Y por otro lado, los bienes ambientales, y los ecosistemas en general, están conectados entre sí, lo que dificulta el establecimiento de los límites para el análisis, ya que éste, para ser completo, debería llegar hasta extremos posiblemente no considerados. Así pues, el alcance de un estudio de valoración ambiental debería ser lo más amplio posible, tanto en cuanto a su escala como en cuanto a los servicios ambientales valorados. Pero evidentemente, esto tiene un coste económico elevado. Por lo tanto, es necesario alcanzar un compromiso entre el coste del ejercicio de valoración, que suele ser proporcional al ámbito espacial y temporal considerado, y

el error o la parcialidad del valor obtenido cuando no se cubre el alcance completo del bien ambiental en cuestión.

Por otra parte, y también relacionado con la escala, es necesario delimitar adecuadamente la población relevante: como hemos visto, muchos de los métodos de valoración parten de un determinado supuesto de población de la que estimar la disposición a pagar o a aceptar. Dependiendo de la muestra de la población considerada, el valor será mayor o menor. Un ejemplo ilustrativo es el ya comentado de los daños ambientales causados por el vertido del Exxon Valdez. Si bien el vertido se produjo en Alaska, la población que se consideró relevante en este caso para determinar el valor de existencia fue el total de la población estadounidense. De hecho, se podría pensar que esto es un supuesto conservador: posiblemente también hubiera habitantes canadienses, o incluso europeos, que mostrarán una disposición a pagar positiva por evitar los daños del vertido, y por que por lo tanto contribuirían a aumentar el valor de los daños ambientales producidos.

Por lo tanto, es esencial en cualquier análisis de valoración ambiental determinar tanto el alcance y magnitud del bien ambiental a evaluar, como de la población cuya disposición a pagar se va a estimar.

6. Enfoques alternativos

En este capítulo se han analizado los métodos de valoración de activos ambientales que podrían denominarse de tipo ortodoxo. Así, todos los métodos expuestos se apoyan en el concepto iniciado por Dupuit-Marshall de excedente del consumidor como una medida de los beneficios asociados a una mejora ambiental o bien de la cantidad a compensar por un daño ambiental. De esta manera, todos los costes y beneficios que vienen medidos usualmente en unidades diferentes, se reducen a unidades monetarias: la variación del correspondiente excedente. Aunque este tipo de métodos se han aplicado a diferentes situaciones-problema dentro de la valoración ambiental, distan mucho de estar exentos de dificultades.

El principal problema surge de la necesidad inherente a todos estos métodos de reducir todos los beneficios y costes asociados con el uso de un activo ambiental – con un claro carácter multidimensional – a una única cifra monetaria: la agregación neta de los aumentos y disminuciones en el correspondiente excedente causado por un daño o mejora ambiental. Este tipo de análisis en algunos casos funciona razonablemente bien, como se ha expuesto a lo largo de este capítulo, pero en otros casos estos métodos se apoyan en supuestos muy fuertes, que hacen perder fiabilidad a los resultados obtenidos.

Diferentes autores han opinado recientemente que los problemas de valoración ambiental podrían plantearse fructíferamente alejándonos, por una parte, de la ortodoxia neoclásica y aproximándonos, por otra a la teoría de la decisión multicriterio (e.g. Van Der Bergh & Nijkamp, 1991, págs. 23-24). Dentro de un enfoque multicriterio, los diferentes propósitos de un activo ambiental se tratan como objetivos, manteniendo su propia dimensión (unidades monetarias, número de visitantes, metros cúbicos de madera, etc.). Los objetivos (i.e., los propósitos del activo), se normalizan adecuadamente, determinándose a continuación los intercambios entre objetivos (propósitos).

Así, por ejemplo, en vez de determinar el valor monetario del propósito recreativo de un bosque por medio de la estimación de la disposición a pagar se determina, por ejemplo, el coste de oportunidad de aumentar el número de visitantes en términos de producción de madera.

La determinación de las tasas de intercambio entre propósitos en conflicto de un determinado activo ambiental es tan sólo una de las posibilidades del paradigma decisional multicriterio cuando se aplica al campo de la valoración ambiental. La medida de daños o mejoras ambientales por medio de la programación compromiso (compromise programming) representa tan sólo otra de las posibles conexiones entre valoración ambiental y enfoques multicriterio.

V. BIBLIOGRAFÍA

AZQUETA, D.: *Introducción a la economía ambiental*, McGraw-Hill, Madrid, 2002.

BARBIER, E.B.: "Valuing environmental functions: Tropical wetlands", *Land Economics*, 70(2): 155-173, 1994.

BATEMAN, I.J., R.C. CARSON, B. DAY, M. HANEMANN, N. HANLEY, T. HETT, M.J. LEE, G. LOOMES, S. MOURATO, E. ÖZDEMIROGLU, D. PEARCE, R. SUGDEN Y J. SWANSON: *Economic valuation with stated preference techniques: A manual*, Edward Elgar, Cheltenham, 2002.

BISHOP, R.C., T.A. HEBERLEIN: "Measuring values of extra-market goods: Are indirect measures biased?", *American Journal of Agricultural Economics*, 6:926-930, 1979.

CABALLER, V.: *Valoración agraria. Teoría y práctica*, Mundi-Prensa, Madrid, 1993.

CIRIACY-WANTRUP, S.V.: *Resource conservation: Economics and Policies*, University of California Press, Berkeley, 1952.

DÍAZ-BALTEIRO, L. Y C. ROMERO: "Valuation of environmental goods: a shadow value perspective", *Ecological Economics*, en prensa, 2008.

DICKIE, M.: "Defensive behavior and damage cost methods", en *A primer on nonmarket valuation*, eds. P. Champ, K.J. Boyle, y T.C. Brown, Kluwer, Boston, 2003.

ELLIS, G.M., Y A.C. FISHER: "Valuing the environment as input", *Journal of Environmental Management*, 25: 149-156, 1987.

EPA: *Guidelines for preparing economic analysis (EPA 240-R-00-003)*, US EPA, Washington, 2000.

FREEMAN, A.M.III: *The measurement of environmental and resource values: Theory and methods*. Resources for the Future, Washington DC, 1993.

GARRIDO, A.: "Water markets design and evidence from experimental economics", *Environmental and Resource Economics*, 38: 311-330, 2007.

GOULDER, L.H., D. KENNEDY: "Valuing ecosystem services: Philosophical bases and empirical methods", en *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, ed. G.C. Daly, Island Press, Washington, 1997.

GREEN, P.E. Y V. SRINIVASAN: "Conjoint analysis in consumer research: issues and outlook", *Journal of Consumer Research*, 5: 103-123, 1978.

GRILICHES, S.: *Price indexes and quality change. Studies in new methods of measurement*. Harvard University Press, Cambridge, 1971.

HANEMANN, M.W.: "Willingness to pay and willingness to accept: How much can they differ?" *American Economic Review*, 81(3): 635-47, 1991.

HANLEY, N., J.F. SHOGREN, B. WHITE: *Introduction to environmental economics*, Oxford University Press, Oxford, 2001.

HEAL, G.M.: "Intertemporal welfare economics and the environment", en *Handbook of Environmental Economics*, eds. K-G. Mäler y J. Vincent. North-Holland, Amsterdam, 2004.

HICKS, J.R.: "The four consumer's surpluses", *Review of Economic Studies*, 11: 31-41, 1943.

HOLMES, T.P., W.L. ADAMOWICZ: "Attribute-based methods", en *A primer on nonmarket valuation*, eds. P. Champ, K.J. Boyle, y T.C. Brown, Kluwer, Boston, 2003.

JOHANSSON, P-O.: *An introduction to modern welfare economics*. Cambridge University Press, Cambridge, 1992.

KAHNEMAN, D., Y A. TVERSKY: "Prospect theory: An analysis of decisions under risk", *Econometrica*, 47: 313-327, 1979.

KNETSCH, J., J. SINDEN: "Willingness to pay and compensation demanded: Experimental evidence of an unexpected disparity in measures of value", *Quarterly Journal of Economics*, 99:507-521, 1984.

MCCONNELL, K.E.: "On-site time in the demand for recreation", *American Journal of Agricultural Economics*, 74: 918-925, 1992.

MENDELSON, R., J. HOF, G. PETERSON, R. JOHNSON: "Measuring recreation values with multiple destination trips", *American Journal of Agricultural Economics*, 74: 926-933, 1992.

MERLO, M.: *Elementi di economia ed estimo forestale-ambientale*, Cusl Nuova Vita, Padova, 1991.

NOAA: "Natural resource damage assessment under the Oil Pollution Act of 1990", *Federal Register*, 58(10): 4601-4614, 1993.

PARSONS, G.R.: "The travel cost model", en *A primer on nonmarket valuation*, eds. P. Champ, K.J. Boyle, y T.C. Brown, Kluwer, Boston, 2003.

PEARCE, D.W., A. MARKANDYA: *Environmental policy benefits: Monetary valuation*, OCDE, Paris, 1989.

RAE, D.A.: "The value to visitors of improving visibility at Mesa Verde and Great Smoky National Parks", en *Managing air quality and scenic resources at National Parks and Wilderness Areas*, eds. R.D. Rowe y L.G. Chestnut, Westview Press, Boulder, 1983.

RIERA, P.: "Posibilidades y limitaciones del instrumental utilizado en la valoración de externalidades", *Información Comercial Española*, 711: 59-68, 1992.

ROMERO, C.: *Economía de los recursos ambientales y naturales*, Alianza Editorial, Madrid, 1997.

ROWE, R.D., R. D'ARGE, D. BROOKSHIRE: "An experiment on the economic value of visibility", *Journal of Environmental Economics and Management*, 7: 1-17, 1980.

SAGOFF, M.: "Can we put a price on nature's services?", *Philosophy and Public Policy*, 17: 7-12, 1997.

SCHULZE, W., D. BROOKSHIRE, E. WALTHER, K. MACFARLAND, M. THAYER, R. WITWORTH, S. BEN-DAVID, W. MALM, J. MOLENAR: "The economic benefits of preserving visibility in the National Parklands of the Southwest", *Natural Resources Journal*, 23: 149-173, 1983.

TIETENBERG, T.H.: *Environmental and natural resource economics*, Addison-Wesley, Boston, 2006.

TURNER, R.K.: "The place of economic values in environmental valuation", en *Valuing environmental preferences*, eds. I. Bateman, K.G. Wills, Oxford University Press, London, 1999.

VAN DEN BERGH, J.C.J.M., P. NIJKAMP: "Operationalizing sustainable development: Dynamic ecological models", *Ecological Economics*, 4: 11-33, 1991.

WEISBROD, B.A.: "Collective-consumption services of individual-consumption goods", *Quarterly Journal of Economics*, 78: 471-477, 1964.

WEITZMAN, M.L.: "Gamma Discounting", *American Economic Review*, 91: 260-271, 2001.

WILLIG, R.D.: "Consumer's surplus without apology", *American Economic Review*, 66: 589-597, 1976.