

Análisis Coste Beneficio de la recuperación ambiental del río Segura a su paso por la ciudad de Murcia

Francisco Pellicer-Martínez^{1*}, José M. Martínez-Paz²

¹Instituto Universitario del Agua y el Medio Ambiente. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 30100. Murcia. Tlf. 868 88 76 05.

²Departamento de Economía Aplicada, Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 30100. Murcia. Tlf. 868 88 79 31.

* correspondencia: francisco.pellicer@um.es, jmpaz@um.es

Resumen

Las actuaciones de recuperación ambiental tienen como objetivo mejorar el estado ecológico de un determinado ecosistema, produciendo una mejora en el bienestar de la población. La forma de estudiar la viabilidad de estas actuaciones es comparar la inversión realizada con este incremento de bienestar, para lo cual existe la herramienta de análisis económico conocida como Análisis Coste Beneficio (ACB). En este trabajo se ha evaluado la viabilidad económica de la recuperación ambiental del río Segura a su paso por la ciudad de Murcia. Esta actuación consiste en la propia restauración del cauce y el aumento de caudal del río (bombeo aguas abajo) con unos costes globales de 46 M €. En primer lugar se han valorado los beneficios ambientales de dicha actuación a partir de un ejercicio de Valoración Contingente que ha determinado una renta ambiental global de 3,4 M€/año, que se descompone en 0,6 M€/año por uso y 2,8 M€/año por no uso.

Conocidos costes y beneficios se han comparado en el tiempo utilizando tres variantes del ACB: ACB económico, ACB extendido y el ACB dual. Para el primer análisis, ACB económico, que no tiene en cuenta los beneficios ambientales ha resultado que el proyecto no es rentable. Pero, una vez incluido el valor ambiental tanto en el ACB extendido como en el ACB Dual, el proyecto resulta muy rentable (TIR = 11,3%, TAC = 12,1%). Por tanto, este trabajo ha puesto de manifiesto la importancia de los beneficios ambientales en este tipo de actuaciones, ya que incluir la valoración económica de la mejora de la calidad paisajística y ecológica generada por esta actuación hace que sean económicamente viables.

Abstract

Ecological rehabilitation actions are aimed at improving the status of ecosystems, and increase the welfare of the population. The feasibility of these actions can be evaluated by comparing such increase in welfare with the costs of actions within a Cost-Benefit Analysis (CBA). This work assesses the economic viability of the ecological rehabilitation of the Segura River passing through the city of Murcia. This action consists in the restoration of the riverbed, riverbanks and the increase of the river flow (pumping from downstream). The total costs of this rehabilitation are 46 M€. On the other hand, the environmental benefits of such action are obtained by a contingent valuation exercise that determines a global environmental income of 3.4 M€ per year. It is decomposed at 0.6 M€ per year as use and 2.8 M€ per year as non-use value.

These costs and benefits are compared over time using three CBA approaches: economic CBA, extended CBA and dual CBA. The first one, which does not take into account the environmental benefits, points out that the project is not profitable. However, once included the environmental value in the extended and dual CBA, the project is highly profitable in socioeconomic terms (IRR = 11.3%, TAC = 12.1%). Therefore, this work reveals the importance of the environmental benefits in order to justify the investments in this sort of actions due to the improvements in landscape and ecological quality.

Palabras clave: ACB, Recuperación ambiental, Valoración Contingente, Monte Carlo, Río Segura

Introducción

Las actuaciones de recuperación ambiental tienen como objetivo mejorar el estado ecológico de un determinado ecosistema, produciendo una mejora en el bienestar de la población. Este tipo de proyectos debe perseguir objetivos viables y a un coste proporcionado, recomendando el uso del análisis económico como una herramienta básica para la toma de decisiones sobre su implementación (EU 2000). Una de las principales herramientas analíticas más utilizada es el Análisis Coste-Beneficio (ACB). Este análisis compara costes y beneficios de un proyecto para

establecer de un lado si su ejecución resulta económica y/o socialmente viable, y de otro obtener indicadores homogéneos con los que comparar la rentabilidad de proyectos alternativos si las restricciones presupuestarias obligan a priorizar. En el caso de inversiones no directamente productivas, como es el caso de una recuperación ambiental, la determinación de los beneficios es el principal escollo en la aplicación del ACB. La estimación de estos beneficios se realiza cuantificando el valor económico que el cambio de *status* produce, no del valor del activo ambiental en sí mismo. Ésta es sin duda una de las causas por la que este tipo de evaluaciones económicas integrales son escasas en las restauraciones de naturaleza ambiental (Perni et al. 2012). Una forma de cuantificar monetariamente esta mejora es utilizando el Método de Valoración Contingente (MVC) que, a partir de un mercado hipotético, estima el valor de uso y de no uso relacionado con el incremento de bienestar de una actuación sin mercado (Kniivilä 2006).

El objetivo de este trabajo es determinar la rentabilidad socioeconómica del proyecto de recuperación ambiental del río Segura a su paso por la ciudad de Murcia, utilizando tres enfoques del ACB: ACB económico (ACB), ACB extendido (ACBE) y el ACB dual (ACBD). Dada la naturaleza de los beneficios de esta actuación se ha recurrido al MVC para su valoración.

Material y métodos

La Figura 1 sintetiza la metodología completa seguida en este trabajo y cuyos aspectos más destacados son abordados en las siguientes secciones.

Método de ACB

El ACB es una herramienta económica que utiliza la rentabilidad de una inversión pública como criterio de decisión (Vining & Weimer 2010). El ACB, además de tener en cuenta los flujos incluidos en las evaluaciones financieras (cobros y pagos), tiene en cuenta los costes y beneficios sociales en la ejecución y funcionamiento de un proyecto. Por tanto, el ACB permite incorporar criterios de rentabilidad social, pues ésta se valora en términos de aumento o descenso del bienestar global, pudiendo incorporar criterios de equidad y/o de sostenibilidad intergeneracional (Almansa & Martínez-Paz 2011a).

La operativa del ACB es sencilla: identificar y valorar en términos monetarios todos los beneficios y costes de la actuación y su agregación posterior para obtener los indicadores sintéticos de evaluación. Los indicadores más utilizados son: el valor actual neto (VAN), la tasa interna de rendimiento (TIR) y el periodo de recuperación de la inversión (PR). En esta agregación hay que tener en cuenta que los costes y los beneficios resultantes del mismo se dan en momentos diferentes del tiempo y se ha de ponderar el distinto momento de incidencia. Esta ponderación se realiza con la tasa de descuento (o tasa de actualización), que resume las preferencias del conjunto de la sociedad por el consumo presente frente al futuro (Henderson & Bateman 1995).

Cuando en un ACB se incluyen explícitamente los costes y beneficios de no mercado (ambientales) se denomina ACB extendido. Si además se aplican tasas de descuento diferentes según la naturaleza de las partidas de costes y/o beneficios, se está realizando un ACB dual (Almansa & Martínez-Paz 2011a). Así, utilizar una menor tasa de descuento para los flujos ambientales es una forma de incluir el principio de sostenibilidad ambiental en el análisis, al penalizar en menor medida los flujos ambientales futuros respecto al presente (Kula & Evans 2011). En este último caso más complejo, el indicador de Valor Actual Neto (VAN) toma la siguiente forma:

$$VAN = \sum_{t=1}^T \left(\frac{F_t}{(1+TD)^t} \right) + \sum_{t=1}^T \left(\frac{N_t}{(1+TDA)^t} \right)$$

Donde F_t es el flujo neto de mercado en el año t , que es afectado por una tasa de descuento estándar (TD) y N_t el neto de no mercado (normalmente de carácter ambiental) en el año t , descontado con una tasa de ambiental (TDA). Usualmente TDA es menor que TD, y cuando TDA = TD, el análisis es del tipo ACBE (Almansa & Martínez-Paz 2011a).

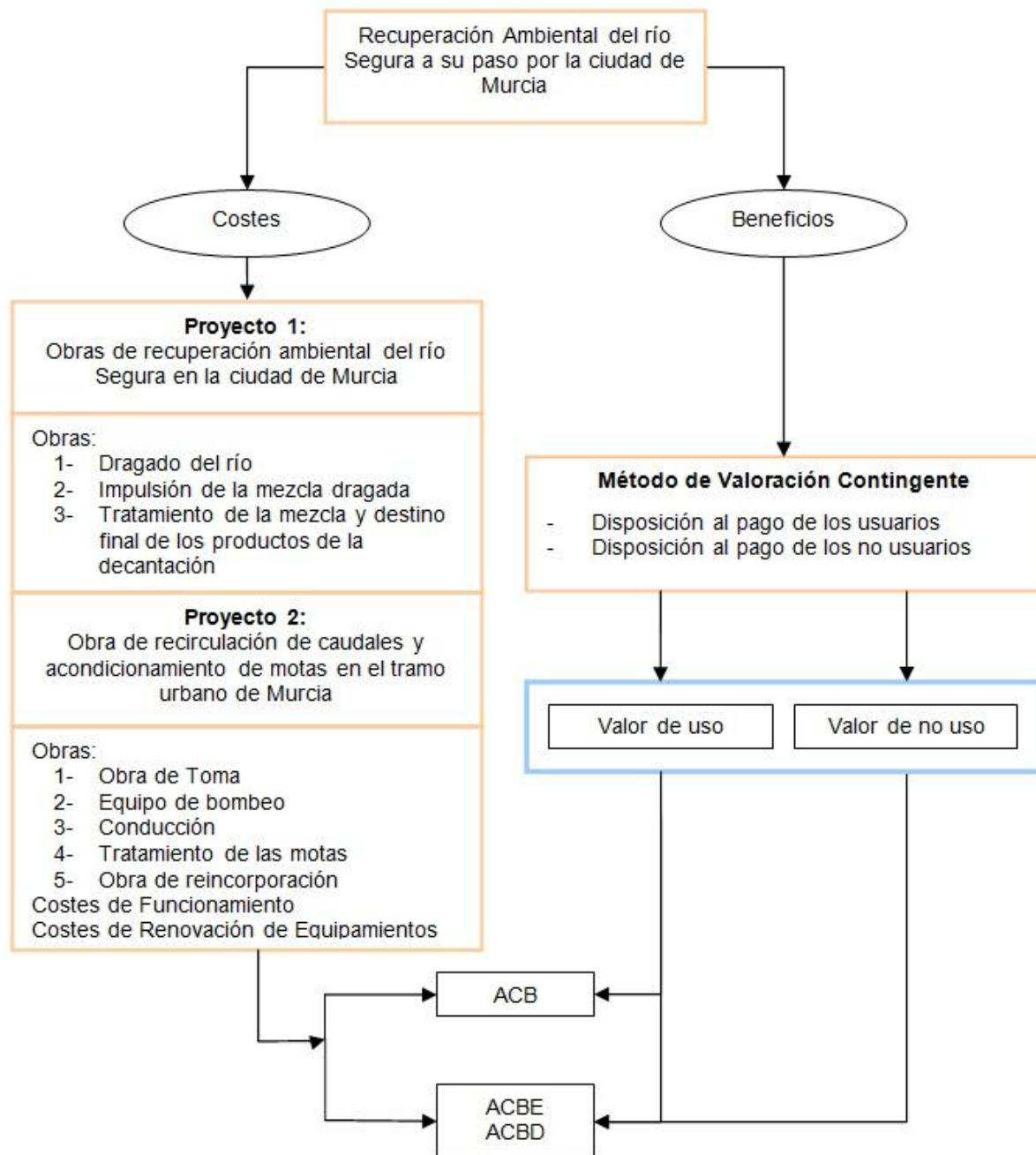


Figura 1. Esquema metodológico.

En el ACBD no existe un indicador de rentabilidad equivalente al TIR, al venir afectado por dos tasas de descuento distintas, pero sí permite obtener un indicador de rentabilidad diferente, la denominada Tasa Ambiental Crítica (TAC). La TAC se define como aquella tasa que aplicada a los flujos de no mercado (o ambientales) y, una vez descontados previamente los efectos del mercado con la TD usual, hace que el Valor Actual Neto (VAN) sea igual a cero.

$$TAC \quad / \quad VAN = \sum_{t=1}^t \left(\frac{F_t}{(1+TD)^t} \right) + \sum_{t=1}^t \left(\frac{N_t}{(1+TAC)^t} \right) = 0$$

Para interpretar el valor de la TAC es necesario compararlo con la tasa de descuento ambiental (TDA) ya que ésta representa adecuadamente el nivel de equidad entre generaciones que una sociedad está dispuesta a asumir.

Otro indicador propio del ACBD es el Montante de Transferencia Intergeneracional (MTI) que cuantifica la rentabilidad ambiental en términos absolutos. Se define como la diferencia entre el VAN obtenido mediante el TD general para las inversiones públicas y el VAN aplicado a la misma serie de flujos con un enfoque dual (TD, TDA).

$$MTI(TD) = VAN(TD, TDA) - VAN(TD)$$

$$MTI(TD) = \sum_{t=1}^t \left(\frac{Nt}{(1+TDA)^t} \right) - \sum_{t=1}^t \left(\frac{Nt}{(1+TD)^t} \right)$$

Este indicador representa lo que la generación actual lega a las futuras mediante la incorporación del principio de equidad intergeneracional en el análisis. Un mayor valor de MTI indica un proyecto ambientalmente más rentable (Almansa & Calatrava 2007).

Valoración Contingente

Una de las fases previas a la aplicación del ACB es la valoración en términos monetarios de los costes y/o beneficios del proyecto a evaluar cuando alguno de los mismos no tiene un precio de mercado explícito que refleje directamente su valor. En el caso de los activos ambientales dicha valoración se concreta en el cálculo de su valor económico total (VET), que incluye valores de mercado y no mercado, y que se descompone en valores de uso (VU) y valores de no uso (VNU) (Hein et al. 2006).

La Valoración Contingente (MVC) es uno de los métodos más utilizados en la literatura económica para la valoración del VU y VNU de los bienes y servicios ambientales (Liu et al. 2010), estando expresamente recomendado para proyectos de recuperación ambiental (Pearce et al. 2006; EC 2008).

Sin entrar en detalle sobre el método, sobre el que existen múltiples textos especializados como Carson y Hanemann (2005), señalar que la MVC consiste en simular un mercado para el bien o servicio a través de cuestionarios en los que el encuestador constituye la oferta y el entrevistado la demanda. Este método, si el mercado está bien construido, permite valorar y diferenciar tanto el VU como el VNU, lo que hace que este método sea el más utilizado para la determinación de estas variables (Champ et al. 2004).

Recuperación ambiental del río Segura en el tramo urbano de Murcia

Descripción del área y situación actual

Las técnicas de análisis de inversiones presentadas anteriormente se han aplicado al proyecto de recuperación fluvial del río Segura a su paso por la ciudad de Murcia (Fig. 2). El tramo fluvial afectado por el proyecto tiene una longitud de 2.125 metros. Los primeros 225 metros, situados aguas arriba de la ciudad, corresponden a un encauzamiento cuyos márgenes están construidos con materiales sueltos, dando a este tramo un carácter más natural. En este primer tramo existe una vía verde con carril bici en ambos márgenes del río, utilizada para la práctica actividades de recreo. El resto de cauce afectado tiene una longitud de 1.900 metros y se encuentra dentro de la ciudad. Este segundo tramo, con zonas peatonales en sus márgenes, tiene una sección rectangular con acabados de mampostería.

El caudal que circula por el río Segura en este tramo es prácticamente constante con un valor medio de 1 m³/s (CHS 2008). Este reducido caudal, unido a una pendiente muy suave en este tramo de 0,0014 (m/m), ha provocado la acumulación de sedimentos en el lecho del río, llegando a alcanzar una capa de fangos de un metro de espesor en el tramo de estudio y afectando a una extensión de 99.400 m². Estos fangos en ocasiones afloran a la superficie provocando un fuerte impacto visual y, cuando el caudal disminuye, parte del cauce se seca y genera malos olores. Debido a este grado de degradación del cauce, se promovió esta actuación definida como una recuperación ambiental de una masa de agua muy modificada (CHS 2008).

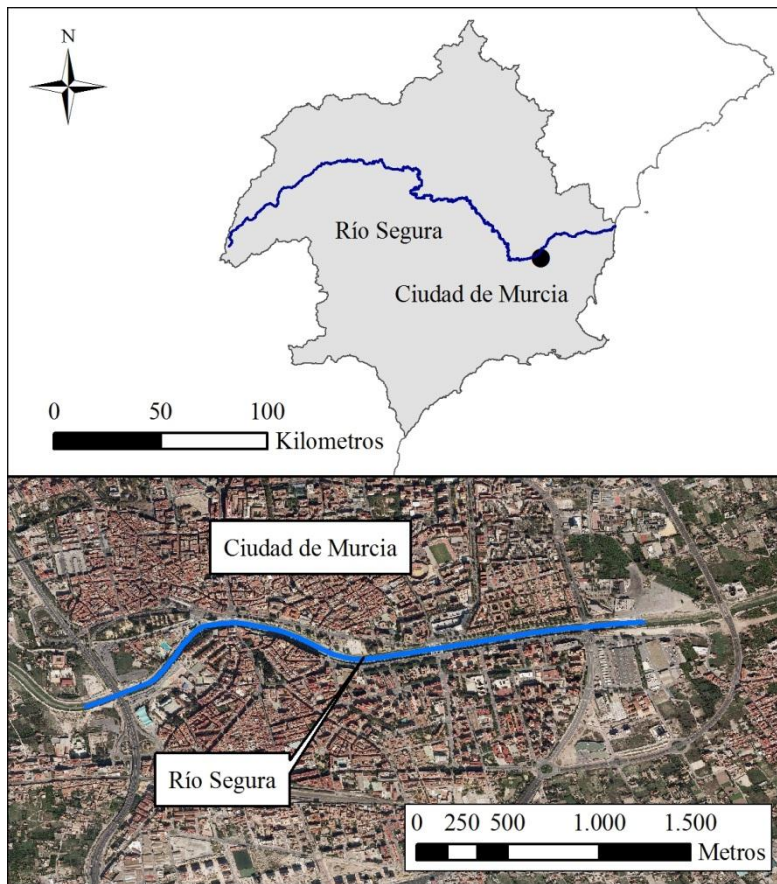


Figura 2. Ubicación de la zona de actuación.

Descripción del proyecto de recuperación ambiental

Esta actuación consta de dos proyectos claramente diferenciados (Tabla 1). El primero (P1) abarca las operaciones necesarias para aumentar el calado hidráulico. Esto se consigue eliminando los fangos acumulados en el lecho mediante una draga de succión. El volumen de sedimentos previsto en el proyecto es 90.600 m^3 , los cuales se impulsarán 1.500 metros aguas abajo del tramo afectado. Estos sedimentos se decantarán en tres balsas conectadas en serie y, tras la última decantación, el sobredrenante resultante se ha de bombear hacia la depuradora de Murcia, ubicada aguas abajo de la ciudad, mientras que los residuos sólidos se derivarán hacia un vertedero de residuos. Una vez completada la fase de dragado del cauce se eliminarán las balsas de decantación y se restaurará la zona afectada.

El segundo proyecto (P2) tiene por objeto la restauración de las márgenes dentro del encauzamiento y aumentar el caudal del río en este tramo recirculando los caudales tratados en la mencionada depuradora. Para ello se construirá una impulsión que incrementará el caudal en el tramo hasta un máximo de $2 \text{ m}^3/\text{s}$. Esta actuación se complementará con una mejora de las condiciones actuales de las motas que fomentará el incremento del uso recreativo en el entorno de este tramo de río.

La inversión inicial del primer proyecto (P1) se ejecuta el primer año, y no tiene costes de funcionamiento y/o mantenimiento. Una vez ejecutado éste, se iniciarán las obras del segundo proyecto (P2) con una inversión inicial repartida durante tres años. Este segundo proyecto, una vez finalizado, tiene un coste de funcionamiento anual y unos costes de renovación de equipos cada 10 años repartidos en dos años (Sánchez 2010). Como periodo de análisis de esta inversión en su

conjunto se han fijado 50 años (CHS 2008). Los costes de estos proyectos se recogen en la Tabla 2.

Tabla 1. Objetivos de la restauración fluvial.

Objetivos	
Proyecto 1	Recuperar la capacidad hidráulica del cauce (el dragado de sedimentos) Restauración de márgenes y eliminación de parte de los cañaverales Posibilitar los usos recreativos en el cauce Depurar parte de las aguas Eliminar lodos de superficie y fangos del lecho del río
Proyecto 2	Aumentar el caudal del río Restauración de márgenes dentro del encauzamiento

Tabla 2. Caracterización de los costes de la restauración fluvial (€/año).

	Inversión inicial (P1)	Inversión inicial (P2)	Costes de equipamiento (P2)	Costes de funcionamiento (P2)
2010	4.967.870			
2011		4.258.195.00	580.514	
2012		8.712.644.00	749.515	
2013		167.586.00		435.393
2014				435.393
...				...
2020				435.393
2021			580.514	435.393
2022			749.515	435.393
2023				435.393
...				...
2060				435.393

Resultados y discusión

Se presentan en este apartado los resultados del ejercicio de valoración contingente en primer lugar, los cuáles sirven para determinar, en el segundo epígrafe, los beneficios del proyecto de restauración. Estos beneficios, junto con los costes del proyecto que se acaban de presentar, posibilitan el desarrollo del Análisis Coste Beneficio para los tres enfoques (clásico, extendido y dual) expuestos en el apartado de metodología.

Determinación de la disposición a pagar individual

El ejercicio de Valoración Contingente (MVC) ha servido para obtener la disposición a pagar (DAP) de los habitantes de la ciudad de Murcia por dicha recuperación ambiental. El MVC se ha materializado en una encuesta compuesta por una treintena de cuestiones, agrupadas en tres grandes bloques: conocimiento que el encuestado tiene sobre el activo a valorar, disposición razonada al pago por esta recuperación y compromiso ambiental e información socioeconómica del encuestado.

Las entrevistas se llevaron a cabo a principios del año 2010 en la ciudad de Murcia y se aportó a los individuos un folleto informativo sobre la actuación con el fin de definir completamente el ejercicio de valoración (Blomquist & Whitehead 1998). El vehículo de pago propuesto es repartir la cantidad total anual declarada como una tasa en el recibo del agua (Ramajo-Hernández & del Saz-Salazar 2012).

La encuesta fue realizada a 261 individuos, responsables de una unidad familiar, que tras la depuración inicial dieron lugar a 205 encuestas válidas. El error máximo cometido es, con una

confianza del 95,5% y para una variable dicotómica (como es la disposición o no al pago), del 7,0% en proporciones intermedias y del 4,2% en proporciones extremas, para una población objetivo de 138.967 familias residente en el municipio, y que asumimos como infinita a efectos de cálculo (Cochran 1977).

En los resultados de la encuesta se excluyeron las respuestas protesta. Estas se originan cuando los individuos se oponen al ejercicio de valoración, declarando que no están dispuestos a pagar cuando su valoración real es positiva y, por tanto no han expresado su verdadera disposición al pago, debiendo ser retirados del análisis (Reiser & Shechter 1999). En este caso en particular, se consideraron ceros protesta aquellos individuos que arguyeron que los costes de la recuperación ambiental del tramo urbano del río Segura “*Son competencia de la Administración Pública*” y/o “*No considero adecuado que el pago se realice a través del recibo del agua*” para justificar su negativa. Así, la composición del mercado hipotético arroja que de los 205 individuos, un 49% (100) declararon que estaban dispuestos a pagar, mientras que el 51% (105) no lo estarían. De estos últimos, 57 encuestados dieron una respuesta protesta y los 48 restantes se han incorporado como ceros reales dentro del mercado hipotético, que queda formado finalmente por 148 individuos.

Una vez delimitado el mercado, los usuarios del bien se diferenciaron de los no usuarios del mismo cuando los encuestados contestaron afirmativamente a las cuestiones ¿Es el río Segura un lugar de paso para usted? y/o ¿Hace usted uso del río Segura o de sus alrededores por motivos de ocio? Este grupo lo forman 86 individuos (el 58% de la muestra final), frente a los 62 restantes que se declaran no usuarios de tramo de río a recuperar.

Los valores medios de la disposición a pagar se recogen en la Tabla 3. La DAP media total es 23,66 €/año, siendo de 26,72 €/año para los usuarios y de 19,42 €/año para los no usuarios. La DAP de los usuarios es mayor que los no usuarios, ya que obtienen más servicios del proyecto. La diferencia entre ambas DAP es estadísticamente significativa lo que permite el cálculo por separado del VU y el VNU en el próximo epígrafe.

Tabla 3. Disposición a pagar total y por categoría de uso (€/año). N: número de encuestados; DAP: Disposición a pagar; Desv. Est.: desviación estándar; Sign: Significación.

	N	Media	Desv. Est.	t-test	Sign.
DAP No Usuario	62	19,42	22,139	-1,943	0,054
DAP Usuario	86	26,72	22,850		
DAP Total	148	23,66	22,768		

Aunque no se especifica en este trabajo, con en el fin de estudiar la denominada validez teórica de la disposición al pago obtenida (Perni et al. 2011) se ha estimado la función de demanda completa, explicando la misma con una regresión lineal tipo *tobit* de los datos socioeconómicos obtenidos en la encuesta (Sánchez 2010). Esta modelización ha mostrado que la disposición al pago total (DAPT) depende positivamente de: ser usuario, tener estudios superiores, la renta y nivel de compromiso ecológico, y negativamente de la edad.

Determinación de los beneficios agregados de la restauración

Una vez determinada la DAP individual y su diferenciación entre usuario y no usuario se agrega la misma al conjunto de la población afectada (familias de Murcia), con el fin de cuantificar los beneficios totales del proyecto de restauración. Los beneficios de uso, al ser la parte más tangible se identifican con los beneficios de mercado y, los beneficios de no uso con los beneficios de no mercado. Así, es posible abordar los tres enfoques de ACB expuestos en la metodología.

La DAPT de un usuario incluye tanto el VU como el VNU que da el mismo a la restauración, mientras que la DAPT de un no usuario solo incluye VNU. De esta forma la DAP no usuario se identifica de forma directa con el VNU que sería de 19,42 €/año en media (Tabla 3). El VU se calcula como la diferencia entre DAP de los usuarios y la DAP de los no usuarios (que sería 7,30 €/año en media).

En la agregación de los beneficios de no mercado se toman todas las familias de Murcia, (138.967 en 2010) mientras que para los beneficios por el uso, el porcentaje de familias que se considera es el mismo que el de usuarios declarados en la muestra (58%).

Con estos valores se obtiene un beneficio total de 3,29 M€/año, que se descompone en 0,59 M€/año por uso y 2,70 M€/año por no uso para el año de inicio de las obras (2010). Ahora bien, como el periodo de análisis de la rentabilidad de la inversión es de 50 años, se ha tenido en cuenta la evolución de la población a lo largo del mismo (2010-2059). Para ello, se ha pronosticado para cada año el número de unidades familiares de la población futura utilizando un modelo autorregresivo siguiendo el procedimiento de Hildreth & Lu (1960) a partir de la serie histórica de esta variable (INE 2011) en la ciudad de Murcia. Este modelo arroja una cifra de 186.693 familias en la ciudad en el año 2059, que haría que el beneficio total de la restauración para dicho año fuera de 4,42 M€/año, de los cuales 0,79 M€/año corresponden a beneficios por uso y 3,63 M€/año por no uso.

El Análisis Coste Beneficio

Una vez determinados costes y beneficios, se realizan los ACB aplicando los tres enfoques (ACB, ACBE y ACBD) expuestos en la metodología.

Antes de proceder a su cálculo es necesario fijar el valor de las tasas de descuento a utilizar. La TD se ha fijado en el 2%, la habitual para la inversión pública en términos reales (EC 2003). Para el análisis dual se ha utilizado una TDA del 1%, según la propuesta de Almansa & Martínez-Paz (2011b), que incorpora criterios de sostenibilidad y equidad intergeneracional en los resultados.

Los resultados de los indicadores de rentabilidad para los tres enfoques desarrollados se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Indicadores de rentabilidad para el ACB. VAN: Valor Actual Neto; TIR: Tasa Interna de Rendimiento; MTI: Montante Transferencia Intergeneracional; TAC: Tasa Ambiental Crítica; PR: Periodo de Recuperación; ACB: Análisis Coste Beneficio; ACBE: Análisis Coste Beneficio Extendido; ACBD: Análisis Coste Beneficio Dual.

Indicador	ACB (2%)	ACBE (2%)	ACBD (2%, 1%)
VAN (€)	-16.405.981	65.804.404	88.542.847
TIR(%)	-	11,3	-
MTI (€)	-	-	22.738.440
TAC(%)	-	-	12,1
PR (años)	-	11	10

El ACB económico clásico (ACB), que sólo tiene en cuenta los flujos de mercado, arroja un VAN negativo y por tanto este enfoque aconsejaría no realizar la inversión. Sin embargo, en el ACBE, que incorpora además los beneficios de no uso se desprende un VAN positivo de casi 66 M€, un TIR de 11,3 % y un periodo de recuperación de 11 años. Si se aplica el enfoque dual (2%, 1%) resulta un VAN de más de 88 M€, con una tasa ambiental crítica (TAC) del 12,1% y un periodo de recuperación de 10 años. El montante de transferencia intergeneracional (MTI) es de casi 23 M€.

Este análisis pone de manifiesto como los beneficios obtenidos por el uso directo del proyecto de recuperación son incapaces de recuperar los costes en los que se incurre. Es necesario tener en cuenta los beneficios de no mercado para que la actuación resulte viable desde un punto de vista socioeconómico. El uso del enfoque dual reafirma la conclusión anterior y además pone de manifiesto la elevada rentabilidad ambiental del proyecto, con una tasa ambiental crítica muy superior al descuento estándar, cuantificando que una gran parte de la inversión financiera llevada a cabo se transfiera a las generaciones futuras en aras de la sostenibilidad.

Conclusiones

Este trabajo se ha centrado en analizar, mediante un estudio de caso, la potencialidad de los distintos enfoques de la técnica del Análisis Coste-Beneficio para evaluar la rentabilidad socioeconómica de actuaciones de recuperación ambiental, donde los beneficios de no mercado, muchos de ellos en forma de externalidades positivas, tiene un peso crucial.

Los tres enfoques de ACB utilizados, el ACB estándar, el ACB extendido y el ACB con enfoque dual, han puesto de manifiesto a su vez que el tema crítico para llevar a cabo la evaluación de este tipo de actuaciones de recuperación ambiental es la valoración crematística de los beneficios de no mercado, más importante si cabe cuando queremos incluir objetivos de sostenibilidad intergeneracional en la evaluación.

Referencias

- Almansa C & Calatrava, J. 2007. Reconciling sustainability and discounting in Cost-Benefit Analysis: A methodological proposal. *Ecological Economics* 60(4): 712-725.
- Almansa C & Martínez-Paz J M. 2011a. What weight should be assigned to future environmental impacts? A probabilistic cost benefit analysis using recent advances on discounting. *Science of the Total Environment* 409(7):1305-1314.
- Almansa C & Martínez-Paz J M. 2011b. Intergenerational equity and dual discounting. *Environment and Development Economics* 16:685-707.
- Blomquist G C & Whitehead J C. 1998. Resource quality information and validity of willingness to pay in contingent valuation, *Resource and Energy Economics* 20(2): 179-196.
- Carson R T & Hanemann W M. 2005. Contingent Valuation. En *Handbook of Environmental Economics: Valuing Environmental Changes*, Vol. 2. (Karl-Göran M and Vincent J. eds.). Amsterdam: Elsevier pp. 821-936.
- Champ P A, Brown T C, & Boyle K J. 2004. *A Primer on Non-market Valuation: The Economics of Non-Market Goods and Resources* (Dordrecht: Kluwer Academic Publishers).
- CHS. 2008. Esquema Provisional de Temas Importantes de la Demarcación Hidrográfica del Segura. Confederación Hidrográfica del Segura. Ministerio Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Murcia.
- Cochran W G. 1977. *Sampling techniques* (Third ed.). New York: John Wiley & Sons. 425p.
- EC. 2003. European Commission. Guide to cost-benefit analysis of investment projects: Structural Funds-ERDF, Cohesion Fund and ISPA, prepared for the Evaluation Unit. Brussels: DG Regional Policy.
- EC. 2008. European Commission. Guide to cost-benefit analysis of investment projects: Structural Funds-ERDF, Cohesion Fund and ISPA, prepared for the Evaluation Unit. Brussels: DG Regional Policy
- EU. 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- Hein L, van Koppen K, de Groot R S & Van Ireland E C. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57(2): 209-228.
- Henderson N & Bateman I. 1995. Empirical and public choice evidence for hyperbolic social discount rates and the implications for intergenerational discounting. *Environmental & Resource Economics* 5(4):413-423.
- Hildreth C & Lu J Y. 1960. Demand Relations with Autocorrelated Disturbances. Michigan State University Agricultural Experiment Station Technical Bulletin 276. East Lansing, MI.
- INE. 2011. Cifras de población y censo demográfico. Instituto Nacional de Estadística de España. Madrid. Disponible en www.ine.es
- Kniivilä, M. 2006. Users and non-users of conservation areas: Are there differences in WTP, motives and the validity of responses in CVM surveys? *Ecological Economics* 59(4):530-539.
- Kula E & Evans D. 2011. Dual discounting in cost-benefit analysis for environmental impacts, *Environmental Impact Assessment Review* 31(3):180-186.
- León C. 1996. Comparing dichotomous choice models using truncated welfare measures. *Journal of Forest Economics* 2(1):31-53.
- Liu S, Costanza R, Farber S & Troy A. 2010. Valuing ecosystem services Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. *Ecological Economics Reviews* 1185:54-78.
- Pearce D, Atkinson G. and Mourato, S., 2006, *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments*. OECD Publishing. París. pp. 315.
- Perni A, Martínez-Carrasco F & Martínez-Paz J M. 2011. Economic valuation of coastal lagoon environmental restoration: Mar Menor (SE Spain). *Ciencias Marinas* 37(2):175-190.
- Perni A, Martínez-Paz J M & Martínez-Carrasco F. 2012. Social preferences and economic valuation for water quality and river restoration: the Segura River, Spain. *Water and Environment Journal* 26(2):274-284.

- Ramajo-Hernández J, del Saz-Salazar S. 2012. Estimating the non-market benefits of water quality improvement for a case study in Spain: A contingent valuation approach. *Environmental Science and Policy* 22:47-59.
- Reiser B & Shechter M. 1999. Incorporating zero values in the economic valuation of environmental program benefits. *Environmetrics* 10(1):87-101.
- Sánchez J F. 2010. Análisis Coste Beneficio de la Recuperación del Río Segura en la Ciudad de Murcia. (PFC: Licenciatura en Ciencias Ambientales). Murcia: Universidad de Murcia.
- Vining A & Weimer D. 2010. An assessment of important issues concerning the application of benefit-cost analysis to social policy. *Journal of Benefit Cost Analysis* 1(1) Article 6.