

XVI ENCUENTRO DE ECONOMIA APLICADA

Evaluación socioeconómica de la recuperación ambiental del río Segura en la ciudad de Murcia mediante Análisis Coste Beneficio probabilístico.

José Miguel Martínez Paz.

Departamento de Economía Aplicada, Universidad de Murcia. Campus de Espinardo.30100. Murcia. Tlf. 868 88 79 31 E-mail: jmpaz@um.es

Francisco Pellicer Martínez

Instituto Universitario del Agua y el Medio Ambiente. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 301000. Murcia. Tlf. 868 88 79 31 E-mail: francisco.pellicer@um.es

Ángel Perni Llorente (*).

Departamento de Economía Aplicada, Universidad de Murcia. Campus de Espinardo.30100 Murcia. Tlf. 868 88 33 74 E-mail: angel.perni@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 evaluar la viabilidad de este tipo de actuaciones es comparar los recursos destinados a su ejecución con dicho incremento de bienestar, haciendo uso de un Análisis Coste Beneficio (ACB). En este trabajo se ha evaluado la viabilidad económica del proyecto de recuperación ambiental del río Segura a su paso por la ciudad de Murcia que se está ejecutando en la actualidad, con unos costes globales en torno a 46 M€ repartidos en 50 años. Los beneficios de dicha actuación se han obtenido a partir de un ejercicio de Valoración Contingente mediante una encuesta a habitantes de la ciudad de Murcia, posteriormente extrapolada a la totalidad de la población de la ciudad. Así se han determinado unos beneficios totales en torno a 3,3 M€ año, que se descompone en 0,6 M€ año por uso y 2,7 M€ año por no uso. Estos costes y beneficios se han comparado utilizando tres variantes de ACB: ACB económico, ACB extendido y el ACB dual, Posteriormente se ha llevado a cabo un análisis de incertidumbre en los mismos con la incorporación de una simulación Montecarlo para los beneficios. Los resultados ponen de manifiesto de un lado la importancia de los beneficios ambientales en este tipo de proyectos, ya que la valoración de la mejora de la calidad paisajística y ecológica generada por esta actuación es la que los hace económicamente viables. De otro lado, la utilización de técnicas probabilísticas de simulación evita el carácter determinístico de la monetización de las ganancias de bienestar mediante mercados simulados, que es una de las críticas más frecuentes a estas técnicas propias de la economía ambiental. Además este análisis probabilístico proporciona robustez a los resultados obtenidos.

Palabras clave ACB, Recuperación ambiental, Valoración Contingente, Monte Carlo, Rio Segura.

JEL: D61, C14, Q57

1. Introducción

La estructura natural de las cuencas hidrológicas y de sus cauces fluviales viene siendo modificada constantemente por la sociedad en aras a su desarrollo económico. Las principales afecciones sobre la hidrología son la regulación de ríos, la derivación de caudales y los cambios en el uso del suelo. Estas transformaciones del medio físico afectan negativamente en los ecosistemas fluviales, ya que interrumpen la continuidad longitudinal del río y evitan las relaciones entre el cauce con la zona de ribera y de inundación (Hauer y Lorang, 2004). La alteración de la estructura de los cauces se ve agravada en zonas urbanas donde el río ha sido canalizado, degradando aún más el ecosistema fluvial en comparación con zonas rurales con menor impacto (Walton et al., 2007). Esta problemática ha impulsado proyectos de restauración de cauces fluviales cuyo principal objetivo es mejorar el estado ecológico, con actuaciones que intentan restablecer las principales características físicas, químicas y biológicas de estos tramos modificados (EU, 2000).

En encauzamientos urbanos, considerados como masas de agua muy modificadas (EU, 2000), es económicamente inviable conseguir que el tramo fluvial vuelva a su estado inicial debiendo reducir la ambición de estos proyectos a una recuperación ambiental. Pese a no devolver al cauce su estado prístino, la mejora ecológica en estos tramos urbanos está directamente relacionada con una mejora del paisaje percibida por la población (Junker y Buchecker, 2008), que se ve reflejada económicamente de forma indirecta en el precio de las propiedades cercanas al cauce (Tyrvaainen, 1997). Este hecho demuestra el valor ecológico y paisajístico que generan estas actuaciones (Niemela, 1999). Además, estas iniciativas suelen promover el uso de las márgenes de los ríos por parte de la comunidad con la incorporación de vías verdes urbanas, lo que aumenta la valoración de estas actuaciones por parte de la sociedad (Gobster y Westphal, 2004).

Este tipo de proyectos deben 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). La principal herramienta analítica contemplada es el Análisis Coste-Eficacia (ACE) que permite comparar distintas alternativas planteadas para alcanzar el mismo objetivo ambiental con el fin de elegir aquella que lo hace de la mejor forma posible (Frimpong et al., 2006; Seedang et al., 2008). El ACE es válido siempre que el objetivo ambiental esté bien definido y no se incurra en costes desproporcionados dando lugar a la siguiente cuestión: ¿cómo sabemos si la actuación tiene unos costes proporcionados? En este caso cabe la posibilidad de usar la principal técnica de evaluación pública de inversiones, el Análisis Coste-Beneficio (ACB). El ACB 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 (MCV) 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). Una de las críticas más frecuentes a esta forma de cuantificar los beneficios ambientales está ligada a la representatividad del valor utilizado para su estimación, que suele ser un estadístico central (media o mediana) del muestreo a la población (Pearce et al, 2006). Además, es necesario incorporar en el ACB un análisis de sensibilidad de los indicadores de rentabilidad obtenidos ante cambios en la valoración de los beneficios (Belli, 1996, Weimer, 2009). Estos dos últimos aspectos se resuelven ejecutando un proceso de simulación Monte Carlo (Almansa y Martínez-Paz, 2011b), incorporando explícitamente la distribución de probabilidad de las variables que forman parte del ACB (Salling y Leleur, 2011b).

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) e incorporando la incertidumbre de los beneficios en los análisis y en sus resultados mediante un enfoque tipo simulación de Montecarlo.

En la siguiente sección se presenta la metodología utilizada en el trabajo: el Análisis Coste-Beneficio, la Valoración Contingente y la Simulación Monte Carlo. En la tercera sección se describe la zona de estudio, el proyecto de recuperación ambiental y las principales variables que intervienen en el análisis ACB. El trabajo continúa con la sección de resultados y discusión, finalizando con una quinta sección donde se recogen, a modo de resumen, las conclusiones más importantes del trabajo, tanto de corte metodológico como sobre el caso de estudio.

2. Metodología

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

2.1. Método de ACB

El Análisis Coste-Beneficio (ACB) es una herramienta económica que utiliza la rentabilidad de una inversión pública como criterio de decisión (Vining y Weimer, 2010). El ACB, además de tener en cuenta los flujos incluidos en las evaluaciones privadas o financieras (cobros y pagos), tiene en cuenta los costes y beneficios sociales en la ejecución y funcionamiento de un proyecto. Estas

consideraciones son especialmente importantes en actuaciones que afectan al medio ambiente, dado que la mayor parte de los bienes y servicios ambientales carecen explícitamente de un precio de mercado, pero sí tienen un valor económico que debe estimarse previamente a su inclusión en el análisis. 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 y Martínez-Paz, 2011a).

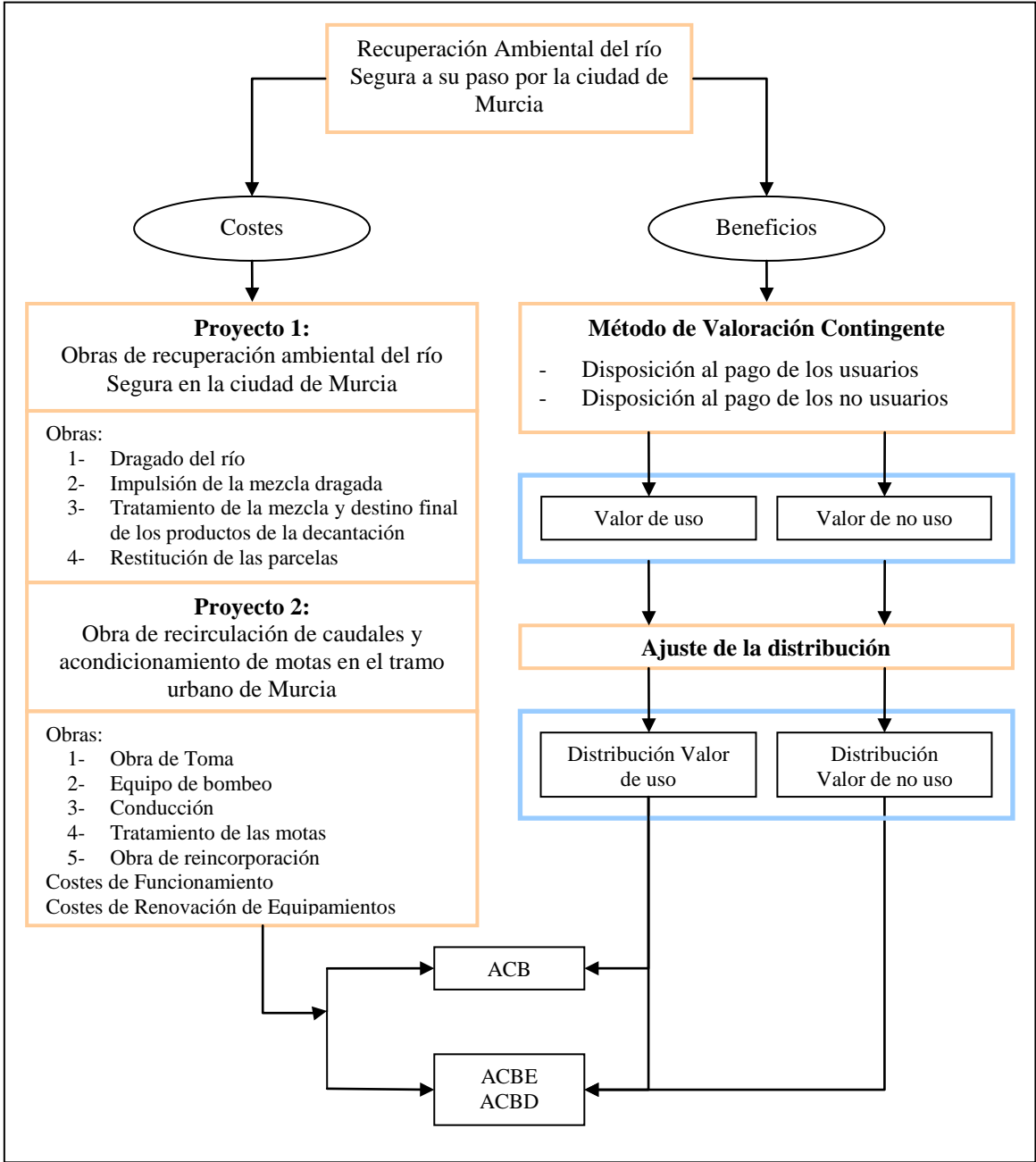


Fig. 1. Esquema Metodológico

La operativa del ACB es sencilla: una vez identificados y valorados en términos monetarios todos los beneficios y costes de la actuación, se agregan con el fin de obtener los indicadores sintéticos de

evaluación, siendo los más utilizados 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 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 y Bateman, 1995).

Cuando en un ACB se incluyen explícitamente los costes y beneficios de no mercado (como serían los ambientales) se denomina Análisis Coste-Beneficio extendido o generalizado. Si además se aplican tasas de descuento diferentes según la naturaleza de las partidas de costes y/o beneficios, se está realizando un Análisis Coste-Beneficio dual. En este último caso, se utiliza una estrategia dual de descuento, es decir, se descuentan con diferente tasa los flujos de mercado y los flujos de no mercado, de forma tal que la pérdida de valor en el futuro es distinta en cada caso (Almansa y 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 y Evans, 2011).

Así, 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 y Martínez-Paz, 2011a).

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. Otra interpretación, quizás más directa, es el pensar en la TAC como un indicador de "la rentabilidad ambiental generado por la inversión de mercado" (Almansa y Calatrava, 2007).

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 Valor Actual Neto (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).

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

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

Este indicador representa lo que la generación actual lega a las futuras mediante la incorporación del principio de equidad intergeneracional en el análisis. Este valor será mayor o a cero, al ser la TDA < TD, y su uso en cuanto a la comparación de proyectos alternativos de restauración ambiental se concreta en que un mayor valor de MTI indica un proyecto ambientalmente más rentable (Almansa y Calatrava, 2007).

2.2. 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). Los valores de uso (VU) incluyen valores de uso consuntivo (por ejemplo, pesca con fines comerciales), valores de uso no consuntivo (observación del paisaje), y valores de uso indirecto (por ejemplo, retención de nutrientes). La categoría de los VNU la constituyen los valores dados por la mera existencia del ecosistema y del compromiso de su conservación para que lo disfruten las generaciones futuras e incluye partidas tales como el valor de legado, el valor de opción para un posible uso futuro y el valor de existencia.

La Valoración Contingente (MCV) es, junto con los experimentos de elección, uno de los métodos más utilizados en la literatura económica para la valoración 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), Cummings et al (1986) o Mitchell y Carson (1989), 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. La encuesta permite determinar la cantidad máxima de dinero que estarían dispuestos a pagar, como máximo, por el disfrute del bien o servicio ambiental o cuanto estarían dispuestos a percibir, como mínimo, ante una degradación o

desaparición del mismo. Una vez analizada la encuesta, se extrapola el valor central (media o mediana básicamente) al conjunto de la población afectada por la provisión de dicho bien o servicio ambiental con objeto de estimar la renta ambiental que el mismo proporciona. Este método es el más utilizado para la determinación del VU y, si el mercado está bien construido, permite diferenciar el VU del VNU (Champ et al., 2004). Sus críticas se centran en la presencia de sesgos en la valoración, dado su carácter hipotético (Cummings y Taylor, 1999) y el ya comentado sobre la selección del valor central representativo de la DAP de la población (Hanemann, 1988; León, 1996).

2.3. Análisis de incertidumbre

Como ya se señaló en la introducción, en la realización de un ACB es necesario un análisis de sensibilidad posterior para evaluar la influencia de las principales variables sobre los indicadores de rentabilidad. La simulación de Monte Carlo es un procedimiento que introduce explícitamente la incertidumbre de las variables de entrada de un modelo y la traslada a los resultados del mismo, evaluando su influencia. Así, permite conocer la distribución de los indicadores resultantes del modelo y evaluar el riesgo asociado a la decisión de ejecución o no del proyecto (Walker et al, 2003).

El proceso de simulación se inicia con la elección de las variables de riesgo, su análisis y la asignación de la distribución de probabilidad a las mismas. Con estas funciones de probabilidad se genera, mediante un procedimiento aleatorio, un valor para cada una de dichas variables que dan lugar a los indicadores de rentabilidad del ACB. Este proceso se ejecuta tantas veces como replicaciones se hayan decidido (usualmente no menos de un millar, Vose, 2002), obteniendo una serie de valores de los indicadores de rentabilidad, siendo posible obtener una distribución de los mismos con la que estudiar su variabilidad y, por tanto, el riesgo asociado en la evaluación del proyecto.

La técnica es recomendable en evaluaciones que incluyen variables con importantes incertidumbres, y en casos donde el enfoque del análisis de sensibilidad lineal no proporciona una descripción precisa de la variación que resulta en los indicadores de rentabilidad (Balcombe y Smith, 1999). En esta línea argumental insisten por ejemplo Vining y Weimer (2010): “De hecho, debido a las grandes incertidumbres en la aplicación del ACB social, una consideración explícita de la incertidumbre, a través de la simulación de Monte Carlo o métodos equivalentes, es esencial”. Ejemplos de su utilización son los planes o proyectos relacionados con el transporte (Salling y Leleur, 2011a), con la mejora de la calidad ambiental (Fuster et al., 2004) o con la evaluación de los impactos sobre la calidad del aire (Mizsey et al., 2009). La incorporación de este proceso en las variables asociada a los beneficios medidos a partir de la valoración contingente, tal y como se hace en este trabajo, mitiga en gran manera el problema de los sesgos asociados a esta técnica de valoración y permite evitar la crítica antes señalada, que el valor central representa mejor a la población, al incluir la distribución completa de la misma (Bateman et al., 2006; Sunstein, 2000).

3. La recuperación ambiental del río Segura en el tramo urbano de Murcia

3.1. 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**), actualmente en ejecución. Esta ciudad tiene 442.203 habitantes y se sitúa en el curso bajo de este río. Esta ubicación ha propiciado que la forma de vida de su población haya estado siempre ligada con este río (regadío de su huerta, inundaciones, paisaje, actividades recreativas,...).

Este río es el principal curso fluvial de la Demarcación Hidrográfica del Segura, cuenca localizada en el sureste de la Península Ibérica donde predomina un clima semiárido caracterizado por la escasez de agua (Grindlay et al., 2009). Debido a esta escasez el número de ecosistemas acuáticos es reducido, de ahí la importancia de los mismos en esta región. Además, muchos de ellos son particularmente ricos en especies raras y endémicas (Gomez et al., 2005; Moreno et al., 1997), lo que incrementa su valor. Por tanto, esta actuación abarca dos frentes: la mejora ambiental de un cauce fluvial en una zona semiárida que, además, se realiza en un entorno urbano.



Fig. 2. Ubicación de la zona de actuación.

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 contruidos con materiales sueltos, dando a este tramo un carácter más natural. En este primer tramo existe una vía verde con carril bici en ambas 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).

3.2. 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 con cabezal cortador que evita la suspensión de los sedimentos. Para reducir los posibles malos olores que se pudiesen generar durante su dragado, éstos se trataron mediante biorremediación un mes antes. El volumen de sedimentos previsto en el proyecto es 90.600 m³, 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 una depuradora, 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.

	Objetivos
Proyecto 1	<ul style="list-style-type: none"> • Recuperar la capacidad hidráulica del cauce existente tras las obras de encauzamiento realizadas en el río, mediante el dragado de sedimentos. • Llevar a cabo una restauración ambiental del entorno del río a través de la 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	<ul style="list-style-type: none"> • Aumentar el caudal del río. • Restauración de márgenes dentro del encauzamiento.

Tabla 1. Objetivos de la restauración fluvial

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 ubicada aguas abajo de la ciudad de Murcia. Para ello, se construirá una impulsión compuesta por una obra de toma, un equipo de bombeo, una conducción enterrada y una obra de reincorporación de caudales al río aguas arriba del tramo. El caudal se incrementará en el tramo hasta

un máximo de 2 m³/s y, con el aumento de la capacidad hidráulica del río, se conseguirá un nuevo trazado dentro del tramo afectado más sinuoso o natural. 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.

Los costes de estos proyectos se recogen en la **Tabla 2**. 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 (435.393€) 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).

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

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

4. Resultados y discusión

Se presentan en este apartado en primer lugar los resultados del ejercicio de valoración contingente, 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, en sus dos modalidades, determinístico y probabilístico, y para los tres enfoques (clásico, extendido y dual) expuestos en el apartado de metodología.

4.1. Determinación de la disposición a pagar individual

Como primer paso en la estimación de los beneficios del proyecto, se ha realizado un ejercicio de Valoración Contingente (MVC) para obtener la disposición a pagar (DAP) de los habitantes de la ciudad de Murcia por la recuperación ambiental del río Segura en su tramo urbano. El ejercicio de valoración contingente se ha materializado en una encuesta compuesta por una treintena de cuestiones, agrupadas en tres grandes bloques: en el primero se establece el conocimiento que el encuestado tiene

sobre el activo a valorar y sobre el uso que hace de este tramo de río urbano. El segundo bloque se centra en cuantificar la disposición al pago por esta recuperación y las razones por las que se estaría o no dispuesto a contribuir a la misma. El último bloque incluye cuestiones tanto sobre el compromiso ambiental del encuestado, como sobre su información socioeconómica.

Las entrevistas se llevaron a cabo a principios del año 2010 en la ciudad de Murcia. Durante la encuesta se aportó a los individuos un folleto informativo sobre las características del proyecto con el fin de definir completamente el ejercicio de valoración (Blomquist y Whitehead, 1998). El vehículo de pago propuesto en la encuesta para una posible materialización de la disposición al pago fue repartir la cantidad total anual declarada como una tasa en el recibo del agua (Ramajo-Hernández y 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)

Antes de realizar el análisis de la encuesta hay que estudiar la composición del mercado, separando los individuos que declaran no estar dispuestos a pagar (ceros) en dos grupos: los ceros reales y los ceros protesta. Las respuestas protesta 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 y Shechter, 1999). En el caso que nos ocupa se han considerado como 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. Los ceros reales son aquellos que realmente no valoran el bien y su respuesta nula forma parte del mercado, con un valor de 0. 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, cabe diferenciar entre los integrantes del mismo los usuarios del bien y los no usuarios del mismo, con el fin de analizar si su valoración es, como a priori se supone, diferente. Los encuestados que contestan 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? son considerados usuarios. Este grupo lo forman 82 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 de 23,66 €/año, siendo de 26,72 €/año para los usuarios y de 19,42 €/año para los no usuarios. Como era de esperar los usuarios tienen una DAP mayor que los no usuarios, ya que obtienen más servicios del proyecto, siendo dicha diferencia estadísticamente significativa. Esta significación permitirá el cálculo por separado del valor de uso y el valor de no uso que se realiza en el próximo epígrafe.

		N	Media	Desv. Stand.	t-test	Sign
DAP (€/año)	DAP No Usuario	62	19,42	22,139	-1,943	0,054
	DAP Usuario	82	26,72	22,850		
	DAP Total	148	23,66	22,768		

Tabla 3. Disposición a pagar total y por categoría de uso (€/año).

Aunque no se incluyen las estimaciones en este trabajo y con el fin de estudiar la denominada validez teórica o de constructo 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, de tener estudios superiores, del nivel de renta y del nivel de compromiso ecológico, y negativamente de la edad. Todas las variables tienen el sentido de asociación esperado a priori y muestran un ajuste altamente significativo, validando por tanto la medida de la disposición a pagar obtenida.

4.2. Determinación de los beneficios agregados de la restauración.

Una vez determinada la disposición al pago total individual, y su segmentación según la categoría de usuario o no usuario, es necesario agregar la misma para el conjunto de la población afectada, con el fin de cuantificar los beneficios totales del proyecto de restauración.

En este análisis se han calculado las dos categorías de beneficios por separado. Los beneficios por el uso, que al ser la parte más tangible del proyecto identificamos con beneficios de mercado, y los beneficios de no uso, asimilables a beneficios ambientales o de no mercado. Esta división va a permitir abordar el estudio de la rentabilidad socioeconómica del proyecto desde los tres enfoques que se vienen exponiendo.

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

Pasando ahora a la agregación de estos valores individuales para el total de la población, se han extrapolado los mismos por el número de familias de la ciudad de Murcia. Para el cálculo de los beneficios de no uso ambientales 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 (Hildreth y Lu, 1960) a partir de la serie histórica de esta variable (INE, 2011) en la ciudad de Murcia¹. 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.

4.3. El Análisis Coste Beneficio determinístico

Una vez determinados costes y beneficios, se presentan los resultados del ACB determinístico, es decir, sin tener en cuenta la incertidumbre en las cifras de beneficios obtenidas. Tanto en este apartado, como en el siguiente epígrafe en donde se presentan los resultados del ACB probabilístico, se consideraran los tres enfoques en el cálculo (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 tasa social de descuento (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 tasa de descuento ambiental (TDA) del 1%, según la propuesta de (Almansa and Martinez-Paz, 2011a), 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**.

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

Tabla 4. Indicadores de rentabilidad para el ACB determinístico

¹ El modelo estimado es el siguiente:

$$\hat{P}_t = 22,237 + 0,964 P_{t-1}; \rho = 0,284; \bar{R}^2 = 0,992; F(1,9) = 328,0734; p = 0,000$$

(t=2,317) (t=12,850)

El ACB económico clásico (ACB), sin tener en cuenta los flujos de no mercado, incluye todos los costes de inversión y funcionamiento y los beneficios de uso actualizados con la tasa estándar de descuento (TD). Este análisis arroja un VAN negativo y por tanto este enfoque aconsejaría no realizar la inversión. En el ACBE, incorporando 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. Aplicando el enfoque dual, con tasas de descuento diferenciadas para los flujos de mercado y los de no mercado (2%, 1%) ha resultado 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 primer 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.

Comparando estos resultados con algunos de los escasos trabajos existentes que utilizan el enfoque dual para proyectos de restauración ambiental cabe señalar como la tasa ambiental crítica calculada es ligeramente inferior a la obtenida por Martínez-Paz et al (2013) para la recuperación ambiental de una laguna costera en la misma zona, que fue del 14,7 %, y sin embargo la TIR (11,3%) es superior al de este segundo caso (9,5%). Si ante una limitación de fondos hubiera que seleccionar únicamente uno de los proyectos para su ejecución en base a estos indicadores, se pone de manifiesto como el criterio de seleccionar el enfoque extendido o el enfoque dual no es sólo una cuestión académica, sino que es determinante la perspectiva del decisor en cuanto al objetivo de primar la sostenibilidad intrageneracional (ACBE) o intergeneracional (ACBD). Una interpretación similar podría hacerse de la aplicación de Almansa y Martínez-Paz (2011a) que obtienen para un proyecto de tratamiento de drenajes agrícolas en el SE-España un TIR del 13,3% y un TAC del 4,4%. El reparto de los flujos netos del proyecto entre flujos de mercado y de no mercado y su mantenimiento en el tiempo es el factor de mayor importancia a la hora de explicar el comportamiento de estos indicadores de rentabilidad.

4.2. Análisis Coste Beneficio probabilístico.

Como ya se ha venido explicando y con el fin de introducir la incertidumbre sobre el flujo de beneficios en los análisis, se han replicado todos los casos del análisis anterior pero considerando que

la disposiciones al pago por uso y por no uso no son una cantidad fija en su media, sino que tienen una distribución en probabilidad que originará una distribución en probabilidad de los indicadores de rentabilidad, pudiendo entonces medir el riesgo en la selección o no del proyecto de inversión.

A partir de las respuestas de la encuesta de la valoración contingente se ha realizado un estudio para ajustar a una distribución de probabilidad las variables DAP de usuario y de no usuario. Se han testado 60 distribuciones (como por ejemplo la normal, normal truncada, uniforme, beta, exponencial, chi-cuadrado, gamma, lognormal, logística, exponencial, t de student, Weibull, Rayleigh, entre otras) concluyendo que, según el criterio de la χ^2 (Evans et al., 1993), tanto la DAP de usuario y la DAP de no usuario se ajustan con gran fiabilidad a una distribución normal truncada en cero. Operando con las distribuciones (Clemen y Winkler, 1999) para determinar la DAP de uso y la DAP de no uso de la misma forma que se hizo en el epígrafe de determinación de los beneficios agregados, se obtienen finalmente las distribuciones mostradas en la **Tabla 5**.

	Distribución	Media	Desviación Estándar
DAP no uso	Normal Truncada en 0	19,419	22,139
DAP uso	Normal Truncada en 0	7,302	3,739

Tabla 5. Distribuciones de las variables de disposición al pago (€año).

A continuación se han realizado 10.000 simulaciones para cada uno de los tres enfoques de ACB que se vienen analizando de forma independiente. Para cada uno se han calculado los beneficios de mercado (en los tres casos) y los beneficios de no mercado (en el ACBE y el ACBD), obteniendo por tanto 10.000 valores de los indicadores de rentabilidad en cada caso, cuya descriptiva se presenta de forma resumida en la **Tabla 6** y las distribuciones de los mismos en la **Fig. 3**.

Indicador	ACB	ACBE	ACBD
VAN (media) €	-15.821.770	98.566.694	128.899.290
VAN (máximo) €	20.767.496	438.181.077	533.168.315
VAN (mínimo) €	-34.310.013	-33.405.221	-31.830.791
P(VAN>0)	4,1%	93,8%	95,4%
TIR (media)	0,0%	15,4%	-
TIR (mínimo)	0,0%	0,0%	-
TIR (máximo)	4,3%	50,9%	-
TAC (media)	-	-	16,6%
MTI (media) €	-	-	32.781.447
MTI (mínimo) €	-	-	0
MTI (máximo) €	-	-	217.918.864

Tabla 6. Resultados de la simulación Monte Carlo para los ACB.

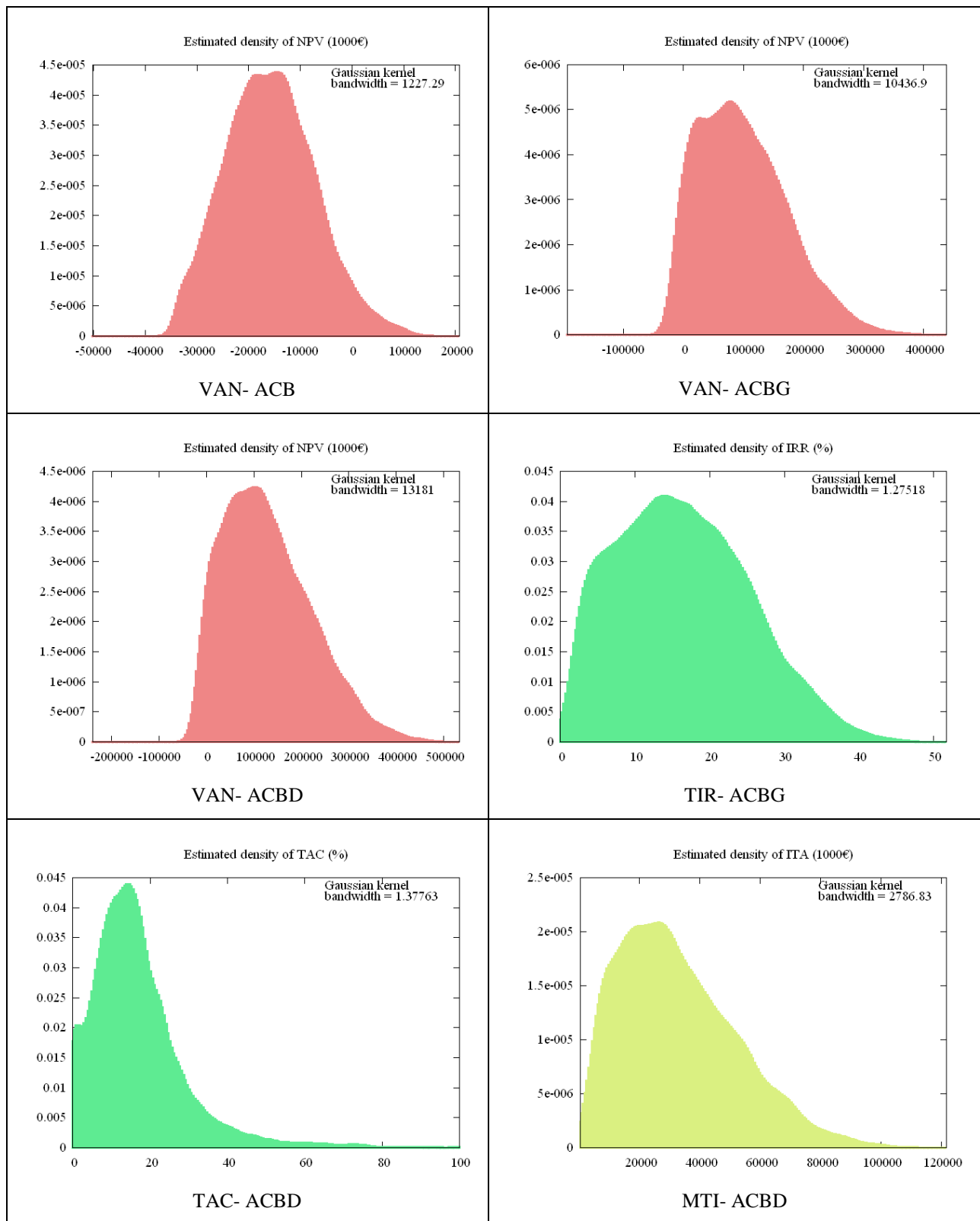


Fig. 3. Distribuciones de los indicadores de rentabilidad.

Una primera comparación de los resultados obtenidos permite afirmar que no hay cambio en cuanto a la conclusiones generales que se obtenían con el ACB determinístico. Con el ACB el proyecto sería

igualmente rechazado y con los enfoques que incluyen los beneficios de no mercado el mismo debería ser propuesto para su realización. Por tanto a grandes rasgos, la simulación Montecarlo, tomada como análisis de sensibilidad, muestra para este caso la robustez de los resultados del enfoque determinístico. Ahora bien, el enfoque probabilístico nos permite caracterizar en términos de riesgo estas afirmaciones. Así, respecto al ACB estándar la probabilidad de obtener una rentabilidad positiva es muy baja, apenas el 4%, con un TIR que en el caso extremo más favorable (que se daría si se produjera un gran incremento de la DAP por el uso de la restauración ambiental) tampoco indicaría la viabilidad de la actuación. El ACBE y el ACBD siguen arrojando un VAN muy elevado, con una probabilidad de que el mismo sea positivo de más del 90% en ambos casos, y tanto el TIR del primer enfoque como la TAC del segundo tienen unos valores elevados. La lectura de estos resultados es entonces de sentido contrario a la del caso anterior, pudiendo afirmar la viabilidad social y ambiental del proyecto de restauración incluso en el caso de que un descenso importante de la DAP de la población afectada, como la que puede estar teniendo lugar por la disminución de la renta disponible por la actual crisis económica.

La operativa permite además afirmar que la inclusión de los beneficios de no mercado hace que la probabilidad de que el proyecto sea viable se incremente en casi el 90%, cifra que pone de manifiesto de forma clara la importancia de incorporar este tipo de beneficios en proyectos cuando la asignación de fondos públicos entre diferentes alternativas de inversión se rijan por criterios de eficiencia.

5. 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. La novedad metodológica más importante del estudio es la incorporación de técnicas de simulación Montecarlo en el análisis del riesgo asociado a la incertidumbre de algunos de los parámetros de la inversión, en este caso el monto de ambos flujos de beneficios (mercado y no mercado). En un caso como el desarrollado, donde dichos beneficios son obtenidos por técnicas de valoración basadas en mercados simulados (en concreto la valoración contingente), este tratamiento de la incertidumbre ha logrado además soslayar la crítica que surge de la elección de un valor fijo único (usualmente la media muestral) como definitorio de los beneficios para toda la población, al incorporar toda la distribución de valores presentes en la misma.

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.

La incorporación de las técnicas de simulación Montecarlo en los ACB es una herramienta muy potente para enriquecer y dar robustez al análisis ya que es, en sí misma, el análisis de sensibilidad de que toda evaluación económica debe incorporar. Pero, sobre todo, aporta un nuevo elemento a los indicadores de evaluación de la rentabilidad de un proyecto, al permitir fijar los umbrales de aceptación o rechazo de los proyectos en términos probabilísticos.

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, Intergenerational equity and dual discounting, *Environment and Development Economics* 16:685-707.
- Almansa, C., Martínez-Paz, J. M., 2011b, 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.
- Balcombe, K. G., Smith, L. E. D., 1999, Refining the use of Monte Carlo techniques for risk analysis in project planning, *Journal of Development Studies* 36(2):113-135.
- Bateman, I. J., Day, B. H., Georgiou, S., Lake, I., 2006, The aggregation of environmental benefit values: Welfare measures, distance decay and total WTP, *Ecological Economics* 60(2):450-460.
- Belli, P., 1996. Is economic analysis of projects still useful? Policy Research Working Paper Series, 1689. The World Bank.
- 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., and W.M. Hanemann., 2005. "Contingent Valuation.", en Karl-Göran M, and Vincent, J. eds. *Handbook of Environmental Economics: Valuing Environmental Changes*, Vol. 2. Amsterdam: Elsevier, 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 (M. d. M. A. y. M. R. y. Marino, ed.).
- Clemen, R. T., Winkler, R. L., 1999, Combining probability distributions from experts in risk analysis, *Risk Analysis* 19(2):187-203.
- Cochran, W.G., 1977. *Sampling techniques* (Third ed.). New York: John Wiley & Sons. 425p.
- Cummings, R. G.; Brookshire, D. S.; Schulze, W. D., 1986. *Valuing Environmental Goods: An Assessment of the Contingent Valuation Method*; Rowman and Allenheld: Totowa, NJ.
- Cummings, R. G., Taylor, L. O., 1999, Unbiased value estimates for environmental goods: A cheap talk design for the contingent valuation method, *American Economic Review* 89(3). 649-665.
- 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; 2003.
- 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; 2008
- 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.

- Evans, M., Hastings, N. and Peacock, B., 1993. *Statistical Distributions*, 2nd ed: John Wiley & Sons, Inc, New York, NY.
- Frimpong, E. A., Lee, J. G., Sutton, T. M., 2006, Cost effectiveness of vegetative filter strips and instream half-logs for ecological restoration, *Journal of the American Water Resources Association* 42(5). 1349-1361.
- Fuster, G., Schuhmacher, M., Domingo, J. L., 2004, Cost-benefit analysis as a tool for decision making in environmental projects - Application to a reduction of dioxin emissions in Tarragona Province, Spain, *Environmental Science and Pollution Research* 11(5). 307-312.
- Gobster, P. H., Westphal, L. M., 2004, The human dimensions of urban greenways: planning for recreation and related experiences, *Landscape and Urban Planning* 68(2-3). 147-165.
- Gomez, R., Hurtado, I., Suarez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., 2005, Ramblas in south-east Spain: threatened and valuable ecosystems, *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 15(4). 387-402.
- Grindlay, A., Zamorano, M., Rodriguez, M. I., Molero, E., Urrea, M. A., 2009, Territorial transformation and water utilization: hydrological planning scenarios in the Segura river basin, *Sustainable Development and Planning Iv, Vols 1 and 2* 120. 975-984.
- Hanemann, M., 1988. «Welfare Evaluations in Contingent Valuation Experiments with Discrete Responses: Reply». *American Journal of Agricultural Economics*, 71: pp. 1.057-1.061.
- Hauer, F. R., Lorang, M. S., 2004, River regulation, decline of ecological resources, and potential for restoration in a semi-arid lands river in the western USA, *Aquatic Sciences* 66(4). 388-401.
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R. S., van Ierland, 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. Disponible en www.ine.es
- Junker, B., Buchecker, M., 2008, Aesthetic preferences versus ecological objectives in river restorations, *Landscape and Urban Planning* 85(3-4): 141-154.
- 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) pp. 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.
- Martínez-Paz, J. M., Perni, A., Martínez-Carrasco, F., 2013, Assessment of the Programme of Measures for Coastal Lagoon Environmental Restoration Using Cost-Benefit Analysis, *European Planning Studies* 21(2):131-148.
- Mitchell R.C. and Carson R.T. (1989). *Using surveys to value public goods: the contingent valuation method*. Resources for the Future, Washington D.C.
- Mizsey, P., Delgado, L., Benko, T., 2009, Comparison of environmental impact and external cost assessment methods, *International Journal of Life Cycle Assessment* 14(7). 665-675.
- Moreno, J. L., Millan, A., Suarez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Velasco, J., 1997, Aquatic coleoptera and heteroptera assemblages in waterbodies from ephemeral coastal streams ("ramblas") of south-eastern Spain, *Archiv Fur Hydrobiologie* 141(1). 93-107.
- Niemela, J., 1999, Ecology and urban planning, *Biodiversity and Conservation* 8(1). 119-131.
- Pearce, D., Atkinson, G. and Mourato, S., 2006, *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments*, OECD Publishing. París 315p.
- 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., 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.
- Salling, K. B., Leleur, S., 2011a, Modelling of Transport Project Uncertainties: Feasibility Risk Assessment and Scenario Analysis, *European Journal of Transport and Infrastructure Research* 12(1). 21-38.
- Salling, K. B., Leleur, S., 2011b, Transport appraisal and Monte Carlo simulation by use of the CBA-DK model, *Transport Policy* 18(1). 236-245.
- Sánchez, J.F., 2010. Análisis Coste Beneficio de la Recuperación del Río Segura en la Ciudad de Murcia. PFC. Licenciatura en Ciencias Ambientales. Universidad de Murcia.
- Seedang, S., Fernald, A. G., Adams, R. M., Landers, D. H., 2008, Economic analysis of water temperature reduction practices in a large river floodplain: An exploratory study of the Willamette River, Oregon, *River Research and Applications* 24(7). 941-959.
- Sunstein, C. R., 2000, Cognition and cost-benefit analysis, *Journal of Legal Studies* 29(2):1059-1103.
- Tyrvaäinen, L., 1997, The amenity value of the urban forest: An application of the hedonic pricing method, *Landscape and Urban Planning* 37(3-4). 211-222.
- Vining A., Weimer D., 2010. An assessment of important issues concerning the application of benefit-cost analysis to social policy. *J Benefit Cost Anal*; 1(1) Article 6.
- Vose, D., 2002. *Risk Analysis: a quantitative guide*. 2 ed. London: John Wiley & Sons.
- Walker, W.E., Harremoes, P., Rotmans, J., VanderSluijs, J.P., Van Asselt, M.B.A., Janssen, R., Krayvon Krauss, M.P., 2003. Defining uncertainty—a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. *Journal of Integrated Assessment* 4(1), 5–17.
- Walton, B. M., Salling, M., Wyles, J., Wolin, J., 2007, Biological integrity in urban streams: Toward resolving multiple dimensions of urbanization, *Landscape and Urban Planning* 79(1). 110-123.
- Weimer, D., 2009. *Cost-Benefit Analysis and Public Policy*. John Wiley & Sons. Indiana. 472p.