

Estimación del valor económico de la calidad del agua de un río mediante una doble aproximación: una aplicación de los principios económicos de la Directiva Marco del Agua

Salvador del Saz Salazar^a, Francesc Hernández Sancho^a y Ramón Sala Garrido^b

RESUMEN: El principal objetivo de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea es lograr un “buen estado” de las aguas europeas para el año 2015 mediante una combinación de diferentes medidas. En este estudio, dos métodos de preferencias declaradas, el método de valoración contingente y el método de ordenación contingente, han sido aplicados para obtener la valoración económica de una hipotética mejora de la calidad del agua de un río. La comparación de las dos metodologías muestra que las valoraciones obtenidas con el método de ordenación contingente son considerablemente mayores que las obtenidas con la valoración contingente. Por último, los valores estimados se agregan para obtener una aproximación cuantitativa a los beneficios sociales derivados de esta mejora ambiental.

PALABRAS CLAVE: Beneficios sociales, calidad del agua, Directiva Marco del Agua, ordenación contingente, valoración contingente.

Clasificación JEL: Q25, Q26.

Estimating the economic value of a river water quality with a double approach: An application to the principles of the Water Frame Directive

SUMMARY: The main aim of the European Water Frame Directive is to achieve the good ecological status in all European waters by 2015 with a combined approach of different measures. In this study, two stated preference methods –contingent valuation and contingent ranking– have been applied to obtain the economic value of a hypothetical improvement of the water quality of a river. The comparison of both methods shows that contingent ranking yields higher values than contingent valuation, as found in previous literature. Lastly, the estimated values are aggregated in order to obtain the social benefits that stem from this environmental improvement.

KEYWORDS: Social benefits, water quality, Water Framework Directive, contingent ranking, contingent valuation.

JEL classification: Q25, Q26.

^a Departamento de Economía Aplicada II, Universitat de València.

^b Departamento de Matemáticas para la Economía y la Empresa. Universitat de València.

Agradecimientos: Este trabajo se ha podido llevar a cabo gracias a la financiación obtenida por parte de la Confederación Hidrográfica del Júcar (Ministerio de Medio Ambiente) en el marco de un Convenio de Investigación entre ésta, la Universidad de Valencia y la Universidad Politécnica de Valencia. Los autores agradecen la valiosa ayuda recibida de Javier Ferrer, Ignacio Latorre y Manuel Pulido.

Dirigir correspondencia a: Salvador del Saz. E-mail: salvador.saz@uv.es

Recibido en abril de 2008. Aceptado en septiembre de 2008.

1. Introducción

El agua es un recurso natural clave para la vida humana y animal. También es un importante insumo en la actividad agraria e industrial. Sin embargo, a pesar de la importancia de este recurso, en Europa desde la Revolución Industrial se ha asistido a un proceso continuo de deterioro de la calidad del mismo. La presión a la que ha sido sometido este recurso ha afectado tanto a las aguas continentales –ríos, lagos y aguas subterráneas– como a las aguas costeras. En muchos países europeos los ríos han sido utilizados como vertederos donde se han arrojado toda clase de residuos, mientras que en otros, algunos recursos hídricos, como los humedales, han sido secados para incrementar la superficie agraria.

Dada la concienciación actual sobre el deterioro en la cantidad y calidad de los recursos hídricos, la Unión Europea (UE) ha acometido diferentes iniciativas en los últimos años para atajar este proceso. La Directiva Marco del Agua (DMA) (2000/60/EC) es la medida legislativa más importante para los próximos años. Se trata de una normativa en materia de gestión de los recursos hídricos que consolida y moderniza la legislación europea previa y que, al mismo tiempo, amplía el concepto de gestión de las cuencas fluviales a través de la elaboración de los Planes Hidrológicos de Cuencas en el territorio de la UE. La DMA tiene como objetivo general lograr *el buen estado* ecológico de las aguas para el año 2015. Por lo tanto, para la elaboración de los planes de cuenca, se hace necesario la utilización de los instrumentos del análisis económico que permitan, por un lado, identificar un conjunto de medidas de mejora de la calidad del agua siguiendo criterios de coste-eficacia y, por otro, introduce el principio de recuperación de costes de los servicios del agua y la utilización de los precios como incentivo de ahorro. Además, el análisis económico debe servir para evaluar la racionalidad de los planes de cuenca y para informar los procesos de decisión pública. Por ello, se hace necesario estimar monetariamente no sólo los costes de estas medidas, sino que también los beneficios que se derivan de las mismas, especialmente aquellos que no tienen un reflejo en el mercado dada su especial naturaleza.

Un repaso de la literatura existente muestra que la valoración económica de los beneficios derivados de la mejora de la calidad del agua ha sido abordada, principalmente, mediante el uso de lo que se conoce como métodos de preferencias declaradas¹. Estos se basan en la construcción de mercados hipotéticos donde los individuos entrevistados manifiestan directamente su disposición a pagar por los bienes y servicios que carecen de mercado y que son objeto de estudio. Dentro de este grupo, la distinción fundamental es entre el método de Valoración Contingente (Mitchell y Carson, 1989) y el método que se conoce bajo el nombre genérico de Análisis Conjunto (Louviere *et al.*, 2000). Entre los trabajos que ha aplicado el primero de los dos métodos destacan los de Desvousgues *et al.* (1987), Carson y Mitchell (1993), Brox *et al.* (2003), Cooper *et al.* (2004), Casey *et al.* (2005), Birol *et*

¹ También se han utilizado los métodos de preferencias reveladas, aunque en este trabajo no se aborda su estudio. Como ejemplo puede verse el trabajo de Barreiro y Pérez y Pérez (2006).

al. (2006) y Atkins *et al.* (2007). Respecto al segundo método y sus principales variantes (experimento de elección, ordenación contingente y puntuación contingente) destacan los trabajos de Garrod y Willis (1997), Hanley *et al.* (1998), Morrisson *et al.* (1999), Machado y Mourato (2002), Carlsson *et al.* (2003) y Hanley *et al.* (2005; 2006). Por otro lado, si bien es cierto que existen varios trabajos donde se comparan ambas metodologías, en el ámbito de la calidad del agua son mucho más escasos y nosotros sólo tenemos constancia de la existencia del reciente trabajo de Bateman *et al.* (2006).

El objetivo de este trabajo es la estimación del valor que las personas otorgan a un incremento en la calidad del agua del río Serpis que discurre por las provincias de Alicante y Valencia. Este río ha sido considerado una cuenca piloto y, por tanto, los resultados de este trabajo serán extrapolados (*benefit transfer*), cuando sea posible, a otras cuencas con la finalidad de servir como guía de referencia a la vez que se pretende que haya un importante ahorro de recursos. Siguiendo a Wilson y Hohn (2006), la “transferencia de beneficios” puede ser definida como la utilización de la información económica obtenida en un determinado lugar y momento del tiempo para realizar inferencias sobre el valor económico de bienes y servicios en otro lugar y momento del tiempo. Asimismo, dadas las restricciones monetarias y de tiempo a las que se enfrentan muchas instituciones públicas, no es sorprendente que este método se haya extendido rápidamente en las dos últimas décadas dado que los decisores públicos han encontrado en él una forma oportuna y barata de asignar valores monetarios a bienes y servicios que no son intercambiados en el mercado.

La mejora en la calidad del agua se ha definido de tal forma que se consiga su *buen estado ecológico*, como establece la DMA. Para la estimación de los beneficios, se utilizan dos aproximaciones diferentes, el método de valoración contingente (MVC) y el método de ordenación contingente (MOC). Con este propósito se elaboró un cuestionario que sirviera para la aplicación conjunta de los dos métodos y se realizaron un total de 500 entrevistas en la primavera de 2006 a los ciudadanos residentes en la cuenca del río Serpis.

Los resultados obtenidos muestran que los valores hallados con el MOC son más altos que los relativos al MVC tal y como se ha constatado previamente en la literatura (Desvousges y Smith, 1987; Stevens *et al.*, 2000; Foster y Mourato, 2003; Bateman *et al.*, 2006). Asimismo, se ha procedido a la validación teórica de los resultados mediante la estimación de una función de valor donde las variables socio-económicas son significativas y, además, presenta el signo teóricamente correcto. Finalmente, las valoraciones obtenidas se agregan para obtener una estimación de los beneficios sociales derivados de esta mejora ambiental.

El trabajo se organiza de la siguiente manera. En la sección 2 se realiza una breve descripción de los métodos utilizados. En la sección 3 se explica con detalle el caso objeto de estudio contemplándose aspectos como son la selección de la muestra, la definición de los niveles de calidad del agua y la redacción del cuestionario entre otros. En la sección 4 se muestran los principales resultados obtenidos así como la validación teórica de éstos mediante la estimación de una función de valor y una fun-

ción de utilidad. En la sección 5 se procede a agregar las valoraciones individuales para obtener los beneficios sociales derivados de una mejora en la calidad del agua utilizando un doble criterio de agregación. Por último, se presentan una serie de conclusiones.

2. Aproximaciones metodológicas

2.1. El método de Valoración Contingente

A primera vista el MVC es una técnica muy sencilla ya que simplemente hay que preguntar a la gente cuánto estaría dispuesta a pagar (DAP) por obtener un determinado bien o qué compensación económica exigiría por renunciar al mismo (DAC). Sin embargo, como señala Kriström (1997), esto no es más que una caricatura de lo que realmente es una aplicación seria y rigurosa del MVC que se nutre no sólo de la teoría económica sino también de otras disciplinas fuera del ámbito de la economía. En efecto, como señalan Kopp *et al.* (1997) el MVC no sólo es de interés para los economistas, también lo es para psicólogos y sociólogos porque esta técnica requiere, por un lado, que los individuos realicen valoraciones de elevada complejidad a partir de la información que se les proporciona a través de un cuestionario y, por otro, que realicen una elección económica a través de la interpretación particular que hacen de dicha información.

El método de valoración contingente tiene su base teórica en la teoría de la elección racional del consumidor, es decir, se supone que los individuos realizan decisiones de consumo que maximizan su nivel de bienestar. Asimismo, se asume que las preferencias de los consumidores se definen tanto para bienes privados como para bienes públicos. Siguiendo a Johansson (1993), consideremos un individuo que maximiza su utilidad sujeto a una restricción presupuestaria. Entonces, la función indirecta de utilidad puede ser descrita de la siguiente forma:

$$V = U[x(p, y, z), z] = V(p, y, z) \quad [1]$$

donde x es un vector $1 \cdot n$ de bienes privados y z es un vector $1 \cdot m$ de bienes públicos. La cantidad demandada de bienes privados es una función de los precios (p), de la renta (y) y de la provisión o calidad de los bienes ambientales (z). La función de utilidad es decreciente con respecto a los precios y creciente respecto a la renta y la calidad del medio ambiente.

Introduzcamos ahora un cambio en la calidad del medio ambiente. Entonces, el cambio en la utilidad será:

$$\Delta V = V(p, y, z^1) - V(p, y, z^0) \quad [2]$$

donde el superíndice 0 (1) indica los niveles de calidad iniciales (finales) para el bien ambiental. Dado que esta función de utilidad no es observable, necesitamos una medida monetaria para evaluar el cambio en la utilidad. Consideremos la variación compensatoria (VC). Esta es una cantidad de dinero tal que:

$$V(p, y - VC, z^1) = V(p, y, z^0) \quad [3]$$

VC representa la cantidad máxima de dinero que puede ser detrída del individuo dejándole igual que antes de que tuviera lugar la mejora ambiental. En otras palabras, la VC es su DAP por una mejora ambiental. En el caso objeto de estudio, esta cantidad sería lo que un individuo estaría dispuesto a pagar por disfrutar de una mejora en la calidad del agua del río Serpis.

2.2. El método de Ordenación Contingente

El MOC es un caso particular de lo que se conoce más genéricamente como Análisis Conjunto (*Conjoint Analysis*) (Louviere *et al.*, 2000). Este método fue desarrollado en el campo de la psicología matemática (Luce y Tukey, 1964) para transformar las elecciones realizadas por los individuos en la estimación de una función de parámetros. Posteriormente, en la década de los setenta, el método se popularizó en el ámbito del marketing para modelizar las elecciones de los consumidores (Green y Rao, 1971) y también en la economía del transporte (Louviere *et al.*, 1974; Norman y Louviere, 1974; Louviere y Hensher, 1982; Hensher, 1994) y de la salud (Ryan y Hughes, 1997; Ryan *et al.*, 1998). Por último, su aplicación en el ámbito de la economía ambiental ha sido más reciente pero no menos prolífica (Garrod y Willis, 1997; Hanley *et al.*, 1998; Rolfe *et al.*, 2000; Hanley *et al.*, 2005; Mogas *et al.*, 2006; Siikamäki y Layton, 2007).

El método MOC guarda una relación directa con la teoría de la demanda de Lancaster (1967; 1971) al considerar que los bienes están formados por varios atributos que no pueden dissociarse fácilmente. De este modo, cuando se elige un determinado bien, en realidad se está eligiendo todo el conjunto de características asociadas al mismo. Mediante un sencillo ejemplo, se puede ilustrar la aplicación de este método. Supongamos que a un grupo de individuos se le ofrece un conjunto de programas alternativos de mejora de la calidad del agua de un río. Los atributos o características seleccionadas para componer los diferentes programas son tres: el nivel de calidad del agua al que se pretende llegar (X_1), el tramo del río a proteger (X_2) y el pago a realizar por ello (X_3). Supongamos asimismo que la función de utilidad se puede representar como:

$$U(x) = f(X_1, X_2, X_3) \quad [4]$$

Ahora, por simplicidad supongamos que esta función tiene una forma lineal como la siguiente:

$$U(x) = f(p_1X_1, p_2X_2, p_3X_3) \quad [5]$$

donde los p_i son el peso que tiene cada atributo representando la importancia de cada uno de ellos en la decisión tomada por el individuo. Cada atributo presenta diferentes niveles. Por tanto, mediante la combinación de éstos es posible presentar al individuo diferentes alternativas para que éste elija la más preferida (experimento de elección), las ordene de la más a la menos preferida (ordenación contingente) o las puntúe (puntuación contingente). Utilizando una amplia variedad de procedimientos estadísticos esta función de utilidad puede ser estimada y, a partir de la misma, se puede obtener el precio implícito de cada atributo, es decir, la DAP por un incremento marginal en cada uno de ellos.

La explicación anterior no es más que un ejemplo sencillo para entender la esencia del método. Sin embargo, realizar un estudio de análisis conjunto es una tarea compleja que requiere definir cuidadosamente los atributos, sus niveles y el modo de presentar las diferentes alternativas al individuo. En el caso de la ordenación contingente, si el individuo se enfrenta a j alternativas diferentes no se obtiene una única respuesta, sino j respuestas, diferenciadas cada una de ellas por el orden de elección y por los niveles de los atributos que las definen.

La información de la elección ordenada en primer lugar indica que la utilidad que le proporciona es mayor que la utilidad que le proporcionaría cualquiera de las restantes alternativas. A partir de aquí, es posible definir un modelo para cualquier alternativa que nos proporciona la probabilidad de que la utilidad de dicha alternativa es mayor que la del resto de alternativas. Entonces, el conjunto total de alternativas realizadas nos proporcionará la información de las utilidades relativas para cada una de las alternativas. De esta forma, es posible definir un modelo de probabilidad basado en los datos de las ordenaciones realizadas que nos dará la probabilidad del proceso completo de ordenación:

$$\Pr(U_{i1} > U_{i2} > \dots U_{ij}) \quad [6]$$

Siguiendo a Beggs *et al.* (1981), se puede utilizar un modelo de utilidad aleatoria para modelizar las ordenaciones obtenidas:

$$U_{ij} = V_{ij}(S_{ij}, X_{ij}) + \varepsilon_{ij} \quad [7]$$

donde U_{ij} es la utilidad que el individuo i obtiene de elegir la alternativa j , V_{ij} es la parte determinística observada de la utilidad, S_{ij} es un vector de características del individuo i , X_{ij} es un vector de los atributos del conjunto de alternativas y ε_{ij} es un componente estocástico que se asume que sigue una distribución concreta. Si se trata de una distribución logística, Beggs *et al.* obtienen la siguiente expresión para la ecuación [6] siendo el modelo obtenido un logit ordenado:

$$\Pr(U_{i1} > U_{i2} > \dots U_{ij}) = \prod_{j=1}^J \left\{ \exp(V_{ij}) / \left[\sum_{k=j}^J \exp(V_{ik}) \right] \right\} \quad [7]$$

Una función de verosimilitud puede ser obtenida definiendo las probabilidades conjuntas de las ordenaciones como una función de los parámetros de la función de utilidad. A través de la estimación por máxima verosimilitud, se obtienen los coeficientes de la función indirecta de utilidad que maximiza la probabilidad de que un individuo concreto ordene las elecciones tal y como fueron realmente elegidas. Dado que los coeficientes pueden ser interpretados como la utilidad marginal asociada a un cambio unitario en uno de los atributos, es posible estimar las relaciones marginales de sustitución entre dos atributos y, por tanto, la disposición a pagar por un incremento marginal en un atributo cualquiera dado que el otro atributo considerado es el precio y siempre que el escenario de valoración contenga una alternativa que describa la situación de partida o *status quo* (Roe *et al.*, 1996).

3. Estudio de caso: la cuenca del río Serpis

3.1. Caracterización socio-económica de la cuenca

El río Serpis desde su nacimiento, cerca de la ciudad de Alcoi (Alicante), hasta su desembocadura junto al Grao de la ciudad de Gandía (Valencia), tiene una superficie de cuenca de 758,2 km² y recorre una distancia de 74,5 kilómetros. En este recorrido atraviesa las comarcas de L'Alcoià, El Comtat y La Safor y los términos municipales de 56 municipios con una población total de 200.634 habitantes en el año 2005.

Desde el punto de vista de la calidad del agua del río, se podría decir que la cuenca del Serpis es bastante atípica dado que los mayores niveles de contaminación tienen lugar en el tramo alto, mientras que los tramos medio y bajo están mejor conservados. Este hecho es debido a la vocación industrial de las ciudades localizadas en el tramo alto, como son principalmente Alcoi y Cocentaina. En estos municipios, además de existir una fuerte tradición de la industria textil desde el siglo XIX, hay también una elevada concentración de población, lo que ha ocasionado que el río se haya utilizado como un receptor de residuos procedentes de la industria y de la población. Asimismo, en ocasiones el propio lecho del río ha sido alterado y las captaciones ilegales de agua son frecuentes. En la mitad de su recorrido, se encuentra el embalse de Beniarrés que sufre un grave proceso de eutrofización. Por su parte, el tramo medio es el mejor conservado debido, en buena parte, a que muchos de las partículas sólidas que fluyen con el agua se depositan por precipitación en el embalse de Beniarrés. Este tramo, alberga una considerable actividad recreativa vinculada al senderismo y al uso de la bicicleta de montaña utilizando la antigua vía de ferrocarril que unía Alcoi con Gandía. Por último, el tramo bajo sufre con frecuencia las consecuencias del poco caudal que las captaciones para usos agrarios y para fines domésticos y turísticos provocan, acentuándose este fenómeno en épocas veraniegas.

3.2. Diseño del cuestionario

El cuestionario utilizado fue redactado siguiendo las directrices establecidas por el grupo de expertos reunidos por la NOAA² (Arrow *et al.*, 1993) al objeto de obtener unas valoraciones fiables que puede ser de utilidad para los procesos de decisión pública. Asimismo, el cuestionario fue sometido a grupos de discusión con la finalidad de subsanar cualquier error que contuviera y para asegurar que lo que se pretendía valorar era entendido por todos los individuos independientemente de su nivel cultural. Posteriormente, se realizó un estudio piloto utilizando el 10% de las entrevistas totales. Una vez analizados los resultados del estudio piloto y teniendo en consideración las explicaciones dadas por los entrevistadores, se redactó un cuestionario definitivo para entrevistar a una muestra aleatoria de 450 ciudadanos residentes en los municipios de Alcoi y Gandía. La elección de estos dos municipios vino justificada por dos motivos. En primer lugar, porque ambos concentran el 66% de la población de la cuenca del Serpis siendo, respectivamente, los municipios más representativos de los tramos alto y bajo del río. Y, en segundo lugar, por razones de eficiencia económica. Si se hubiera tenido que realizar entrevistas en poblaciones más pequeñas el estudio se hubiera encarecido enormemente al no poderse aprovechar ningún tipo de economías de escala. Por tanto, en cada municipio se realizaron 225 entrevistas.

La descripción verbal del escenario de valoración fue acompañada con un conjunto específico de imágenes para cada uno de los dos municipios y también con un cuadro donde se mostraba el nivel de calidad del agua del Serpis al que se quería llegar –aplicando la Directiva Marco del Agua³– y lo que este hecho implicaría en términos de bienestar. De esta manera se garantizaba la comprensión plena del escenario de valoración así como el mantenimiento de la atención del entrevistado.

Un elemento primordial para que la investigación sea relevante desde el punto de vista de los procesos de decisión pública y para que los resultados obtenidos sean de fácil comunicación, réplica y uso posterior (*benefit transfer*), consiste en definir y caracterizar los cambios de calidad del agua objeto de estudio. Por ello, la tabla mostrada era una adaptación a las particularidades del río Serpis de la “Water Quality Ladder” utilizada por *Resource for the Future* (Vaughan, 1981) para este tipo de estudios. Van Houtven *et al.* (2007), en un meta-análisis sobre diversos trabajos en EE.UU. donde se han valorado cambios en la calidad del agua, muestra que en la mayoría de los casos donde se han aplicado métodos de preferencias declaradas utilizan este tipo de tabla donde la calidad del agua es definida en términos de idoneidad para realizar ciertos tipos de actividades recreativas (navegación, natación, baño, pesca, etc.).

Por su parte, las imágenes utilizadas permitían comparar una situación de deterioro de la calidad del agua del río con otra en la que el nivel de calidad era muy

² National Oceanic and Atmospheric Administration.

³ También al entrevistado se le describían con un lenguaje muy sencillo, dada la dificultad que entraña su explicación, las medidas necesarias para el cumplimiento de la DMA que, consistían, básicamente, en la adecuación para el cumplimiento de la legislación del tratamiento secundario actual y, en otros casos, la aplicación de un tratamiento terciario para la posterior reutilización del efluente.

bueno y que, por tanto, se constituía en el nivel de calidad objetivo. Se utilizaron dos grupos diferentes de imágenes, uno para Gandía y otro para Alcoi. En los Gráficos (1) y (2), se muestran la “escala de calidades” y las fotografías utilizadas en Alcoi⁴ (véase anexo I). La mejora de la calidad del agua suponía pasar del nivel D (situación actual en la mayoría de los tramos) al nivel A de “muy buena” calidad que implicaría que el agua sería apta para el baño, para la pesca y para realizar actividades recreativas en los alrededores. Se pensó que era realista suponer que la mejora de la calidad no podría ser de tal envergadura que el agua pudiera ser utilizada directamente para uso potable sin un tratamiento previo.

El vehículo de pago utilizado fue un incremento en el recibo del agua que actualmente pagan los ciudadanos dado que parece el instrumento idóneo para este caso al incorporar ya otros gravámenes, como es el canon de saneamiento, y al evitar comportamientos de oportunismo (“free-rider”) que surgirían si se utilizaran pagos voluntarios. Por su parte, el formato de pregunta elegido fue el dicotómico simple (Bishop y Heberlein, 1979) dadas sus ventajas frente a otros formatos. No obstante, después de la pregunta cerrada se realizaba una segunda pregunta abierta para obtener la máxima disposición a pagar.

El vector de precios utilizado incluía seis niveles de tasas anuales, 6 €, 12 €, 24 €, 36 €, 48 € y 60 €, al objeto de abarcar tanto a los individuos con baja disposición al pago como a los individuos con una alta disposición al pago minimizando de esta forma el sesgo del punto de partida. El porcentaje de respuestas “sí” para el pago más bajo ofrecido fue del 66% mientras que para el precio más alto, como es lógico, fue menor, pero todavía algo elevado (47%) lo que sugiere que se debería haber incrementado el vector de precios de salida, tanto por abajo como por arriba, para recoger todo el rango de la DAP. Sin embargo, como señalan Clinch y Murphy (2001), un mayor número de precios ofrecidos habría permitido, por un lado, una mayor exactitud en la estimación de la curva sobre la DAP pero, por otro, cada submuestra habría sido menor conduciendo a un mayor error de muestreo. Una forma, muy costosa en términos monetarios, de solucionar este problema es realizar las entrevistas en diferentes oleadas introduciendo precios adicionales si se observa que las respuestas obtenidas se ajustan pobremente a la distribución de la DAP como hacen Macmillan *et al.* (2001).

El porcentaje de respuestas protesta fue del 31,6% para el conjunto de la muestra lo cual es un valor muy normal para este tipo de estudios. No obstante, en Alcoi se observó que este mismo porcentaje era ligeramente superior (34,6%) al obtenido en Gandía (28,4%). La principal razón por la cual se dio este tipo de respuesta es que los entrevistados pensaban que ya pagaban demasiados impuestos o que les parecía que era la propia Administración quien debía afrontar los gastos derivados de la mejora de la calidad del agua del río Serpis. Un asunto importante en los estudios de valoración contingente es el tratamiento que se da a aquellos individuos para los cuales al-

⁴ Tanto en Alcoi como en Gandía se presentaron 5 fotografías. De éstas, tres eran comunes mientras que las dos restantes eran propias del tramo del río más cercano a estas ciudades –alto en Alcoi y bajo en Gandía– para que el entrevistado se sintiera más familiarizado con la situación a valorar.

gún tipo de información relevante no aparece recogida en la base de datos porque éstos se niegan a declararla, lo cual puede afectar a la representatividad de la muestra. Por ejemplo, habitualmente los entrevistados suelen ser reacios a declarar su renta y, como es sabido, esta variable es clave a la hora de explicar las diferencias en la DAP por un bien ambiental entre individuos. En nuestro caso, como se muestra en el Cuadro 1, un 11,6% de los entrevistados se negó a responder a esta pregunta, mientras que Álvarez-Farizo *et al.* (1999) hallaron un porcentaje cercano al 19%. Aquí, el problema puede surgir si existe algún tipo de relación entre el hecho de no responder a la pregunta sobre la renta y el tipo de respuesta dada, sugiriendo, por ejemplo, que no declarar la renta y dar una respuesta protesta no es un proceso aleatorio, es decir, que los que no declaran la renta son precisamente los que protestan. Si éste fuera el caso, la ausencia de información relativa al conjunto de variables explicativas de interés podría dar lugar a un problema de sesgo de selección de la muestra a la hora de estimar las ecuaciones de la DAP. En nuestro caso particular, aunque los entrevistados que se negaron a responder la renta parecen mostrar una ligera tendencia a dar respuestas protesta en comparación con aquellos otros que si la declararon (41,2% frente al 31,2%), esta diferencia no es tan evidente, y problemática, como la diferencia de 24,5 puntos porcentuales obtenida por Álvarez-Farizo *et al.* (1999) en un estudio sobre áreas naturales en Escocia. Además, si consideramos las respuestas cero genuinas se observa que no hay diferencia entre aquellos que si declararon la renta y aquellos otros que no lo hicieron (7,8 y 7,2%, respectivamente). Por tanto, la exclusión de las respuestas protesta en nuestro análisis posterior no parece que esté afectando especialmente a variables tan representativas de la DAP como es la renta.

CUADRO 1
Distribución de las respuestas sobre la DAP

| DAP | ¿Se declara la renta? | | Total |
|-----------|-----------------------|------------|------------|
| | No | Sí | |
| Protesta | 21 (41,2) | 121 (31,2) | 142 (32,3) |
| Cero real | 4 (7,8) | 28 (7,2) | 32 (7,3) |
| Positiva | 26 (51,0) | 239 (61,6) | 265 (60,4) |
| Total | 51 | 388 | 439 |

Nota: porcentajes entre paréntesis.

Fuente: Elaboración propia.

Por último, el cuestionario incluía también las preguntas necesarias para realizar un ejercicio de Ordenación Contingente (*Contingent Ranking*). Se trataba de obtener la DAP por un incremento marginal en los atributos considerados que eran tres: (1) Mejora en la calidad del agua (ninguna, regular, buena y muy buena; se corresponden con los niveles D, C, B y A, respectivamente, del cuadro de calidad del agua); (2) Tramo a proteger (ninguno, un tramo –alto o bajo– y dos tramos) y (3) pago a efectuar (0 €, 12 €, 24 €, 48 € y 96 €).

En este caso, como en la valoración contingente, se introdujo una pregunta adicional para distinguir las respuestas protesta de las que son cero genuinos. El vehículo de pago utilizado fue también el mismo que en la valoración contingente –un incremento en el recibo del agua– y las cantidades o pagos ofrecidos se basaron, por un lado, en el estudio piloto de la valoración contingente y, por otro, en el piloto de la ordenación contingente donde se probó con diferentes combinaciones de pagos y diferentes niveles de calidad correspondientes con la intención de analizar cómo la distribución de las ordenaciones variaba entre los diferentes conjuntos de combinaciones. El conjunto de precios no es exactamente el mismo que en la valoración contingente porque, en primer lugar, no todas las combinaciones mostradas a los individuos contemplaban el mismo incremento en la calidad del agua dado que éste atributo contemplaba cuatro niveles –desde mejoría nula hasta muy buena– mientras que en la valoración contingente sólo se contemplaba la mejoría “muy buena”. Y, en segundo lugar, se ha de tener en cuenta que, además de la calidad del agua, también se mostraba un segundo atributo que era el tramo a proteger. El pago considerado era anual, pero para facilitar el entendimiento por parte de los entrevistados se adjuntaba junto al mismo su equivalente mensual. Por ejemplo, un pago anual de veinticuatro Euros suponía un incremento mensual de dos euros en el recibo actual del agua.

A partir de dichos atributos, se construyó un conjunto de combinaciones posibles ($5 \times 4 \times 4 = 80$) y mediante un diseño ortogonal se seleccionaron veinticinco⁵. Sin embargo, algunas de estas combinaciones eran claramente superiores a otras dado que implicaban un mayor nivel de calidad y una mayor longitud (tramo) del río objeto de mejora asociadas a un coste menor, o incluso nulo, que otras alternativas que contemplaban un menor nivel de los atributos considerados asociados a un coste mayor. En efecto, a partir de las reuniones de grupo mantenidas con los residentes en la zona (*focus groups*) quedó patente que estas alternativas superiores no eran lógicas pues suponían pagar muy poco o nada a cambio de mucho. A este respecto, DeShazo y Fermo (2002) señalan que aunque muchas aplicaciones de este método se basan en diseños ortogonales completos, los economistas todavía poseen un grado elevado de discrecionalidad en el diseño final del conjunto de combinaciones posibles a elegir. Por ejemplo, cuando una alternativa parece poco factible a los entrevistados, los economistas pueden encontrar óptimo emplear otros diseños experimentales. Por ello, finalmente se eligieron doce alternativas diferentes donde no había ninguna claramente superior a las demás. Estas doce alternativas, se dividieron en tres conjuntos –que tenían el mismo peso en la muestra final– y cada entrevistado debía ordenar solamente las cuatro alternativas del conjunto presentado (véase gráfico 3 en anexo I). Como señalan Hausman y Ruud (1987), un serio inconveniente de este método es que la precisión con la cual los entrevistados realizan las ordenaciones varía con el orden, es decir, las dos o tres primeras alternativas pueden

⁵ A este respecto, Kriström y Laitila (2003), señalan que es evidente que el número de perfiles posibles se incrementa rápidamente con el número de atributos y niveles de éstos. Entonces, dada esta clase de explosión de combinaciones, se requiere en la práctica un menor número de combinaciones, como los diseños ortogonales que tienen propiedades interesantes y se puede esperar que funcionen mejor que otros métodos *ad hoc*.

ser fáciles de identificar, pero las restantes –si son muchas– puede ser mucho más difícil ordenarlas, de ahí que nosotros presentemos sólo cuatro alternativas. Estas implicaban comparar una situación de *status quo*⁶ con un pago asociado de cero Euros, con otras tres situaciones de mejora en los dos atributos no monetarios considerados y con un pago asociado creciente con los niveles de dichos atributos. Las tarjetas utilizadas para facilitar el entendimiento del cambio propuesto mostraban información gráfica para reflejar el nivel de calidad del agua al que se pretendía llegar. No obstante, este hecho no planteó problemas dado que como las mejoras contempladas eran similares a las de la valoración contingente, los entrevistados ya estaban familiarizados con las mismas.

4. Resultados obtenidos

4.1. Valoración Contingente

En el Cuadro 2 se muestran los dos modelos de elección discreta utilizados para estimar la media de la DAP por una mejora en la calidad del agua del río Serpis tal y como se describía en el cuestionario utilizado. Como se ve la media la DAP está en torno a los 110 € anuales. En la estimación de estos modelos no se ha tenido en cuenta las respuestas protesta como es habitual en este tipo de estudios⁷.

CUADRO 2
Estimación de la DAP

| | Logit | Probit |
|--|---------------------|----------------------|
| α | 2,0078 (13,180)* | 1,19462 (14,222)* |
| β | -0,0185 (4,182)* | -0,0106 (4,847)* |
| Media de la DAP (€) | 108,46 | 112,35 |
| Intervalo de confianza al 95% ⁽¹⁾ | 77,52–139,40 | 79,53–145,17 |
| N | 308 | 308 |
| Log Likelihood function | -631,3332 | -601,2550 |
| % predicciones correctas | 80,2% | 80,2% |

* Estadístico t.

(1): Obtenido aplicando el Teorema de Cramer.

Fuente: Elaboración propia.

⁶ Hanley *et al.* (2001) señalan que en estos métodos de preferencias declaradas en el conjunto de alternativas se debe incluir el *status quo* para asegurar que las estimaciones de las medidas de bienestar son consistentes.

⁷ Las directrices para excluir las respuestas protesta vienen claramente explicadas en textos fundamentales como los de Mitchell y Carson (1989), Bateman *et al.* (2002) y Champ *et al.* (2003).

La estimación de una ecuación que predice la DAP por el bien ambiental con un poder explicativo razonable y con los coeficientes de las variables con el signo esperado, provee evidencia de la validez teórica de los resultados obtenidos (Carson, 2000). Este paso es fundamental dado que la teoría económica nos dice que determinadas variables, como la renta, tienen que ser significativas y aparecer con el signo correcto. Por lo tanto, cualquier estudio de valoración contingente donde los resultados no estén validados desde un punto de vista teórico carece de validez alguna para apoyar los procesos públicos de toma de decisiones. En el Cuadro 3 se muestran los estadísticos descriptivos de las variables utilizadas en la estimación de un modelo Logit con variables socioeconómicas. En el modelo estimado (véase Cuadro 4), la variable dependiente es la respuesta “sí” o “no” al pago planteado. Por ello, lo que queremos averiguar es qué variables explican la probabilidad de que el individuo entrevistado acepte o no el pago planteado. En primer lugar, cabe destacar que todas las variables consideradas son muy significativas. Las variables que presentan signo negativo son el PRECIO (pago ofrecido), la EDAD y la variable VECINO (pertenencia a una asociación de vecinos). Respecto a la primera de estas variables, su signo negativo indica que cuanto mayor es el pago planteado menor es la probabilidad de que responda positivamente a la pregunta de valoración. Este resultado es coherente con lo que predice la teoría económica ya que la proporción de respuestas “sí” tiene que ser monótonicamente decreciente respecto al precio ofrecido.

CUADRO 3
Estadísticos descriptivos de las variables explicativas

| Variable | Descripción | Media | Desviación típica | Mínimo | Máximo |
|---------------|---|-------|-------------------|--------|--------|
| PRECIO | Pago ofrecido (6 valores diferentes) | 30,93 | 18,88 | 6 | 60 |
| RENTA | Renta familiar neta de impuestos en 11 intervalos diferentes desde 0 € a >3.000 € | 5,23 | 2,40 | 1 | 11 |
| MUYINTERESADO | Variable ficticia (1 = si muy interesado o bastante interesado por el medio ambiente, 0 = resto de casos) | 0,82 | 0,37 | 0 | 1 |
| EDAD | Edad del entrevistado | 43,44 | 17,37 | 18 | 83 |
| VISITAS | N.º de visitas realizadas el último año al río Serpis | 2,12 | 1,68 | 1 | 6 |
| IMPORTCAL | Importancia dada a que la calidad del agua sea la adecuada. Tiene cinco niveles (1 = nada importante, ... 5 = muy importante) | 4,84 | 0,42 | 2 | 5 |
| GANDIA | Variable ficticia (1 = si entrevista realizada en Gandia; 0 = resto de casos) | 0,52 | 0,49 | 0 | 1 |
| CALSUBJET | Variable ficticia sobre la percepción de la calidad del agua (1 = si < 2; 0 = resto de casos) | 0,17 | 0,37 | 0 | 1 |
| MENOR | Variable ficticia (1 = si hay menores en el hogar; 0 = resto de casos) | 0,14 | 0,35 | 0 | 1 |
| HOMBRE | Variable ficticia sexo entrevistado (1 = si es hombre; 0 = resto de casos) | 0,54 | 0,49 | 0 | 1 |
| VECINO | Variable ficticia (1 = si pertenece a asociación de vecinos; 0 = resto de casos) | 0,13 | 0,33 | 0 | 1 |

Fuente: Elaboración propia.

La variable EDAD presenta signo negativo como suele ser habitual en muchos estudios de valoración contingente. Normalmente, cuanto mayor es la edad del entrevistado mayor es la probabilidad que rechace el pago planteado, ya sea por el hecho de tener una escala de valores diferente respecto al medio ambiente o por tener unas menores expectativas de uso dada su mayor edad. La última variable con signo negativo es VECINO, que como ya se ha dicho toma valor uno si el entrevistado pertenece a alguna asociación de vecinos o valor cero en el caso contrario. Este signo negativo evidencia que la probabilidad de aceptar el pago es menor si se pertenece a una asociación de este tipo. Resultado que parece bastante lógico dado el carácter reivindicativo y “combativo” de este tipo de personas.

Por otro lado, el resto de variables presenta signo positivo. De entre ellas, la más importante es la RENTA que recoge la renta de la unidad familiar a la que pertenece el entrevistado. Por tanto, tal y como predice la teoría económica, cuanto mayor sea la renta mayor será la probabilidad de aceptar el pago planteado. Si esta variable no hubiera sido significativa, o hubiera tenido un signo diferente, la validez teórica de este estudio de valoración contingente hubiera quedado en entredicho.

La variable MUYINTERESADO toma valor uno si el entrevistado declaró que estaba “muy interesado” o “bastante interesado” por el medio ambiente. Por ello, se puede decir que los individuos que muestran mayor interés por el medio ambiente tienen una mayor probabilidad de aceptar el pago planteado, en definitiva tienen una mayor DAP. Por su parte, la variable IMPORTCAL, muestra la importancia que para el entrevistado tiene que la calidad del agua del Serpis sea la adecuada. Por ello, cuanto mayor importancia se le da a este asunto, mayor es la probabilidad de aceptar el pago propuesto. Del mismo modo, la variable CALSUBJET, es otra variable ficticia que recoge la percepción individual respecto a la calidad actual del agua del Serpis. En este caso, toma valor uno si el individuo en una escala de 1 a 5, donde el “1” significa “muy baja” y el “5” “muy alta”, declaró un valor menor o igual que dos y, toma valor cero, en el resto de situaciones. Por tanto, su significado puede ser interpretado argumentando que aquellos individuos que perciben la calidad del agua como baja o muy baja, son los que presentan una mayor probabilidad de aceptar el pago propuesto. Parece, por tanto, que la mala situación del río “despierta” en ellos un sentimiento de responsabilidad ambiental que se traduce en una mayor DAP.

La variable VISITAS, que recoge el número de visitas realizadas al río Serpis en el último año, muestra que cuanto mayor es el número de visitas mayor es la probabilidad de aceptar el pago. Por ello, parece mostrar que los individuos que más lo visitan tienen un mejor conocimiento de la situación real del río, que en algunos tramos es realmente preocupante, y, por tanto, muestran una mayor DAP.

Por otro lado, la variable GANDIA muestra que si la entrevista fue realizada en este lugar la probabilidad de aceptar el pago es mayor que la obtenida de los entrevistados en Alcoi. Resultado totalmente lógico dado el mayor número de respuestas protesta y de ceros reales habido en Alcoi frente a Gandía.

Asimismo, si el entrevistado fue hombre la disposición a aceptar el pago es mayor. Por último, las familias con miembros menores de edad (variable MENOR)

CUADRO 4
Determinantes de la DAP: modelo logit

| Variable | Coefficiente | Estadístico t |
|--------------------------|--------------|---------------|
| CONSTANTE | -3,1072 | 4,656 |
| PRECIO | -0,0157 | 5,393 |
| RENTA | 0,0792 | 2,872 |
| MUYINTERESADO | 0,7647 | 5,538 |
| EDAD | -0,0121 | 3,494 |
| VISITAS | 0,0858 | 2,441 |
| IMPORTCAL | 0,5877 | 4,775 |
| GANDIA | 0,3425 | 2,985 |
| CALSUBJET | 0,4043 | 2,498 |
| MENOR | 0,9642 | 5,074 |
| HOMBRE | 0,3114 | 2,800 |
| VECINO | -0,5244 | -3,247 |
| Función de verosimilitud | -965,8732 | |
| % Predicciones correctas | 67,34 | |
| Pseudo R ² | 0,2232 | |
| N | 395 | |

Fuente: Elaboración propia.

muestran una mayor disposición a pagar. Este resultado podría venir explicado porque al contestar estuvieran considerando no solamente su bienestar presente, sino el bienestar de las generaciones futuras, es decir estaríamos en presencia de lo que se denomina *bequest value* o valor de legado. Estas personas con su mayor DAP tratarían de legar a las generaciones futuras, de las que forman parte sus propios hijos, un río mejor conservado para que puedan disfrutar de él.

4.2. Ordenación Contingente

En este caso, se trataba de obtener la DAP por un incremento marginal en alguno de los atributos considerados. Como ya se ha mencionado y para facilitar la labor del entrevistado, éste debía ordenar solamente un lote de tarjetas de tal forma que al final del proceso de encuestación todos los lotes tuvieran el mismo peso en la muestra final. Es necesario hacer notar que la mejora máxima de calidad del agua aquí contemplada (muy buena calidad) coincide con la mejora contemplada en el ejercicio de Valoración Contingente (paso del nivel D al A o del nivel 0 al 7 en la tabla de calidad del agua utilizada) para que los resultados puedan ser objeto de comparación posterior.

En el Cuadro 5 se muestra un modelo Logit ordenado (McKelvey y Zaviona, 1975) que nos permite derivar la función indirecta de utilidad, especificada como una función lineal de los atributos de los escenarios alternativos, cuyos coeficientes a su vez nos permiten obtener la DAP por un cambio marginal en alguno de los dos atri-

butos no monetarios considerados (nivel de calidad y tramo a mejorar). Si los coeficientes estimados son negativos ello implica que un incremento en el atributo correspondiente reducirá la utilidad del individuo. Por el contrario, si son positivos un incremento en el atributo correspondiente incrementará también la utilidad. En nuestro caso, todas las variables son significativas y presentan el signo teóricamente correcto. El coeficiente de la variable *COSTE* es negativo lo que indica que cuanto mayor sea el pago exigido por un escenario concreto, menor será la utilidad y, por tanto, escenarios que requieren un pago más alto es más probable que reciban posiciones más bajas en el proceso de ordenación. Del modo contrario, el coeficiente de las variables *CALIDAD* y *TRAMO* es positivo, por ello la utilidad aumenta conforme lo hace la calidad del agua y la longitud del río objeto de mejora. En este caso, los escenarios con mayores niveles en ambos atributos tienen mayor probabilidad de recibir posiciones más altas en el proceso de ordenación.

A partir de los coeficientes estimados, se puede calcular la DAP por un incremento marginal en la calidad del agua que es de 28,02 € y por cada tramo adicional que se proteja que es de 32,61 € (véase Cuadro 6). Los intervalos de confianza han sido obtenidos mediante el procedimiento de *Bootstrapping* con 1.000 repeticiones. Imaginemos ahora que en el río se contempla una mejora de la calidad del agua pasando de la situación actual a una situación de muy buena calidad. Esto implica pasar del nivel D (0) al nivel A (7) en la tabla de calidad del agua. Por tanto, la DAP sería de 28,02 € \times 7 = 196,1 €. Nótese que el cambio considerado supone subir siete niveles en la escala de la tabla de calidad del agua, por eso la DAP obtenida ha de multiplicarse por esta cifra.

CUADRO 5

Modelo Logit ordenado

| Variable | Coefficiente | Estadístico t |
|--------------------------|--------------|---------------|
| Coste | -0,0235 | 5,98 |
| Mejora | 0,6589 | 7,91 |
| Tramo | 0,7670 | 12,66 |
| Función de verosimilitud | -2099,793 | |
| Pseudo R ² | 0,0719 | |

Fuente: Elaboración propia.

CUADRO 6

Estimación de la DAP (Euros por hogar y año)

| | Atributo: mejora en la calidad del agua | Atributo: tramos a proteger |
|-------------------------|---|-----------------------------|
| Media de la DAP | 28,02 | 32,61 |
| Intervalo de confianza* | (20,75-35,29) | (26,85-38,37) |

(*) Los intervalos de confianza han sido calculados mediante la técnica de *Bootstrapping* con 1.000 repeticiones (Efron, B. y Tibshirani, R.J., 1993).

Fuente: Elaboración propia.

A continuación se procede a comparar los resultados aquí obtenidos y los hallados por el método de valoración contingente para un incremento similar de la calidad del agua. En el Cuadro 7 se muestra la media de la DAP, obtenida por ambos métodos, por un incremento marginal en la calidad del agua. Por tanto, en el caso de la valoración contingente lo que hemos hecho es dividir el valor de 108,46 € obtenido anteriormente (modelo Logit) por siete dado que la mejora contemplada suponía subir siete niveles en el cuadro de la calidad del agua. Esta división ha dado como resultado un valor de 15,5 € que es el mostrado en el cuadro. En el caso del método de ordenación contingente esta división no ha sido necesaria ya que la DAP obtenida está motivada precisamente por un incremento marginal en dicho atributo (calidad del agua). Comparando las DAP obtenidas por un método y otro, se observa como el valor obtenido por la ordenación contingente (28,02 €) es casi el doble que el obtenido con el método de valoración contingente (15,50 €). Para validar este resultado, se compara con el hallado por Bateman *et al.* (2006) para el río Tame en el Reino Unido y, aún cuando los valores obtenidos de la DAP son en términos absolutos menores, dado que, entre otras cosas, el formato de pregunta utilizado es diferente, lo que sí se constata en este estudio es que la DAP obtenida por el método de ordenación contingente es también sensiblemente mayor (en torno a un 80%) que la obtenida con la valoración contingente, por tanto, los resultados obtenidos para el río Serpis parecen razonables. Por su parte, Mogas *et al.* (2006) utilizan tres especificaciones diferentes para la función de utilidad y en todas ellas hallan que el experimento de elección produce medidas de bienestar mayores que la valoración contingente. Del mismo modo, Stevens *et al.* (2000) obtienen que las valoraciones obtenidas con el método de valoración contingente son inferiores a las del análisis conjunto. Sin embargo, aun cuando reconocen que este último método tiene ciertas ventajas sobre el de valoración contingente y debería ser más utilizado en la valoración económica de programas medioambientales, también señalan que los resultados deben ser interpretados con precaución. A este respecto, Kriström y Laitila (2003), señalan que en un contexto de análisis coste-beneficio donde son necesarias realizar valoraciones de no mercado, éstas deben estar preferentemente basadas en la valoración contingente que en el experimento de elección, aunque no niegan que este último método muestra una “imagen” muy útil del comportamiento del consumidor.

CUADRO 7

Comparación entre la Valoración Contingente y la Ordenación Contingente

| Incremento unitario en el índice de calidad del agua | Valoración Contingente media de la DAP (€) | Ordenación Contingente media de la DAP (€) |
|--|--|--|
| Estudio del Serpis | 15,50 | 28,02 |
| Estudio del Tame, R. Unido | 3,75 | 7,61 |

Fuente: Elaboración propia.

Stevens *et al.* (2000) sostienen que hay tres razones que justifican estas diferencias halladas entre los dos métodos. En primer lugar, como con el análisis conjunto los bienes ambientales son definidos de un modo más amplio mediante el uso de dife-

rentes atributos y sus correspondientes niveles, entonces las diferencias entre bienes sustitutivos son más explícitas y por este hecho se estimula a los entrevistados a explorar sus diferencias y soluciones de compromiso o *trade-offs* con más detalle. En segundo lugar, desde un punto de vista de la psicología se señala que el proceso de realizar elecciones en el análisis conjunto es bastante diferente al que subyace cuando los entrevistados toman decisiones sobre la disposición a pagar en la valoración contingente. A este respecto, Irwin *et al.* (1993) concluyen que si los precios son un atributo más, éstos tienen un mayor peso en la determinación de una respuesta medida en unidades monetarias (DAP) que en el que pueden tener cuando se realiza una ordenación o elección. Es decir, que en la valoración contingente la mayor importancia relativa del dinero puede incrementar el peso otorgado a una pérdida monetaria (medida por la DAP), mientras que en la ordenación contingente como el dinero es uno más de los atributos considerados el peso otorgado a estas pérdidas es menor, de ahí que las DAP obtenidas sean mayores. Y, en tercer lugar, en el análisis conjunto es mucho más fácil para un entrevistado expresar directamente su indiferencia a las opciones presentadas otorgándoles el mismo orden, de lo cual se deriva que el número de respuestas protesta y de “no respuestas” es menor.

Por otro lado, la postura de Siivamäki y Layton (2007) es diferente a las anteriores ya que en un reciente estudio donde a cada mitad de la muestra se les ofrece un mismo cuestionario, que tan sólo difiere en las preguntas de valoración, concluyen que los métodos de valoración contingente y ordenación contingente producen estimaciones de la DAP estadísticamente indistinguibles cuando los cambios de la calidad ambiental considerados son iguales y cuando solamente la alternativa preferida en el proceso de ordenación es modelizada. Ellos argumentan, por tanto, que mientras la modelización de las preferencias no vaya más allá de lo que las personas hacen normalmente en el mercado –elegir su alternativa preferida– los métodos de valoración contingente y de ordenación contingente proporcionan resultados convergentes.

Por último, dado que una de las finalidades de este estudio es plantearse la posibilidad de poder utilizar sus resultados en otros ámbitos y momentos del tiempo a través de la “transferencia de beneficios”, nos surgen al menos tres cuestiones. Primera, ¿qué método de los dos podría ser el más apropiado para este propósito? DeShazo y Fermo (2001) señalan que los defensores del análisis conjunto argumentan que éste ofrece tres ventajas sobre la valoración contingente. En primer lugar, permite obtener a un menor coste que la valoración contingente información similar o incluso de mayor calidad. En segundo lugar, permite obtener el beneficio derivado de un incremento marginal de cada uno de los atributos considerados. Y, en tercer lugar, permite caracterizar de una forma más completa la función de utilidad subyacente de los consumidores para un bien ambiental concreto y, de esta forma, mejora la habilidad de las administraciones o entidades privadas para llevar a cabo la transferencia de beneficios.

La segunda cuestión a plantearse es hasta qué punto los valores obtenidos son estables en el tiempo y, por tanto, potencialmente válidos para la transferencia de beneficios (Brouwer, 2006). La lógica que subyace a este hecho es que los valores am-

bientales pueden variar con el paso del tiempo por la misma razón por la cual varían los valores de mercado y los precios. Esta preocupación por la estabilidad temporal de las valoraciones realizadas ya fue adelantada por la comisión de expertos reunida por la NOAA en los años noventa (Arrow *et al.*, 1993).

Y, por último, nos debemos plantear que la transferencia de beneficios también se ve seriamente afectada, como es lógico, por la calidad de las estimaciones originales de los beneficios ambientales, es decir, por los errores que se pudieran haber cometido. Controlar estos errores requiere obtener una información completa y precisa de todos los detalles del diseño y ejecución del estudio original en el cual se apoya la transferencia de beneficios.

5. Estimación de los beneficios sociales de una mejora en la calidad del agua

Supongamos que queremos saber cuál sería el valor de un incremento en la calidad del agua del río Serpis desde su estado actual a un estado de muy buena calidad (nivel A o 7 de la tabla de calidad del agua). Para ello nos debemos plantear cuatro preguntas: ¿Qué valor de la DAP elegimos entre todos los hallados? ¿Cuál es criterio de agregación? ¿Cuál es el horizonte temporal de las mejoras contempladas? ¿Qué tasa de descuento utilizamos? La respuesta a la primera pregunta es que en este proceso de agregación se han utilizado dos valores de la media de la DAP al objeto de poder realizar comparaciones y de poder dar un intervalo en el que se situaría la DAP. En concreto, los valores utilizados han sido 108,5 € (valoración contingente, modelo logit) y 196,1 € (ordenación contingente).

Respecto al criterio de agregación elegido, éste también ha sido doble puesto que, dado que el vehículo de pago considerado era un incremento en el recibo del agua, hemos agregado tanto por el número de familias⁸ (70.895) que viven en los municipios de la cuenca del Serpis como por el número de viviendas (121.739). El número de familias, se ha obtenido teniendo en cuenta que según la información que ofrece el Instituto Nacional de Estadística (INE), el tamaño medio de una unidad familiar en la Comunidad Valenciana es de 2,83 individuos, por tanto si se divide la población de la cuenca por esta cifra, se obtiene el número de familias. Respecto al número de viviendas, la información también ha sido obtenida del INE, habiéndose considerado tanto viviendas principales, como segundas residencias y otros tipos de viviendas.

El horizonte temporal elegido ha sido de 25 años. La elección de éste se sustenta en que la vida útil estimada para una planta de tratamiento de aguas que mejore la calidad de las mismas a través de un proceso de microfiltración es precisamente de 25

⁸ Como señalan Jakobson y Dragun (2001), un asunto clave es si los valores deben ser agregados desde una perspectiva individual o de la unidad familiar. Aunque normalmente se pregunta por la DAP individual, los individuos cuando contestan tienen en mente a la renta familiar como su restricción presupuestaria, por ello, si se quiere ser prudente en la valoración, la agregación debe realizarse multiplicando por el número de familias y no por individuos.

años. Respecto a las tasas de descuento utilizadas, siguiendo a Almansa y Requena (2007), éstas han sido del 1 y del 3% dado que se ha considerado la naturaleza de largo plazo de los beneficios medioambientales considerados. Haber elegido tasas de descuento más altas hubiera implicado minimizar el valor presente de los beneficios ambientales futuros, hecho que se conoce como la “tiranía del presente”. En cualquier caso, como señala Weitzman (1998; 2001), la razón principal para utilizar tasas de descuento más bajas conforme aumenta el período de tiempo considerado surge de la incertidumbre respecto al futuro.

Si ahora multiplicamos la media de la DAP por el número de familias o por el número de viviendas y teniendo en cuenta un horizonte temporal de 25 años, obtendríamos que los beneficios esperados de una mejora de la calidad del agua del Serpis oscilarían entre un valor mínimo de 133,9 millones de Euros y un valor máximo de 525,7 millones de Euros, dependiendo de la tasa de descuento elegida tal y como se muestra en el Cuadro 8.

CUADRO 8
Beneficios sociales derivados de una mejora de la calidad del agua del río Serpis

| | Media de la DAP (€) | | Media de la DAP (€) | |
|---|---------------------|-------------|---------------------|-------------|
| | 108,50 | 196,10 | 108,50 | 196,10 |
| N.º de familias | 70.895 | 70.895 | | |
| N.º de viviendas | | | 121.739 | 121.739 |
| Beneficios sociales de una mejora en la calidad del agua | 7.692.107 | 13.902.509 | 13.208.681 | 23.873.017 |
| Beneficios sociales esperados suponiendo un período de 25 años y una tasa de descuento del: | | | | |
| 1% | 169.404.481 | 306.177.120 | 290.896.838 | 525.759.170 |
| 3% | 133.943.803 | 242.086.442 | 230.004.713 | 415.704.370 |

Fuente: Elaboración propia.

6. Conclusiones

La DMA tiene como objetivo principal mejorar la calidad de las aguas europeas para el año 2015. Para ello se proponen una serie de medidas cuyos costes y beneficios es necesario estimar en términos monetarios. De entre los beneficios derivados de la mejora de la calidad del agua, hay un grupo que dada su especial naturaleza no tienen un reflejo en el mercado, por tanto, su cuantificación no es una tarea sencilla. Por ello, en este trabajo, se han propuesto, por primera vez en España para el caso del agua, dos aproximaciones metodológicas –valoración contingente y ordenación contingente– que nos han permitido salvar dicho obstáculo. Sin embargo, a pesar de la utilidad que estas metodologías tienen para informar los procesos públicos de decisión relacionados con el medio ambiente, se ha de tener en cuenta que éstas, como

cualquier otra metodología económica, tienen sus limitaciones y no puedan dar por sí mismas una respuesta definitiva a un problema ambiental de tal envergadura como es la calidad del agua.

Los resultados obtenidos muestran que la DAP obtenida a través de la ordenación contingente es sensiblemente mayor que la obtenida con la valoración contingente. Este resultado es un hecho recurrente en la literatura que no tiene por qué inducir a ningún tipo de desconcierto dado que, como ya se ha argumentado en el trabajo, existen diversos factores que están detrás de estas diferencias. Además, como se muestra en Bengochea *et al.* (2005) es habitual que dependiendo de la aproximación que se elija y de los supuestos que se adopten, los valores de la DAP serán unos u otros. Se trata más bien de obtener un intervalo de confianza que un valor único.

Los resultados también indican que, en el caso de la valoración contingente, los mayores determinantes de la disposición a pagar son la renta de los hogares, la calidad del agua percibida, la edad y el lugar donde la entrevista fue realizada. Del mismo modo, en el caso de la ordenación contingente todas las variables presentan el signo correcto y son significativas mostrando que la utilidad de los individuos entrevistados aumenta con la calidad del agua y disminuye con el coste o pago a efectuar.

A través de la agregación de las valoraciones individuales se ha obtenido una estimación monetaria de los beneficios sociales derivados de una mejora hipotética de la calidad del agua del río Serpis. En función de la aproximación elegida, y de los supuestos específicos de agregación considerados, estos beneficios tendrían un valor mínimo de 133,9 millones de Euros y un valor máximo de 525,7 millones de Euros.

Por último, surge la cuestión de la posible utilización de los resultados de este trabajo en otros contextos y momentos del tiempo a través de la transferencia de beneficios. Esto no es un proceso inmediato y sencillo por varias razones. En primer lugar, la transferencia de beneficios es muy dependiente de la calidad de los estudios originales de valoración en los que se basa. Como señalan Brookshire y Nelly (1992) la transferencia de beneficios sólo puede ser tan exacta como lo es la estimación de beneficios en la que se apoya. Esta dependencia, a su vez, está condicionada parcialmente por los errores cometidos en los estudios originales de valoración económica siendo necesario controlar estos errores. En segundo lugar, la transferencia de beneficios también es muy dependiente de la disponibilidad de estudios originales. Por ello, y como es obvio, ésta no es posible cuando existen pocos estudios originales o éstos han sido pobremente diseñados y comunicados. Johnston *et al.* (2006) afirman que cuando la transferencia de beneficios se basa en uno o en pocos estudios originales se introduce mayor incertidumbre y errores en los valores transferidos. En tercer lugar, la transferencia basada en funciones de valor es más robusta que si se apoya en un valor medio sin ajustar dado que se transmite una mayor información (Pearce *et al.*, 1994). En cuarto lugar es necesario que el bien ambiental y el cambio en su nivel de provisión sean similares tanto en el estudio original como en el de destino, así como los lugares donde se hallan estos bienes y las características y distribución de la población (Loomis, 1992). Y, en quinto lugar, nos podemos plantear la siguiente pregunta: ¿Qué utilidad tiene, por tanto, el estudio pre-

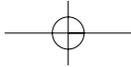
sentado en estas páginas? Sin querer pecar de falta de modestia, creemos que éste es útil y oportuno en el tiempo ya que ofrece una valiosa información para las diferentes administraciones públicas encargadas de la gestión de los recursos hídricos en nuestro país. Sin embargo, a tenor de lo anterior también parece obvio que este estudio, en sí mismo, es insuficiente para justificar un proceso “serio” de transferencia de beneficios. Esta transferencia de beneficios debería sustentarse en un mayor número de estudios, que todavía no existen, para minimizar los errores de transferencia. A este respecto, Hanley *et al.* (2006) afirman que meros experimentos de elección pueden ser incapaces de sustentar estos procesos de transferencia de beneficios dentro de los límites convencionales del rigor estadístico. No obstante, puede que en la práctica los decisores públicos consideren como aceptables unos niveles más bajos de exactitud.

Bibliografía

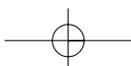
- Almansa Sáez, C. y Calatrava Requena, J. (2007). “Reconciling sustainability and discounting in cost benefit analysis: A methodological proposal”. *Ecological Economics*, 60:712–725.
- Álvarez-Farizo, B., Hanley, N., Wright, R.E. y MacMillan, D. (1999). “Estimating the benefits of agri-environmental policy: Econometric issues in open ended contingent valuation studies”. *Journal of Environmental Planning and Management*, 42:23-43.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P.P., Leamer, E.E., Radner, R. y Schuman, H. (1993). “Report of the National Oceanic and Atmospheric Administration Panel on contingent valuation”. *Federal Register*, 58:4602-4614.
- Atkins, J.P., Burdon, D. y Allen, J.H. (2007). “An application of contingent valuation and decision tree analysis to water quality improvements”. *Marine Pollution Bulletin*, 55:591-602.
- Barreiro Hurlé, J. y Pérez y Pérez, L. (2006). “Beneficios sociales de la mejora de la calidad del agua: una aproximación a partir de los costes defensivos de los hogares”. *Estudios de Economía Aplicada*, 24:453-476.
- Bateman, I., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Ozdemiroglu, E., Pearce, D.W., Sugden, R. y Swanson, J. (2002). *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Bateman, I.J., Cole, M.A., Georgiou, S. y Hadley, D.J. (2006). “Comparing contingent valuation and contingent ranking: A case study considering the benefits of urban river quality improvements”. *Journal of Environmental Management*, 79:221-231.
- Beggs, S., Cardell, S. y Hausman, J. (1981). “Assessing the potential demand for electric cars”. *Journal of Econometrics*, 16:1-19.
- Bengochea-Morancho, A., Fuertes Eugenio, A.M.^a y Saz Salazar, S. del (2005). “A comparison of empirical models to infer the willingness to pay in contingent valuation”. *Empirical Economics*, 30:235-244.
- Birol, E., Karaousakis, K. y Koundouri, P. (2006). “Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and application”. *Science of the Total Environment*, 365:105-122.
- Bishop, R.C. y Heberlein, T.A. (1979). “Measuring values of extra-market goods: Are indirect measures biased?”. *American Journal of Agricultural Economics*, 61:926-930.
- Braden, J.B., Kolstad, C.D. y Miltz, D. (1991). “Theory and Methods”, en Braden, J. B. y Kolstad, C. D. (Eds.). *Measuring the Demand for Environmental Quality*, North Holland.
- Brower, R. (2006). “Do stated preference methods stand the test of time? A test of the stability of contingent values and models for health risks when facing an extreme event”. *Ecological Economics*, 60:399-406.

- Brookshire, D.S. y Neill, H.R. (1992). "Benefit transfers: conceptual and empirical issues". *Water Resources Research*, 28:651-655.
- Brox, J.A., Kumar, R.C. y Stollery, K.R. (2003). "Estimating willingness to pay for improved water quality in the presence of item nonresponse bias". *American Journal of Agricultural Economics*, 85:414-428.
- Carlsson F., Frykblom, P. y Liljenstolpe, C. (2003). "Valuing wetland attributes: An application of choice experiments". *Ecological Economics*, 47:95-103.
- Carson, R.T. y Mitchell, R.C. (1993). "The value of clean water: the public's willingness to pay for boatable, fishable and swimmable quality water". *Water Resources Research*, 9(7):2445-2454.
- Casey, J.F., Kahn, J.R. y Rivas, A. (2006). "Willingness to pay for improved water services in Manaus, Amazonas, Brazil". *Ecological Economics*, 58(2):365-372.
- Clinch, J.P. y Murphy, A. (2001). "Modelling winners and losers in contingent valuation of public goods: Appropriate welfare measures and econometric analysis". *The Economic Journal*, 111:420-443.
- Champ, P.A., Boyle, K.J. y Brown, T.C. (eds.) (2003). *A Primer on Nonmarket Valuation*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Cooper, P., Poe, G.L. y Bateman I.J. (2004). "The structure of motivation for contingent values: A case study of lake water quality improvement". *Ecological Economics*, 50(1-2):69-82.
- DeShazo, J.R. y Fermo, G. (2002). "Designing choice sets for stated preference methods: The effects of complexity on choice consistency". *Journal of Environmental Economics and Management*, 44:123-143.
- Efron, B. y Tibshirani, R.J. (1993). *An Introduction to the Bootstrap*. N.Y.: Chapman & Hall.
- Foster, V. y Mourato, S. (2003). "Elicitation format and sensitivity to scope: do contingent and choice experiments give the same results?". *Environmental and Resource Economics*, 24:141-160.
- Desvousges, W.H., Smith, V.K. y Fisher, A. (1987). "Option price estimation for water quality improvements: A contingent valuation study for the Monogahela river". *Journal of Environmental Economics and Management*, 14:248-267.
- Garrod, G.D. y Willis, K.G. (1997). "The non-use benefits of enhancing forest biodiversity: A contingent ranking study". *Ecological Economics*, 21:45-61.
- Green, P.E. y Rao, V.R. (1971). "Conjoint measurement for quantifying judgmental data". *Journal of Marketing Research*, 8:335-363.
- Green P.E. y Srinivasan, V. (1990). "Conjoint analysis in marketing: New developments with implications for research and practice". *Journal of Marketing*, 54:3-19.
- Greene, W.H. (1998). *Análisis econométrico*. Prentice Hall, 3.^a edición.
- Hanley, N., Wright, R. y Adamowicz, V. (1998). "Using choice experiments to value the environment". *Environmental and Resource Economics*, 11(3-4):413-428.
- Hanley, N., Adamowicz, V. y Wright, R.E. (2005). "Price vector effects in choice experiments: An empirical test". *Resource and Energy Economics*, 27:227-234.
- Hanley, N., Mourato, S., y Wright, R. (2001). "Choice modelling approaches: a superior alternative for environmental valuation?". *Journal of Economic Surveys*, 15:435-462.
- Hanley, N., Wright, R.E. y Álvarez-Farizo, B. (2006). "Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: An application to the water framework directive". *Journal of Environmental Management*, 78 (2):183-193.
- Hausman, J.A. y Ruud, P.A. (1987). "Specifying and testing econometric models for rank-ordered data". *Journal of Econometrics*, 34:83-104.
- Hensher, D.A. (1994). "Stated preference Analysis of travel choices: The state of the practice", *Transportation*, 21:107-1034.
- Jakobsson, K.M. y Dragun, A.K. (2001). "The worth of a possum: valuing species with the contingent valuation method". *Environmental and Resource Economics*, 19:211-227.
- Johansson, P.O. (1993). *Cost-Benefit Analysis of Environmental Change*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Johnston, R.J., Besedin, L.Y. y Ranson, M.H. (2006). "Characterizing the effects of valuation methodology in function-based benefits transfer". *Ecological Economics*, 60:407-419.

- Kopp, R.J., Pommerehne, W.W. y Schwarz, N. (1997). "Editor's introduction", en Kopp, R.J., Pommerehne, W.W. and Schwarz, N. (Eds.), *Determining the value of non-market goods*, Kluwer Academic Publishers.
- Kriström, B. (1997). "Practical problems in contingent valuation", en Kopp, R.J., Pommerehne, W.W. and Schwarz, N. (Eds.), *Determining the value of non-market goods*, Kluwer Academic Publishers.
- Kriström, B. y Laitila, T. (2003). "Stated preference methods for environmental valuation: A critical look", en Foler, H. y Tietenberg, T. (Eds.): *International Yearbook of Environmental and Resource Economics*, Edgar Elgar, Cheltenham, UK.
- Lancaster, K. (1966). "A new approach to consumer theory". *Journal of Political Economy*, 74:132-157.
- Lancaster, K. (1971). *Consumer Demand: A New Approach*, Columbia University Press, New York.
- Loomis, J.B. (1992). "The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer: Benefit function transfer". *Water Resource Research*, 28:701-705.
- Louviere, J.J. y Hensher, D.A. (1982). "On the design and analysis of simulated choice or allocation experiments in travel choice modelling". *Transportation Research Record*, 890:11-17.
- Louviere, J.J., Hensher, D.A. y Swait, J.D. (2000). *Stated Choice Methods, Analysis and Application*. Cambridge University Press.
- Louviere, J., Meyer R.J., Stetzer F. y Beavers, L.L. (1974). *Application of fractional factorial experiments to bus mode choice decision making*. Technical Report, Institute of Urban and Regional Research, University of Iowa, Iowa City.
- Luce, R. D. y Tukey, J.W. (1964). "Simultaneous conjoint measurement: A new type of fundamental measurement". *Journal of Mathematical Psychology*, 1:1-27.
- Machado, F.S. y Mourato, S. (2002). "Evaluating the multiple benefits of marine water quality improvements: how important are health risk reductions?". *Journal of Environmental Management*, 65:239-250.
- Macmillan, D., Duff, E. y Elston, D.A. (2001). "Modelling the non-market environmental costs and benefits of biodiversity projects using contingent valuation data". *Environmental and Resource Economics*, 18:391-410.
- McKelvey, R. y Zaviona, W. (1975). "A statistical model for the analysis of ordinal level dependent variables". *Journal of Mathematical Sociology*, 4:103-120.
- Mitchell, R.C. y Carson, R.T. (1989). *Using surveys to value public goods: The contingent valuation method*. Resources for the Future, Washington D.C.
- Mogas, J., Riera, P. y Bennet, J. (2006). "A comparison of contingent valuation and choice modelling with second-order interactions", *Journal of Forest Economics*, 12:5-30.
- Morrison, M., Bennet, J. y Blamey, R. (1999). "Valuing improved wetland quality using choice modelling". *Water Resources Research*, 35(9):2805-14.
- Norman, K.L. y Louviere, J. (1974). "Integration of attributes in public bus transportation: Two modelling approaches". *Journal of Applied Psychology*, 58:753-758.
- Pearce, D.W., Whittington, D. y Georgiou, S. (1994). *Project and Policy Appraisal: Integrating Economics and Environment*, OECD, Paris.
- Roe, B., Boyle, K.J. y Teisl, M.F. (1996). "Using conjoint analysis to derive estimates of compensating variation". *Journal of Environmental Economics and Management*, 31:145-149.
- Rolfe, J., Bennet, J. y Louviere, J. (2000). "Choice modelling and its potential application to tropical rain-forest preservation". *Ecological Economics*, 35:289-302.
- Ryan, M. y Hughes, J. (1997). "Using conjoint analysis to assess women's preferences for miscarriage management". *Health Economics*, 6:261-273.
- Ryan, M., McIntosh, E. y Shackley, P. (1998). "Methodological issues in the application of conjoint analysis in health care", *Health Economics*, 7:373-378.
- Siikamäki, J. y Layton, D.F. (2007). "Discrete choice survey experiments: A comparison using flexible methods", *Journal of Environmental Economics and Management*, 33:122-139.
- Stevens, T.H., Belkner, R., Dennis, D., Kitredge, D. y Willis, C. (2000). "Comparison of contingent valuation and conjoint analysis in ecosystem management". *Ecological Economics*, 32:63-74.
- Van Houtven, G., Powers, J. y Pattanayak, S.K. (2007). "Valuing water quality improvements in the United States using meta-analysis: Is the glass half-full or half-empty for national policy analysis?". *Resource and Energy Economics*, 29:206-228.



- Vaughan, W.J. (1981). "The water quality ladder, Appendix II", en Mitchel, R.C. and Carson, R.T. (Eds.), *An experiment in determining willingness to pay for national water quality improvements*, Draft Report, Resources for the Future; Washington, D.C.
- Weitzman, M.L. (1998). "Why the far-distant future should be discounted at its lowest possible rate". *Journal of Environmental Economics and Management*, 36:201-208.
- Weizman, M.L. (2001). "Gamma discounting". *American Economic Review*, 91:260-271.
- Wilson, M.A. y Hoehn, J.P. (2006). "Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the-art science". *Ecological Economics*, 60:335-342.



Anexo I

GRAFICO 1
Tabla de calidad del agua

| Indice de calidad | Nivel | Características |
|-----------------------------|-------|---|
| Mejor calidad posible 10 | | Agua potable:  |
| 9 | | |
| 8 | | |
| 7 | A | Agua apta para el baño:  |
| 6 | | |
| 5 | B | Agua apta para la pesca:  |
| 4 | | |
| 3 | | |
| 2 | C | Agua apta solo para algunas actividades recreativas en los alrededores:  |
| 1 | | |
| 0 Peor calidad posible | D | Agua NO apta para uso alguno:  |

GRAFICO 2
Imágenes utilizadas en Alcoi



GRAFICO 3
Ejemplo de tarjeta utilizada

