

**BENEFICIOS AMBIENTALES NO COMERCIALES  
DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA EN CONDICIONES  
DE ESCASEZ: ANÁLISIS ECONÓMICO PARA  
EL GUADALQUIVIR**

**JULIA MARTIN-ORTEGA  
GIACOMO GIANNOCCARO  
JULIO BERBEL VECINO**

**FUNDACIÓN DE LAS CAJAS DE AHORROS  
DOCUMENTO DE TRABAJO  
Nº 497/2010**

De conformidad con la base quinta de la convocatoria del Programa de Estímulo a la Investigación, este trabajo ha sido sometido a evaluación externa anónima de especialistas cualificados a fin de contrastar su nivel técnico.

ISSN: 1988-8767

La serie **DOCUMENTOS DE TRABAJO** incluye avances y resultados de investigaciones dentro de los programas de la Fundación de las Cajas de Ahorros.  
Las opiniones son responsabilidad de los autores.

**BENEFICIOS AMBIENTALES NO COMERCIALES**  
**DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA EN CONDICIONES DE ESCASEZ:**  
**ANÁLISIS ECONÓMICO PARA EL GUADALQUIVIR**

**Julia Martin-Ortega\***  
**Giacomo Giannoccaro\*\***  
**Julio Berbel Vecino\*\***

**Resumen**

Alcanzar los objetivos ecológicos de la Directiva Marco del Agua conlleva la generación de beneficios ambientales que no siempre tienen reflejo en el mercado y que es necesario estimar para una correcta implementación de la norma. Las evaluaciones monetarias de estos beneficios no comerciales se han concentrado hasta el momento en la mejora de la calidad físico-química de las masas del agua. Sin embargo, una condición necesaria para conseguir el buen estado ecológico es la asignación de suficiente caudal a los ríos para el mantenimiento de los servicios ambientales, aspecto de particular relevancia en condiciones de escasez en el sur de Europa. En este trabajo se aplica un experimento de elección al caso del Guadalquivir para la estimación del valor económico derivado de este “uso ambiental” del agua, así como de la reducción de la probabilidad de restricciones en los hogares en situaciones de escasa disponibilidad de agua. De los resultados se desprende que la población de la Cuenca deriva un beneficio significativo, no sólo ligado a los valores de uso, sino también al mantenimiento del buen estado ecológico de los ecosistemas hídricos.

*Palabras clave:* valoración ambiental, experimentos elección, Directiva Marco del Agua, escasez  
*Códigos JEL:* Q25, Q51

**\*Autor para correspondencia:** Julia Martin-Ortega, Basque Centre for Climate Change, Bilbao (48009)

Tel. +34 944 014 690; [julia.martin.ortega@bc3research.org](mailto:julia.martin.ortega@bc3research.org)

\*\* Depto. Economía, Sociología y Política Agraria, Universidad de Córdoba.

**Agradecimientos:** Esta investigación se ha desarrollado en el contexto del Convenio de Colaboración entre la Universidad de Córdoba y el Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino y del proyecto de investigación del 6º Programa Marco de la UE: AquaMoney (SSPI-022723, *Development and Testing of Guidelines for the Assessment of Environmental and Resource Costs and Benefits*). El trabajo ha sido posible gracias a la financiación de Programa de Formación de Doctores de la Junta de Andalucía. El cuestionario que aquí se aplica ha sido realizado en colaboración con los miembros del *Water Scarcity Team* del Proyecto *Aquamoney* (Roy Brouwer, Meri Raggi David Viaggi, Manuel Pulido-Velázquez, Michalis Skourtos, Joaquín Andreu, Laura Sardonini, Davide Ronchi, Areti Kontogianni Thanassi Machleras y Antonio Lopez-Nicolas) y con Josefina Maestu, del Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino. El diseño experimental fue realizado por Begoña Alvarez-Farizo. Sólo los autores son responsables del contenido del artículo. Agradecemos al revisor anónimo sus valiosos comentarios.

## 1. INTRODUCCIÓN

La protección y sostenibilidad en el uso y la gestión del recurso hídrico representan los nuevos retos que la Directiva Marco de Agua (DMA) del año 2000 ha planteado a nivel europeo. La DMA pretende alcanzar una gestión sostenible de todas las aguas, lo cual implica la prevención del deterioro adicional, la protección de los ecosistemas (acuáticos, humedales y terrestres dependientes de los ecosistemas acuáticos), la promoción del uso sostenible del agua, la disminución de vertidos de sustancias peligrosas y la prevención de la contaminación de aguas subterráneas, así como de los efectos de inundación y sequía.

De manera general, el primer objetivo que la Directiva establece es conseguir el buen estado ecológico para todas las aguas comunitarias para el año 2015. El estado ecológico hace referencia en este contexto a distintos aspectos y condiciones del recurso en función parámetros biológicos, hidro-morfológicos y físicos-químicos y de su desviación con respecto a valores del estado ecológico natural.

Alcanzar estos objetivos lleva asociados beneficios que mejoran el bienestar social (Bateman, 2006; Hanley et al., 2006). Parte de estos beneficios tendrán su reflejo en el mercado (por ejemplo: disminución de los costes de extracción si mejora el nivel de un acuífero, o la disminución de los costes de tratamiento del agua para usos domésticos si mejora la calidad de la misma). Sin embargo, la literatura ha dejado constancia desde hace tiempo de la existencia también de valores que no tienen reflejo en el mercado, relativos a los recursos naturales en general (Pearce y Turner, 1995) y a los recursos hídricos, en particular. Por ejemplo, Birol et al. (2006) recogen la taxonomía de valores que componen el *Valor Económico Total* de los recursos hídricos, incluidos los *valores de uso indirecto*, *valores de opción* y *valores de "no uso"*. Estos valores sin reflejo en el mercado han sido tradicionalmente ignorados en la política hídrica, dando lugar a situaciones de asignación ineficiente del recurso, como se ha reconocido desde varias instancias (Birol et al., 2006; Constanza et al., 1997; Naciones Unidas, 2003; Pearce y Turner, 1995; UNESCO, 2002).

La vocación claramente ambiental de la DMA ofrece una oportunidad para incorporar en la gestión hídrica los valores no comerciales y corregir esta situación ineficiente del recurso. Se han llevado a cabo iniciativas desde el ámbito científico para apoyar a los gestores públicos en la incorporación de los beneficios ambientales sin mercado en el proceso de implementación de la DMA<sup>1</sup>. A pesar de ello, cabe señalar que las estimaciones que se han hecho hasta el momento en el contexto de la DMA se han limitado, en su mayor parte, al análisis de la mejora de la calidad físico-química de las aguas (Hanley et al. (2006); Brouwer et al. (2009), Bateman et al. (2009); Brouwer et al. (*en prensa*), Del Saz-Salazar et al.

---

<sup>1</sup> Por ejemplo: Proyecto AquaMoney para el desarrollo y prueba de guías para la valoración de los beneficios ambientales y del recurso de la Directiva Marco del Agua ([www.aquamoney.org](http://www.aquamoney.org)); proyecto ChREAM1 que analiza los costes y beneficios no de mercado en agricultura derivados de la implementación de la DMA en la cuenca del río Humber en Inglaterra (Bateman et al., 2006); y el informe sobre los beneficios derivados de la DMA encargado por la DEFRA británica (Baker et al., 2007); entre los más destacados.

(2009) y Martin-Ortega et al. (2009), entre otros). Es significativa la carencia de estudios de valoración de dichos beneficios relativos a aspectos cuantitativos del estado ecológico de las aguas, concretamente al mantenimiento de los caudales en condiciones de escasez. Ha de recordarse que una condición necesaria para conseguir el buen estado ecológico es precisamente el aspecto cuantitativo de mínimo caudal ecológico de las masas de agua, midiéndose éste como aquel nivel dónde pequeñas disminuciones de caudal originarían pérdida de hábitats importantes. La propia Directiva así lo recoge cuando en la definición del estado ecológico de los ríos en el anexo V se hace referencia al régimen hidrológico y continuidad del río.

Para las regiones del sur de Europa, caracterizadas por la irregularidad de las precipitaciones y la fuerte competición por el recurso por parte de los distintos usuarios, la dimensión relativa a la cantidad de recurso disponible y al daño ambiental en situaciones de escasez de agua supone, si cabe, un problema más acuciante que el de la calidad físico-química de las aguas. Para asegurar una asignación más eficiente (y más sostenible) del recurso en condiciones de escasez, es necesario conocer el coste de oportunidad de no asignar suficiente recurso a los distintos usuarios del agua, incluido el de no asegurar los servicios ambientales. El coste de oportunidad de las actividades productivas del agua puede conocerse mediante estimaciones de precios de mercado. Sin embargo, la DMA obliga ahora a incorporar también en la gestión hídrica los beneficios derivados del mantenimiento de dichos servicios ambientales que no tienen reflejo en el mercado. Asimismo ha de estimarse el valor que supone para los hogares la certeza en el abastecimiento del recurso, lo que supondría estimar cuanto valora la sociedad la reducción de cortes en la provisión de agua para los hogares.

Esto es de particular importancia cuando la propia DMA deja la puerta abierta a que se pueda no cumplir con los requerimientos ambientales si de una valoración en términos monetarios resultara desproporcionado (Martin-Ortega y Berbel, 2008). Cabe señalar, además, que los costes de servicio del recurso dependen del nivel de agua abastecida, y si en condiciones de escasez se pretende mantener el flujo ecológico disminuyendo las provisiones para el uso doméstico y productivo, evidentemente los costes para los usuarios se incrementarán.

El estudio que aquí se presenta responde pues a la necesidad de obtener más información sobre el valor económico de los beneficios ambientales en condiciones de escasa disponibilidad del agua, como es el caso de la Europa Mediterránea. En este contexto, el objetivo de la investigación es el de estimar el bienestar social (beneficio) en términos monetarios derivados de la mejora del estado de las aguas por la implementación de la Directiva Marco del Agua en condiciones de escasez. Específicamente se analiza el valor asignado a de la disponibilidad del agua en los hogares (reducción de la probabilidad de restricciones en el hogar) y el valor del “uso ambiental” del agua, es decir, el valor que la sociedad concede a mantener ciertos niveles de agua en el río para asegurar el buen estado ambiental de las masas de agua.

El procedimiento de estimación propuesto se basa en la valoración monetaria de la diferencia de bienestar entre el estado actual y el buen estado ecológico de las aguas, mediante el uso de técnicas de preferencias declaradas o expresadas. Este tipo de técnicas de valoración, basadas en el uso de

encuestas, permite además analizar de forma directa las percepciones de los habitantes y la heterogeneidad de la demanda. Se ilustra con un caso de estudio en la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir.

El resto del artículo se organiza de la siguiente manera: a continuación se presenta brevemente la metodología de valoración utilizada (experimentos de elección). En la sección tercera se exponen el caso de estudio y el diseño experimental. La sección cuarta recoge el modelo econométrico empleado. La sección quinta presenta los resultados del análisis, cuyas conclusiones son expuestas en el sexto y último apartado.

## 2. METODOLOGÍA: LOS EXPERIMENTOS DE ELECCIÓN

Entre las distintas técnicas disponibles para la estimación de los beneficios ambientales, cabe mencionar las basadas en datos observados de consumo en base al concepto de “precios virtuales” (véase Roibás et al. 2007 o Grafton y Ward (2008) para el tema que nos ocupa), y las técnicas de preferencias expresadas (Bateman et al. 2002). Las técnicas de preferencias expresadas o declaradas, que empleamos en esta investigación, se basan en la estimación en una encuesta de la disponibilidad a pagar de los individuos por una determinada mejora de la calidad ambiental mediante la asignación hipotética de un determinado coste a dicha mejora. Dentro de ellas, la valoración contingente ha sido ampliamente utilizada en el ámbito de los recursos hídricos<sup>2</sup>. En los últimos años, ha tomado importancia otra técnica de valoración por preferencias expresadas: los experimentos de elección (EE).

Los experimentos de elección (EE) forman parte de un conjunto de técnicas que tratan de comprender y predecir el comportamiento de los agentes decisores frente a elecciones discretas. En este sentido, la valoración se considera indisolublemente ligada a la elección: elegir significa preferir y preferir significa valorar algo por encima de su alternativa. La economía mide el valor adicional (marginal) entre alternativas (o frente a un cambio). De este modo, se trata de estimar el valor del bien (ambiental) mediante el análisis del proceso por el cual un agente decisor elige una determinada opción dentro de un conjunto de opciones, con distintas formas de provisión del bien ambiental.

---

<sup>2</sup> La utilización del método contingente a la valoración de los recursos naturales ha sido tan amplia que resulta difícil hacer un resumen de los principales trabajos en este sentido. Por ello, nos referimos a aquellas obras de recopilación que ofrecen una amplia perspectiva de las principales investigaciones que se han realizado hasta el momento. Encontramos una clasificación interesante en el documento elaborado por el Foro sobre Investigación en Medio Ambiente de Escocia e Irlanda del Norte (Interwies et al., 2005). Otra referencia interesante relativa a la utilización de la valoración contingente de recursos hídricos la encontramos en el trabajo de meta-análisis en humedales de Brander et al. (2006). Loomis (2000) y Briol et al. (2006) repasan varios estudios de valoración contingente realizados en Estados Unidos y Europa. Schaafsma y Brouwer (2006) revisaron las guías que existen publicadas sobre valoración ambiental de recursos hídricos.

Esta técnica, que tiene su origen en el análisis conjunto empleado para modelizar la elección en el ámbito del transporte y telecomunicaciones en Australia [Louviere (1981) y Louviere y Hensher (1983)], se ha utilizado de forma creciente en la valoración de bienes complejos (Hanley et al., 2001) y particularmente en el ámbito de los bienes ambientales (Bateman et al., 2002). Está sustentada por los fundamentos teóricos de la Teoría del Valor (Lancaster, 1966). Lancaster (1966) propone que la utilidad que proporciona un bien puede ser descompuesta en utilidades separadas procedentes de sus atributos o características particulares, es decir, los individuos obtienen la utilidad de un bien a partir de sus características (atributos) y no del bien per se. Estas características del bien son las que proporcionan los diferentes servicios que éste ofrece al consumidor, de modo que el nivel de los servicios proporcionados determinará, según el paradigma neoclásico, la utilidad (satisfacción) que el individuo obtiene del consumo y que, por tanto, determinará la preferencia social asociada al mismo.

Los EE son consistentes con la Teoría de la Utilidad Aleatoria con la que Thurstone (1929) explicó el criterio de dominancia entre un par de bienes (alternativas). Esta teoría admite que los individuos eligen la alternativa que le proporciona una mayor utilidad (sujetos a determinadas restricciones de presupuesto y tiempo) y postula que la función de utilidad  $U$  por la que los individuos rigen su elección, está compuesta por dos elementos: a) uno sistemático o determinístico que es observable y compuesto por elementos objetivos, y b) otro aleatorio o estocástico que es no observable y que recoge la parte de la decisión que escapa al control del investigador. De este modo, la utilidad de una alternativa  $i$  cualquiera para un individuo  $n$  puede representarse del modo expresado en la ecuación (1):

$$U_{in} = V_{in}(Z_i, S_n) + \varepsilon_{in} \quad (1)$$

donde  $U_{in}$  es la utilidad que proporciona la alternativa  $i$  al individuo  $n$ ,  $V_{in}$  es el componente sistemático o determinístico de la utilidad,  $Z_i$  es el vector de los atributos determinantes de la elección de la alternativa  $i$ ,  $S_n$  es el vector de las características observables del individuo y  $\varepsilon_{in}$  es el componente aleatorio (término de error), que hace que el investigador no pueda predecir perfectamente las preferencias de los encuestados. Esta imposibilidad de conocer de manera exacta las preferencias de los individuos, nos lleva a un problema estocástico en el que debe introducirse la probabilidad de elección. De este modo, la probabilidad de que un individuo  $n$  escoja una determinada alternativa en lugar de otra, será equivalente a la probabilidad de que la utilidad que le proporcione dicha opción sea mayor a su alternativa, deduciéndose de ahí su valor. Así (2):

$$\Pr(i / C_n) = \Pr[U_{in} > U_{jn}] = \Pr(V_{in} + \varepsilon_{in} > V_{jn} + \varepsilon_{jn}) \quad \forall j \in C_n \setminus \{i\} \quad (2)$$

Esto significa que la probabilidad de que el elector escoja la alternativa  $i$  frente a la alternativa  $j$  será equivalente a la probabilidad de que el componente sistemático más el componente aleatorio de la alternativa  $i$  sea mayor que los correspondientes a la alternativa  $j$ .

Los EE se resuelven con la aplicación de modelos que permiten calcular la probabilidad de elegir una alternativa frente a otra en función del valor de sus atributos (y en las características del encuestado). Por tanto, para la aplicación de esta técnica los bienes objeto de estudio han de ser previamente definidos a través de unos descriptores o atributos, que constituirán los indicadores-síntesis del bien a valorar. Para la construcción de las situaciones hipotéticas de mercado en las que se basan los métodos de preferencia expresadas de la valoración ambiental, la descripción del estado actual del bien y de las modificaciones de este estado, se lleva a cabo a través de la asignación de valores a los atributos, generándose distintos niveles para los mismos. La diferenciación de estos distintos niveles permitirá describir de forma más precisa las diferentes alternativas dentro de ese mercado hipotético.

Para que de los conjuntos de elección pueda inferirse el valor económico del bien o servicio no comercial en unidades monetarias es necesario que uno de los atributos considerado sea de carácter monetario. En general, se trata de identificar los cambios en el estado de los demás atributos del bien con cantidades adicionales de dinero que los encuestados pagarían a fin de asegurar el cambio, lo cual permite inferir el valor del conjunto del bien y servicio a valorar así como el valor individual de sus atributos en unidades monetarias.

De este modo, la aplicación de los EE consiste en confrontar al individuo (encuestado) con una serie de conjuntos de elección en los que se presentan atributos comunes con niveles distintos para que éste elija la opción preferida dentro del conjunto, generalmente compuesto por la situación actual y 2 o 3 alternativas adicionales.

La relación de la utilidad con los atributos y características del individuo es normalmente especificada como una función lineal y aditivamente separable (función de utilidad básica) del modo presentado en (3):

$$V_{in} = ASC_i + \sum_k \beta_k X_{ki} \quad (3)$$

donde  $ASC$  es una constante de la alternativa específica  $i$  ("alternative specific constant"<sup>3</sup>),  $\beta_k$  es el coeficiente de utilidad del atributo  $k$  (importancia o peso del atributo dentro de la función de utilidad) y  $X_{ki}$  es el valor del atributo  $k$  en la alternativa  $i$ .

Los experimentos de elección se prefieren a la valoración contingente en esta investigación porque permiten analizar distintos atributos de un mismo bien (Hanley et al., 1998), propiedad que como se verá más adelante resulta clave para medir distintos aspectos de la asignación del recurso ante situaciones de escasez.

Aunque los experimentos de elección tienen su base en teorías económicas amplia y profundamente validadas y su utilización en la valoración de los recursos naturales está cada vez más extendida entre la comunidad científica, no conviene olvidar que está basada en ciertas presunciones que pueden resultar controvertidas cuando se confrontan con la realidad y con la mirada de otras

---

<sup>3</sup> La  $asc$  captura la *media* del efecto de todos los factores que no se incluyen en el modelo, jugando un rol similar al que tiene la constante en una regresión convencional.

disciplinas. Por una parte están las críticas a las que está sometida la valoración ambiental en general. Shabman y Stephenson (2000) encuentran que las críticas a la valoración ambiental cuestionan alguna o ambas asunciones de la valoración ambiental: i) que la elección en mercados (reales o hipotéticos) pueda ser interpretada como reflejo de las preferencias o el valor y ii) que estas interpretaciones deban ser directrices de los procesos de toma de decisión o gestión. A su vez, Carson et al. (2001) encuentran que las críticas y limitaciones a la valoración ambiental pueden considerarse de dos tipos: las que atacan su base teórica y cuestionan su utilidad y las que pueden atribuirse a problemas de diseño. En relación a la primera de las cuestiones compartimos la consideración de que los mecanismos de valoración económica deben ser entendidos en su contexto específico, y no deben ser interpretados como mecanismos que tratan de asignar un precio a los bienes ambientales, sino como indicadores del valor económico del mismo que pueden ser útiles en términos comparativos, permitiendo confrontarlo con otros componentes del bienestar. Apostamos porque la estimación de los beneficios ambientales de la DMA es uno de esos contextos en los que la valoración monetaria sí es aplicable, ya que entendemos que la propia Directiva requiere de la utilización de indicadores monetarios para utilizar en la elaboración del programa de medias, la recuperación de los costes totales del servicio del agua y la derogación de los objetivos por motivos de desproporcionalidad de costes (Martin-Ortega y Berbel, 2008). Estos valores permitirán tener una perspectiva más equilibrada de la asignación de los recursos hídricos y proporciona información adicional al proceso de toma de decisiones, cuando estas decisiones están siendo tomadas de facto en relación a criterios económicos.

Finalmente, cabe reconocer que al emplear los experimentos de elección se está asumiendo que el bien ambiental puede ser considerado como la suma de un conjunto de atributos, lo cual lo convierte en una herramienta en cierto modo simplista cuando sabemos que los ecosistemas son algo más que la suma de las partes. Además, se asume que los individuos están dispuestos a realizar sacrificios (“trade-offs”) entre los atributos, particularmente entre distintos niveles de un bien y su precio, pero puede que las personas tengan ciertos umbrales mínimos y máximos a partir de los cuales no están dispuestos a sacrificar un determinado atributo (Spash, 2000).

Por otra parte, la neuroeconomía y la economía del comportamiento (“behavioural economics”) advierten de la mayor complejidad del proceso de toma de decisiones de la que los experimentos de elección pueden manejar (para una visión de estas disciplinas puede consultarse Camerer et al., 2005). Tanto desde la economía como desde la psicología se han encontrado evidencias sobre la existencia de límites en cuanto a la cantidad de información que los encuestados pueden manejar durante el proceso de toma de decisiones (Hanley et al., 2001).

Entendemos que con los experimentos de elección, como con la valoración contingente, sólo se persigue establecer indicadores monetarios, en cuya interpretación se deben tener en cuenta estas limitaciones anteriormente expuestas, pero que tienen relevancia en el contexto de la implementación de la Directiva Marco del Agua como se discutirá más adelante.

### 3. CASO DE ESTUDIO Y DISEÑO EXPERIMENTAL

#### 3.1. *La Demarcación del Guadalquivir*

La Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir comprende una extensión de 57.527 Km<sup>2</sup> y se distribuye por cuatro Comunidades Autónomas, siendo Andalucía, con más del 90 % de la superficie total de la Cuenca, la comunidad autónoma más importante. La población actual de la Demarcación del Guadalquivir es de 4.226.167 habitantes.

El territorio de la Cuenca pertenece a tres grandes unidades litológicas: Sierra Morena, Cordillera Bética y Valle del Guadalquivir. El clima es mediterráneo y viene definido en sus rasgos más elementales por el carácter templado-cálido de sus temperaturas (16,8°C como media anual) y por la escasez relativa de sus precipitaciones (media anual de 630 mm), así como la irregular distribución espacio-temporal de las mismas.

La Cuenca cuenta con 7.230 Hm<sup>3</sup>/año de recursos naturales<sup>4</sup> superficiales (de los cuales el 40% son recursos disponibles) y 2.576 Hm<sup>3</sup>/año de recursos naturales subterráneos (de los cuales, el grado global de utilización es del 53%) según la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (2009). Los principales consumos actuales del agua en la Cuenca son la agricultura (87%), consumo doméstico (9%), industrial (3%) y consumo turístico (1%) (Martín-Ortega et al., 2008); y se espera un aumento de la concentración de contaminantes (nitrógeno, fósforo, metales pesados y contaminantes orgánicos) de las aguas de un 30% en los próximos años (Gutiérrez et al., 2009). Si bien la agricultura es el sector con más concesión, debido a las fluctuaciones tanto intra como inter anuales, la dotación real, es decir, el uso consuntivo para el sector es variable, siendo este sector el primero en sufrir recortes en condiciones de escasez.

El criterio de mínimo caudal ecológico aplicado para la cuenca implica limitaciones en el uso consuntivo del 60% del recurso superficial. De otra manera, respetando la disposiciones de la DMA, para la cuenca se ha establecido un nivel mínimo de caudal ecológico en un 40% del recurso total (6.900 vs. 2.760 hm<sup>3</sup>/año). Este nivel de consumo está cerca del valor de uso total del recurso en la cuenca, que en general es de 2.942 hm<sup>3</sup>/año. Suponiendo esta cantidad de consumo un 42% del total, para respetar el valor establecido de caudal ecológico, habría de reducirse el uso del recurso de un 6,5% en total (CHG- MIMAM, 2008).

#### 3.2. *Atributos de valoración*

De acuerdo con el objetivo de este trabajo se valoraron para el caso de estudio los beneficios del uso del agua en condiciones de escasez. Concretamente se analizó:

- El valor de la disponibilidad del agua en los hogares (reducción de la probabilidad de restricciones en el hogar), medido mediante la DAP por disminuir el número de años con riesgo de

---

<sup>4</sup> “Recurso natural” hace referencia al agua que discurriría a lo largo de todo el año por los cauces si no existieran estructuras de regulación.

restricción en un horizonte de 10 años. Restricciones implica, en este contexto, que no se podría regar el jardín, lavar el coche o usar la lavadora durante ciertas horas del día, ni llenar las piscinas en veranos secos. Al principio de la investigación se planteó la posibilidad de que el escenario de valoración incluyera la posibilidad de restricciones totales del uso del agua (incluyendo el agua de beber y para higiene personal) ya que es posible el corte de suministro en los hogares, así como es posible que el deterioro de la calidad lleve a los hogares a sustituir agua del grifo por agua embotellada (véase EMASESA, 1997). Sin embargo, durante la fase de focus group y pre-test se puso de manifiesto la dificultad de introducir esta variable en el análisis ya que se observó resistencia del público a aceptar la posibilidad de restricciones al consumo humano para bebida, entrándose en el debate sobre la asignación de agua entre otros usuarios (agricultura, campos de golf, etc. ). Este es sin duda un debate interesante y relevante para la zona de estudio, pero se entendió que dificultaba el desarrollo de la investigación y podía dar lugar al establecimiento de preferencias lexicográficas (Rosenberg et al. 2003; Spash, 2000). Es por tanto importante tener en cuenta en la interpretación de los resultados que aquí se presentan que se trata del valor de la garantía de disponibilidad de agua en los hogares para estos usos que podríamos llamar “secundarios”

- El valor del “uso ambiental” del agua, es decir, el valor que la sociedad concede a mantener ciertos niveles de agua en el río para asegurar el buen estado ambiental de la cuenca. Los niveles ambientales se definieron como desviación con respecto al estado natural en términos de flora y fauna del río, estado de la ribera y de la fauna dependiente del río, siguiendo las definiciones establecidas por la propia DMA en su Anexo V.

Esto nos lleva a la definición de dos atributos que se detallan a continuación:

*Atributo “restricciones de agua en los hogares”:*

- Probabilidad de restricciones muy alta: Esto significa que durante los próximos 10 años el entrevistado se enfrentaría a posibles restricciones en usos de agua en 4 años diferentes. Esto impediría poder lavar el coche, poner la lavadora y regar el jardín durante ciertos días en el verano de aquellos años.

- Probabilidad de restricciones alta: Esto significa que durante los próximos 10 años, el usuario se enfrentaría a posibles restricciones en usos de agua en 3 de esos años.

- Probabilidad de restricciones moderada: Durante los próximos 10 años se podría dar el caso de restricciones en usos de agua en 2 de esos años

- Probabilidad de restricciones baja: Esto significa que durante los próximos 10 años el usuario se enfrentaría a posibles restricciones en usos de agua en 1 de esos años.

*Atributo “calidad ambiental ligada a caudales”:*

- Nivel óptimo (de cantidad de agua): los niveles de agua y la calidad ambiental están en su estado natural en el que casi no hay presión de actividades humanas. Las condiciones para la vida animal y la flora son óptimas bajo estas circunstancias.

-Nivel adecuado: los niveles de agua y la calidad ambiental están próximos a los niveles medios naturales, pero todavía por debajo de los mismos. Bajo estas condiciones las riberas tienen una cubierta vegetal más ligera que la natural. Como resultado la reproducción y las condiciones para anidar para algunas aves son limitadas.

-Nivel moderado: los niveles de agua y la calidad ambiental se encuentran todavía bastante por debajo de las condiciones naturales medias. Habría un número limitado de especies de peces. Los márgenes tendrían algo de vegetación, sirviendo ésta de soporte para un número y variedad limitada de aves y otros animales.

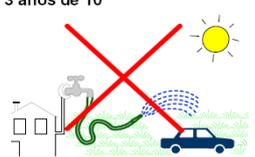
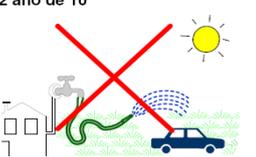
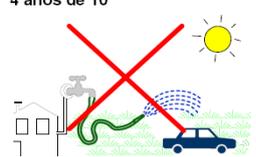
-Nivel bajo: Supone una gran desviación respecto a la situación natural del río, por el aumento de la escasez de agua. Muchas especies de peces desaparecerán y en los márgenes de los ríos se perderán la mayoría de la vegetación. Como resultado de ello la mayoría de aves desaparecerán también.

Se planteó a los encuestados que, según las predicciones, la escasez de agua en España se incrementaría en los próximos años debido a condiciones climáticas más extremas y al aumento de la demanda y se informó que esta situación podía llevar a restricciones de agua y a la disminución de caudales en los ríos si no se tomaran medidas para evitarlo. Se ofreció a la posibilidad de pagar una cantidad adicional de dinero para evitar esta situación. Se realizó un experimento de elección no etiquetado, formado por los dos atributos expuestos anteriormente. Se elaboró un diseño factorial fraccionado, compuesto por 24 tarjetas de elección, organizadas en 6 bloques. Cada encuestado se enfrentó a 4 conjuntos de elección formado por 3 alternativas, de manera que se pidió que eligieran entre la situación actual (prevista): niveles más bajos de ambos atributos: probabilidad de restricciones en 4 de los próximos 10 años y nivel bajo de calidad ambiental, y dos posibles situaciones, A y B, con calidad ambiental mejorada y disminución de las restricciones en los hogares. El atributo monetario contó con 6 niveles: de 0 € (situación actual), 20, 40, 60, 80, 100 y 120 €, que se añadirían anualmente a la factura del agua en los 10 años siguientes. La elección de los niveles del atributo monetario puede tener consecuencias sobre los resultados (por ejemplo, si los niveles más altos se encuentran muy por encima de la máxima disponibilidad a pagar de los encuestados el diseño resultará ineficiente; o si al contrario, los valores están muy por debajo de la DAP máxima de modo que el valor del bien quede sub-estimado). Es por ello que es muy importante durante de pre-test del cuestionario incluir preguntas abiertas sobre la DAP máxima de los individuos, tal como se ha hecho en esta investigación. De este modo, el rango de valores monetarios deberá asegurar la inclusión de los valores de DAP máxima, dejando un cierto margen superior.

La figura 1 presenta un ejemplo de tarjeta de elección que se presentó a los encuestados.

FIGURA 1

**EJEMPLO DE TARJETA DE ELECCIÓN**

situación A	situación B	Situación actual
<p>3 años de 10</p> 	<p>2 año de 10</p> 	<p>4 años de 10</p> 
<p>buena</p> 	<p>muy buena</p> 	<p>mala</p> 
<p><b>20 €</b></p>	<p><b>40 €</b></p>	<p><b>0 €</b></p>

*3.3. Administración de la encuesta y muestreo*

Se entrevistó a un total de 354 personas mediante un muestreo por cuotas de edad y sexo, en un total de 9 municipios de la Demarcación (incluyendo las grandes ciudades y poblaciones rurales), durante el periodo Julio – Septiembre de 2008.

La Tabla 1 compara las principales características socio demográficas de la muestra y de la población objetivo<sup>5</sup>. La información contenida en la tabla confirma que la muestra es razonablemente representativa del conjunto de la población andaluza. Si bien es cierto que la población entrevistada presenta un ingreso medio algo elevado. También se observa una ligera sobre-representación de la población con mayor formación (educación universitaria). A pesar de ello, consideramos que es una muestra razonablemente representativa de la población.

<sup>5</sup> La información de la población procede del Instituto Nacional de Estadística y corresponde a la de Andalucía, ya que no existen (o son muy escasos) datos socio demográficos desagregados a nivel de Demarcación Hidrográfica. Teniendo en cuenta que en torno al 90% de la cuenca del Guadalquivir se encuentra en la Comunidad Autónoma andaluza se considera que esta comparación es razonable para nuestros propósitos.

TABLA 1  
REPRESENTATIVIDAD DE LA MUESTRA

Variables	Muestra	Población Andalucía
Grupos de edad (%)		
<input type="checkbox"/> 18-34 años	31,4	32,5
<input type="checkbox"/> 35-59 años	51,1	48,8
<input type="checkbox"/> 60 años o más	17,5	18,7
+Género*	50,3	51,4
Tamaño del hogar		
(media número de personas por hogar)	3,5	2,8
Hogares con niños (% total hogares)	50,8	63,8
Ingresos medios (€ netos por hogar y mes)		
	1.965	1.619
Nivel educativo (% sobre población total)		
<input type="checkbox"/> Sin estudios	12,7	17,1
<input type="checkbox"/> Educación primaria y secundaria	58,7	69,9
<input type="checkbox"/> Educación superior (universitaria)	25,7	13

\*% mujeres de más de 18 años sobre total población de más de 18 años)

#### 4. EL MODELO ECONÓMICO

Existen distintos tipos de modelos de elección discreta que intentan describir o explicar el comportamiento de los agentes decisores y que se diferencian fundamentalmente en la diferente interpretación que en ellos se hace del término de error  $\varepsilon$  de la ecuación de utilidad (1). Esta diferente interpretación del término de error condiciona a su vez los mecanismos de resolución de la función de probabilidad de elección (formas cerradas o abiertas que podrán resolverse por cálculo, por simulación o de forma mixta)<sup>6</sup>.

El modelo logístico condicional básico o multinomial lógico (MNL) es el más ampliamente utilizado por la literatura científica ya que es también el más sencillo. Se basa en la asunción de que el término de error de la función de utilidad ( $\varepsilon$ ) sigue una distribución de valor extremo de tipo I (también llamada distribución Gumbel o de Weibull) y es independiente e idénticamente distribuido en todas las alternativas ("independently and identically distributed", iid). Este supuesto, aunque es restrictivo, ofrece una gran ventaja que explica la gran popularidad del modelo: la fórmula para la estimación de la probabilidad de elección tiene una forma cerrada y fácilmente interpretable (4). Esto nos permite obtener

<sup>6</sup> Para una profundización en los distintos modelos de elección discreta se recomienda la lectura de Train (2003).

a partir del modelo condicional básico la importancia o valoración que tiene cada uno de los atributos dentro de la función de utilidad.

$$P_{ni} = \frac{e^{V_{in}}}{\sum_{j=1}^J e^{V_{jn}}} \quad (4)$$

Los modelos de elección nos ofrecen la importancia o peso de los atributos en la función de la utilidad (los coeficientes  $\beta_k$ ). La relación entre los distintos coeficientes (las llamadas relaciones marginales de sustitución o RMS), nos indican los “trade-offs” entre los distintos atributos, es decir, nos ofrecen un indicador de la cantidad de un determinado atributo que el individuo está dispuesto a sacrificar para obtener una unidad adicional de otro atributo (5):

$$RMS_{b,a} = -\left(\frac{\beta_b}{\beta_a}\right) \quad (5)$$

Como se ha mencionado, la interpretación económica en los EE es posible gracias a la inclusión del aspecto monetario como uno de los atributos del bien. La relación entre cada uno de los atributos y el atributo monetario nos indica la cantidad de dinero que el individuo está dispuesto a sacrificar para obtener una cantidad adicional (aumentar un nivel) de cada uno de los otros atributos, es decir, la relación marginal de sustitución entre un atributo y el atributo monetario.

Este “trade-off” no es otra cosa que el reflejo de la disponibilidad a pagar por la mejora de cada uno de los atributos del bien. En estos términos, la expresión (5) adoptaría la forma (6):

$$PI_k = -\left(\frac{\beta_k}{\beta_c}\right) \quad (6)$$

Donde  $\beta_c$  es el atributo monetario y  $PI$  es el precio implícito del atributo  $k$ .

Otros modelos han surgido para superar las limitaciones del modelo multinomial lógico. El modelo mixto, o modelo lógico aleatorio (“Random Parameter Logit”, RPL) permite a los factores no observados de la decisión seguir cualquier tipo de distribución, superando las principales restricciones del MNL. La forma más extendida de resolver los modelos RPL se basa en la asunción de coeficientes aleatorios, es decir, en la resolución de la función de utilidad los parámetros de los atributos y demás variables observables ( $\beta_k$ ) dejan de ser parámetros fijos (como en el caso del MNL) sino que se presume para ellos una determinada distribución. En esta investigación, sin embargo, se ha considerado, por las razones que se exponen más adelante, que el MNL cumplía satisfactoriamente con los objetivos buscados.

## 5. RESULTADOS

### 5.1. Preocupación e interés social por la cuestión hídrica y el medio ambiente

Al ser preguntados por los tres problemas más importantes de su región, 32 individuos mencionaron el agua como uno de ellos (9% del total). Entre los problemas mencionados como más importantes por la población entrevistada destacan los problemas económicos (crisis, desempleo, subida de precios),

cuestiones de la vida municipal e infraestructuras y la inseguridad ciudadana. Más del 94% de la población entrevistada afirma que el medio ambiente en general es importante o muy importante (aunque menos del 1% pertenece a una asociación ecologista) y el 84,1% piensa que la disponibilidad de agua en la Cuenca del Guadalquivir es un problema o un gran problema (39,5 y 44,6% respectivamente) y el 85,3% cree que la escasez de agua va aumentar en la Cuenca del Guadalquivir en el futuro. Además, 322 individuos (el 91%) consideran que el medio ambiente se ve afectado de alguna manera por la disponibilidad de agua en la Cuenca. El 35 % de la población entrevistada está de acuerdo con la afirmación de que la calidad del agua en su región es muy baja.

La relación recreativa de los habitantes con el río es muy escasa (apenas un 4,2% de la población realiza actividades recreativas en el río). Una cifra muy similar corresponde al porcentaje de personas que consideran que su trabajo se ve afectado por la falta de agua (4,5% de los cuales en su inmensa mayoría son agricultores). Estos datos son coherentes con estudios similares en la misma zona (Martin-Ortega et al. 2009 y Mesa et al. 2008).

El 32,5% de la muestra considera que la escasez del agua es un fenómeno natural más allá del control humano, frente a un 40,7% que no está de acuerdo con tal afirmación. Casi el 64% piensa que la calidad del agua es un asunto más importante que las posibles restricciones o cortes del agua.

#### *5.2. La población frente a las restricciones de agua en el uso doméstico*

Entorno al 60% de la población entrevistada dice haber sufrido restricciones de agua en su hogar. El 12,7% del total de la población entrevistada afirma que su pozo se ha secado alguna vez, mientras que el 21,8% afirma haber sufrido restricciones en su hogar por problemas de disponibilidad. Sólo el 4,2% afirma haber observado campañas de concienciación social para la disminución del consumo de agua. La Tabla 2 recoge la frecuencia con la que la población recuerda haber sufrido dichas restricciones de agua en sus hogares.

TABLA 2

<b>FRECUENCIA DE RESTRICCIONES DE AGUA EN EL HOGAR</b>		
<b>Frecuencia de restricciones</b>	<b>Num. Individuos</b>	<b>%</b>
1 año de los últimos 10	66	30%
2 años de los últimos 10	60	27%
3 años de los últimos 10	44	20%
4 años de los últimos 10	27	12%
5 años de los últimos 10	13	6%
6 años de los últimos 10	8	4%
7 años de los últimos 10	2	1%
8 años de los últimos 10	1	0%
<b>Total</b>	<b>221</b>	

El 63,3% de la población entrevistada cree que sufrirá restricciones de agua en su hogar en el futuro probablemente o sin duda. El 50,6% de los encuestados cree que dichas restricciones ocurrirán con una frecuencia de 2 o menos años dentro próximos 10 años. Algo menos de un cuarto (23,5%) cree que dichas restricciones ocurrirán al menos 4 veces en los próximos años (incluye de 4 a 10 años en los próximos 10).

### 5.3. Valoración monetaria

El 4,8% de los encuestados fue catalogado como respuesta protesta: individuos que consideran que el bien tiene un valor superior a cero pero se niegan a revelarlo (Riera, 1994)<sup>7</sup>. Para el tratamiento de las respuestas protesta, se siguió el procedimiento habitual en la literatura de eliminarlos del análisis de la DAP (consúltese Whitehead et al., 1993, Mitchell y Carson, 1989 y Jorgensen et al., 1999 sobre esta discusión).

La Tabla 3 muestra las estimaciones del modelo multinomial lógico, formado por los distintos atributos valorados. Para la modelización, el atributo “probabilidad de restricciones de agua en los hogares” ha sido codificado de forma continua (1 de los próximos 10 años, 2 de los próximos 10 años, 3 y 4 de los próximos 10 años). Esto nos permite obtener el valor que se concede a reducir en un año (de

<sup>7</sup> La respuesta “es un problema de la Administración”, fue considerada como una respuesta protesta contra el vehículo de pago: la mayoría de las empresas de aguas son empresas públicas y dependen de la Administración. Si el encuestado considera que la Administración debería ocuparse del asunto pero no quiere pagar por ello, deducimos que no está interpretando correctamente el vehículo de pago o lo está cuestionando, dando lugar a una respuesta protesta del tipo descrito por Morrison et al. (2000). De manera similar, la respuesta “no confío en el sistema” fue también considerada como protesta. Las respuestas “que paguen otros usuarios” y “el agua es un recurso natural, debería ser gratis”, comprenden lo que Hanley (1996) llama protesta ética: el encuestado rechaza la valoración por motivos éticos.

cada 10) la probabilidad de restricciones en los hogares. El atributo ambiental ha sido codificado mediante variables binarias que nos indican el valor de mejorar la calidad ambiental desde el status quo (nivel bajo) a niveles crecientes (nivel moderado, nivel adecuado y nivel óptimo).

Del modelo se desprende que todos los atributos son significativos y presentan los signos esperados (el signo negativo del atributo “restricciones en los hogares” debe interpretarse como el valor por *reducir* la probabilidad). Esto significa que la población está dispuesta a pagar por disminuir la probabilidad de las restricciones de agua en sus hogares en los próximos 10 años, así como está dispuesta a pagar por el mantenimiento de caudales ambientales en el Guadalquivir para el mantenimiento del estado ecológico.

TABLA 3  
**MODELO MULTINÓMIAL LÓGICO**

Variable	Coeficiente	Error típico	p > z
Disminución prob restricciones hogares	-1,43	0,54	0,01
Calidad ambiental moderada	1,50	0,16	0,00
Calidad ambiental Buena	1,81	0,17	0,00
Calidad ambiental muy Buena	1,91	0,17	0,00
Coste	-0,03	0,01	0,00
Número de observaciones	1416		
Log likelihood function	-1.294,40		
RsqAdj	0,18		

Para comprobar la validez del modelo anterior, se ha llevado a cabo el test que Hausman y McFadden (1984) proponen para probar la asunción IIA. Este test se basa en la comparación entre un modelo no restringido con todas las alternativas frente a un modelo restringido, en el que una (o varias) de las alternativas son ignoradas (Hensher et al. 2005), del modo expresado en la ecuación (7):

$$q = [b_u - b_r][V_r - V_u]^{-1}[b_u - b_r] \quad (7)$$

donde  $b_u$  es el vector de los parámetros estimados para modelo no restringido y  $b_r$  es el vector de los parámetros estimados para el modelo; y  $V_r$  es la matriz de varianza y covarianza del modelo restringido y  $V_u$  del modelo no restringido.

La aplicación del test de Hausman a nuestro estudio deriva en la no violación del la asunción de las alternativas irrelevantes (prueba no significativa al 10%). Por lo que consideramos que el MNL representado en la Tabla 3 sirve razonablemente bien a los objetivos de la investigación.

De los resultados anteriores podemos estimar los valores (disponibilidades a pagar media) por cada uno de los niveles (Tabla 4), siguiendo la ecuación (3). Observamos como dichos valores se encuentran entre los 36,4 € por hogar y año (para la disminución de la probabilidad de restricciones en los hogares) y los 48,40 € por hogar y año para el mayor nivel de calidad ambiental (recordamos que la calidad ambiental que se valora en este caso de estudio es la que se relaciona con el mantenimiento de caudales para asegurar el buen estado ecológico de las masas de agua según prescribe la DMA). Estos valores deben interpretarse del siguiente modo: los habitantes de la Cuenca están dispuestos a pagar 36,4€ adicionales al año en su factura del agua para asegurarse la disminución en un año de la frecuencia de restricciones de agua en sus hogares (es decir, para pasar de una probabilidad de restricciones en 4 de los próximos 10 años, a 3 años de los próximos 10, por ejemplo). Además, los habitantes de la Cuenca están dispuestos a pagar 38 € al año adicionales en su factura del agua para pasar de la situación actual de estado ambiental como consecuencia de los bajos niveles de agua en el río (definida como “nivel bajo”) a una situación “moderada” (en la que los niveles de agua y la calidad ambiental se encuentran todavía por debajo de las condiciones naturales medias); 45,7 € para pasar del nivel “bajo” al nivel “adecuado” (en la que los niveles de agua y calidad ambiental se encontrarían próximos a los niveles medios naturales, pero todavía por debajo de los mismos); y 48,4 € para pasar del nivel “bajo” a un nivel “óptimo” (niveles de agua y calidad ambiental en estado natural: buen estado ecológico).

Las estimaciones de las desviaciones típicas de las medidas de bienestar se han calculado mediante el Método Delta, que consiste en la expansión de una función de una variable aleatoria alrededor de su media, normalmente mediante una aproximación Taylor, tomando después la varianza (Greene, 2003).

TABLA 4

<b>DISPONIBILIDADES MEDIAS A PAGAR</b>		
<b>Variable</b>	<b>DAP media (€)</b>	<b>Error típico (€)</b>
Disminución probabilidad de restricciones hogares	36,40	13,40
Calidad ambiental moderada	38,00	3,40
Calidad ambiental buena	45,70	3,40
Calidad ambiental muy buena	48,40	3,20

La ventaja de los experimentos de elección es que las estimaciones de los atributos nos permiten elaborar distintos escenarios de política hídrica en función de distintas combinaciones de los niveles de los atributos, sobre los cuales estimar el excedente del consumidor. En la Tabla 5 se muestran algunos ejemplos de estas combinaciones y los correspondientes beneficios obtenidos por el público para cada uno de ellas.

TABLA 5

**ESCENARIOS DE POLÍTICA HÍDRICA**

	<b>Probabilidad de Restricciones</b>	<b>Calidad ambiental por niveles de agua</b>	<b>Excedente consumidor (€por hogar /año)</b>	<b>Error típico</b>
Escenario 1	4 años de 10 (baseline)	Buena	49.92	11.39
Escenario 2	4 años de 10 (baseline)	Muy Buena	52.72	11.44
Escenario 3	2 años de 10	Moderada	45.94	13.77
Escenario 4	1 año de 10	Moderada	47.98	13.23
Escenario 5	1 año de 10	Muy Buena	58.82	10.63

De los escenarios anteriores, nos interesa particularmente el escenario número 5, ya que se corresponde con los niveles máximos de mejora según el planteamiento de la valoración que se lleva a cabo en este estudio (máxima garantía de suministro a los hogares<sup>8</sup>, y máximo nivel de calidad ambiental como consecuencia del mantenimiento del caudal lo más próximo a los niveles naturales posible), que se corresponderían con la consecución de los objetivos de buen estado ecológico que prescribe la DMA. Observamos que el excedente del consumidor generado por este escenario de política hídrica es de 58,82 € por hogar y año. En la Tabla 6 se presentan los beneficios anuales que generaría tal situación, teniendo en cuenta la población total de la cuenca<sup>9</sup> y el porcentaje de respuestas protesta.

<sup>8</sup> Como puede observarse, la máxima garantía de suministro a los hogares no se ha planteado en términos absolutos: es decir 100% de garantía (sin restricciones en los próximos 10 años), ya que durante la fase preparatoria se constató que la garantía absoluta no resultaba creíble para el público.

<sup>9</sup> La cifra del número de personas por hogar procede del Anuario Estadístico de Andalucía (2008).

TABLA 6

<b>BENEFICIOS AMBIENTALES</b>	
Población de la Cuenca (personas)	4.226.167
Personas por hogar (Num.)	2,8
Ratio de protestas (%)	0,048
Beneficios anuales ( millones €)	85,5

Se asume que si el buen estado ecológico de las agua se mantiene en el tiempo, estos beneficios (85,5 millones) se generarán anualmente de forma indefinida en el tiempo. En la encuesta se pidió al público que expresara su DAP al año durante los próximos 10 años, estableciendo de este modo un horizonte temporal arbitrario con fines ilustrativos. La agregación de los beneficios generados durante este horizonte temporal debería realizarse teniendo en cuenta tasas de descuento apropiadas (Hanley, 1992).

#### *5.4. Heterogeneidad de la demanda*

En el apartado anterior se han ofrecido datos de DAP media del conjunto de la muestra entrevistada, que demuestran la existencia de una demanda para la disponibilidad de agua para el mantenimiento del buen estado ecológico del río así como la disminución de la probabilidad de restricciones de agua en los hogares. Esta demanda no es, sin embargo, homogénea y existen una serie de factores que influyen en la DAP de los individuos.

Se ha llevado a cabo un análisis multivariante para analizar algunas de las razones que pueden llevar a distinta valoración en función de las características de los individuos recogidas en la encuesta. Una buena manera de analizar la heterogeneidad de la demanda en los experimentos de elección es mediante la interacción de las variables específicas de los individuos con la constante del modelo y/o con los atributos (Rolfe et al., 2000). En la Tabla 7 se presenta un modelo multinomial lógico en el que se han llevado a cabo una serie de estas interacciones (se presentan sólo las que han resultados estadísticamente significativas)

TABLA 7

**MODELO MNL CON INTERACCIONES**

<b>Variab</b>	<b>Coeficiente</b>	<b>Error típico</b>	<b>Valor-p</b>
<b>Atributos</b>			
Disminución probabilidad de restricciones hogares	-2,17	1,53	0,16
Calidad ambiental buena	0,33	0,13	0,01
Calidad ambiental muy buena	-0,22	0,33	0,51
Coste	-0,02	0,37*10 <sup>-2</sup>	0,00
<b>Interacciones</b>			
Ingresos (miles de €) * Coste	-0,33*10 <sup>-3</sup>	0,15	0,03
Ingresos (miles de €) * Calidad ambiental muy buena	0,04	0,01	0,01
Edad * Disminución probabilidad restricciones hogares	0,04	0,02	0,05
Ha sufrido restricciones de agua en el pasado * Disminución probabilidad restricciones hogares	-1,12	0,52	0,03
Profesionalmente afectado por falta de agua * Disminución probabilidad restricciones hogares	-2,30	1,26	0,07
Piensa que sufrirá restricciones en el futuro * Disminución probabilidad restricciones hogares	-0,88	0,37	0,02
Prioridad al medio ambiente en caso de escasez de agua * Calidad ambiental muy buena	0,43	0,15	0,01
Número de observaciones	1416		
Log likelihood function	-1440.65		
RsqAdj	0.13		

Puede observarse como de acuerdo con las expectativas en base a la teoría económica, en general la población con ingresos menores tienen una mayor 'desutilidad' (utilidad negativa) frente a los costes (interacción "ingresos \* coste" significativa negativa). En esta misma línea, los individuos con mayores ingresos están dispuestos a pagar por la mejora de la calidad ambiental. Esta interacción no es significativa en el caso del suministro doméstico, en el que el efecto renta probablemente se vea algo amortiguado al tratarse de un bien percibido como esencial. Por su parte, los individuos mayores están dispuestos a pagar más por la garantía de suministro en los hogares.

Es muy interesante observar como la experiencia pasada con restricciones de agua en los hogares hace aumentar la disponibilidad a pagar por evitarlas. Lo mismo ocurre con aquellos encuestados que han declarado verse afectados por la falta de agua en su actividad profesional. Del mismo modo, los individuos que creen que van a experimentar cortes del suministro de agua (pregunta realizada antes del experimento de elección) se muestran más dispuestos a pagar por evitarlo.

Finalmente se advierte que los individuos que consideran que el medio ambiente debe ser uno de los usuarios prioritarios en la asignación del recurso (por delante de la agricultura y de la industria) muestran una mayor DAP por alcanzar el estado más alto de calidad ambiental propuesto en los conjuntos de elección.

## 6. CONCLUSIONES

Para la consecución de sus objetivos ecológicos, la DMA prescribe de forma bastante novedosa la utilización de principios y herramientas económicas, respondiendo a la necesidad de una regulación integrada de las aguas para alcanzar una gestión sostenible de los recursos hídricos y hacer frente a la creciente presión en la demanda de agua de buena calidad. Dentro de los aspectos económicos de la DMA, tiene particular relevancia la noción de beneficio ambiental.

El artículo 4 de la DMA, en el que se fijan los objetivos ambientales de la Directiva, permite la derogación de dichos objetivos cuando éstos no pueden conseguirse por motivos de viabilidad técnica o costes desproporcionados. La desproporción es relativa a la bondad de las ventajas de los planes de cuenca en relación con sus costes y puede conllevar a una posible rebaja de los objetivos del buen estado. Es por tanto necesario estimar los beneficios ambientales que son esperables de la implementación de la Directiva Marco del Agua. En este sentido, el beneficio ambiental es entendido como el valor de mercado y no de mercado (ganancia de bienestar) de los bienes y servicios proporcionados por la Demarcación Hidrográfica como consecuencia de la consecución del buen estado ecológico, es decir, por el valor económico total concedido por la sociedad a tal estado, incluidos los valores de uso y de no-uso.

Las iniciativas que se han llevado hasta el momento para incorporar los beneficios ambientales sin mercado en el proceso de implementación de la DMA se han centrado casi exclusivamente en la mejora de la calidad físico-química de las aguas. Sin embargo, los aspectos cuantitativos son condición necesaria para conseguir el buen estado ecológico, particularmente en situaciones en las que la escasez de agua y la competencia por el recurso comprometen dicho estado ecológico.

En esta investigación se ha puesto de manifiesto como existe en la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir un interés social claro por los problemas del agua en general, y particularmente por la escasez del agua. De manera que los problemas ambientales derivados de la falta de disponibilidad del agua se perciben como probables o muy probables en el futuro. Esta preocupación se traduce en una disponibilidad a pagar por la disminución de los efectos negativos de la escasez de los hogares y el ambiente. Los valores estimados en este estudio indican que la población de la Cuenca está dispuesta a incrementar su factura anual en un 24% con dicho objetivo<sup>10</sup>.

Es muy importante observar cómo, además de los valores de uso asociados a la disminución de las restricciones en los hogares (para “usos secundarios”), existen valores ambientales de “no-uso” asociados al mantenimiento de los caudales en el río, para asegurar el buen estado ecológico de los ecosistemas acuáticos, valores que son crecientes para niveles mayores de calidad ambiental. Es decir, la sociedad deriva beneficios (mejora del bienestar) de la asignación del agua al medio ambiente.

---

<sup>10</sup> La Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento de Agua sitúa la factura de agua media en el Guadalquivir en unos 247,5 euros por hogar y año ([www.aeas.es](http://www.aeas.es))

El análisis de la heterogeneidad de la demanda ha puesto de manifiesto como la experiencia pasada y la percepción del riesgo futuro en relación con las restricciones de agua en los hogares, influye de manera significativa en la valoración de la disminución de la probabilidad de dichas restricciones. De manera similar a otros estudios, se observa como una mayor conciencia ambiental genera una DAP mayor por la mejora ambiental, en este caso, una mayor asignación de agua al ambiente para garantizar el estado ecológico.

Los beneficios no comerciales estimados en esta investigación han de ser tenidos en cuenta en el proceso de implementación de la DMA, cuando se analice la posible derogación o rebaja de los objetivos ambientales de la misma por motivos de desproporcionalidad de costes. Ésta sólo será aceptable cuando efectivamente los costes de implementación de la norma Europea superen a los beneficios derivados del buen estado ecológico, incluido el beneficio relativo a la asignación de suficiente agua para el “uso ambiental” (mantenimiento de caudales que aseguren la provisión de bienes y servicios ambientales) en situaciones de escasez.

## Referencias

- Bateman, I.J., Brouwer, R., Davies, H., Day, B.H., Deflandre, A., Falco, S.D., Georgiou, S., Hadley, D., Hutchins, M., Jones, A.P., Kay, D., Leeks, G., Lewis, M., Lovett, A.A., Neal, C., Posen, P., Rigby, D., y Turner, R.K. (2006). *Analyzing the agricultural costs and non-market benefits of implementing the Water Framework Directive*. Journal of Agricultural Economics, 57(2):221-237.
- Bateman, I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroglu, E., Pearce, D.W., Sugden, R., y Swanson, J. (2002). *Economic Valuation with Stated Preference Techniques. A manual*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Bateman, I.J., Brouwer, R., Ferrini, S., Schaafsma, M., Barton, D.N., Dubgaard, A., Hasler, B., Hime, S., Liekens, I., Navrud, S., De Nocker, L., Šceponavičius, R. and Semnien, D. ,2009. *Making Benefit Transfers Work: Transferring theoretically derived, spatially explicit, value functions for the non-market benefits of water quality improvements across Europe*. 17th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists, 24-27 June 2009, Amsterdam.
- Birol, E., Karousakis, K. y Koundouri, P. (2006). *Using economic valuation techniques to inform water resources management: a survey and critical appraisal of available techniques and an application*. Science of the Total Environment, 365(1-3):105-122.
- Brander, L., R. Florax, y J. Vermaat, (2006). *The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature*. Environmental and Resource Economics, 33 (2):223-250.
- Brouwer, R., M. Bliem, Z. Flachner, M. Getzner, S. Kerekes, S. Milton, T. Palarie, Z. Szerényi, A. Vadineanu, A. Wagtendonk ,2009. *Ecosystem Service Valuation from Floodplain Restoration in the Danube River Basin: An International Choice Experiment Application*. 17th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists, 24-27 June 2009, Amsterdam
- Brouwer, R., Martín-Ortega, J. y Berbel (en prensa). *Spatial heterogeneity in choice experiments*. Land Economics.

- Camerer, C., G. Loewenstein, y D. Prelec, (2005). *Neuroeconomics: How Neuroscience can Inform Economics*. Journal of Economic Literature, 43(1): 6-64.
- Carson, R. T., N. E. Flores, y N. F. Meade, (2001). *Contingent Valuation: Controversies and Evidence*. Environmental and Resource Economics, 19(2): 173-210.
- CHG-MIMAM (2008). Confederación Hidrográfica del Guadalquivir-MIMAM. *Esquema de Temas Importantes de la Demarcación (ETI)*.  
<http://www.chguadalquivir.es/chg/opencms/phcuenca/contenido.html>
- Comisión Europea, (2003b). *Guidance Document No.8, Public Participation in Relation to the Water Framework Directive*. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Bruselas.
- Costanza, R., D'Arge R., R. Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, O'Neil R., J. Paruelo, R. Raskin, R. Sutton, y M. Van den Belt, (1997). *The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital*. Nature, 387: 253-260.
- Del Saz-Salazar, S., F. Hernández-Sancho, and R. Sala-Garrido (2009). *The social benefits of restoring water quality in the context of the Water Framework Directive: A comparison of willingness to pay and willingness to accept*. Science of the Total Environment 407,16: 4574-4583.
- EMASESA (1997). *Crónica de una sequía, 1992-1995. Final de la sequía 1996-1997*. Empresa Municipal de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas de Sevilla, Sevilla.
- Grafton, R.Q. y Ward. M. *Prices versus rationing: Marshallian surplus and mandatory water restrictions*. The Economic Record, 84: S57-65.
- Greene, W. H., (2003). *Econometric Analysis*. Prentice Hall, New Jersey.
- Gutiérrez, C., Martín-Ortega, J. y Berbel, J. (2009). *Situación y tendencias del uso agrícola del agua en la cuenca del Guadalquivir*. Revista de Estudios Agrosociales y Pesqueros, 220 (4); 163-176.
- Hanley, N., Wright, R. 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, 78:183-193.
- Hanley, N., S. Mourato, y R. Wright, (2001). *Choice Modelling Approaches: a Superior Alternative for Environmental Valuation?* Journal of Economic Surveys, 15(3): 435-462.
- Hanley, N., R. Wright, y V. Adamowicz, (1998). *Using Choice Experiments to Value the Environment*. Environmental and Resource Economics, 11(3-4): 413-428.
- Hanley, N., (1996). *Ethical Beliefs and Behaviour in Contingent Valuation Surveys*. Journal of Environmental Planning and Management, 39 (2): 255-272
- Hanley, N., (1992). *Are there Environmental Limits to Cost Benefit Analysis?* Environmental and Resource Economics, 2 (1): 33-59.
- Hausman, J., y D. McFadden, (1984). *Specification Tests for the Multinomial Logit Model*. Econometrica, 52(5): 1219-1240.
- Hensher, D., J. Rose, y W. Greene, (2005). *Applied Choice Analysis. A Primer*. Cambridge University Press.

- Interwies, E., B. Görlach, P. Strosser, Ozdemiroglu E., y R. Brouwer, (2005). *The Case for Valuation Studies in the Water Framework Directive*. Scotland and Northern Ireland Forum for Environmental Research.
- Jorgensen, B. S., Syme, G.J. Bishop, B.J. y Nancarrow, B.E. (1999). *Protest responses in contingent valuation*. *Environmental and Resource Economics*, 14(1):131-150.
- Lancaster, K. J., (1966). *A New Approach to Consumer Theory*. *The Journal of Political Economy*, 74(2):132-157.
- Loomis, J. B., (2000). *Environmental Valuation Techniques in Water Resources Decision Making*. *Journal of Water Resources Planning and Management*: 339-344
- Louviere, J. (1981). *A Conceptual and Analytical Framework for Understanding Spatial and Travel Choices*. *Economic Geography*, 57(4): 304-31
- Louviere, J., y D. A. Hensher, (1983). *Using Discrete Choice Models with Experimental Design Data to Forecast Consumer Demand for a Unique Cultural Event*. *The Journal of Consumer Research*, 10(3): 348-361.
- Martín-Ortega, J. y Berbel, J. (2008). *Caracterización de los usos del agua en el Guadalquivir en aplicación de la Directiva Marco del Agua*. *Revista de Estudios Regionales*, 81; 45-76.
- Martín-Ortega, J. y Berbel (2009). *Beneficios y costes ambientales en la Directiva Marco del Agua: conceptos y estimación*. *Revista de Estudios Geográficos*. LXIXM (265);577-607.
- Martín-Ortega, J., Berbel, J. y Brouwer, R. (2009). *Valoración económica de los beneficios ambientales no de mercado derivados de la mejora de la calidad del agua: una estimación en aplicación de la Directiva Marco del Agua al Guadalquivir*. *Revista de Economía Agraria y de los Recursos Naturales*, 9 (1): 65 – 89.
- Mitchell, R. y Carson, N. (1989). *Using surveys to value public goods: the contingent valuation methods*. Resources for the Future, Washington DC.
- Morrison, M. D., J. Bennett, R. Blamey, y J. Louviere, (2002). *Choice Modeling and Tests of Benefit Transfer*. *American Journal of Agricultural Economics*, 84 (1):161-170.
- Naciones Unidas, (2003). *Informe sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo: agua para todos, agua para la vida*.  
[http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr1/table\\_contents/index\\_es.shtml](http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr1/table_contents/index_es.shtml)
- Pearce, D. W., y R. K. Turner, (1995). *Economía de los Recursos Naturales y el Medio Ambiente*. Colegio de Economistas de Madrid.
- Riera, P., (1994). *Manual de Valoración Contingente*. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.
- Rolfe, J., J. Bennett, y J. Louviere, (2000). *Choice Modelling and its Potential Application to Tropical Rainforest Preservation*. *Ecological Economics*, 35(2): 289-302.
- Rosenberger, R. S., G. L. Peterson, A. Clarke, y T. C. Brown, (2003). *Measuring Dispositions for Lexicographic Preferences of Environmental Goods: Integrating Economics, Psychology and Ethics*. *Ecological Economics*, 44(1): 63-76.
- Schaafsma, M., y R. Brouwer, (2006). *Overview of Existing Guidelines and Manuals for the Economic Valuation of Environmental Costs and Benefits*. AquaMoney Project Working Document, [www.aquamoney.org](http://www.aquamoney.org)

- Roibas, D., García-Valiñas, M.A. y Wall, A. (2007). *Measuring welfare losses from interruption and pricing as responses to water shortages: An application to the case of Seville*. *Environmental and Resource Economics*, 38(2): 231-243.
- Shabman, L., y K. Stephenson, (2000). *Environmental Valuation and its Economic Critics*. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 126 (6): 382-388.
- Spash, C. L. (2000). *Ecosystems, Contingent Valuation and Ethics: the Case of Wetland Re-Creation*. *Ecological Economics*, 34(2):195-215.
- Thurstone, L. L., (1929). *Theory of Attitude Measurement*. *Psychological Review*, v. 36, p. 222-241.
- Train, K., (2003). *Discrete Choice Methods with Simulation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- UNESCO, (2002). 21<sup>st</sup> Century Talks. Paris.
- Whitehead, J., Groothuis, P.A. y Blomquist, G.C. (1993). *Testing for non-response and sample selection bias in contingent valuation: Analysis of a combination phone/mail survey*. *Economics Letters*, 41(2):215-220.