

Economic valuation of coastal lagoon environmental restoration: Mar Menor (SE Spain)

Valoración económica de la restauración ambiental de lagunas costeras: el Mar Menor (SE España)

A Perni^{1*}, F Martínez-Carrasco¹, JM Martínez-Paz^{1, 2}

¹ Departamento de Economía Aplicada, Facultad de Economía y Empresa, Universidad de Murcia, Campus de Espinardo, CP 30100, Murcia, España.

² Instituto del Agua y Medio Ambiente (INUAMA), Universidad de Murcia, Campus de Espinardo, CP 30100, Murcia, España.

* Corresponding author. E-mail: angel.perni@um.es

ABSTRACT. Coastal lagoons are a special type of boundary ecosystem between marine and terrestrial environments, which in many cases are threatened by human activities developed in the periphery. One of the most important anthropogenic impacts sustained by coastal lagoons is eutrophication, as a result of nutrient enrichment of the water from agriculture and deficient treatment systems. In the European Union, laws such as the Water Framework Directive and Marine Strategy Framework Directive aim to achieve a good ecological status for these ecosystems through a program of measures, which must take into account the benefits generated by them. In this study we have applied the contingent valuation method to estimate the benefits generated by the measures to improve the ecological status of the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain), one of the most important of the Mediterranean Sea. The results show that there is a willingness to pay for the implementation of additional measures apart from urban wastewater treatment and other obligatory measures. From the willingness to pay values obtained, the environmental benefits generated by the correction of the impacts at Mar Menor were estimated. These benefits add up to 17.4 million euros per year, of which 7.7 and 9.7 are related to the increase in the use and non-use values, respectively. On the other hand, the estimation of the derived demand function has shown that variables such as the connection to Mar Menor and the level of environmental awareness have a positive influence on the willingness to pay.

Key words: contingent valuation, environmental restoration, eutrophication, environmental benefits, coastal lagoon.

RESUMEN. Las lagunas costeras son un tipo especial de ecosistema fronterizo entre el medio marino y el terrestre, que en muchos casos están amenazadas por las actividades humanas desarrolladas en su periferia. Uno de los impactos antropogénicos más importantes que sufren es su eutrofización, como consecuencia de un enriquecimiento en nutrientes de aguas provenientes de la agricultura y de sistemas de depuración deficientes. En la Unión Europea existen normas, como la Directiva Marco del Agua y la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina, para regular el buen estado ecológico de estos ecosistemas mediante un programa de medidas que debe ser evaluado económicamente teniendo en cuenta los beneficios generados por las mismas. En este trabajo se ha aplicado el método de la valoración contingente para estimar los beneficios generados por las medidas de mejora del estado ecológico de la laguna costera del Mar Menor (SE España), una de las más importantes del Mar Mediterráneo. Los resultados muestran que existe una disposición a pagar por la implantación de medidas adicionales a la depuración de aguas residuales urbanas u otras impuestas por la normativa. A partir de los valores de disposición a pagar obtenidos, se han estimado los beneficios ambientales generados por la corrección de los impactos del Mar Menor. Estos beneficios ascienden a 17.4 millones de euros anuales, de los cuales 7.7 se corresponden con el incremento en el valor de uso y 9.7 en el valor de no uso. Por otro lado, la estimación de la función de demanda derivada ha puesto de manifiesto que variables como el vínculo con el Mar Menor y el nivel de concientización ambiental influyen positivamente en la disposición a pagar manifestada.

Palabras clave: valoración contingente, restauración ambiental, eutrofización, beneficios ambientales, laguna costera.

INTRODUCTION

Coastal lagoons and wetlands are boundary ecosystems between marine and terrestrial environments. There are many different types of wetlands (salt marshes; mangroves; oligohaline, mesohaline, and euhaline lagoons; etc.) and they house a large part of the planet's biodiversity (EEA 2010). From a socioeconomic point of view, these ecosystems are important providers of goods and services, such as food, raw

INTRODUCCIÓN

Los humedales y las lagunas costeras son ecosistemas frontera entre el medio marino y terrestre. Existen diversos tipos de humedales (marismas; manglares; lagunas oligohalinas, mesohalinas y euhalinas; etc.) en los que se alberga buena parte de la biodiversidad del planeta (EEA 2010). Desde un punto de vista socioeconómico, estos ecosistemas son importantes proveedores de bienes y servicios, tales

materials, cultural heritage, climate regulation, indicators of global change, recreation and tourism, among others, and thus have a strong influence on the level of human welfare (Hanley *et al.* 2003). In the case of the coastal lagoons in the Mediterranean region, the discharge of deficiently treated wastewater, tourism based on urban development, and the intense use of agrochemicals in agriculture are some of the main pressures they are subjected to. Consequently, the water quality and biological communities of many coastal ecosystems have been impacted (EEA 2000, Pérez-Ruzafa and Marcos 2008).

In view of the above, several initiatives for the protection of marine and coastal ecosystems have been implemented within the framework of the European Union. The most ambitious measure for the protection of the aquatic environment is the Water Framework Directive (WFD, 2000/60/CE). The objective of the WFD is to achieve good ecological status of European waters by 2015. More recently, the Marine Strategy Framework Directive (MSFD, 2008/56/CE) came into force to achieve good ecological status for European marine waters. Both directives promote the design of a program of measures to restore and/or conserve, depending on the case, the ecological status of a water body. These measures must have social acceptance, gained through a public participation and communication process, but must also be evaluated from an economic perspective considering their social benefits (Stemplewski *et al.* 2008). Though significant advances have been made in the consideration of stakeholders in public decision processes (Fletcher and Pike 2007), society receives scant information on monetary benefits from the restoration of coastal ecosystems (Liu *et al.* 2009). As many of the goods and services obtained from applying environmental improvement measures to ecosystems do not have markets, the use of environmental economics valuation techniques is necessary (Spurgeon 1999).

The objective of this study was to determine the environmental benefits derived from improving the ecological status of the Mar Menor coastal lagoon (Murcia, SE Spain). This coastal system is in an advanced state of eutrophication, and the government entity responsible for its maintenance has proposed a series of measures to meet the WFD and MSFD requirements for good ecological status. The environmental benefits derived from the lagoon restoration project were evaluated by applying the contingent valuation method, estimating the willingness of the citizens of the Region of Murcia to pay for the proposed measures. In addition, econometric models were used to determine the socioeconomic variables that influence the willingness to pay in order to propose measures favouring the social acceptance of this type of projects.

This paper is structured as follows: in the next section we present the methodological framework of this study, we then describe the study area and the design of the contingent valuation exercise, followed by the results and discussion, and we conclude by summarizing the key points.

como alimentos, materias primas, patrimonio cultural, regulación del clima, indicadores de cambio global, recreación y turismo, entre otros, que tienen una notable influencia en los niveles de bienestar de la sociedad (Hanley *et al.* 2003). En el caso de las lagunas costeras del área mediterránea, los vertidos de aguas residuales con niveles deficientes de depuración, el turismo basado en el desarrollo urbanístico y el crecimiento de una agricultura intensiva en agroquímicos, son algunas de sus principales presiones. Consecuentemente, numerosos ecosistemas costeros presentan impactos en la calidad de sus aguas y en sus comunidades biológicas (EEA 2000, Pérez-Ruzafa y Marcos 2008).

Dada la realidad descrita en el párrafo anterior, en el marco de la Unión Europea se vienen implementando diversas iniciativas para la protección de los ecosistemas marinos y costeros. La norma más ambiciosa para la protección del medio ambiente acuático es la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/CE), cuyo objetivo es conseguir el buen estado ecológico de las aguas europeas en el año 2015. Más reciente es la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM, 2008/56/CE), que establece el marco de protección del medio marino europeo para conseguir un buen estado ecológico satisfactorio del mismo. Ambas directivas promueven el diseño de un programa de medidas para restaurar y/o conservar, según cada caso, el estado ecológico de una masa de agua. Estas medidas deben contar con la aceptación social, encauzada a través de un procedimiento de información y participación pública, pero también ser evaluadas desde una perspectiva económica que tenga en cuenta los beneficios sociales de las mismas (Stemplewski *et al.* 2008). Si bien se han producido notables avances en la consideración de accionistas (*stakeholders*) en los procesos de decisión pública (Fletcher y Pike 2007), es escasa la información acerca de los beneficios monetarios que la restauración de ecosistemas costeros reporta a la sociedad (Liu *et al.* 2009). Debido a que una gran parte de los bienes y servicios obtenidos al aplicar medidas de mejora ambiental en un ecosistema carece de mercado, es necesario el empleo de técnicas de valoración propias de la economía ambiental (Spurgeon 1999).

El objetivo de este trabajo fue determinar los beneficios ambientales derivados de la mejora del estado ecológico de la laguna costera del Mar Menor (Murcia, SE España). Este ecosistema costero presenta un avanzado estado de eutrofización, por lo que las administraciones públicas encargadas de su gestión han definido una serie de actuaciones para conseguir el buen estado ecológico propugnado por la DMA y la DMEM. La valoración de los beneficios ambientales derivados de la recuperación de la laguna se realiza mediante la aplicación del método de la valoración contingente, estimando la disposición de los ciudadanos de la Región de Murcia a pagar por las medidas proyectadas. Además, mediante modelos econométricos se determinarán las variables socioeconómicas que influyen sobre la disposición al pago, lo que permitirá proponer medidas que favorezcan la aceptación social de este tipo de proyectos.

METHODOLOGICAL FRAMEWORK

Contingent valuation method

Natural ecosystems fulfill a series of functions that are indispensable to society: provisional function (providing food, fresh water, wood, and fibres), regulation function (regulating the climate and hydrological cycle, pollution buffering), and cultural function (recreation, tourism, education). From an economic perspective, the combined goods and services provided by an ecosystem confer it a value, called the total economic value, which is divided into two categories: use value and non-use value. The use value is derived from the actual use of an environmental product or service, either directly (e.g., food or recreation) or indirectly (e.g., reducing pollution or external ecosystem support). The non-use value corresponds to the value attributed to the mere existence of the environmental element valued, regardless of whether it is used or not (Birol *et al.* 2006). Many of the goods and services provided by ecosystems are not marketed (e.g., clean air, biodiversity, recreational possibility) and, therefore, do not have a market price indicating their value. Since there is no reflection of their scarcity or of the impacts generated by human activity, situations of inefficient resource allocation arise, namely, their degradation, overexploitation, and contamination (Sanjurjo and Islas-Cortés 2007).

The field of environmental economics offers an array of valuation techniques to determine the monetary value of non-market environmental goods and services (Pouta *et al.* 2000), among them the contingent valuation method (CVM), which can be used to estimate both use and non-use values. This method is based on the construction of a hypothetical market using surveys to ascertain interviewees' willingness to pay for some environmental improvement, such as the restoration of an ecosystem (Stone *et al.* 2008).

The following steps should be taken to develop an economic valuation exercise using CVM (Riera 1994): (1) accurately determine the product or service to be valued in monetary units, (2) define the relevant population, (3) define the elements of the market simulation, (4) define the mode of survey, (5) select the survey sample, (6) draw up the questionnaire, (7) conduct the interviews, (8) perform a statistical analysis of the data, and (9) present and interpret the results. The different steps of the CVM will be explained more fully in the next section, when the case study is presented.

In addition to estimating the economic value of an ecosystem product or service, in these types of studies it is common to search for those variables that explain the willingness to pay of the interviewed population. For this, two basic aspects must be considered: the formulation and modelling of the willingness to pay (WTP) question.

Several options exist for the interviewees to declare their WTP (Pearce and Özdemiroglu 2002). One, known as the "open format", is to directly ask the interviewees whether or not they would be willing to pay. Another, known as the

Este trabajo se estructura de la siguiente manera: tras esta introducción, en la siguiente sección se presenta el marco metodológico del trabajo, seguida de la descripción del área de estudio y el diseño del ejercicio de valoración contingente, dando paso a la presentación de los resultados y discusiones, y finalmente se exponen las principales conclusiones.

MARCO METODOLÓGICO

Método de la valoración contingente

Los ecosistemas naturales cumplen con una serie de funciones imprescindibles para la sociedad: función de provisión (alimento, agua dulce, madera y fibras), función de regulación (regulación del clima y del ciclo hidrológico, amortiguación de la contaminación) y función cultural (recreo, turismo, educación). Desde una perspectiva económica, el conjunto de bienes y servicios proveídos por un ecosistema le confieren un valor, denominado valor económico total, que se divide en dos categorías: valor de uso y valor de no uso. El valor de uso es el derivado de la utilización del bien o servicio ambiental, ya sea de forma directa (e.g., alimentos o recreo) o indirecta (e.g., reducción de la contaminación o soporte externo a ecosistemas). El valor de no uso se corresponde con el valor atribuido a la mera existencia del elemento ambiental valorado, independientemente de si es utilizado o no (Birol *et al.* 2006). Muchos de los bienes y servicios proveídos por los ecosistemas carecen de mercado (e.g., aire limpio, biodiversidad o posibilidad de recreo), por lo que no tienen un precio que indique cual es su valor. Por este motivo, dado que no existe un reflejo de su escasez o de los impactos generados por la actividad humana, se producen situaciones de asignación ineficiente de recursos, es decir, su degradación, sobreexplotación y contaminación (Sanjurjo e Islas-Cortés 2007).

La economía ambiental proporciona un abanico de técnicas de valoración que permiten capturar el valor monetario de bienes y servicios ambientales que carecen de mercado (Pouta *et al.* 2000), entre las que se encuentra el método de la valoración contingente (MVC), válido para estimar tanto valores de uso como valores de no uso. Este método se fundamenta en la construcción de un mercado hipotético mediante encuestas, en las cuales los entrevistados deben declarar su disposición a pagar por la acción sobre un determinado bien o servicio ambiental, por ejemplo, la restauración de un ecosistema (Stone *et al.* 2008).

El desarrollo de un ejercicio de valoración económica mediante el MVC se estructura en las siguientes fases (Riera 1994): (1) determinar con precisión lo que se desea valorar en unidades monetarias, (2) definir la población relevante, (3) concretar los elementos de la simulación del mercado, (4) decidir la modalidad de entrevista, (5) seleccionar la muestra, (6) redactar el cuestionario, (7) realizar las entrevistas, (8) analizar estadísticamente los datos y (9) presentar e interpretar los resultados. En este apartado no se detallan

“binary format”, is for the interviewer to proffer a guideline value for the interviewees to declare whether or not they would be willing to pay. A combination of both these formats, known as the “mixed format”, was used in this study: first, the interviewees must answer whether or not they are willing to pay to achieve a given environmental objective (BWTP, binary format); second, they must declare their total willingness to pay (TWTP, open format). After studying the responses, econometric models can be derived: logistic regression models for the binary format question and multivariate regression models for the open format question. To enable model estimation, the questionnaires designed for the CVM contained, in addition to questions regarding WTP, another series of questions about psychographic and socio-economic variables.

Logistic regression is a discrete choice model with a binary dependent variable; hence, it is also called binary logit model. The model estimates the probability of an individual answering that he is willing to pay, $P_i(BWTP)$, as a function of his socioeconomic characteristics, X_i (Long and Freese 2006):

$$P_i(BWTP) = \frac{1}{1 + e^{-(b_0 + \beta_i X_i)}} \quad (1)$$

The modelling of TWTP is based on a multivariate regression model with tobit specification censored at zero, since WTP values below zero are illogical. These models produce the market demand function simulated by the CVM. Using similar terminology as in equation 1, the tobit model of TWTP is expressed as follows (Amemiya 1982):

$$TWTP_i^* = b_0 + \beta_i X_i + \varepsilon_i \quad \varepsilon \sim N(0, \sigma^2) \quad (2)$$

$$TWTP_i = \begin{cases} TWTP_i^* & \text{if } TWTP_i^* > 0 \\ 0 & \text{if } TWTP_i^* \leq 0 \end{cases}$$

As this paper does not aim to present an exhaustive description of the CVM, readers interested in more detailed information should consult Mitchell and Carson (1989) and Pearce (2006). For antecedents of the application of CVM to marine and coastal ecosystems, Arrow *et al.* (1993) applied CVM to obtain estimates of lost non-use values as a result of the Exxon Valdez oil spill. Other studies that have used this method to assess the environmental services provided by marine and coastal ecosystems, as well as their management measures include those of Giraud *et al.* (2002), Polomé *et al.* (2005), Alban *et al.* (2008), Beaumont *et al.* (2008), Jones *et al.* (2008), Remoundou *et al.* (2009), among others. Finally, guidelines for the evaluation of public investments

cada una de las fases de la MVC, dado que serán explicadas más adelante a medida que se presente el caso de estudio.

Además de estimar el valor económico de un determinado bien o servicio ambiental, es común en este tipo de trabajos buscar aquellas variables que explican la disposición al pago de la población encuestada. Para esto hay que tener en cuenta dos aspectos fundamentales: la formulación y la modelización de la pregunta sobre la disposición al pago (DAP).

Existen varias opciones para que los encuestados declaren su disposición a pagar (Pearce y Özdemiroglu 2002). Una de ellas es preguntar directamente al encuestado por su DAP, lo que se conoce como “formato abierto”. En cambio, si el entrevistador adelanta un valor guía para que el encuestado declare si está o no dispuesto a pagar, se trata de un “formato binario”. La combinación de estos dos formatos da lugar a un “formato mixto”, que ha sido el utilizado en este trabajo: en primer lugar el individuo debe contestar si está dispuesto o no a sufragar para conseguir un determinado objetivo ambiental (BDAP, formato binario); en segunda instancia, se pregunta su disposición máxima a pagar (TDAP, formato abierto). Una vez estudiadas estas respuestas se puede plantear la modelización econométrica de cada una de ellas: modelos de regresión logística para la pregunta binaria y modelos de regresión multivariante para la pregunta de formato abierto. Para posibilitar la estimación de estos modelos, los cuestionarios diseñados para el MVC contenían, además de preguntas sobre la DAP, otra serie de cuestiones sobre variables psicográficas y socioeconómicas.

La regresión logística es un modelo de elección discreta cuya variable dependiente es binaria, por lo que también recibe el nombre de modelo logit binario. El modelo estima la probabilidad de que un individuo conteste que sí está dispuesto a pagar, $P_i(BDAP)$, en función de sus características socioeconómicas, X_i (Long y Freese 2006):

$$P_i(BDAP) = \frac{1}{1 + e^{-(b_0 + \beta_i X_i)}} \quad (1)$$

La modelización de TDAP se realiza a partir de un modelo de regresión multivariante con especificación tobit censurado en cero, puesto que carece de lógica que los valores de DAP tengan un valor inferior a cero. Con estos modelos se obtiene la función de demanda del mercado simulado mediante el MVC. Utilizando una terminología similar a la ecuación 1, el modelo tobit de TDAP viene dado por la siguiente expresión (Amemiya 1982):

$$TDAP_i^* = b_0 + \beta_i X_i + \varepsilon_i \quad \varepsilon \sim N(0, \sigma^2) \quad (2)$$

$$TDAP_i = \begin{cases} TDAP_i^* & \text{if } TDAP_i^* > 0 \\ 0 & \text{if } TDAP_i^* \leq 0 \end{cases}$$

advocate the use of this method to estimate non-market benefits in environmental restoration projects (OECD 2006, EC 2008).

CASE STUDY

Mar Menor coastal lagoon: Diagnostic and program of measures

Mar Menor, located in southeastern Spain, is one of the largest coastal lagoons of the European Mediterranean (fig. 1). It covers an approximate surface of 135 km², and has a mean depth of 2.5 m and a maximum depth of 6 m. It is a hypersaline lagoon, with salinity ranging from 42 to 47. Mean temperature is 12 °C in winter and 30 °C in summer. Mar Menor is separated from the Mediterranean Sea by a sand bar that is 20 km long and between 100 and 900 m wide, known as *La Manga del Mar Menor* (the Sleeve of the Little Sea). It is connected to the Mediterranean Sea by several natural channels, some of which have been widened to allow the passage of boats between the Mediterranean Sea and Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.* 2008).

Mar Menor receives the runoff of the Campo de Cartagena basin. This basin is drained by several ephemeral watercourses (called *ramblas*) that are, in general, inactive for the most part of the year, but which during periods of heavy rainfall carry large volumes of water and sediments to the lagoon (Velasco *et al.* 2006). At the mouths of these watercourses, in depressions near the lagoon and in areas of shallow water, different types of wetlands are well represented, including crypto-wetlands (e.g., *Saladar de Punta de Lomas*, *Saladar de lo Poyo*, *Marina del Carmolí*) and coastal saltpans (e.g., *Humedal de las Salinas de Marchamalo*, *Humedal de las Salinas de San Pedro del Pinatar*). Areas occupied by *encañizadas*, the traditional local fishing system, are found in the transition zones between the Mediterranean Sea and Mar Menor, and dune systems surround the lagoon.

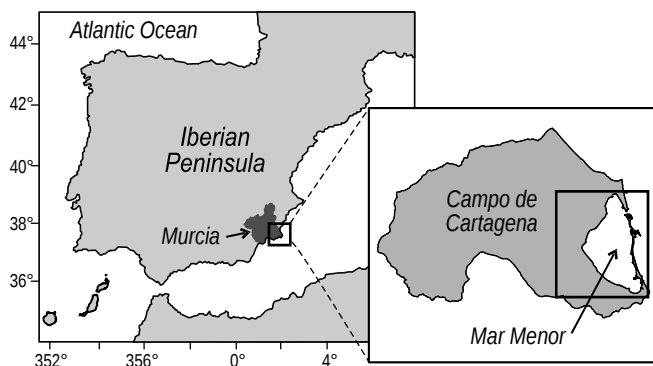


Figure 1. Location of Mar Menor (authors' own elaboration).

Figura 1. Localización del Mar Menor (elaboración propia).

Dado que el objetivo de este trabajo no es el de presentar de una manera exhaustiva las características del MVC, se remite al lector interesado en profundizar sobre los fundamentos propios de esta metodología a los trabajos de Mitchell y Carson (1989) y Pearce (2006). Respecto a antecedentes de la aplicación del MVC a ecosistemas marinos y costeros, el punto de partida lo constituye el trabajo de Arrow *et al.* (1993), quienes aplicaron el MVC para la estimación de la pérdida de los valores de no uso como consecuencia del accidente del petrolero *Exxon Valdez*. Otros trabajos que han empleado este método para valorar los servicios ambientales de los ecosistemas marinos y costeros, así como las medidas de gestión emprendidas en ellos, son los de Giraud *et al.* (2002), Polomé *et al.* 2005, Alban *et al.* (2008), Beaumont *et al.* (2008), Jones *et al.* (2008), Remoundou *et al.* (2009), entre otros. Por último, cabe destacar que las guías redactadas para la evaluación de inversiones públicas aconsejan el uso de este método para la estimación de los beneficios de no mercado en los proyectos de restauración ambiental (OECD 2006, EC 2008).

CASO DE ESTUDIO

La laguna costera del Mar Menor: Diagnóstico y programa de medidas

El Mar Menor es una de las lagunas litorales más grandes de la Europa mediterránea y está situada en el sureste de España (fig. 1). Tiene una superficie aproximada de 135 km² y una profundidad media de 2.5 m, siendo la máxima de 6 m. Se trata de una laguna hipersalina cuya salinidad oscila entre los 42 y 47, y presenta una temperatura media de 12 °C en invierno y 30 °C en verano. El Mar Menor está separado del Mar Mediterráneo por una barra arenosa de 20 km de longitud y entre 100 y 900 m de anchura, conocida como *La Manga del Mar Menor*. Esta laguna se encuentra conectada con el Mar Mediterráneo a través de varios canales naturales, algunos de los cuales han sido ensanchados para facilitar el trasiego de barcos entre el Mar Mediterráneo y el Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.* 2008).

El Mar Menor recibe las escorrentías procedentes de la cuenca del Campo de Cartagena. Esta cuenca es drenada por varios cursos de agua efímeros (denominados *ramblas*) que, en general, se encuentran inactivos la mayor parte del año, pero que en periodos de alta pluviosidad arrastran grandes volúmenes de agua y sedimentos hasta la laguna (Velasco *et al.* 2006). En las desembocaduras de estas ramblas, en depresiones cercanas a la laguna y en las zonas de aguas someras, se encuentran bien representados distintos tipos de humedales, tales como los criptohumedales (e.g., *Saladar de Punta de Lomas*, *Saladar de lo Poyo*, *Marina del Carmolí*) y los humedales con salinas costeras (e.g., *Humedal de las Salinas de Marchamalo*, *Humedal de las Salinas de San Pedro del Pinata*). Los sistemas de *encañizadas*, donde se llevan a cabo labores de pesca tradicional, se encuentran en

The high salinity and temperature, as well as the variety of wetlands confer, from an ecological viewpoint, a special value to Mar Menor, which concentrates a large number of autochthonous flora and fauna adapted to the environmental conditions (Martínez-Fernández *et al.* 2007).

The flora includes halophilous species such as *Sarcocornia fruticosa*, *Inula crithmoides*, *Limonium angustibracteatum*, and *Halimione portulacoides*. In dune areas, populations of *Ammophila arenaria* ssp. *arundinacea*, *Lutus creticus* ssp. *salzmanii*, *Medicago marina*, *Eryngium maritimum*, and *Pancreatium maritimum*, among others, are found. The muddy lagoon bottoms are characterized by the presence of *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*, and *Zostera noltii* meadows, though lately they have been displaced by invasive species from the Mediterranean, mainly *Caulerpa prolifera* (Pérez-Ruzafa and Marcos 2008).

More than 200 bird species have been recorded in Mar Menor and its surrounding wetlands, 20 of which reproduce there, including *Recurvirostra avosetta*, *Himantopus himantopus*, *Charadrius alexandrinus*, and *Sterna albifrons*. The area also sustains 1% of the Mediterranean populations of *Phoenicopiterus roseus*, *Gelochelidon nilotica*, and *Sterna albifrons*. The Mar Menor ichthyofauna is characterized by the presence of *Aphanius iberus*, endemic to southeast Spain, and other species of commercial interest like *Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus*, *Sparus auratus*, and *Lithognathus mormyrus* (García-Rodríguez *et al.* 2009).

The diverse habitats and species of the coastal lagoon and adjacent area are protected at national, European, and international levels. Mar Menor and the surrounding wetlands, covering a total of 15,000 ha, have been included in the Ramsar List of Wetlands since 1994 (Morillo and Gómez-Campo 2000). The site has been designated a Specially Protected Area of Mediterranean Importance, as well as a Special Protection Area for Birds and Site of Community Importance (Lloret *et al.* 2008).

Despite its environmental importance, Mar Menor is threatened by the impacts of human activities conducted in the surrounding area. Three activities exert most pressure on the coastal lagoon environment: agriculture, tourism, and mining (Conesa and Jiménez-Cárceles 2007). Even though the mining activities developed in the sierras of Campo de Cartagena ceased several years ago, the watercourses draining this area have transported heavy metals to the lagoon, and their presence has been detected in the Mar Menor biota and sediments (Benedicto *et al.* 2008). The agrochemicals used in the intensive farming of 45,000 ha of Campo de Cartagena (Martínez-Carrasco *et al.* 2009) have polluted the aquifers in the area, which show nitrate concentrations between 200 and 300 mg L⁻¹, greatly exceeding the norm of 50 mg L⁻¹. It has been estimated that these aquifers, connected to Mar Menor, supply an underground flow of polluted waters of 5 Hm³ yr⁻¹ (CHS 2008). The watercourses flowing into the lagoon also transport nutrient loads. In fact, the main input of nitrates and phosphates to the lagoon is through the *Rambla del Albuñón*,

las zonas de transición entre el Mar Menor y el Mar Mediterráneo; también son característicos los sistemas de dunas periféricos a la laguna.

Las características de alta salinidad y temperatura del Mar Menor, así como la variedad de humedales presentes en su entorno, le dan un valor especial desde el punto de vista ecológico, pues contiene un número importante de especies de flora y fauna autóctonas adaptadas a sus condiciones ambientales (Martínez-Fernández *et al.* 2007).

En relación a la flora, cabe destacar la presencia de especies halófilas como *Sarcocornia fruticosa*, *Inula crithmoides*, *Limonium angustibracteatum* y *Halimione portulacoides*. En áreas de dunas se han descrito poblaciones de *Ammophila arenaria* ssp. *arundinacea*, *Lutus creticus* ssp. *salzmanii*, *Medicago marina*, *Eryngium maritimum* y *Pancreatium maritimum*, entre otras. Los fondos fangosos de la laguna se han caracterizado por la presencia de praderas de *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* y *Zostera noltii*, si bien en la actualidad se encuentran desplazadas por especies invasoras procedentes del Mediterráneo, principalmente *Caulerpa prolifera* (Pérez-Ruzafa y Marcos 2008).

En cuanto a la fauna, en el Mar Menor y sus humedales periféricos se han citado más de 200 especies de aves, 20 de las cuales ahí encuentran su lugar de reproducción, tales como *Recurvirostra avosetta*, *Himantopus himantopus*, *Charadrius alexandrinus* y *Sterna albifrons*. Esta zona también sustenta el 1% de las poblaciones mediterráneas de *Phoenicopiterus roseus*, *Gelochelidon nilotica* y *Sterna albifrons*. La ictiofauna del Mar Menor es característica por la presencia de *Aphanius iberus*, endémica del sureste español, y otras especies de interés pesquero como *Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus*, *Sparus auratus* y *Lithognathus mormyrus* (García-Rodríguez *et al.* 2009).

La diversidad de hábitats y las especies existentes en la laguna del Mar Menor y su entorno están protegidas a nivel nacional, europeo e internacional. El Mar Menor y sus humedales periféricos, con un total de 15,000 ha, han estado incluidos en la Lista Ramsar de Humedales desde el año 1994 (Morillo y Gómez-Campo 2000), y son Zona de Especial Protección de Importancia para el Mediterráneo. Otras figuras de protección con las que cuenta son las de Zona de Especial Protección para Aves y Lugar de Importancia Comunitaria (Lloret *et al.* 2008).

A pesar de su importancia ambiental, el Mar Menor está amenazado por los impactos generados por las actividades humanas que se desarrollan en el territorio que lo rodea. Son tres las actividades que ejercen una mayor presión sobre el medio de esta laguna costera: la agricultura, el turismo y la minería (Conesa y Jiménez-Cárceles 2007). Si bien las actividades mineras desarrolladas en las sierras del Campo de Cartagena cesaron hace años, las ramblas que drenan el Campo de Cartagena han transportado hasta la laguna metales pesados, cuya presencia se ha detectado en los sedimentos y la biota de la laguna del Mar Menor (Benedicto *et al.* 2008). Por su parte, los agroquímicos utilizados en las 45,000 ha de

which carries irrigation runoff water from agricultural fields in the Mar Menor drainage basin and the effluents resulting from the desalination of groundwater destined for irrigation (Velasco *et al.* 2006). Moreover, Campo de Cartagena has been declared an area vulnerable to nitrate pollution, based on criteria established in Directive 91/676/EEC. On the other hand, Mar Menor is one of the top tourist destinations of southeast Spain, receiving an average of 200,000 visitors per year. The increase in population during the summer months has resulted in episodes of uncontrolled discharges due to the deficient wastewater capture and treatment systems of the coastal communities. Consequently, the lagoon has been declared an area vulnerable to urban wastewater discharges according to Directive 91/721/EEC.

The increased nutrient concentrations, causing eutrophication of the lagoon, together with the opening of artificial channels have favoured the invasion and propagation of jellyfish (*Rhizostoma pulmo* and *Cotylorhiza tuberculata*) and other species from the Mediterranean Sea. This has led to a decrease in the fishing of typical lagoon species (*Mugil cephalus* and *Sparus auratus*). The infestation of jellyfish and wastewater discharges that have led to temporary beach closures have also affected the tourism-related image (Conesa and Jiménez-Cárceles 2007).

The evaluation of the ecological status of Mar Menor, one of the initial steps in the implementation of WFD and MSFD, was carried out by the entity responsible for the lagoon management, the Segura River Hydrographic Confederation (*Confederación Hidrográfica del Segura*, CHS). In this evaluation, the CHS (2008) used physicochemical indicators, following the method proposed by Bald *et al.* (2005), and biological indicators (composition, abundance, and/or biomass of phytoplankton, benthic invertebrates, and macroalgae), according to Orfanidis *et al.* (2001). These indicators are used to determine the status of an aquatic ecosystem based on a qualitative scale of five categories: high, good, moderate, poor, and bad. The CHS defined the ecological status of Mar Menor as “less than good with a tendency to deteriorate”, and proposed a series of measures to tackle the deterioration of the lagoon environment. These measures, expounded in the CHS report entitled *Esquema de Temas Importantes* (Grindlay *et al.* 2011), contemplate reducing the diffuse pollution from the Campo de Cartagena agricultural activities, as well as improving the treatment of sewage water from municipalities near the Mar Menor area and the subsequent evacuation of treated waters to the Mediterranean Sea. The proposed measures, classified as basic and additional measures, to improve the Mar Menor water quality are summarized in table 1. The basic measures are those that are obligatory. The additional measures are those further required since sole implementation of the basic measures would not achieve the necessary reduction in nutrients to allow the restoration of Mar Menor, which would continue deteriorating to moderate status instead of attaining good status. Reducing nutrient input would mitigate the effects of eutrophication in

agricultura intensiva del Campo de Cartagena (Martínez-Carrasco *et al.* 2009) han contaminado los acuíferos de la zona, que alcanzan concentraciones de nitratos entre los 200 y 300 mg L⁻¹, superando con creces los 50 mg L⁻¹ establecidos en la normativa. Se ha estimado que estos acuíferos, conectados al Mar Menor, aportan un flujo subterráneo de aguas contaminadas de 5 Hm³ año⁻¹ (CHS 2008). También, las ramblas que desembocan en la laguna transportan aguas cargadas de nutrientes. De hecho, la principal entrada de nitratos y fosfatos a la laguna es a través de la *Rambla del Albuñón*, cuyo caudal procede de los retornos de riego de la agricultura situada en la cuenca de drenaje del Mar Menor y de los efluentes de las desaladoras utilizadas en el Campo de Cartagena para el tratamiento de aguas subterráneas para su posterior aplicación a regadío (Velasco *et al.* 2006). Por todo esto, el área del Campo de Cartagena ha sido declarada como zona vulnerable a la contaminación por nitratos, bajo los criterios establecidos en la Directiva 91/676/EEC. Por otro lado, el área del Mar Menor es uno de los destinos turísticos de mayor afluencia de visitantes del sureste español, que recibe una media de 200,000 turistas cada año. El incremento poblacional en los meses de verano ha provocado episodios de vertidos incontrolados, dados los deficientes sistemas de captación y depuración de aguas residuales de los municipios ribereños. Esto ha propiciado la declaración de esta laguna como zona sensible a los vertidos de aguas residuales urbanas de acuerdo con la Directiva 91/721/EEC.

El aumento en las concentraciones de nutrientes, que ha ocasionado la eutrofización de la laguna, junto con la apertura de canales artificiales, ha favorecido la invasión y propagación masiva de medusas (*Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata*) y otras especies procedentes del Mar Mediterráneo. Esto ha llevado consigo el descenso de la pesca de especies típicas de la laguna (*Mugil cephalus* y *Sparus auratus*). Asimismo, la infestación de medusas, así como los vertidos de aguas residuales que han originado cierres temporales de playas, han afectado a la imagen turística de la zona (Conesa y Jiménez-Cárceles 2007).

La evaluación del estado ecológico del Mar Menor, una de las etapas iniciales de la implementación de la DMA y la DMEM, se ha llevado a cabo por el principal organismo gestor de las aguas de la laguna costera, la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). En dicha evaluación, la CHS (2008) ha utilizado indicadores físicoquímicos, siguiendo la metodología propuesta por Bald *et al.* (2005), y biológicos (composición, abundancia y/o biomasa de fitoplancton, invertebrados bentónicos y macroalgas), como propone Orfanidis *et al.* (2001). A partir de estos indicadores, el estado de un ecosistema acuático se determina en una escala cualitativa de cinco categorías: muy bueno, bueno, moderado, deficiente y malo. Así, la CHS ha definido el estado ecológico del Mar Menor como “inferior a bueno con tendencia a empeorar”, por lo que ha propuesto una serie de medidas para hacer frente al deterioro de la laguna. Las medidas propuestas, que están recogidas en el informe

the lagoon ecosystem (García-Pintado *et al.* 2007). After redressing this anthropic disturbance, Mar Menor would achieve, in the medium to long term, the good status objective established by WFD and MSFD (CHS 2008).

Survey design

The survey designed for the hypothetical market simulation included, in addition to questions pertaining to the economic valuation, questions that gather information needed for the estimation of the econometric models mentioned in the methodology section. The questionnaire was structured as follows:

- Block I. Opinion on environmental problems.
- Block II. Knowledge of the Mar Menor coastal lagoon.
- Block III. Economic valuation of the environmental restoration of Mar Menor.
- Block IV. Valuation of the environmental commitment.
- Block V. Socioeconomic information.

Blocks I and II defined the context of the economic valuation, that is, they serve to familiarize the interviewee with the product that is being valued. Block I contained two questions with several items, the first regarding environmental problems in general (acoustic contamination, degradation of natural spaces, etc.) and the second regarding water-related problems (discharges, wetland loss, etc.). Block II consisted of eleven questions aiming to determine the interviewee's knowledge of the current conservation status of Mar Menor and the restoration measures proposed.

Block III contained seven questions related to the contingent valuation exercise, which estimates the WTP for two different Mar Menor restoration scenarios, based on the measures proposed. The first consists of the application of basic measures to mitigate the lagoon's tendency to deteriorate and achieve, in the long term, at least moderate ecological status

titulado *Esquema de Temas Importantes* de la CHS (Grindlay *et al.* 2011), se centran en la reducción de la contaminación difusa procedente de la agricultura del Campo de Cartagena, y en la mejora en el tratamiento de las aguas residuales procedentes de los municipios ribereños del Mar Menor y posterior evacuación de las aguas depuradas al Mar Mediterráneo. La tabla 1 resume las medidas, clasificadas como medidas básicas y adicionales, que se van a implementar para mejorar la calidad de las aguas del Mar Menor. Las medidas básicas son aquellas que se han de realizar por imposición normativa. El establecimiento de medidas adicionales responde a que la sola aplicación de medidas básicas no conseguiría una reducción suficiente de nutrientes que permitiera la recuperación del Mar Menor, que seguiría deteriorándose hasta un estado moderado en lugar de alcanzar la categoría de buen estado. La reducción de las entradas de nutrientes mitigará los efectos de la eutrofización en el ecosistema lagunar (García-Pintado *et al.* 2007). Tras la corrección de esta perturbación antrópica, el Mar Menor alcanzaría, a mediano o largo plazo, el objetivo del buen estado establecido en la DMA y la DMEM (CHS 2008).

Diseño de la encuesta

La encuesta diseñada para la simulación del mercado hipotético de mejora del Mar Menor, además de las cuestiones propias de la valoración económica, cuenta con otra serie de bloques de preguntas que recopilan información necesaria para la estimación de los modelos econométricos a los que se hizo referencia en el apartado de metodología. El cuestionario está estructurado de la siguiente manera:

- Bloque I. Opinión sobre problemas ambientales.
- Bloque II. Conocimiento de la laguna del Mar Menor.
- Bloque III. Valoración económica de la mejora ambiental del Mar Menor.
- Bloque IV. Valoración del compromiso ecológico.
- Bloque V. Información socioeconómica.

Table 1. Environmental restoration measures for Mar Menor.

Tabla 1. Medidas de restauración ambiental del Mar Menor.

Measure	Purpose
Basic	
Creation and modelling of sewage treatment plants.	To achieve the overall treatment of urban wastewater in the area.
Code of good agricultural practice.	To reduce the usage of agrochemicals in agriculture.
Additional	
Desalination of flow returns.	To treat the flow returns from Campo de Cartagena.
Set of wells at the perimeter of the lagoon.	To extract polluted groundwater to treat it.
Storm tanks.	To collect urban wastewater to treat it, avoiding certain unwanted spillages.
Cleaning of the <i>Rambla del Albujón</i> .	To remove litter and rubble from the watercourse.
Restoration of the <i>Rambla del Albujón</i> .	To revegetate with autochthonous species to favour the retention of nitrates and phosphates.

(“moderate” scenario). The second includes the combined application of the basic and additional measures established by CHS. In this case, Mar Menor would achieve, also in the long term, good ecological status (“good” scenario). The questionnaire included a binary question (BWTP) asking the interviewees whether or not they would be willing to contribute financially to the environmental restoration of Mar Menor. The stated amount, distributed over one year, would appear on the water bill as an additional rate. In the case of an affirmative reply, the interviewees had to declare their maximum WTP, firstly, for the “moderate” scenario (TWTP-M) and, secondly, for the “good” scenario (TWTP-G). By calculating the difference between the WTP of both scenarios, it is possible to solely determine the WTP for the implementation of additional measures and, therefore, quantify the environmental benefits obtained from them. Moreover, during the survey the interviewees were given a fact sheet on the characteristics of both scenarios in order to completely define the valuation exercise (Blomquist and Whitehead 1998).

Finally, blocks IV and V were included to determine the profile of the interviewees, defined by the following variables: level of environmental commitment, sex, age, income, educational level, employment situation, place of habitual residence, ownership of a second residence, environmental group membership, and type of link to the lagoon.

The survey was conducted by personal interviews during April 2010. The target population was 1,140,887 citizens of the Region of Murcia over 18 years of age (INE 2010). This target population was selected because of the geographic proximity and link to Mar Menor, even though it is a conservative choice since potential lagoon users are not restricted to the geographic limit established. A stratified simple random sampling was performed by districts of the Region of Murcia, generating a sample for each district by a random selection process. A sample size of 344 interviews produces, for a 95.5% confidence level, an estimation error of 5.39% in the case of intermediate proportions and of 3.23% in the case of extreme proportions (Weisberg 2005).

RESULTS AND DISCUSSION

Analysis of willingness to pay

The composition of the CVM simulated market is determined based on the responses to the BWTP question. First, the protest responses, when interviewees answer that they are not willing to contribute though they are in favour of the environmental restoration of Mar Menor, must be eliminated from the sample. Otherwise, zero values would be included when, in reality, they are not (Bateman and Langford 1997). Protest responses include those given by individuals who believe that coastal lagoon restoration is the responsibility of government or that an additional charge on the water bill is inappropriate. Finally, 196 individuals were considered to integrate the hypothetical market, of which 83.7% had a

Los bloques I y II definen el contexto de la valoración económica, es decir, sirven para familiarizar al encuestado con el bien que se pretende valorar. El bloque I contiene dos cuestiones con varios ítems, la primera sobre problemas ambientales en general (contaminación acústica, degradación de espacios naturales, etc.) y la segunda sobre problemas relacionados con el agua (vertidos, pérdida de humedales, etc.). El bloque II consiste de once cuestiones, cuyo fin es determinar el conocimiento de los encuestados sobre el estado de conservación actual del Mar Menor y de las medidas propuestas para su mejora.

El bloque III contiene un total de siete preguntas relativas al ejercicio de valoración contingente, que estima la DAP de dos escenarios distintos de mejora del Mar Menor, a partir de las medidas proyectadas. El primer escenario consiste en la aplicación de las medidas básicas para mitigar la tendencia a empeorar de la laguna y conseguir que en el largo plazo el estado ecológico de la laguna sea, al menos, moderado (escenario “moderado”). El segundo escenario incluye la aplicación conjunta de las medidas básicas y las medidas adicionales establecidas por la CHS. En este caso, el Mar Menor evolucionaría, también en el largo plazo, hacia un buen estado ecológico (escenario “bueno”). En el cuestionario se incluyó una pregunta binaria (BDAP) en la que los encuestados deberían contestar si estarían dispuestos o no a contribuir económicamente por la mejora del estado ecológico del Mar Menor. La cantidad declarada se repartiría a lo largo del año en el recibo del agua como una tasa adicional. Si la respuesta era afirmativa, el encuestado debería declarar, en primer lugar, su disposición máxima a pagar por el escenario “moderado” (TDAP-M) y, en segundo lugar, por el escenario “bueno” (TDAP-B). De este modo, calculando la diferencia entre la DAP de ambos escenarios, se puede conocer de manera aislada la DAP por la implementación de medidas adicionales y, por tanto, cuantificar los beneficios ambientales obtenidos de las mismas. Además, durante la encuesta se aportó a los individuos un folleto informativo sobre las características de ambos escenarios con el fin de definir completamente el ejercicio de valoración (Blomquist y Whitehead 1998).

Por último, los bloques IV y V se han incluido para determinar el perfil de los encuestados, el cual viene definido por las siguientes variables: nivel de compromiso ecológico, sexo, edad, renta, nivel de estudios, situación laboral, localidad de domicilio habitual, posesión de segunda residencia, pertenencia a grupos ecologistas y tipo de vínculo con la laguna.

La encuesta se realizó mediante entrevistas personales durante abril de 2010, siendo la población objetivo los 1,140,887 ciudadanos de la Región de Murcia mayores de 18 años (INE 2010). Se eligió esta población objetivo por su proximidad geográfica y vínculo con el Mar Menor, si bien se trata de una elección conservadora dado que los usuarios potenciales de la laguna no se reducen únicamente al límite geográfico establecido. Se realizó un muestreo aleatorio

positive BWTP. The estimation error for 196 individuals is 7.14% in the case of intermediate proportions and 4.29% in the case of extreme proportions. The descriptive statistics of TWTP for each scenario are presented in table 2, and the density function of each is represented by a Gaussian kernel in figure 2. The distribution of both TWTP can be analyzed and compared using this kernel: both present the expected distribution, with an accumulation of values at zero (corresponding to the real zeros) and the classical asymmetry given by individuals with high WTP (Carson 2000). Both distributions have a similar profile, differing in the range (wider in the case of the “good” scenario), which is proof of validity of the exercise.

The TWTP for the “good” scenario (TWTP-G) was 35.34 euros per year, higher than that obtained for the “moderate” scenario (TWTP-M). Both TWTP showed a positive and significant correlation (Pearson coefficient = 0.928; $P < 0.000$). These results were those expected, since additional measures and, therefore, a greater economic contribution are needed to improve the ecological status of Mar Menor. In fact, 82.9% of the interviewees stated that they would be willing to pay more for the implementation of additional measures. This indicates that the proposed valuation scenarios were understood by the interviewees, giving validity and consistency to the results obtained. The estimated values are similar to those obtained in other economic valuation exercises of natural habitats in the Region of Murcia, which range from 21.5 to 31.5 euros per year (Esteve *et al.* 2011).

Environmental benefits of the program of measures

Based on the TWTP estimates, the total economic value of the lagoon was estimated in order to have an indicator of the well-being generated by the environmental restoration of Mar Menor to good ecological status. For this, the TWTP-G value was multiplied by the target population, and a total economic value of 45,179,125 euros per year was obtained for the most optimistic scenario.

On the other hand, the TWTP for the implementation of additional measures was the same as the difference between TWTP-G and TWTP-M, resulting in 15.23 euros per year. Based on this value, to determine the environmental benefits generated by all the additional measures it was necessary to extrapolate the estimated increase to the entire target population, resulting in 17,357,709 euros per year.

simple estratificado por comarcas de la Región de Murcia, generando una muestra para cada comarca mediante un proceso de selección aleatorio. El tamaño muestral de 344 encuestas arroja, para un nivel de confianza de 95.5%, un error de estimación de 5.39% en el caso de proporciones intermedias y de 3.23% en el caso de proporciones extremas (Weisberg 2005).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de la disposición al pago

La composición del mercado simulado mediante el MVC se realiza a partir de las respuestas a la pregunta de la BDAP. En primer lugar, se deben eliminar de la muestra las respuestas protesta, que se dan cuando un encuestado responde que no está dispuesto a pagar, aunque esté de acuerdo con la mejora del estado ecológico del Mar Menor. De lo contrario, se estarían incluyendo valores cero que, en realidad, no lo son (Bateman y Langford 1997). Se consideraron como respuestas protesta a individuos que opinan que la mejora de lagunas costeras “es competencia de las administraciones públicas” o que no es apropiada una tasa adicional en el recibo del agua. Finalmente, se consideraron 196 individuos como integrantes del mercado hipotético, de los cuales 83.7% tuvieron una BDAP positiva. El error de estimación para 196 individuos es de 7.14% en el caso de proporciones intermedias y de 4.29% en el caso de proporciones extremas. La tabla 2 muestra la estadística descriptiva de la TDAP para cada escenario y en la figura 2 se representa la función de densidad de cada uno mediante un kernel gaussiano. Dicho kernel permite estudiar y comparar la distribución de ambas TDAP: ambas tienen la distribución esperada, con una acumulación de valores en cero (correspondiente a los ceros reales) y la clásica asimetría dada por los individuos con una DAP elevada (Carson 2000). Por otro lado, ambas distribuciones tienen un perfil similar, diferenciándose en el rango (más amplio en el caso del escenario “bueno”), lo cual constituye una prueba de validez del ejercicio.

La TDAP en el escenario “bueno” (TDAP-B) fue de 35.34 euros por año, siendo menor el obtenido para el escenario “moderado” (TDAP-M). Ambas TDAP presentaron una correlación positiva y significativa (coeficiente de Pearson = 0.928; $P < 0.000$). Estos resultados entran dentro de lo esperado dado que para obtener una mayor mejora del Mar Menor es necesaria la aplicación de medidas adicionales

Table 2. Descriptive statistics of the total willingness to pay for the “moderate” (TWTP-M) and “good” (TWTP-G) scenarios.

Tabla 2. Estadística descriptiva de la disposición a pagar total para el escenario “moderado” (TWTP-M) y el escenario “bueno” (TWTP-G).

	<i>N</i>	Minimum	Maximum	Mean	Median	Standard deviation	Confidence interval (95%)
TWTP-M (€/year)	196	0	100	20.11	10	23.18	16.85–23.38
TWTP-G (€/year)	196	0	200	35.34	25	39.60	29.76–40.92

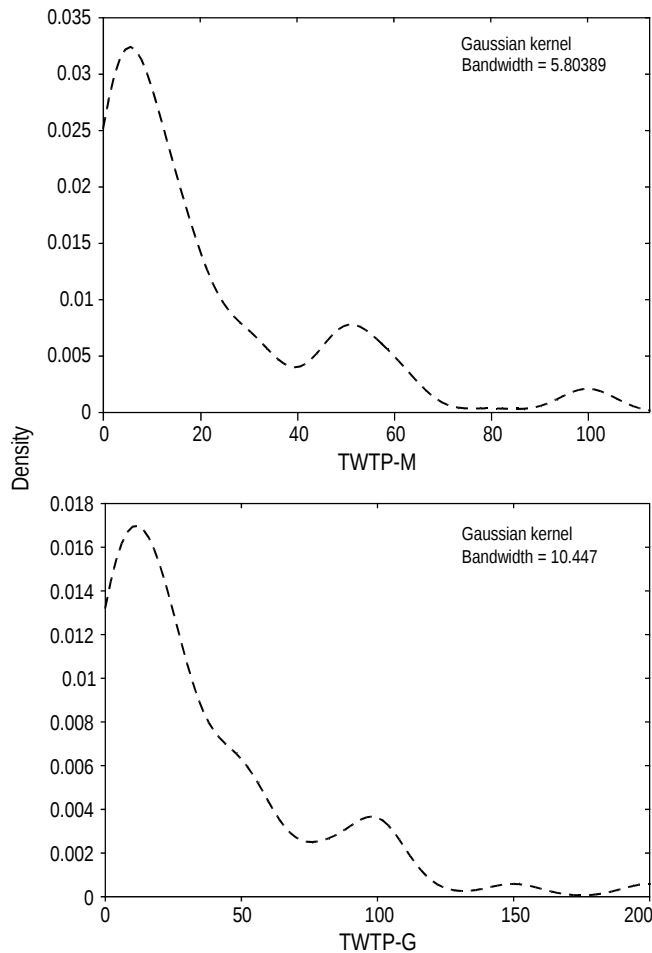


Figure 2. Total willingness to pay density distribution for the “moderate” (TWTP-M) and “good” (TWTP-G) scenarios (willingness to pay expressed as euros per year).

Figura 2. Distribución de densidad de la disposición al pago total para el escenario “moderado” (TWTP-M) y el escenario “bueno” (TWTP-G) (la disposición al pago expresada como euros por año).

As CVM estimates both the use and non-use values, the benefits generated by the environmental restoration of Mar Menor can be subdivided in both categories considering the TWTP of lagoon users and non-users, as well as the proportion of individuals in each group. The use and non-use TWTP for each scenario are shown in table 3.

The environmental use benefits were obtained by multiplying the use Δ TWTP by the population of users (81.12% of the target population), resulting in 7,727,820 euros per year. The non-use benefits were obtained by multiplying the non-use Δ TWTP by the entire target population, since the non-use values also correspond to individuals who, despite not being users of the element under valuation, give it an existence value. Hence, the increase in the non-use value resulting from the implementation of additional measures would be 9,651,904 euros per year.

y, por tanto, una mayor contribución económica. De hecho, el 82.9% de los encuestados declararon que estarían dispuestos a pagar más por la implementación de medidas adicionales. Esto indica que los escenarios de valoración propuestos han sido entendidos por los encuestados, lo que da validez y consistencia a los resultados mostrados. Los valores estimados son similares a los obtenidos en otros ejercicios de valoración económica de espacios naturales de la Región de Murcia, los cuales oscilan entre 21.5 y 31.5 euros por año (Esteve *et al.* 2011).

Beneficios ambientales del programa de medidas

A partir de los valores de TDAP estimados en el anterior epígrafe, se estimó el valor económico total de la laguna con el fin de tener un indicador del bienestar que genera la recuperación ambiental del Mar Menor hasta su buen estado ecológico. Para ello, se multiplicó el valor de TDAP-B por la población objetivo, obteniendo un valor económico total de 45,179,125 euros por año para el escenario de mejora ambiental más optimista.

Por otro lado, la TDAP por la implementación de medidas adicionales es igual a la diferencia entre TDAP-B y TDAP-M, lo que dio como resultado 15.23 euros por año. A partir de este valor, para conocer los beneficios ambientales generados por el conjunto de medidas adicionales fue necesario extrapolar el incremento calculado al conjunto de la población objetivo, lo que resultó en 17,357,709 euros por año.

Dado que el MVC estima los valores de uso y no uso, los beneficios generados por la mejora ambiental del Mar Menor pueden subdividirse en ambas categorías teniendo en cuenta la TDAP de usuarios y no usuarios de la laguna, así como la proporción de individuos de cada grupo. La tabla 3 recoge el valor de la TDAP de uso y no uso para cada escenario.

Los beneficios ambientales de uso se obtuvieron multiplicando la Δ TDAP de uso por la población de usuarios (81.12% de la población objetivo), lo que da un total de 7,727,820 euros por año. Los beneficios de no uso se obtuvieron multiplicando la Δ TDAP de no uso por la población objetivo total, dado que los valores de no uso están presentes también en individuos que, aun no siendo usuarios del elemento valorado, le otorgan un valor de existencia. Por tanto, el incremento en el valor de no uso resultante de la aplicación de medidas adicionales sería de 9,651,904 euros por año.

Modelización de la disposición al pago

Para explicar los motivos por los que un individuo tiene una BDAP positiva, así como el monto de la misma (TDAP), se utilizaron el modelo logit binario y el modelo de regresión multivariante con especificación tobit. El programa econométrico utilizado para la modelización de la DAP fue el GRETL 1.9, software libre y de código abierto (Cottrell y Lucchetti 2011).

Table 3. Use and non-use total willingness to pay (TWTP) for the “moderate” (TWTP-M) and “good” (TWTP-G) scenarios.

Tabla 3. Disposición a pagar total (TWTP) de uso y no uso para el escenario “moderado” (TWTP-M) y el escenario “bueno” (TWTP-G).

	TWTP-M	TWTP-G	Δ TWTP
Use TWTP (€/year)	5.30	13.65	8.35
Non-use TWTP (€/year)	15.81	24.27	8.46

Modeling willingness to pay

To explain the reasons for which an individual would have a positive BWTP, as well as the amount (TWTP), the binary logit model and the multivariate tobit regression model were used. The econometric program used to model WTP was GRETLL 1.9, a free and open-source software (Cottrell and Lucchetti 2011).

In both models, different combinations of non-multicollinear survey variables were introduced until identifying the significant set that gives the models greater predictive capability. Table 4 shows the descriptive statistics of the following variables that proved significant:

- UNIV. Binary variable that takes the value 1 if the individual has or is undertaking university studies.
- EMPL. Binary variable that takes the value 1 if the individual is employed.
- LINK. Binary value that takes the value 1 if the interviewee complies with at least one of the following characteristics associated with the link to the lagoon: the individual lives in the vicinity of the lagoon and/or has a second residence in the area and/or has some economic activity in the area.
- USER. Binary variable that takes the value 1 if the individual has used the coastal lagoon at least once in the past two years.
- ICA. Index that measures the individual’s affective environmental commitment. It is calculated by scoring the

La estimación de ambos modelos se realizó introduciendo distintas combinaciones de variables no multicolineales de la encuesta, hasta identificar aquel conjunto significativo que da a los modelos una mayor capacidad predictiva. La tabla 4 muestra la estadística descriptiva de las variables que resultaron significativas, siendo éstas las siguientes:

- UNIV. Variable binaria que toma el valor 1 si el individuo tiene o está cursando estudios universitarios.
- EMPL. Variable binaria que toma el valor 1 si el individuo tiene trabajo.
- LINK. Variable binaria que toma el valor 1 si el individuo cumple al menos una de las siguientes características relacionadas con su vínculo con la laguna: el individuo es habitante de algún municipio ribereño de la laguna y/o tiene una segunda residencia en la zona y/o desarrolla una actividad económica en la zona.
- USER. Variable binaria que toma el valor 1 si el individuo ha utilizado la laguna del Mar Menor al menos una vez en los últimos dos años.
- ICA. Índice que mide el compromiso ecológico afectivo del individuo. Se calcula a partir de las respuestas dadas a una serie de ítems del cuestionario (Maloney *et al.* 1975), mediante una escala de Likert con puntuación del 1 al 5 (mínimo = 1, máximo = 5). (Por ejemplo, “*Me enfurece pensar que las Administraciones Públicas no hacen nada para ayudar a controlar la degradación del Mar Menor*”).
- ICV. Índice que mide el compromiso ecológico verbal del individuo. Se calcula a partir de las respuestas dadas a una serie de ítems del cuestionario, mediante una escala de Likert con puntuación del 1 al 5 (mínimo = 1, máximo = 5). (Por ejemplo, “*Dejaría de comprar productos de empresas que contaminan las aguas continentales o costeras, aunque fuese un inconveniente para mí*”).
- INCO. Variable continua que mide la renta mensual familiar del individuo.

La disposición a pagar binaria se modelizó mediante un modelo logit multivariante (tabla 5). El elevado porcentaje de

Table 4. Variables used in the econometric models ($n = 196$).**Tabla 4.** Variables utilizadas en los modelos econométricos ($n = 196$).

Binary	Percentage of “YES”			
UNIV	32.3%			
EMPL	50.3%			
LINK	52.3%			
USER	75.6%			
Continuous	Minimum	Maximum	Mean	Standard deviation
ICA (1–5)	2.00	5	4.31	0.696
ICV (1–5)	1.00	5	3.54	0.776
INCO (€/family/month)	400	6000	1962.98	1182.94

responses given to a series of items in the questionnaire (Maloney *et al.* 1975), using a five-point Likert scale (minimum = 1, maximum = 5). (For example, “*It enfuriates me to think that government agencies do nothing to help control the deterioration of Mar Menor*”.)

- ICV. Index that measures the individual’s verbal environmental commitment. It is calculated by scoring the responses given to a series of items in the questionnaire, using a five-point Likert scale (minimum = 1, maximum = 5). (For example, “*I would stop buying products from companies that pollute continental or coastal waters, even if it proved inconvenient for me*”.)
- INCO. Continuous variable that measures the individual’s monthly family income.

The BWTP was modeled using the multivariate logit model (table 5). The high correct classification percentage indicates a good fit to the model, which quite accurately distinguishes between the individuals that are willing to pay to improve the water quality of Mar Menor and those that are not, based on their socioeconomic characteristics.

Given the positive sign of the model variables, they all increase the probability that an individual is willing to pay. Considering the nonlinearity of the model, we calculated the slope of each variable at the sample midpoint, which indicates the contribution of each variable to the probability of a positive BWTP. For example, for each point in the affective commitment index (ICA), the probability of an affirmative response increases 4.8%, or 16.7% in the case of a user (USER). These aspects can be used to improve the social acceptance of the initiatives taken to restore Mar Menor by promoting visits to the area and environmental awareness campaigns.

The amount of TWTP was modeled by estimating the demand function for environmental improvements (table 6). The pseudo- R^2 values obtained for each scenario indicate that both present a good fit to the model (Greene 1997) and, by showing the expected signs, are congruent with the economic theory. As it is a linear model, it is possible to directly interpret the coefficients of the explanatory variables: in the “moderate” scenario, each point in the verbal commitment index (ICV) would correspond to an increase in WTP of

clasificación correcta indica un buen ajuste del modelo, que distingue de una manera bastante exacta entre los individuos que están dispuestos a pagar por la mejora de la calidad del agua del Mar Menor de los que no, con base en sus características socioeconómicas.

Dado el signo positivo de las variables del modelo, todas ellas incrementan la probabilidad de que un individuo esté dispuesto a pagar. Considerando la naturaleza no lineal del modelo, se calculó la pendiente de cada variable en el punto medio muestral, que indica la contribución de cada variable a la probabilidad de BDAP positiva. Por ejemplo, por cada punto del índice de compromiso afectivo (ICA), la probabilidad de una respuesta afirmativa aumentaría un 4.8%, o un 16.7% si es usuario (USER). Los poderes públicos pueden incidir sobre estos aspectos para mejorar la aceptación social de las iniciativas emprendidas para la mejora del Mar Menor, mediante el fomento de visitas al espacio y campañas de sensibilización ambiental.

Por otro lado, la modelización del monto de la TDAP se realizó mediante la estimación de la función de demanda de las mejoras ambientales (tabla 6). Los valores de pseudo- R^2 obtenidos para cada uno de los dos escenarios indican que ambos presentan un buen ajuste dada la naturaleza del modelo (Greene 1997) y son congruentes con la teoría económica al mostrar los signos esperados. Al ser un modelo lineal, éste permite interpretar directamente los coeficientes de las variables explicativas: en el escenario “moderado”, cada punto en el índice de compromiso verbal (ICV) se correspondería con un aumento de DAP de 3.05 euros por año; por cada 1000 euros al mes de renta familiar, la TDAP-M aumentaría en 3 euros por año; aquel individuo que tuviera algún vínculo con el Mar Menor estaría dispuesto a pagar aproximadamente 11 euros por año más que aquel que no lo tuviera y los individuos con empleo estarían dispuestos a pagar 14.7 euros por año. Como era de esperarse, los signos de los coeficientes coinciden en ambos escenarios; sin embargo, los coeficientes son mayores en el escenario “bueno”, lo que demuestra que las funciones de demanda estimadas cumplen la condición expresada anteriormente: las estimaciones de la TDAP incorporan el efecto de implementar medidas adicionales.

Table 5. Logit model for binary willingness to pay.

Tabla 5. Modelo logit para la disposición a pagar binaria.

Variable	Parameter (β)	Standard deviation	Z statistic	P	Slope
Constant	-3.100	1.384	-2.239	0.025	–
ICA (1–5)	0.559	0.292	1.911	0.056	0.048
UNIV (Yes = 1, No = 0)	1.175	0.579	2.027	0.043	0.092
EMPL (Yes = 1, No = 0)	1.378	0.499	2.759	0.006	0.125
USER (Yes = 1, No = 0)	1.367	0.576	2.371	0.018	0.167
LINK (Yes = 1, No = 0)	1.041	0.571	1.823	0.068	0.101

Correct level classification percentage = 85.2%.

3.05 euros per year; for every 1000 euros of monthly family income, the TWTP-M would increase 3 euros per year; an individual having some link to Mar Menor would be willing to pay approximately 11 euros per year more than one who did not; and employed individuals would be willing to pay 14.7 euros per year. As expected, the signs of the coefficients coincide in both scenarios; however, the coefficients are higher in the “good” scenario, indicating that the estimated demand functions fulfill the above-mentioned condition: the TWTP estimations incorporate the effect of implementing additional measures.

CONCLUSIONS

The contingent valuation method was used to estimate the willingness to pay for measures taken to improve the ecological status of Mar Menor (SE Spain). The valuation scheme comprised the implementation of two restoration scenarios: the “moderate” scenario, which consisted of applying basic measures (water treatment and establishing a code of good agricultural practice), and the “good” scenario, which consisted of applying additional measures (polluted water desalination, storm tanks, etc.) to achieve a good ecological status for the lagoon in the long term. The proposed economic valuation scheme revealed that there is sufficient social support to implement the program of measures, with 84% of the interviewees willing to contribute to its execution. Moreover, the regional population supports a restoration plan that goes beyond executing only basic measures, with 83% of

CONCLUSIONES

En este trabajo se ha utilizado el método de la valoración contingente para estimar la disposición a pagar por las medidas emprendidas para mejorar el estado ecológico del Mar Menor (SE España). El esquema de valoración parte del establecimiento de dos escenarios de mejora: el primero, escenario “moderado”, consistió en la aplicación de medidas básicas (depuración y establecimiento de un código de buenas prácticas agrícolas); el segundo, escenario “bueno”, se basa en el establecimiento de medidas adicionales (desalación de aguas contaminadas, tanques de tormenta, etc.) con el objetivo de lograr el buen estado ecológico de la laguna a largo plazo. El esquema de valoración económica propuesto ha puesto de manifiesto que existe un respaldo social suficiente para la implementación del programa de medidas, dado que el 84% de los encuestados se muestran dispuestos a contribuir económicamente para su ejecución. Además, la población de la región apoya un plan de mejora que vaya más allá de la ejecución de medidas básicas, dado que el 83% de los encuestados declararon una disposición a pagar mayor en el escenario “bueno” que en el escenario “moderado”; los valores medios obtenidos fueron de 35 y 20 euros por año, respectivamente.

A partir de los valores unitarios de la disposición al pago, se ha calculado el incremento del valor económico total de la laguna del Mar Menor para toda la población. Este incremento, entendido como los beneficios ambientales generados por la actuación, se ha estimado en 17.4 millones de euros, de

Table 6. Tobit model for total willingness to pay in the “moderate” (TWTP-M) and “good” (TWTP-G) scenarios ($n = 196$).

Tabla 6. Modelo tobit para la disposición a pagar total para el escenario “moderado” (TWTP-M) y el escenario “bueno” (TWTP-G) ($n = 196$).

	Parameter (β)	Standard deviation	Z statistic	P
TWTP-M				
Constant	-15.249	10.853	-1.405	0.160
ICV (1-5)	3.057	2.685	1.939	0.055
INCO (€)	0.003	0.002	2.078	0.038
LINK (Yes = 1, No = 0)	10.983	3.764	2.918	0.004
EMPL (Yes = 1, No = 0)	14.698	3.996	3.678	0.000
Pseudo- R^2	0.374			
Log-likelihood	-772.524			
TWTP-G				
Constant	-33.213	18.261	-1.819	0.069
ICV (1-5)	7.511	4.376	1.716	0.086
INCO (€)	0.006	0.003	2.013	0.044
LINK (Yes = 1, No = 0)	18.631	6.416	2.904	0.004
EMPL (Yes = 1, No = 0)	25.849	7.154	3.613	0.000
Pseudo- R^2	0.392			
Log-likelihood	-858.988			

the interviewees declaring their willingness to pay more for the “good” scenario than for the “moderate” scenario; the mean values obtained were 35 and 20 euros per year, respectively.

Based on the unit values derived from the willingness to pay, we estimated the increase in the total economic value of Mar Menor for the entire population. This increase, considered to be the environmental benefits generated by the action, was estimated at 17.4 million euros, of which 7.7 and 9.7 are related to the increase in the use and non-use values, respectively. These environmental benefits must be included in the cost-benefit analysis that should precede, according to community directives, the approval of the program of measures designed to achieve a good ecological status of a water mass (Almansa and Martínez-Paz 2011). Hence, if the socioeconomic cost is higher than the threshold established, its implementation relative to other public spending programs would be justified in a budget constraint scenario such as this one.

Analysis of the socioeconomic characteristics of individuals that support the proposed restoration measures, indicating their willingness to pay, showed that educational level, employment situation, link to the area, use of the area, and heightened environmental awareness favour their disposition. We also analyzed the variables that influence the total amount declared and found that the link to the area, having employment, level of income, and verbal environmental commitment were significant. Considering these conditions, government entities should promote environmental awareness campaigns (aiming to increase the environmental commitment indices) and the dissemination of the natural values of the ecosystem in order to increase both the social support for the program of measures and the allocated budget.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was partially funded by the Agricultural and Water Council of the Region of Murcia (contract 70/90). The first author acknowledges receipt of a predoctoral scholarship from the Séneca Foundation (Spain).

English translation by Christine Harris.

REFERENCES

- Alban F, Appéré G, Boncoeur, J. 2008. Economic Analysis of Marine Protected Areas. A literature review. EMPAFISH Project, Booklet No. 3. Editum, Murcia, 40 pp.
- Almansa C, Martínez-Paz JM. 2011. What weight should be assigned to future environmental impacts? A probabilistic cost benefit analysis using recent advances on discounting. *Sci. Total Environ.* 409: 1305–1314.
- Amemiya T. 1982. Tobit models: A survey. *Institute of Justice, USA*, 103 pp.
- Arrow K, Solow R, Portney P, Leamer E, Radner R. 1993. Report of the NOAA Panel on Contingent Valuations. *Natural Resource Damage Assessment under the Oil Pollution Act of 1990. Federal Register* 58: 4601–4614.
- los cuales 7.7 se corresponden con el incremento en el valor de uso y 9.7 con el valor de no uso. Estos beneficios ambientales deben incluirse en el análisis coste-beneficio que debe preceder, según se desprende de las directivas comunitarias, a la aprobación del programa de medidas diseñado para conseguir el buen estado ecológico de una masa de agua (Almansa y Martínez-Paz 2011). De esta manera, si su rentabilidad socioeconómica es superior al umbral establecido, estaría justificada su ejecución respecto a otras medidas de gasto público en un escenario de restricción presupuestaria como la actual.
- Por último, también se han analizado que características socioeconómicas tienen los individuos que apoyan los planes de medidas propuestos, indicando su disposición a contribuir económicamente. Así, nivel de estudios, trabajo, vínculo con el espacio, uso del espacio y tener una elevada conciencia ambiental favorecen dicha disposición. Por otra parte, se han estudiado las variables que inciden en la cantidad total declarada, resultando significativos el vínculo con el espacio, el hecho de tener trabajo, el nivel de renta y el compromiso ecológico verbal. Dadas estas condiciones, las administraciones públicas deberían incidir en campañas de concienciación ambiental (que incrementen los índices de compromiso ecológico) y de divulgación de los valores naturales que aún conserva el espacio, con el fin de incrementar el apoyo social al programa de medidas propuesto y las partidas presupuestarias destinadas al mismo.
- ## AGRADECIMIENTOS
- Este trabajo fue financiado parcialmente por la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia (Contrato 70/90). El primer autor agradece la beca predoctoral concedida por la Fundación Séneca (España).
-
- Bald J, Borja A, Muxika I, Franco J, Valencia V. 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: A case study from the Basque Country (northern Spain). *Mar. Pollut. Bull.* 50: 1508–1522.
- Bateman I, Langford I. 1997. Non-users willingness to pay for a national park: An application and critique of the contingent valuation method. *Reg. Stud.* 31: 571–582.
- Beaumont NJ, Austen MC, Mangi SC, Townsend M. 2008. Economic valuation for the conservation of marine biodiversity. *Mar. Pollut. Bull.* 56: 386–396.
- Benedicto J, Martínez-Gómez C, Guerrero J, Jornet A, Rodríguez C. 2008. Metal contamination in Portman Bay (Murcia, SE Spain) 15 years after the cessation of mining activities. *Cienc. Mar.* 34: 389–398.
- Birol IJ, Karousakis K, Koundouri P. 2006. Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application. *Sci. Total Environ.* 365: 105–122.
- Blomquist GC, Whitehead JC. 1998. Resource quality information and validity of willingness to pay in contingent valuation. *Resour. Energy Econ.* 20: 179–96.
- Carson RT. 2000. Contingent valuation: A user’s guide. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1413–1418.

- CHS, Confederación Hidrográfica del Segura. 2008. Esquema provisional de temas importantes. Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino, Madrid, <http://www.chsegura.es>.
- Conesa H, Jiménez-Cárceles F. 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): A singular natural ecosystem threatened by human activities. *Mar. Pollut. Bull.* 54: 839–849.
- Cottrell A, Lucchetti RJ. 2011. *Gretl User's Guide*. Gnu Regression, Econometrics and Time-series Library, <http://gretl.sourceforge.net/index.html>.
- EC, European Commission. 2008. Guide to cost-benefit analysis of investment projects. Directorate General Regional Policy, EC, Brussels, 259 pp.
- EEA, European Environment Agency. 2000. State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment. EEA Environmental Issues Series No. 5, Copenhagen, 137 pp.
- EEA, European Environment Agency. 2010. Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses: The case of coastal Mediterranean wetlands. EEA Tech. Rep. No. 3, Copenhagen, 96 pp.
- Esteve MA, Martínez-Paz JM, Soro B. 2011. Espacios naturales protegidos en la región de Murcia: Valoración ecológica, económica y jurídica. Colección Gaia. Editum, Murcia (in press).
- Fletcher S, Pike K. 2007. Coastal management in the Solent: The stakeholder perspective. *Mar. Policy* 31: 638–644.
- García-Pintado J, Martínez-Mena M, Barbera GG, Albaladejo J, Castillo VM. 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Sci. Total Environ.* 373: 220–239.
- García-Rodríguez J, Ballesteros G, Fernández-Díaz M. 2009. Estudios faunísticos en el Mar Menor. In: Cabezas F (ed.), *El Mar Menor: Estado Actual del Conocimiento Científico*. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia, pp. 481–496.
- Giraud K, Branka T, Loomis J, Cooper J. 2002. Economic benefit of the protection program for the Steller sea lion. *Mar. Policy* 26: 451–458.
- Greene WH. 1997. *Econometric Analysis*. Prentice-Hall, New Jersey, 983 pp.
- Grindlay AL, Zamorano M, Rodríguez MI, Molero E, Urrea MA. 2011. Implementation of the European Water Framework Directive: Integration of hydrological and regional planning at the Segura River Basin, southeast Spain. *Land Use Policy* 28: 242–256.
- Hanley N, Bell D, Álvarez-Farizo B. 2003. Valuing the benefits of coastal water quality improvements using contingent and real behaviour. *Environ. Resour. Econ.* 24: 273–285.
- INE, Instituto Nacional de Estadística. 2010. Cifras de población y censo demográfico. Spain, <http://www.ine.es>.
- Jones N, Sophoulis CM, Malesios C. 2008. Economic valuation of coastal water quality and protest responses: A case study in Mitilini, Greece. *J. Socio-Econ.* 37: 2478–2491.
- Liu X, Wirtz KW, Kannen A, Kraft D. 2009. Willingness to pay among households to prevent coastal resources from polluting by oil spills: A pilot survey. *Mar. Pollut. Bull.* 58: 1514–1521.
- Lloret J, Marín A, Marín-Guirao L. 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 78: 403–412.
- Long JS, Freese J. 2006. *Regression Models for Categorical Dependent Variables using Stata*. 2nd ed. Stata Press, College Station, Texas, 517 pp.
- Maloney M, Ward H, Braucht L. 1975. A revised scale for the measurement of ecological attitudes and knowledge. *Am. Psychol.* 30: 787–790.
- Martínez-Carrasco F, Schwentesius-Rindermann R, Martínez-Paz JM, Gómez-Cruz M. 2009. Characteristics and comparative of organic food producers in southeastern Europe: The case of the Murcia Region, Spain. *Agrociencia* 43: 649–57.
- Martínez-Fernández J, Esteve MA, Martínez-Paz JM, Carreño F, Robledano F, Ruiz M, Alonso F. 2007. Simulating management options and scenarios to control nutrient load to Mar Menor, southeast Spain. *Transitional Water Monogr.* 1: 34–56.
- Mitchell R, Carson R. 1989. *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Johns Hopkins University Press. Resources for the Future, Washington DC, 484 pp.
- Morillo C, Gómez-Campo C. 2000. Conservation in Spain, 1980–2000. *Biol. Conserv.* 95: 165–174.
- OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development. 2006. *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments*. Paris, 314 pp.
- Orfanidis S, Panayotidis P, Stamatis N. 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Medit. Mar. Sci.* 2: 45–65.
- Pearce D (ed.). 2006. *Valuing the Environment in Developed Countries*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, 480 pp.
- Pearce D, Özdemiroglu E. 2002. *Economic valuation and stated preference techniques. Summary Guide*. Local Transport Department, London, 87 pp.
- Pérez-Ruzafa A, Marcos C. 2008. Coastal lagoons in the context of water management in Spain and Europe. In: Gönenç İE, Vadineanu A, Wolflin JP, Russo RC (eds.), *Sustainable Use and Development of Watersheds*. Springer Netherlands, pp. 299–321.
- Pérez-Ruzafa A, Hegazi MI, Pérez-Ruzafa IM, Marcos C. 2008. Differences in spatial and seasonal patterns of macrophyte assemblages between a coastal lagoon and the open sea. *Mar. Environ. Res.* 65: 291–314.
- Polomé P, Marzetti S, van der Veen A. 2005. Economic and social demands for coastal protection. *Coast. Eng.* 52: 819–840.
- Pouta E, Redola M, Kuuluvainen J, Tahvonen O, Li CZ. 2000. Contingent valuation of the Natura 2000 nature conservation programme in Finland. *Forestry* 73: 119–128.
- Remoundou K, Koundouri P, Kontogianni A, Nunes P, Skourtos M. 2009. Valuation of natural marine ecosystems: An economic perspective. *Environ. Sci. Policy* 12: 1040–1051.
- Riera P. 1994. *Manual de Valoración Contingente*. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.
- Sanjurjo E, Islas-Cortés I. 2007. Experiencias del Instituto Nacional de Ecología en valoración económica de los ecosistemas para la toma de decisiones. *Gaceta Ecológica* 84–85: 93–105.
- Spurgeon J. 1999. The socioeconomic costs and benefits of coastal habitat rehabilitation and creation. *Mar. Pollut. Bull.* 37: 373–82.
- Stemplewski J, Krull D, Wermter P, Nafu II, Palm N, Lange C. 2008. Integrative socio-economic planning of measures in the context of the Water Framework Directive. *Water Environ. J.* 22: 250–257.
- Stone K, Bhat M, Bhatta R, Mathews A. 2008. Factors influencing community participation in mangroves restoration: A contingent valuation analysis. *Ocean Coast. Manage.* 51: 476–484.
- Velasco J, Lloret L, Millán A, Barahona J, Abellán P, Sánchez-Fernández D. 2006. Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water Air Soil Pollut.* 176: 37–56.
- Weisberg H. 2005. *The Total Survey Error Approach*. University of Chicago Press, Chicago, 336 pp.

*Received October 2010;
accepted February 2011.*