

**XIV Encuentro de Economía Aplicada**  
**Huelva, Junio 2011**

**Análisis de la rentabilidad económica y ambiental de la recuperación de  
zonas costeras: el Mar Menor**

**Resumen**

La necesidad de conservar los bienes y servicios proveídos por los ecosistemas marinos y costeros ha propiciado el desarrollo de normas de protección específicas. Tal es el caso de la Directiva Marco del Agua y de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina que abogan por la gestión integrada de estos ecosistemas, instando a los países de la Unión Europea a conseguir el buen estado ecológico de los mismos mediante la aplicación de un Programa de Medidas. Así, las medidas propuestas deben ser técnica, social y económicamente factibles, de modo que los costes no excedan a los beneficios. Este trabajo presenta la evaluación del Programa de Medidas diseñado para la recuperación ambiental de uno de los ecosistemas más importantes de Europa, la laguna costera del Mar Menor (sureste de España). Dicha evaluación se ha llevado a cabo en términos de rentabilidad económica y ambiental, utilizando el Análisis Coste-Beneficio (ACB) (y sus extensiones) y el Método de la Valoración Contingente. Los resultados obtenidos muestran que las medidas evaluadas deben llevarse a cabo, dada la rentabilidad ambiental y económica de las acciones, con tasas de retorno cercanas al 10%. Desde un punto de vista metodológico, existe una clara necesidad de ampliar el esquema clásico del ACB por medio del ACB Extendido y del ACB Dual para justificar este tipo de restauraciones ambientales.

**Palabras clave:** Recuperación ambiental, Análisis Coste-Beneficio, Valoración Contingente, Mar Menor

**JEL:** D62, Q25, Q57

**Autores**

Ángel Perni Llorente. Departamento de Economía Aplicada, Universidad de Murcia. Campus de Espinardo CP 30100 (Murcia).

Tlf. 868 88 33 74

E-mail: angel.perni@um.es

José Miguel Martínez Paz. Departamento de Economía Aplicada, Universidad de Murcia. Campus de Espinardo CP 30100 (Murcia).

Tlf. 868 88 79 31

E-mail: jmpaz@um.es

## 1. Introducción

El estado de conservación de los ecosistemas marinos tiene importantes implicaciones sobre el bienestar, que depende en gran medida de los bienes y servicios que éstos provén, tales como alimentos, materias primas, patrimonio cultural, regulación del clima, recreación y turismo, entre otras (Hanley *et al.* 2003; EEA, 2010). Un tipo especial de ecosistema marino son las lagunas costeras, uno de los ecosistemas más sensibles a las presiones humanas, que sufren serios problemas ambientales derivados de la explotación ineficiente de sus recursos naturales y de la contaminación procedente de las actividades humanas desarrolladas en su entorno, lo cuál pone en riesgo su capacidad de mantener el bienestar de la sociedad (EEA, 2000).

La necesidad de proteger los ecosistemas marinos y costeros ha propiciado el desarrollo e implementación de ambiciosas leyes de protección ambiental, principalmente en los países con mayor nivel de desarrollo económico (Humphrey *et al.*, 2000). En el caso de la Unión Europea, a las lagunas costeras les afectan, dada su especial situación de transición entre medio terrestre y marino (De Santo, 2011), normas de tan diversa índole como la Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas, la Directiva 91/676/CEE concerniente a la protección de las aguas frente a la polución causada por nitratos procedentes de fuentes agrícolas, la Directiva 2006/7/CE relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño, la Directiva 2000/60/CE que establece a un marco comunitario de acción en el campo de la política de aguas (DMA) o la Directiva 2008/56/CE, conocida como Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM). Mientras que las tres primeras normas tienen un enfoque sectorial, en tanto que regulan aspectos concretos que pueden afectar a la gestión de las lagunas costeras, las dos últimas abogan por una gestión holística de los ecosistemas acuáticos en general, en el caso de la DMA, y de los ecosistemas marinos en particular, en el caso de la DMEM. La DMEM tiene como objetivo que los estados de la Unión Europea mantengan o logren “un buen estado medioambiental del medio marino a más tardar el año 2020”. Con una visión continuista de la DMA que introduce formalmente a los instrumentos económicos en la gestión de las aguas (Stemplewski, 2008), la DMEM establece que se debe realizar un análisis económico y social de la utilización de las aguas marinas, así como del coste que supone su deterioro. A partir de estos análisis se debe diseñar un Programa de Medidas para lograr los objetivos de la Directiva, velando porque las acciones propuestas sean eficaces ambientalmente, factibles técnicamente y económica y socialmente viables.

Tanto la DMEM y la DMA hacen hincapié en el uso del Análisis Económico como una herramienta básica para la toma de decisiones de gestión del medio marino y costero. Pese a que conceptual y teóricamente este enfoque integrador es claro, su implementación en la práctica no está exenta de problemas, como vienen apuntando algunos trabajos recientes (Turner, 2007). La principal herramienta analítica contemplada es el Análisis Coste-Eficacia (ACE) que permite comparar distintas alternativas planteadas para alcanzar un determinado objetivo ambiental con el fin de elegir aquella que lo hace de la mejor forma posible, como por ejemplo, lograr la reducción de concentración de contaminantes de un vertido a un coste unitario menor (Elofsson, 2010). El ACE es válido siempre que el objetivo ambiental sea de obligado cumplimiento y no se incurra en costes desproporcionados, tal y como señalan las directivas comunitarias mencionadas, pero sin dar ninguna guía de cómo considerar un coste proporcionado. De otro lado se plantea la siguiente cuestión: ¿cómo evaluar planes de medidas que no son de obligado cumplimiento y que por tanto compiten con otras inversiones públicas para la captación de fondos? En este caso cabe la posibilidad de usar la principal técnica de evaluación pública de inversiones, el Análisis Coste-Beneficio (ACB). El ACB compara costes y beneficios de un programa, plan o proyecto (PPP) para establecer de un lado si su ejecución resulta económica y/o socialmente viable, y de otro obtener indicadores homogéneos con los que comparar la rentabilidad de PPP alternativos si las restricciones presupuestarias obligan a priorizar. En el caso de inversiones no directamente productivas, como es el caso de medidas de recuperación ambiental costeras, la determinación de los beneficios es el principal escollo a la aplicación de ACB en su evaluación: hay que cuantificar el valor económico no del activo ambiental objeto de actuación, sino del cambio de status que la actuación produce. Ésta es sin duda una de las causas por la que este tipo de evaluaciones económicas integrales es escasas en los PPP de naturaleza ambiental, especialmente en el caso de ecosistemas marinos.

El objetivo de este trabajo es mostrar las posibilidades de aplicación del ACB para la evaluación de los programa de medidas de recuperación ambiental en los ecosistemas marinos, ejemplificándolo en una laguna costera de singular importancia, el Mar Menor (sureste de España). La determinación de los beneficios ambientales se desarrollará mediante un ejercicio de valoración contingente doble, que permitirá tanto aislar el valor económico total del programa de medidas como descomponer este valor en sus componentes de uso y no uso. Esta descomposición va a permitir a su vez mejorar el uso del ACB, incorporando criterios de equidad intergeneracional en la evaluación, al posibilitar el uso de esquemas de descuento duales.

## **2. Marco Metodológico**

### **2.1. Análisis Coste-Beneficio**

El Análisis Coste-Beneficio (ACB) es una técnica de valoración económica utilizada como criterio de decisión en la evaluación de la inversión pública (Vining y Weimer, 2010). El ACB considera la existencia de unos costes y beneficios sociales en el desarrollo de una actividad económica, adicionales a los flujos incluidos en las evaluaciones privadas o financieras que solo tienen en cuenta los pagos y los ingresos, es decir, flujos de mercado. En PPP que afectan al medio ambiente estas consideraciones son especialmente importantes, dado que muchos bienes ambientales, como el aire limpio o la biodiversidad, carecen de un precio de mercado, pese a que sí tienen un valor económico, el cual hay que determinar con el fin de su inclusión en el análisis. El ACB incluye criterios de rentabilidad social, pues esta se valora en términos de aumento o descenso del bienestar global, pudiendo incorporar criterios de equidad y/o sostenibilidad intergeneracional (Hanley y Spash, 1993).

La evaluación de un PPP mediante ACB presenta una serie de etapas genéricas:

- 1) Identificar todos los costes y beneficios.
- 2) Valorar costes y beneficios en unidades monetarias.
- 3) Determinar el horizonte temporal de evaluación.
- 4) Fijar la tasa de actualización de los flujos en el tiempo.
- 5) Construir los indicadores de selección y/o rentabilidad.
- 6) Realizar un análisis de sensibilidad de los indicadores a las variables de valor más incierto.

Así, una vez identificados y valorados en términos monetarios todos los beneficios y costes del PPP, hay que hacer una agregación de los mismos con el fin de obtener indicadores sintéticos de evaluación. En esta agregación hay que tener en cuenta que los costes y los beneficios resultantes del mismo se dan en momentos diferentes del tiempo, y dada la existencia de unas preferencias por el presente, se ha de ponderar el distinto momento de incidencia, lo cual se consigue con la tasa de descuento. La tasa de descuento (o tasa de actualización) resume las preferencias del conjunto de la sociedad por el consumo presente frente al futuro (Henderson y Bateman, 1995). A tasas de descuento mayores, mayor será la preferencia por el consumo en el momento presente pues se valorarán más aquellos beneficios que se disfruten ya, en lugar de preservarlos para un disfrute futuro (Gollier, 2002). Si se trabaja con Beneficios y Costes en términos reales (sin efecto de la subida de precios) la tasa de descuento es también real y para horizontes temporales medios (entre 30 y 75 años) suele recomendarse tasas de descuento real en torno al 2-3% (Kokoski, 2010).

Respecto a los indicadores de selección, los más utilizados son el valor actual neto (VAN), la tasa interna de rendimiento (TIR) y el periodo de recuperación de la inversión (PR). El VAN agrega todos beneficios (B) y costes (C) que se dan en un momento de tiempo (t), normalmente medido en años, actualizados a una tasa de descuento (r).

$$VAN(r) = \sum_{t=0}^t \left( \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} \right)$$

Un PPP será viable siempre que su VAN sea mayor que 0, siendo este un indicador de rentabilidad absoluta, que permite seleccionar o no una actuación, pero no comparar actuaciones entre ellas.

La TIR se define como la tasa de descuento que hace cero el VAN de los flujos de costes y beneficios de un PPP. Mide, por tanto, la rentabilidad en términos porcentuales de la actuación, y permitiría comparar PPP alternativos independientemente de su tamaño.

Por su parte, el PR es el tiempo requerido para que los beneficios acumulados sean iguales a los costes acumulados de un PPP. El PR proporciona un indicador de la liquidez y el riesgo de un PPP: el riesgo de una inversión con PR corto se considera menor (EC, 2008).

Una vez caracterizadas las fases genéricas del procedimiento de evaluación cabe diferenciar tres esquemas de análisis diferentes:

- Análisis Coste-Beneficio Clásico (ACB): considera únicamente los beneficios y costes de mercado o asimilables al mismo.
- Análisis Coste-Beneficio Extendido (ACBE): considera tanto los costes y beneficios de mercado como los de no mercado.
- Análisis Coste-Beneficio Dual (ACBD): es una ampliación de ACBE, que aplica tasas de descuento distintas según la naturaleza de los costes y/o beneficios en cada momento.

El ACBD para el caso de beneficios y costes de naturaleza ambiental se justifica en que la sostenibilidad y la solidaridad con las generaciones futuras son incompatibles con la aplicación de una misma tasa de descuento para flujos de mercado que para flujos ambientales, ya que el descuento supone restar importancia a las preferencias de las generaciones futuras. (Pearce y Turner, 1990; Roumboutsos, 2010). Cabe por tanto aplicar la tasa de descuento habitual para flujos de mercado y una tasa de descuento menor (tasa de descuento ambiental) para bienes de no mercado (Almansa y Calatrava, 2007; Kula y Evans, 2010). El VAN es entonces:

$$VAN(r, r^a) = \sum_{t=0}^t \left( \frac{B_t^m - C_t^m}{(1+r)^t} \right) + \sum_{t=0}^t \left( \frac{B_t^a - C_t^a}{(1+r^a)^t} \right)$$

Siendo  $B^m$  y  $C^m$  los flujos de mercado y  $B^a$  y  $C^a$  los ambientales,  $r$  la tasa de descuento habitual y  $r^a$  la tasa de descuento ambiental. Aunque la selección de una tasa de descuento ambiental es un tema aún no resuelto completamente, dado la parte de la carga ética que supone seleccionar un valor, hay un cierto consenso en el uso de tasas reducidas, que tenderían a cero en el caso de la plena equidad intergeneracional (Sumaila y Walters, 2005).

Por su propia naturaleza, este enfoque no permite calcular el TIR, pero sí un indicador de rentabilidad sustitutivo. La Tasa Ambiental Crítica (TAC) se define como la tasa de descuento que, aplicada a los efectos ambientales después de que los efectos de mercado hayan sido descontados con la tasa habitual, hacen que el VAN sea cero. La TAC es un indicador de la rentabilidad ambiental producida por los costes financieros (Almansa y Calatrava, 2007).

## 2.2. Método de Valoración Contingente

Como se ha señalado, una de las mayores dificultades que entraña el uso del ACB es el de valorar aquellos costes o beneficios del PPP que no tienen mercado y, por tanto, tampoco un precio que refleje su valor en términos monetarios para poder agregarlos a los flujos del mismo. En el caso de los activos ambientales es frecuente hablar de su valor económico total (VET), que incluye valores de mercado y no mercado, y que se descompone en valores de uso (VU) y valores de no uso (VNU).

Los VU incluyen valores de uso consuntivos (por ejemplo, pesca con fines comerciales), valores de uso no consuntivos (por ejemplo, observación del paisaje), y valores de uso indirecto (por ejemplo, retención de nutrientes). La categoría de los VNU la constituyen los valores dados por la mera existencia del ecosistema y del compromiso de su conservación para que lo disfruten las generaciones futuras (Hein *et al.* 2006).

La Economía Ambiental ha desarrollado diversos métodos para estimar el VET de un ecosistema o alguno/s de sus componentes (EEA, 2010). El Método de la Valoración Contingente (MVC), fundamentado en la construcción de un mercado hipotético, es uno de los más utilizados en la literatura económica para la valoración de los bienes y servicios ambientales, que permite estimar el valor económico total de un bien o servicio ambiental (Liu *et al.*, 2010). Además, las guías redactadas para la aplicación del ACB en la evaluación

de proyectos recomiendan expresamente el uso de la MVC para la estimación de los beneficios de no mercado en los PPP de recuperación ambiental (OECD, 2006; EC, 2008).

No es objeto de este trabajo entrar a detallar los fundamentos de la VC, que pueden ser encontrados en muchos otros trabajos (Mitchell y Carson, 1989; Bateman *et al.*, 2002; Pearce, 2006). Sin embargo, cabe señalar que la MVC consiste en simular un mercado para el bien o servicio que se pretende valorar a través de cuestionarios en los que el encuestador constituye la oferta y el entrevistado la demanda. Así, se le pregunta a los encuestados cuál es la máxima cantidad de dinero que estarían dispuestos a pagar por el disfrute del bien o servicio ambiental o cuánto estarían dispuestos a recibir, como mínimo, ante una desaparición o degradación del mismo. Una vez tratadas las respuestas, se extrapola el valor medio obtenido al conjunto de la población afectada con el fin de estimar el VET del bien o servicio objeto de estudio.

El MCV es flexible, dado que permite valorar una amplia variedad de bienes y servicios de no mercado. Puede utilizarse para estimar tanto el VU como el VNU, de hecho, es el más utilizado para la determinación del VU (Champ *et al.*, 2004). No obstante, también existe una controversia acerca de si la utilización de este método es adecuada o no para medir la disposición a pagar de la sociedad por la mejora de la calidad ambiental, dada la presencia de sesgos (Cummings y Taylor, 1999; Murphy y Stevens, 2004).

### **2.3. Antecedentes**

El empleo del ACB para la evaluación de PPP con impactos sobre el medio ambiente y el medio socioeconómico es cada vez mayor (Birol *et al.*, 2010; Vining y Weimer, 2010). Sin embargo, para el caso de los ecosistemas marinos y costeros los trabajos que aplican esta metodología son escasos. El ACB ha sido utilizado principalmente en trabajos que estudian los efectos de políticas de conservación y restauración de costas y en la gestión de recursos marinos (Spurgeon, 1998; Peng *et al.* 2006; Turner *et al.* 2007; Zheng *et al.* 2009), utilizando algunos de ellos el esquema del ACBE (Dixon y Hodgson, 1988; Cesar *et al.*, 1997, Pet-Soede *et al.*, 1999, Fahrudin, 2003)

También es cada vez mayor el número de estudios de ACB que incorporan los resultados obtenidos a partir del MVC para la estimación de los beneficios y costes ambientales. De hecho su utilización fue aconsejada por el panel de expertos de la NOAA para la estimación de la pérdida de los valores de no uso como consecuencia del accidente del petrolero Exxon Valdez (Arrow *et al.*, 1993). Desde entonces, este método ha sido profusamente utilizado para valorar los servicios ambientales de los ecosistemas marinos y costeros (Remoundou *et al.*, 2009). Una amplia revisión de trabajos de valoración contingente

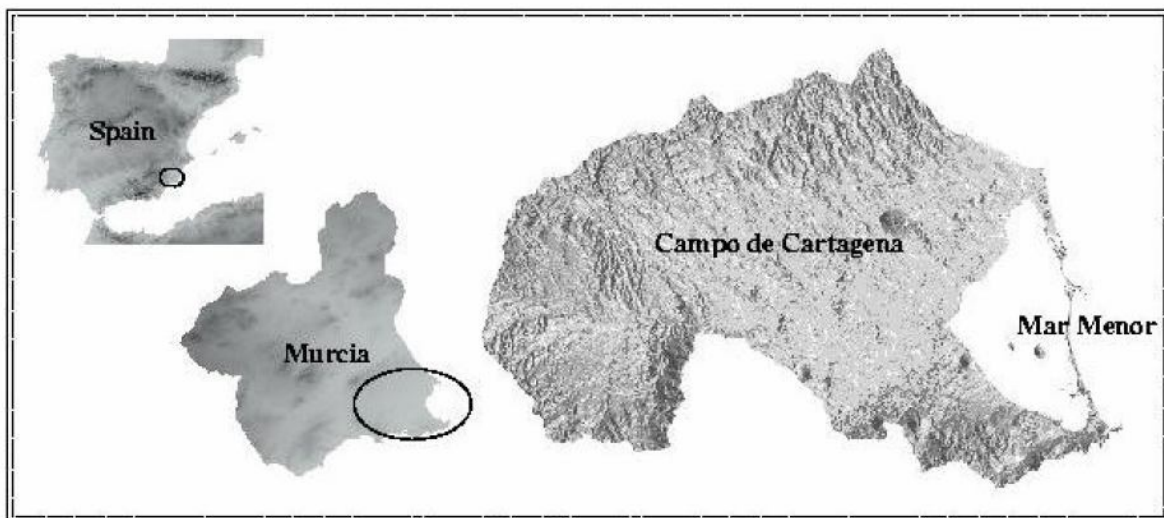
aplicados al medio marino se recoge en la documentación generada en el proyecto EMPAFISH (Alban *et al.*, 2008).

### 3. Caso de estudio: la laguna costera del Mar Menor

#### 3.1. Medio natural

El Mar Menor es una de las mayores lagunas litorales de la Europa mediterránea y está situada en el sureste de España (Figura 1). Tiene una superficie aproximada de 135 Km<sup>2</sup> y una profundidad media de 2.5 m y un máximo de 6 m. Se trata de una laguna hipersalina, cuya salinidad oscila entre los 42 y los 47 g/L, 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 de una anchura que oscila entre 100 y 900m, 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 y Marcos, 2008).

**Figura 1. Localización geográfica de la laguna del Mar Menor**



Fuente: Martínez-Fernández *et al.* (2007)

El Mar Menor recibe las escorrentías procedentes de la cuenca del *Campo del 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 (criptohumedales, salinas costeras, encañizadas); 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 especial valor desde el punto de vista ecológico, pues contienen un importante número 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 *et al.*, 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 encuentran su lugar de reproducción, tales como *Recurvirostra avosetta*, *Himantopus himantopus*, *Charadrius alexandrinus* y *Sterna albifrons*. La ictiofauna del Mar Menor es característica por la presencia del *Aphanius iberus*, endemismo del sureste español, y otras especies de interés pesquero como el mújol y la dorada, entre otras (García-Rodríguez *et al.*, 2009).

La diversidad de hábitats y especies existentes en laguna del Mar Menor y su entorno están protegidos a nivel nacional, europeo e internacional. Desde el año 1994 el Mar Menor y sus humedales periféricos, con un total de 15,000 ha, están incluidos en la Lista RAMSAR de humedales, además de ser considerada como 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. Además, en su interior se encuentra el Parque Regional Salinas y Arenales de San Pedro y cuenta con la figura de Paisaje Protegido Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor.

### **3.2. Principales presiones e impactos**

A pesar de su interés 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 suponen una presión para 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 agricultura intensiva del Campo de Cartagena han contaminado los acuíferos de la zona, que alcanzan concentraciones de nitratos entre los 200 y 300 mg/l, superando con creces los 50 mg/l establecidos en la normativa. Se ha estimado que estos acuíferos, que están conectados al Mar Menor, aportan un flujo subterráneo de aguas contaminadas de 5 Hm<sup>3</sup>/año (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 de la DMEM, ha sido llevada 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 ha utilizado indicadores físico-químicos, siguiendo la metodología propuesta por Bald *et al.* (2005), y biológicos, como propone Orfanidis *et al.* 2001 (CHS, 2008). 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, como se verá a continuación.

### 3.3. Medidas de recuperación ambiental del Mar Menor

Las medidas propuestas para la mejora de la calidad ambiental del Mar Menor están recogidas en los informes previos a la redacción del Plan Hidrológico de Cuenca de la *Confederación Hidrográfica del Segura* (CHS), principal organismo gestor de la laguna. Las actuaciones recogidas 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 al Mar Mediterráneo de las aguas depuradas. La tabla 1 resume las medidas que se van a implementar para mejorar el estado del Mar Menor, clasificadas en dos categorías: medidas básicas y medidas adicionales. Las medidas básicas son aquellas que se han de realizar por imposición normativa. Debido a que la sola aplicación de medidas básicas no conseguiría la recuperación del Mar Menor, se han establecido otra serie de medidas adicionales para disminuir la entrada de nutrientes a la laguna (CHS, 2008).

**Tabla 1. Medidas de recuperación ambiental del Mar Menor**

	<b>Medida</b>	<b>Objetivo</b>
<b>Básicas</b>	Construcción y ampliación de depuradoras	Conseguir la depuración total de las aguas residuales urbanas de la zona
	Código de buenas prácticas agrícolas	Reducir el uso de agroquímicos en agricultura
<b>Adicionales</b>	Desalobración de retornos de riego	Tratar los retornos de riego procedentes del <i>Campo de Cartagena</i>
	Batería de pozos perimetrales a la laguna	Extraer aguas subterráneas contaminadas para su posterior tratamiento.
	Tanques de tormenta	Recoger aguas residuales urbanas para su posterior tratamiento, evitando vertidos puntuales indeseados
	Limpieza de la Rambla del Albuñón	Eliminar de basuras y escombros del cauce de la rambla
	Restauración de la Rambla del Albuñón	Revegetar con especies autóctonas para favorecer la retención de nitratos y fosfatos

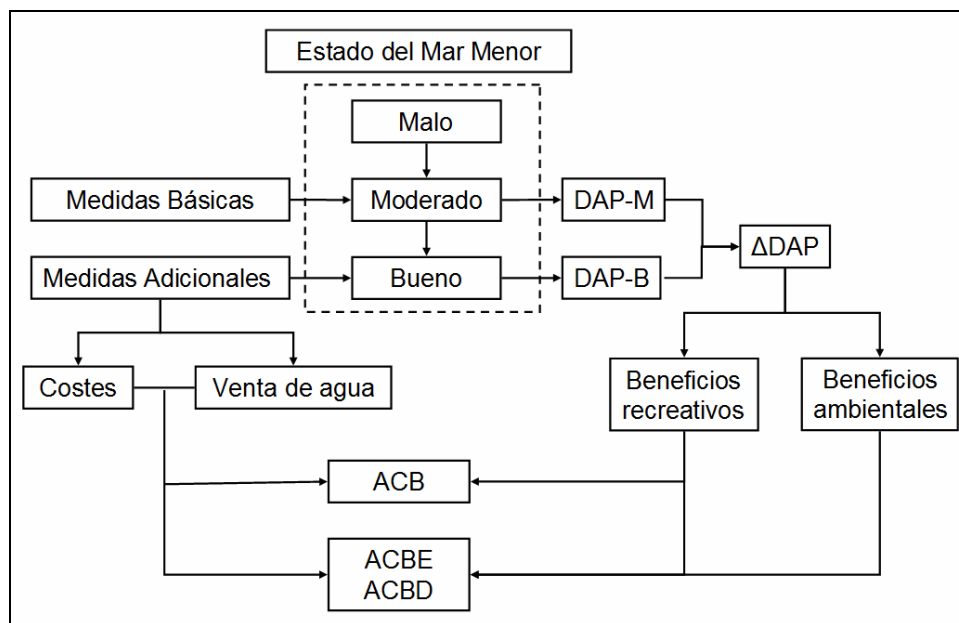
Fuente: Elaboración propia a partir de CHS (2008)

### 3.4. Esquema general de evaluación

La figura 2 muestra el esquema metodológico general aplicado en este trabajo. Se han identificado dos escenarios de mejora, en función de la categoría de medidas aplicadas. En el primero, tras la aplicación de las medidas básicas, se prevé una mejora moderada del ecosistema de la laguna. El segundo escenario es el resultado de la posterior aplicación de las medidas adicionales, que llevarían a la laguna del Mar Menor a un estado ecológico bueno.

Así, el ACB del Programa de Medidas adicionales de mejora del Mar Menor tiene en cuenta los costes de ejecución de las medidas, los ingresos procedentes de la venta de agua producida y los beneficios recreativos y ambientales generados por el paso de un estado moderado a bueno. Para la estimación de estas dos últimas corrientes de beneficios se ha diseñado un ejercicio de valoración contingente, en el que se calcula la disposición a pagar (DAP) por cada uno de los escenarios propuestos. Dada la obligatoriedad de la implantación de medidas básicas, éstas quedarían fuera del análisis económico propuesto, cuyo propósito es discernir si un proyecto es o no justificable desde un punto de vista económico, social y/o ambiental (Zanou *et al.*, 2003).

**Figura 2. Marco Metodológico General**



Fuente: Elaboración propia

#### 4. Disposición al pago por la recuperación ambiental del Mar Menor.

##### 4.1. Diseño del cuestionario

En este trabajo se ha utilizado el MVC para obtener la disposición a pagar (DAP) por la mejora de la calidad ambiental del Mar Menor, realizando una encuesta a los ciudadanos de la Región de Murcia, ámbito geográfico donde está situada la laguna.

El ejercicio de valoración contingente se ha diseñado para estimar la DAP de dos escenarios distintos de mejora del Mar Menor, a partir de las medidas proyectadas. El primero de ellos 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 de los escenarios 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 ha incluido una pregunta binaria (BDAP) en la que los encuestados deben 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 es afirmativa, el encuestado debe declarar, en primer lugar, su disposición máxima a pagar por el escenario “Moderado” (DAP-M) y, en segundo lugar, por el escenario “Bueno” (DAP-B). De este modo, calculando la diferencia entre las DAP de ambos escenarios, se puede conocer de manera aislada la DAP por la implementación de medidas adicionales y, por tanto, cuantificar los beneficios obtenidos de las mismas. 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).

La encuesta se realizó mediante entrevistas personales durante el mes de abril de 2010, siendo la población objetivo los 1.140.887 ciudadanos de la Región de Murcia mayores de 18 años (INE, 2010). La elección de esta población objetivo viene motivada 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 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 del 95,5%, un error de estimación del 5,39% en el caso de proporciones intermedias y del 3,23% en el caso de proporciones extremas (Weisberg, 2005).

#### **4.2. Composición del mercado hipotético**

La composición del mercado hipotético simulado con el método de la valoración contingente se realiza a partir de las respuestas de los individuos a la pregunta dicotómica sobre la disposición al pago y los motivos de su respuesta. De los 344 individuos encuestados, un 47,7% (164) declararon que estaban dispuestos a pagar, mientras que el 52,3% (180) no lo estarían. Entre aquellos individuos que no estaban dispuestos a pagar, se puede diferenciar dos grupos: ceros reales y ceros protesta. Las respuestas protesta se originan cuando los individuos se oponen al ejercicio de valoración, declarando que no están dispuestos a pagar cuando su valoración real es estrictamente positiva (Bateman y Langford, 1997). En este caso, se han considerado como ceros protesta a aquellos individuos que arguyeron que los costes de la mejora ambiental del Mar Menor “*Es competencia de la Administración Pública*”. En total

se han identificado 148 encuestados que dieron una respuesta protesta. Los 32 restantes se han incorporado como ceros reales dentro del mercado hipotético, que queda formado finalmente por 196 individuos.

### 4.3. Análisis de la disposición al pago

Utilizando las respuestas de los 196 individuos que participan en el mercado hipotético, se obtiene una DAP media en la situación de estado “Moderado” (DAP-M) de 20,11 €/año y una DAP en por el estado “Bueno” (DAP-B) de 35,35 €/año. La tabla 2 recoge la estadística descriptiva de la DAPT para cada uno de los escenarios.

**Tabla 2. Estadística descriptiva de la DAPT de cada escenario**

	n	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. típ.	Inter. Media (95%)
<b>DAP-M</b>	196	0	100	20,11	10	23,18	16,85 - 23,38
<b>DAP-B</b>	196	0	200	35,34	25	39,60	29,76 - 40,92

Fuente: Elaboración propia

Ambas DAP presentan una correlación positiva y significativa (Coef. Pearson = 0,928; Sig. < 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 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.

Por otra parte, estos valores de DAP representan el valor económico total individual que tiene la mejora, que pueden subdividirse en dos: DAP de uso y DAP de no uso, siendo el primero reflejo del valor monetario del disfrute directo de la laguna, el valor recreativo (EEA, 2010). En cuanto a la DAP de no uso, ésta se corresponde con el valor ambiental. El valor de la DAP de no uso viene dada por la DAP de los no usuarios de la muestra, mientras que la DAP de uso se calcula como la diferencia entre la DAP de los usuarios y la DAP de los no usuarios. Finalmente, la DAP de uso y la DAP de no uso por la aplicación del programa de medidas adicionales se calcula como el incremento entre la DAP de ambos escenarios, recogidos en la tabla 3.

**Tabla 3. DAP de usuarios y no usuarios (€/año)**

DAP	(DAP-M)	(DAP-B)	$\Delta DAP = (DAP-B) - (DAP-M)$
DAP de uso	5,30	13,65	8,35
DAP de no uso	15,81	24,27	8,46

Fuente: Elaboración propia

## 5. Análisis Coste-Beneficio del Programa de Medidas Adicionales

### 5.1. Caracterización de los costes

La tabla 4 recoge los costes de inversión y mantenimiento y la vida útil del conjunto de medidas adicionales, recogidos en los proyectos técnicos de las mismas (CHS, 2008).

**Tabla 4. Caracterización de los costes de las medidas**

	<b>VIDA ÚTIL</b> (años)	<b>INVERSIÓN</b> (€)	<b>COSTES MANTENIMIENTO</b> (€/año)
<b>Desalobrador</b>	20	39.245.600	4.100.200
<b>Pozos perimetrales</b>	50	10.035.000	1.998.000
<b>Tanques de tormenta</b>	50	87.940.000	1.104.000
<b>Restauración de la Rambla del Albuñón</b>	50	2.106.000	51.340
<b>Limpieza de la Rambla del Albuñón</b>	10	498.100	12.607
<b>TOTAL</b>		<b>139.824.700</b>	<b>7.266.147</b>

Fuente: Elaboración propia

### 5.2. Caracterización de los beneficios

En primer lugar, se han considerado los ingresos generados por la venta del agua destinada a la agricultura producida en la desalobrador. La previsión de tratamiento es de 9,7 Hm<sup>3</sup>/año, con un rendimiento de agua dulce 80%. El precio del agua se ha fijado inicialmente en 0,3 €/m<sup>3</sup>, coste de oportunidad de una fuente alternativa de suministro en la zona (Colino y Martínez-Paz, 2007).

En segundo lugar, se han estimado los beneficios resultantes de la mejora de la calidad ambiental de la laguna del Mar Menor tras la aplicación de las medidas adicionales, a partir de los valores de  $\Delta$ DAP de uso y no uso obtenidos mediante el MVC. Estos beneficios se dividen en beneficios ambientales y beneficios recreativos. Los beneficios ambientales se obtienen multiplicando la población total y la  $\Delta$ DAP de no uso. De la misma forma se calculan los beneficios recreativos, utilizando en este caso la población de usuarios, estimada en un 81,12% de la población total.

La población total a incluir en el ACB durante el periodo de análisis (2011-2059) se ha calculado utilizando un modelo autorregresivo siguiendo el procedimiento de Hildreth-Lou<sup>1</sup>, a partir de la serie reciente de población total de la Región de Murcia mayor de 18 años.

<sup>1</sup> El procedimiento de Hildreth-Lou (HL) ajusta un modelo lineal con correlación en el término error, siendo una variante para muestras pequeñas del procedimiento de Cochrane-Orcutt (CO) (Aschheim y Tavlas, 1988). Así, en un modelo autorregresivo de rango 1,  $P_t = \alpha + \beta P_{t-1} + \varepsilon_t$ , el error  $\varepsilon_t$  puede estar correlacionado a lo largo del tiempo,  $\varepsilon_t = \rho \varepsilon_{t-1} + e_t$ ,  $|\rho| < 1$ . El procedimiento de CO transforma el modelo con la siguiente expresión  $P_t - \rho P_{t-1} = \alpha(1 - \rho) + \beta(P_{t-1} - P_{t-2}) + e_t$ , y la estimación se realiza minimizando la suma de los residuos al

$$\hat{P}_t = 97,840 + 0.929 P_{t-1} ; \rho = 0.110 ; \bar{R}^2 = 0.991 \quad F(1, 9) = 859.732; p = 0.000$$

*t-stat* (2.712) (23.710)

A modo de ejemplo, los beneficios recreativos serían de 7.877.604 €/año en 2010 y 9.322.490 €/año en 2059 y los beneficios ambientales de 9.838.980 €/año y 11.643.616 €/año en las mismas fechas.

### 5.3. Indicadores de rentabilidad

A partir de los costes y beneficios que se acaban de presentar se va a realizar el ACB de las medidas de mejora de la calidad del agua del Mar Menor, utilizando los tres enfoques propuestos en el apartado correspondiente al marco metodológico: ACB, ACBE y ACBD.

Se ha fijado un periodo de análisis de 50 años, que tiene en cuenta la mayor vida útil de las medidas propuestas e introduciendo la reposición periódica de las medidas de menor duración. Los resultados obtenidos para cada análisis se muestran en la tabla 5.

**Tabla 5. Indicadores de rentabilidad**

Indicador	ACB (2%)	ACBE (2%)	ACBD (2%,1%)
VAN (€)	-62.154.975	274.820.021	363.180.403
TIR (%) - TAC (%)	-	9,55	14,70
PR (años)	-	12	11

Fuente: Elaboración propia

El ACB clásico se ha realizado tomando únicamente los flujos de mercado, compuestos por los costes de las medidas, los ingresos de la venta de agua y los beneficios recreativos. El VAN obtenido para esta evaluación es de -62.154.975 € razón por la cual se consideraría que la ejecución del programa de medidas adicionales no es rentable si sólo se consideran los flujos de mercado.

A la vista de los indicadores obtenidos del ACBE, la ejecución del programa de medidas sí estaría claramente justificada desde un punto de vista económico y social, pues su VAN es mayor que cero y la TIR (9,55%) es muy superior a cualquier tipo de interés real vigente en el mercado. El PR es de 12 años, indicando que en apenas la cuarta parte del periodo de análisis se recupera la inversión y el programa de medidas empieza a proporcionar beneficios netos.

---

cuadrado ( $e_t^2$ ) con respecto a  $(\alpha, \beta)$ , condicionado en  $\rho$ , utilizando una técnica interactiva de búsqueda de bisección para el HL (Neter *et al.*, 1989).



Dada la distinta naturaleza de los flujos del proyecto, donde existen flujos de mercado y otros de no mercado, se ha aplicado también el ACBD. Para su cálculo se ha aplicado la misma tasa de descuento (2%) a los flujos de mercado, y una tasa reducida (1%) para los beneficios ambientales (Almansa y Martínez-Paz, 2011). Se observa que el VAN obtenido con este enfoque también aconsejaría claramente la realización de la inversión, siendo PR de tan solo de 11 años. El elevado valor obtenido para la TAC (14,70%) pone de manifiesto la alta rentabilidad ambiental del programa de medidas propuesto para la recuperación ambiental del Mar Menor.

#### 5.4. Análisis de sensibilidad

Uno de los parámetros del análisis realizado es el precio de venta del agua producida en la desalobrador, el cual es incierto en el medio plazo, por factores tales como cambios en el precio de la energía o en la política de aguas, cada vez más enfocada a la recuperación de los costes de los servicios del agua. Por este motivo, a modo de análisis de sensibilidad, se ha considerado la variación de los precios del agua producida en la desalobrador. El rango de variabilidad de los precios es de 0 a 0,6 €/m<sup>3</sup>, precio máximo del agua desalada de la zona. La tabla 6 muestra cómo varían los indicadores de rentabilidad de los distintos tipos de ACB en función de estos incrementos en el precio del agua.

**Tabla 6. Análisis de sensibilidad de la rentabilidad a variaciones en el precio del agua**

Precio del Agua ( €/m <sup>3</sup> )	ACB		ACBE		ACBD	
	VAN (2%)	TIR (%)	VAN (2%)	TIR (%)	VAN (2%, 1%)	TAC (%)
0	-133.026.777	-	203.948.219	7,79	292.308.601	7,30
0,1	-109.402.843	-	227.572.153	8,38	315.932.535	8,84
0,2	-85.778.909	-	251.196.087	8,97	339.556.469	11,06
0,3	-62.154.975	-	274.820.021	9,55	363.180.403	14,70
0,4	-38.531.042	-	298.443.955	10,13	386.804.336	22,00
0,5	-14.907.108	1,43	322.067.889	10,70	410.428.270	46,47
0,6	8.716.826	2,32	345.691.822	11,27	434.052.204	-

Fuente: Elaboración propia

Dado que la venta de agua es un beneficio del programa de medidas, el incremento del precio tiene efectos positivos sobre los indicadores de rentabilidad en los tres esquemas, que se pueden sintetizar señalando que cada céntimo de euro adicional en el precio del agua produce un incremento del VAN de 2.362.393 € mientras que la TIR lo hace en torno al 0,06%. La regla de decisión no cambiaría tras este análisis, ya que el enfoque ACB sigue desaconsejando la ejecución del programa para casi todo el rango de precios, mientras que los enfoques que consideran los beneficios ambientales indican la rentabilidad del mismo aunque

no se produjera el beneficio generado por la venta de agua. Para completar este apartado sería de interés realizar un análisis de sensibilidad de otros parámetros del ACB, como por ejemplo las tasas de descuento (Almansa y Martínez-Paz, 2011).

## **6. Conclusiones**

La necesaria conservación del medio ambiente ha motivado un amplio desarrollo de normas de protección ambiental en los países en desarrollo. La DMA y la DMEM contienen las directrices para la gestión de las aguas marinas y costeras en la Unión Europea. Ambas Directivas instan a los estados miembros a diseñar un Programa de Medidas que conduzca al buen estado ecológico de estos ecosistemas, siendo necesario en muchos casos el establecimiento de medidas correctoras y de restauración que requieren importantes esfuerzos de inversión pública, que hacen necesario a su vez evaluar económicamente los mismos, incluyendo en el análisis criterios de rentabilidad social y ambiental.

Este trabajo propone una metodología para la evaluación de las medidas emprendidas para la mejora medioambiental de este tipo de ecosistemas marinos, combinando la Valoración Contingente (MVC) y distintos enfoques del Análisis Coste Beneficio (ACB). Esta metodología se ha aplicado a los programas de recuperación del mar interior más importante del mediterráneo occidental, el Mar Menor.

El ejercicio de MVC diseñado para este trabajo ha permitido aislar la valoración de los efectos producidos por un programa de medidas de recuperación ambiental del Mar Menor del valor que ya de por sí posee el ecosistema antes de su ejecución, aspecto crucial con el fin de no producir sobrevaloraciones. Como cifras representativas medias del periodo, los beneficios recreativos alcanzan los 8,5 Mll €/año y los beneficios ambientales de 11,1 Mll €/año para el programa analizado.

Los resultados de la evaluación han puesto de manifiesto la no rentabilidad económica que supone este tipo de actuaciones si se analizan a partir de un ACB clásico. Sin embargo, la inclusión de los beneficios ambientales generados por la recuperación del ecosistema justifica con creces las inversiones planificadas, tanto utilizando un esquema ACB con externalidades ambientales como si se utiliza un enfoque dual, reduciendo la tasa de descuento para los beneficios ambientales, tal y como vienen proponiendo los últimos estudios de evaluación de descuento ambiental (Gollier, 2010). Así se logran alcanzar TIRs cercanas al 10%, que cubren sobradamente el umbral necesario para justificar la inversión pública (EC, 2008). El elevado valor obtenido para la TAC es prueba de la elevada rentabilidad ambiental que produce la inversión financiera en este programa de medidas. Todos estos resultados superan el análisis

de sensibilidad a la variable económica más incierta del modelo, el precio del agua, ya que, y pese a la modificación cuantitativa de los indicadores, las direcciones de actuación resultan invariantes ante la modificación del mismo.

Por último cabe destacar la necesidad de realizar e incrementar el número de trabajos empíricos que utilicen este tipo de metodología en la evaluación de políticas de conservación de los ecosistemas marinos y litorales, los cuales permiten, a la vez que justificar de forma adecuada la inversión pública en el cumplimiento de los principios de DMA y DMEM, perfeccionar y adecuar las técnicas de valoración en este campo.

## **7. Agradecimientos**

Este trabajo ha sido parcialmente subvencionado por la “Consejería de Agricultura y Agua” de la Región de Murcia (Contrato 70/90). Igualmente, agradecer a la Fundación Séneca de la Región de Murcia la beca concedida a Ángel Perni para la realización de su Tesis Doctoral.

## **8. Referencias**

- Alban, F., Appéré, G., Boncoeur, J., 2008. *Economic Analysis of Marine Protected Areas. A literature review*. EMPAFISH Project, Booklet nº 3. Editum.
- Almansa, C., Calatrava, J., 2007. Reconciling sustainability and discounting in Cost-Benefit Analysis: A methodological proposal. *Ecological Economics*, 60, 712-725.
- Almansa, C., Martínez-Paz, J.M., 2011. What weight should be assigned to future environmental impacts? A probabilistic cost benefit analysis using recent advances on discounting. *Science of the Total Environment*, 409, 1305-1314.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner, R., 1993. *Report of the NOAA Panel on Contigent Valuations*. Natural Resource Damage Assessment under the Oil Pollution ACT of 1990. *Federal Register*, 58(10), 4601-4614.
- Aschheim, J., Tavlas, G. S., 1988. Econometric modelling of partial adjustment: The Cochrane-Orcutt procedure, flaws and remedies. *Economic Modelling*, 5(1), 2-8.
- Bald J, Borja A, Muxika I, Franco J, Valencia V. 2005. Assessing reference conditions and physic-chemical status according to the European Water Framework Directive: A case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 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. *Regional Studies*, 31(6), 571-582.
- Bateman, I., Carson, B., Day, B., 2002. *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: Summary Guide*. Edgar Elgar Publishing. Massachusetts. USA.
- 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. *Ciencias Marinas*, 34(3), 389-398.
- Birol, E., Koundouri, P., Kountouris, Y., 2010. Assessing the economic viability of alternative water resources in water-scarce regions: Combining economic valuation, cost-benefit analysis and discounting. *Ecological Economics*, 69(4), 839-847.
- Blomquist, G., Whitehead, J., 1998. Resource quality information and validity of willingness to pay in contingent valuation. *Resource Energy Economics*, 20, 179-196.
- Cesar, H., Hundin, C., Bettencourt S., Dixon, J., 1997. Indonesian coral reefs - an economic analysis of a precious but threatened resource. *Ambio*, 26(6), 345-350.
- Champ, P.A., Brown, T.C., Boyle, K.J., 2004. *A Primer on Non-market Valuation: The Economics of Non-Market Goods and Resources*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- CHS, 2008. *Esquema Provisional de Temas Importantes*. Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. (Disponible en: <http://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/planificacion/#eti>)
- Colino, J., Martínez-Paz, J.M., 2007. Productividad, disposición al pago y eficiencia técnica en el uso del agua: la horticultura intensiva de la Región de Murcia. *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 7, 109-125.
- Conesa, H., Jiménez-Cárceles, F., 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): A singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 839-849.
- Cummings, R.G., Taylor, L.O., 1999. Unbiased Value Estimates for Environmental Goods: A Cheap Talk Design for the Contingent Valuation Method. *The American Economic Review*, 89(3), 649-665.
- De Santo, E., 2011. Environmental justice implications of Maritime Spatial Planning in the European Union. *Marine Policy*, 35(1), 34-38.

- Dixon, J., Hodgson, G., 1988. *Logging Versus Fisheries and Tourism in Pallawan: an Environmental and Economic Analysis*. Working Paper No. 7. East-West Environment and Policy Institute. Honolulu, Hawaii.
- EC, 2008. *Guide to Cost-Benefit Analysis of investment projects Directorate General Regional Policy*. European Commission. Brussels.
- EEA, 2000. *State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment*. Environmental Issues Series No. 5, European Environment Agency (EEA), Copenhagen.
- EEA, 2010. *Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses: The case of coastal Mediterranean wetlands*. Technical Report No. 3, European Environment Agency (EEA). Copenhagen.
- Elofsson, K., 2010. Cost-effectiveness of the Baltic Sea Action Plan. *Marine Policy*, 34, 1043-1050.
- Fahrudin, A., 2003. *Extended cost benefit analysis of present and future use of Indonesian coral reefs. An Empirical Approach to Sustainable Management of Tropical Marine Resources*. Kiel, Universität, Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät.
- García-Rodríguez J, Ballesteros G., Fernández-Díaz, M. 2009. Estudios faunísticos en el Mar Menor. En Cabezas, F. (Ed.). *El Mar Menor: estado actual del conocimiento científico*. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia, pp. 481-496.
- Gollier, C., 2002. Time horizon and the discount rate. *Journal of Economic Theory*, 107, 463-473.
- Gollier, C., 2010. Ecological discounting. *Journal of Economic Theory*, 145, 812–829.
- Hanley, N., Spash, C., 1993. *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Edward Elgar Publishing Ltd. Cheltenham.
- Hanley, N., Bell, D., Álvarez-Farizo, B., 2003. Valuing the benefits of coastal water quality improvements using contingent and real behaviour. *Environmental and Resource Economics*, 24, 273-285.
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R., van Ierland, E., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57, 209-228.
- Henderson, N., Bateman, I., 1995. Empirical and Public Choice Evidence for Hyperbolic Social Discount Rates and the Implications for Intergenerational Discounting. *Environmental and Resource Economics*, 5, 413-423.
- Humphrey, S. Burbridge, P., Blatch, C., 2000. US lessons for coastal management in the European Union. *Marine Policy*, 25, 275-286.

- Kokoski, M., 2010. Getting Real: Price Deflation of Nominal Values. *Journal of Benefit-Cost Analysis*, 1(1), article 7.
- Kula, E., Evans, D., 2010. Dual discounting in cost-benefit analysis for environmental impacts. *Environmental Impact Assessment Review*. doi: 10.1016/j.eiar.2010.06.001.
- Liu, S., Costanza, R., Farber, S., Troy, A., 2010. Valuing ecosystem services. Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185, 54-78.
- Martínez-Fernández, J., Esteve, M.A., Martínez-Paz, J.M., Carreño, F., Robledano, F., Ruíz, M., Alonso, F., 2007. Simulating management options and scenarios to control nutrient load to Mar Menor, Southeast Spain. *Transitional water monograph*, 1(1), 53-70.
- Mitchell, R., Carson, R., 1989. *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Johns Hopkins University Press for Resources for the Future, Washington DC.
- Murphy, J.J., Stevens, T.H. (2004) Contingent Valuation, Hypothetical Bias and Experimental Economics. *Agricultural and Resource Economics Review*, 33(2), 182-192.
- Neter, J., Wasserman, W., Kutner. M.H., 1989. *Applied Regression Models*. Homewood, IL: Irwin.
- OECD, 2006. *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments*. OECD Publishing, Paris.
- Orfanidis S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science Journal*, 2(2), 45–65.
- Pearce, D. (ed.), 2006. *Valuing the environment in Developed Countries*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Pearce, D.W., Turner, R.K., 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester, Hemel Hempsted.
- Peng, B., Hong, H., Xue, X., Jin. D., 2006. On the measurement of socioeconomic benefits of integrated coastal management (ICM): Application to Xiamen, China. *Ocean & Coastal Management*, 49, 93-109.
- Pérez-Ruzafa, A., Hegazi, M.I., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C., 2008. Differences in spatial and seasonal patterns of macrophyte assemblages between a coastal lagoon and the open sea. *Marine, Environment and Resources*, 65, 291-314.

- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., 2008. Coastal Lagoons in the Context of Water Management in Spain and Europe. In Gönenç, İ. Ethem; Vadineanu, Angheluta; Wolflin, John P.; Russo, Rosemarie C.: *Sustainable Use and Development of Watersheds*. Springer Netherlands. pp. 299-321.
- Pet-Soede, L., Cesar, H., Pet, J. 1999. An Economic Analysis of Blastfishing on Indonesian Coral Reefs. *Environmental Conservation*, 26(2), 83-93.
- Remoundou, K., Koundouri, P. Kontogianni, A., Nunes, P., Skourtos, M., 2009. Valuation of natural marine ecosystems: an economic perspective. *Environmental science & Policy*, 12, 1040-1051.
- Rouboutsos, A.B., 2010. Sustainability, Social Discount Rates and the Selection of Project Procurement Method. *International Advances in Economic Research*, 16, 165-174.
- Spurgeon, J., 1998. The socioeconomic costs and benefits of coastal habitat rehabilitation and creation. *Marine Pollution Bulletin*, 37, 373-82.
- Stemplewski, J., Krull, D., Wermter, P., Nafo, I.I., Palm, N., Lange, C., 2008. Integrative socio-economic planning of measures in the context of the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal*, 22, 250-257.
- Sumaila, U.R., Walters, C., 2005. Intergenerational discounting: a new intuitive approach. *Ecological Economics*, 52, 135-142.
- Turner, R., 2007. Limits to CBA in UK and European environmental policy: retrospects and future prospects. *Environment Resource Economics*, 37, 253-269.
- Turner, R., Burgess, D., Hadley, D., Coombes, E., Jackson, N., 2007. A cost-benefit appraisal of coastal managed realignment policy. *Global Environmental Change*, 17, 397-407.
- 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 and Soil Pollution*, 176, 37-56.
- Vining, A., Weimer, D.L., 2010. An Assessment of Important Issues Concerning the Application of Benefit-Cost Analysis to Social Policy. *Journal of Benefit-Cost Analysis*, 1(1), article 6.
- Weisberg, H., 2005. *The Total Survey Error Approach*. University of Chicago Press, Chicago, 336 pp.
- Zanou, B. Kontogianni, A., Skourtos, M., 2003. A classification approach of cost effective management measures for the improvement of watershed quality. *Ocean & Coastal Management*, 46, 957-983.

Zheng, W. Shi, H., Chen, S., Zhu, M., 2009. Benefit and cost analysis of mariculture based on ecosystem services. *Ecological Economics*, 68(6), 1626-1632.