

Valoración económica de los servicios ecosistémicos marinos: un caso de estudio de La Safor, Golfo de Valencia, España

A.M. Gómez-Aguayo^{1,*}, V. Estruch-Guitart¹

(1) Departamento de Economía y Ciencias Sociales, Universidad Politécnica de Valencia, 46022 Valencia, España.

* Autor de correspondencia: A. Gómez-Aguayo [ango6@posgado.upv.es]

> Recibido el 25 de octubre de 2018 - Aceptado el 31 de mayo de 2019

Gómez-Aguayo, A.M., Estruch-Guitart, V. 2019. Valoración económica de los servicios ecosistémicos marinos: un caso de estudio de La Safor, Golfo de Valencia, España. *Ecosistemas* 28(2): 100-108. Doi.: 10.7818/ECOS.1644

Los ecosistemas marinos proporcionan variados servicios esenciales para el bienestar humano, conocidos como servicios ecosistémicos. El valor otorgado a los ecosistemas únicamente refleja el valor de los bienes y servicios que pasan por el mercado, sin considerar los beneficios generados por otros servicios ambientales para los cuales no existe mercado. Este estudio se propone determinar el valor económico de los servicios ecosistémicos generados en la franja costera marina de la Safor, ubicada en la costa este de España. Para ello, se utiliza la clasificación de servicios ecosistémicos proporcionada por la Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad adaptada para el entorno marino. El método utilizado es la valoración multicriterio, el cual combina el Proceso Analítico Jerárquico con el método de actualización de renta. El valor los servicios ecosistémicos generados en la franja costera marina de la Safor oscila entre \$ 2478 - \$ 4479 USD/ha/año. Este valor expresado como intervalo refleja las posiciones éticas ambientales de dos grupos de expertos distintos.

Palabras clave: AHP; gestión costera; pesca artesanal; valoración económica ambiental

Gómez-Aguayo, A.M., Estruch-Guitart, V. 2019. Economic valuation of a marine ecosystem services: A case study of La Safor, Gulf of Valencia, Spain. *Ecosistemas* 28(2): 100-108. Doi.: 10.7818/ECOS.1644

Marine ecosystems provide diverse essential services for human well-being known as ecosystem services. The value given to these ecosystems only reflects the value of goods and services that pass through the market, but does not consider the benefits generated by other services for which there is no market. This study aims to determine the economic value of the ecosystem services generated in the marine coastal strip of Safor, located on the east coast of Spain. In order to do this, we used the classification provided by The Economics of Ecosystems and Biodiversity, adapted from the marine environment. We used the Analytic Multicriteria Valuation Method, which combines the Analytic Hierarchy Process method with a rent updating method. The value of the ecosystem services generated in the marine coastal strip of Safor ranges between \$ 2478 and \$ 4479 USD / ha / year. This value expressed as an interval reflects the environmental ethical positions of two different groups of experts.

Key words: AHP; artisanal fishing; coast management; environmental economic valuation

Introducción

Los servicios ecosistémicos se definen como la contribución directa e indirecta de los ecosistemas al bienestar humano (Costanza 1999; TEEB 2010). La valoración ambiental proporciona un valor monetario a estos servicios, que al no ser bienes transables en el mercado no tienen un valor explícito. El mundo científico empieza a interesarse en la valoración económica de los servicios ecosistémicos a finales de la década de 1960 (Hein et al. 2006); con la publicación de Costanza et al. (1997) comenzó la proliferación de estos estudios en la literatura científica (Chaudhary et al. 2015). En el año 2005 el lanzamiento de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio facilitó el desarrollo de nuevos enfoques en la clasificación de los servicios ecosistémicos. Los enfoques más citados son: los Servicios Ecosistémicos del Milenio (MA), la Clasificación Común de Servicios Ecosistémicos (CICES por sus siglas en inglés) y la Economía de los Ecosistemas y Biodiversidad (TEEB por sus siglas en inglés), clasificación elegida para este estudio. A pesar de la fuerza de estas iniciativas, el ecosistema marino per-

manece poco investigado. El número de publicaciones sobre valoración de servicios ecosistémicos de zonas marinas como playas, aguas costeras, áreas marinas protegidas y humedales, sigue siendo menor comparado con la valoración de servicios ambientales terrestres (Torres y Hanley 2016).

Los autores Torres y Hanley (2016) realizaron una investigación bibliográfica de artículos sobre valoración de servicios ecosistémicos publicados en revistas importantes de ecología, recursos naturales y gestión marina y costera, para el periodo 2000-2015. Se encontraron un total de 196 artículos publicados, de los cuales el 50% corresponde a zonas protegidas, zonas de interior, arrecifes de coral, manglares y humedales; el 48% pertenecen a evaluaciones de playas y zonas costeras; y el 1% a estudios de mar profundo.

El 83% de los artículos enfocados en playas y zonas costeras valora los servicios culturales y el 17% valora los servicios de regulación. Al analizar el área de estudio de los artículos recopilados por Torres y Hanley (2016), se encontró que únicamente un artículo se localizaba en España, evidenciando la carencia de publicaciones sobre valoración ambiental marina en este país.

Con relación a la metodología utilizada en este tipo de investigaciones no existe un acuerdo sobre el método más recomendado. Sin embargo, de acuerdo con los artículos compilados por [Torres y Hanley \(2016\)](#) en su mayoría emplean métodos de preferencia declarada y métodos de valoración contingente. Para la evaluación de servicios de regulación autores como [Nunes et al. \(2009\)](#); [Wang et al. \(2010\)](#); [Landry y Hindsley \(2011\)](#) y [Beaumont et al. \(2014\)](#) aplican métodos de precios hedónicos y costo de viaje. Por su parte, la Comisión Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA por sus siglas en inglés) recomienda el uso de la valoración contingente; no obstante, este método presenta sesgos y desventajas para contrastar los resultados con la realidad y tiene un alto costo que impide su aplicación ([Doménech y Romero 1999](#)).

Para la presente investigación se ha seleccionado el método multicriterio debido a que presenta ventajas respecto a otras técnicas de valoración. En las ventajas se destacan: 1) capacidad de tratar con criterios cualitativos y cuantitativos ([Leung y Cao 2001](#); [Swiercz y Ezzedeen 2001](#)); 2) accesibilidad en las fases de implementación ([Grassi et al. 2004](#)); 3) adaptabilidad a cualquier tipo de entorno económico y territorial ([Cardells 1995](#)); 4) consistencia en los resultados, debido a que los datos son proporcionados por expertos; 5) posibilidad de abarcar a uno o varios servicios ecosistémicos en un mismo estudio; y, 6) resolver problemas comunes en la valoración como la inconmensurabilidad de los atributos ambientales de los activos ([Romero y Pomerol 1997](#)).

Este estudio se propone realizar una estimación del valor económico de los servicios ecosistémicos para la franja costera de la Safor, ubicada en la costa este de España. Esta aproximación aporta información confiable que puede facilitar la inclusión del concepto de servicios ecosistémicos en las políticas de conservación actuales, así como explorar alternativas de políticas enfocadas en el uso sostenible de los recursos naturales ([Maes et al. 2012](#)). Para mostrar los resultados de la investigación se presenta, primero, una breve descripción del área de estudio; seguido de las generalidades de la metodología asociada a los referentes teóricos. Para la estimación se realiza el Proceso Analítico Jerárquico (AHP por sus siglas en inglés), para ponderar la importancia de los servicios ecosistémicos por medio de entrevistas con expertos, y posteriormente con el método de actualización de rentas se logra trasladar los resultados a valores monetarios expresados en dólares. En un tercer y cuarto apartado se presentan y discuten los principales resultados de la estimación económica a partir del proceso de ponderación de los servicios ecosistémicos. Finalmente, las conclusiones del estudio apuntan al potencial de estas investigaciones para el for-

talecimiento de la gestión a nivel social, de gestión local y político a fin de lograr una mejor toma de decisiones asociadas al uso, explotación, conservación del espacio marino y creación de nuevos espacios naturales protegidos.

Descripción de área de estudio

La costa de la Safor se encuentra en el Golfo Valenciano del Mar Mediterráneo, España ([Fig. 1](#)). El área de estudio se delimita al norte por Tabernes de Valldigna y al sur por Oliva, y comprende 360 km² de la zona infralitoral hasta alcanzar una profundidad de 130 pies (40 m).

En esta zona se realiza la pesca de artes menores y debido a las condiciones propias de los instrumentos de pesca, las embarcaciones se limitan a capturar producto hasta los 40 m de profundidad. Las especies objeto de pesca en esta zona son: el salmonete (*Mullus sp.*), la sepia (*Sepia officinalis*), la dorada (*Sparus aurata*), y el pulpo (*Octopus vulgaris*) ([Alarcón 2001](#)). A nivel ecológico el área de estudio posee hábitats importantes como son: praderas de fanerógamas marinas, comunidades bentónicas de sustrato duro y comunidades bentónicas de fondos sedimentarios ([Sanchis et al. 2003](#)). Dentro de las fanerógamas marinas más representativas en la Comunidad Valenciana encontramos a la *Posidonia oceanica* y la *Cynododocea nodosa*, especies a las que se asocia la provisión de varios servicios ecosistémicos como la protección contra la erosión costera, el hábitat de refugio de otras especies ([Short et al. 2011](#); [Ondiviela et al. 2014](#)), zonas de cría y alevinaje, producción de oxígeno, captación de CO² ([Vassallo et al. 2013](#)), entre otras.

Las praderas fanerógamas en esta parte del Golfo han retrocedido debido a factores como el crecimiento urbanístico, la contaminación, la pesca de arrastre, la construcción de grandes puertos, el turismo y el aumento de la turbidez del agua. Estas especies se desarrollan en profundidades que no superan los 40 m de profundidad ([Boudouresque et al. 2007](#); [Telesca et al. 2015](#)), sin embargo, otros estudios aseguran que los límites en determinadas zonas del mediterráneo no supera los 30 m de profundidad. Según se observa en las ecocartografías del litoral español, realizadas en 2007 por el entonces llamado Ministerio de Medio Ambiente ([Ministerio de Transición Ecológica 2007](#)), la *Posidonia oceanica* prácticamente ha desaparecido en muchas zonas portuarias y particularmente en el área de estudio gran parte de pradera está en retroceso. La presencia de estas especies es más importante en los límites norte y sur de la comarca. Por ejemplo, en Oliva y en sectores más próximos a Denia (Provincia de Alicante) se observa una recuperación importante de fondos marinos ocupados por estas especies.

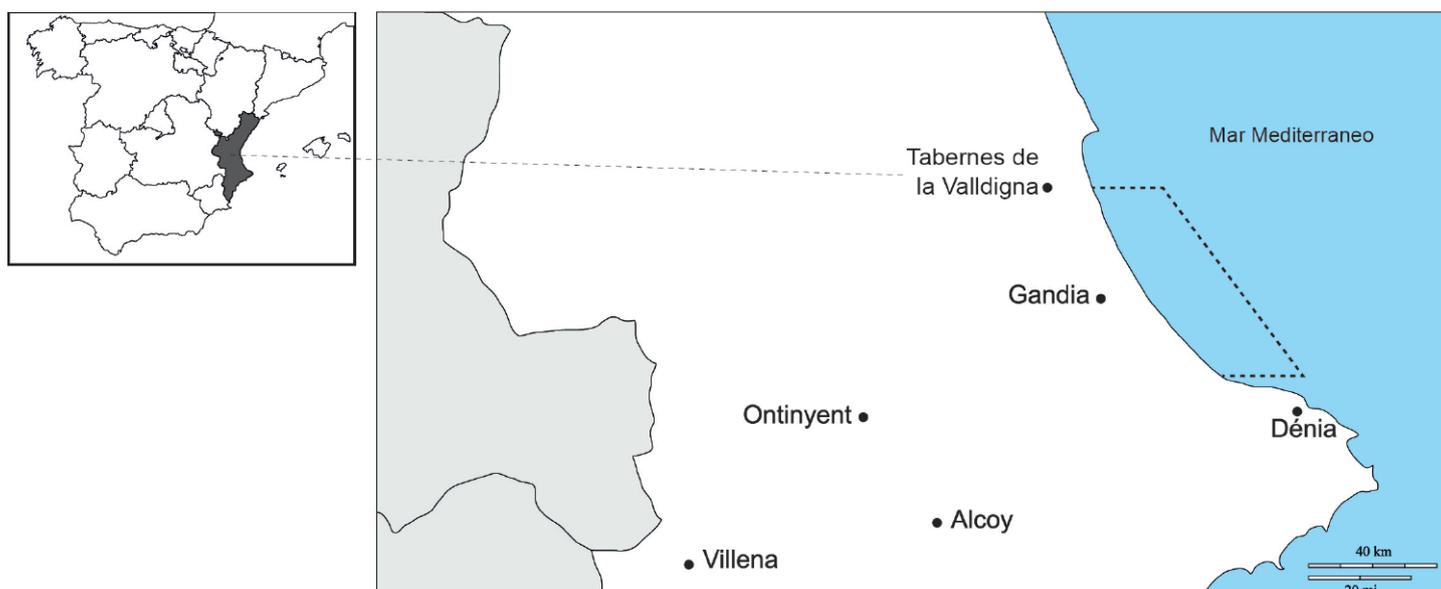


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio en la costa de “La Safor”, Mediterráneo español.

Figure 1. Location of the study area on the coast of “La Safor”, Spanish Mediterranean.

Material y métodos

Se utilizó el método de valoración multicriterio (AMUVAM por sus siglas en inglés) como herramienta para valorar económicamente los servicios ecosistémicos. El AMUVAM combina el método AHP y el método de actualización de rentas (Aznar-Bellver y Estruch-Guitart 2012). La combinación de ambos métodos permite obtener en una primera fase una jerarquización de los servicios ecosistémicos, a través de entrevistas con expertos y, en una segunda fase, el valor monetario de los servicios a partir del cálculo de la renta agregada proveniente de la pesca artesanal.

Selección de Expertos

En esta investigación se seleccionaron 25 expertos en el área de estudio, que incluyen: a) un grupo de académicos e investigadores de centros de investigación y universidades, especializados en el ecosistema marino y con experiencia de trabajo en el área de estudio; y b) trabajadores del mar y representantes de la cofradía de pescadores. Los expertos pertenecen a las siguientes instituciones: Cofradía de pescadores de Gandía, pescadores recreativos, Universidades Politécnica de Valencia y Católica de Valencia, Fundación Oceanográfica, Instituto de Investigación en Medio Ambiente y Ciencia Marina, Instituto de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costeras y la Red de Innovación en Industrias Acuícolas de la Comunitat Valenciana.

Priorización de los Servicios Ecosistémicos

Selección de los servicios

Se realiza un primer acercamiento con los expertos para definir las funciones ambientales que tienen presencia en el área de estudio. El listado original propuesto por TEBB presenta 23 funciones de los ecosistemas marinos y clasifica a los servicios en cuatro grupos (Tabla 1): i) servicios de aprovisionamiento que consideran la captura de alimentos del mar; ii) servicios de regulación que hacen referencia a la interacción de elementos bióticos y abióticos del eco-

sistema; iii) servicios de hábitat que incluyen el mantenimiento de ciclos de vida y diversidad genética de las especies (La Notte et al. 2017); y iv) servicios culturales relacionados con actividades recreativas, culturales y educativas (De Groot et al. 2002). Por medio de una entrevista grupal, donde participan tres expertos, se seleccionan aquellos servicios relevantes de la zona. Uno a uno, se van analizando hasta determinar si el servicio ecosistémico es “muy importante”, “poco importante” o “no existe”.

Cabe mencionar que todas las respuestas deben ser consensuadas entre los expertos y que se descartan de la valoración aquellos servicios que tienen “poca importancia” o “no existen”. Posteriormente, como resultado de la entrevista grupal se obtiene un listado de servicios ecosistémicos específicos del área de estudio.

Proceso Analítico Jerárquico

Como se menciona anteriormente, los servicios ecosistémicos se clasifican por sus funciones en cuatro grupos, sin embargo, en esta fase del estudio y debido a ciertas limitaciones de la metodología se procede a descartar de la valoración económica a los servicios de hábitat, puesto que varios estudios recomiendan excluirlos para no incurrir en una doble contabilidad (Chiabai et al. 2011). Por lo tanto, el valor de los servicios de hábitat estará incluido explícitamente dentro de los tres grupos de servicios valorados.

El valor monetario asignado a los servicios de aprovisionamiento se utiliza para derivar el valor de los servicios ecosistémicos restantes; es decir, la estimación está calculada en función del valor que tiene la provisión de alimentos. Para ello, se emplea un método de ponderación que permite asignarle un peso a cada servicio ecosistémico, expresando en términos cuantitativos la importancia de cada uno en la zona. El método AHP, propuesto por Saaty (1987), utiliza un enfoque científico que ayuda al proceso de priorización (Saaty 1994). Este es un método multicriterio de selección de alternativas, el cual evalúa las alternativas respecto a un conjunto de criterios para responder a un problema complejo (Ridgley y Rijsberman 1992).

Tabla 1. Detalle de los servicios del ecosistema marino en “La Safor” priorizados por los expertos. Elaboración propia, adaptada de De Groot et al. (2002), Beaumont et al. (2007).

Table 1. Detail of the services of the marine ecosystem in “La Safor” prioritized by the experts. Prepared by the author, adapted from De Groot et al. (2002), Beaumont et al. (2007).

| Servicios ecosistémicos | | Descripción |
|--------------------------------|--|--|
| Servicios de aprovisionamiento | Alimentos del mar | Toda la fauna marina disponible extraída / peces. |
| Servicios de regulación | Regulación climática | La contribución de los elementos bióticos al mantenimiento de un clima favorable (ciclo hidrológico). |
| | Regulación de los flujos de agua | Regulación de los flujos de agua por formas de relieve típicas de las zonas costeras. |
| | Tratamiento y asimilación de agua | Proceso de absorción y eliminación de residuos y contaminantes del agua y los sedimentos. |
| | Control biológico | La contribución de los ecosistemas marinos al mantenimiento de una dinámica de poblaciones sanas naturales para apoyar la resiliencia de los ecosistemas a través del mantenimiento de la estructura y los flujos de la red alimentaria. |
| Servicios de hábitat | Mantenimiento del ciclo de vida | El hábitat de reproducción, refugio, alimentación, desove, cría, vivero, rutas migratorias, de especies valiosas que provienen de otros lugares. |
| | Protección genética | Capacidad de proporcionar un lugar para la reproducción y protección de especies. La diversidad genética entre las poblaciones de especies y la adaptación de las especies a los hábitats particulares. |
| Servicios culturales | Recreación, ocio y turismo | Pesca recreativa, actividades acuáticas recreativas. |
| | Patrimonio cultural e identidad | Fiestas populares, asociaciones, gastronomía, hermandades. |
| | Experiencia espiritual | Prácticas religiosas como peregrinaciones de patronos vírgenes del mar. |
| | Información para el desarrollo cognitivo | La contribución que un ecosistema marino hace a la educación y a la investigación. |

Originalmente el método AHP plantea el uso de dos tablas de comparación pareada durante la fase de entrevistas: una para ponderar los criterios y otra para ponderar las alternativas. No obstante, el estudio no cuenta con dichas alternativas, por lo que únicamente se emplean comparaciones pareadas para ponderar los criterios, en este caso, los servicios ecosistémicos. En esta segunda fase del proceso de valoración se realiza una nueva entrevista con expertos, donde se ponderan los servicios ecosistémicos utilizando la matriz de escala fundamental (**Tabla 2**).

Las entrevistas se realizan individualmente al grupo de expertos compuesto por 25 personas. Para asegurar que los entrevistados cuenten con la misma información y proporcionen una evaluación homogénea, se explica en detalle las funciones de cada uno de los servicios ecosistémicos. Una vez expuesta esta información, se plantea un conjunto de preguntas que permiten caracterizar al experto en un perfil socioeconómico, tales como sexo, edad, nivel de educación, campo de educación y experiencia de trabajo. Posteriormente, se inicia el proceso de comparación por pares en el marco de la siguiente pregunta: “¿Qué grupo de servicio ecosistémico tiene mayor importancia en el área de estudio?”.

La comparación pareada confronta la importancia de cada uno de los servicios con los restantes. El equipo investigador por su parte, de acuerdo con las respuestas de cada experto, asigna los valores de la escala de medidas que varían entre 1 a 9. Una vez finalizadas las comparaciones, se verifica el grado global de consistencia de la matriz. Este porcentaje de consistencia valora la coherencia de las relaciones de los criterios, donde si ($n > 3$) se aceptan las inconsistencias por debajo del 5%, y se descartan otros resultados por encima de este ratio (Saaty 1994; Franek y Kresta 2014). En este proceso de selección se descartaron 5 entrevistas por falta de consistencia en las respuestas. Concluida la entrevista, se obtiene la ponderación o peso de cada servicio ecosistémico, a este resultado se lo llama “vector propio” (**Tabla 3**).

Identificación de Conglomerados

Al concluir con las entrevistas junto con todos los datos recopilados, se observa que las ponderaciones no son del todo homogéneas, y que los resultados están segmentados en dos grupos visibles. Por medio del análisis de conglomerados por variables, se obtienen dos grupos de expertos con distintas posiciones éticas medioambientales (**Fig. 2**). El primer grupo está formado por biólogos,

investigadores con conocimiento del área de estudio y el segundo grupo está formado por trabajadores del mar y representantes de la cofradía de pescadores. En este segundo grupo se incluyen tres expertos vinculados a la academia, cercanos a la realidad social de los pescadores.

El tratamiento de los datos se realiza por separado para cada grupo de expertos. Utilizando la media geométrica se normalizan los datos hasta obtener una ponderación única por cada servicio (Aczél y Saaty 1983; Zahir 1999) como se puede observar en la **tabla 4**.

Método de actualización de rentas

Con la información obtenida, se procede a estimar el valor de las rentas generadas por la actividad pesquera, seguido del cálculo de la tasa social de descuento y, finalmente, se realiza el cálculo del valor económico de los servicios ecosistémicos.

Valor de la renta agregada

El valor económico de los servicios de aprovisionamiento se obtiene mediante el cálculo del valor agregado de la pesca y su actualización a una tasa de descuento social. Se quiere que los servicios de aprovisionamiento reflejen la contribución total del ecosistema a la sociedad, para ello se utiliza el valor de mercado de las capturas que incluye servicios vinculados a la cadena productiva generados y aprovechados localmente. Los servicios que forman parte de la cadena comprenden: compra de barcos, instrumentos de pesca, cebo, hielo, comida, agua, combustible, alquiler del muelle, servicios de mantenimiento, reparaciones y mano de obra. Sin embargo, el combustible al ser un suministro importado no puede considerarse dentro de este valor, por lo que debe ser descontado. Para eliminar del cálculo los costos de combustible y debido a la variabilidad del precio del petróleo, se considera que el costo de gasoil para embarcaciones artesanales representa un 15% del total de las ventas.

El valor agregado de la pesca se calcula a partir de los datos del flujo de efectivo por la venta del producto capturado, proveniente de pesca artesanal en las campañas de 2014-15 y 2015-16. El promedio de las ventas de ambos años se convierte a valores constantes de 2016, se considera una tasa de inflación de 1.6% anual (INE 2017). El promedio de ambos periodos resultantes es de 1 363 056 USD/año (**Tabla 5**).

Tabla 2. Escala de comparación por pares para las preferencias de AHP (Saaty 1987).

Table 2. Peer comparison scale for AHP preferences (Saaty 1987).

| Criterio <i>i</i> al compararlo con <i>j</i> | Valor numérico (a <i>i</i> <i>j</i>) |
|--|---------------------------------------|
| Importancia extrema (elemento <i>i</i> sobre <i>j</i>) | 9 |
| Importancia muy alta (<i>i</i> sobre <i>j</i>) | 7 |
| Importancia alta (<i>i</i> sobre <i>j</i>) | 5 |
| Importancia baja (<i>i</i> sobre <i>j</i>) | 3 |
| Igual de importantes (<i>i</i> = <i>j</i>) | 1 |
| Importancia baja (<i>j</i> sobre <i>i</i>) | 1/3 |
| Importancia alta (<i>j</i> sobre <i>i</i>) | 1/5 |
| Importancia muy fuerte (<i>j</i> sobre <i>i</i>) | 1/7 |
| Importancia extrema (<i>j</i> sobre <i>i</i>) | 1/9 |
| Los valores intermedios entre los dos análisis se utilizarán cuando el tomador de decisiones encuentre difícil elegir entre dos niveles de importancia adyacentes. | 2, 4, 6, 8 |

Tabla 3. Vectores propios y ratio de consistencia.**Table 3.** Own vectors and consistency ratio.

| Experto | Servicios aprovisionamiento | Servicios de regulación | Servicios culturales | Ratio de consistencia |
|---------|-----------------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|
| 1 | 0.297 | 0.539 | 0.163 | 0.89 |
| 2 | 0.581 | 0.309 | 0.109 | 0.36 |
| 3 | 0.581 | 0.309 | 0.109 | 0.25 |
| 4 | 0.480 | 0.405 | 0.114 | 2.8 |
| 5 | 0.42 | 0.5109 | 0.069 | 3.72 |
| 6 | 0.576 | 0.342 | 0.081 | 2.8 |
| 7 | 0.558 | 0.319 | 0.122 | 1.76 |
| 8 | 0.443 | 0.387 | 0.169 | 1.76 |
| 9 | 0.209 | 0.549 | 0.240 | 1.76 |
| 10 | 0.285 | 0.571 | 0.142 | 0.0 |
| 11 | 0.297 | 0.539 | 0.163 | 0.89 |
| 12 | 0.510 | 0.420 | 0.069 | 3.72 |
| 13 | 0.285 | 0.571 | 0.142 | 0.0 |
| 14 | 0.209 | 0.549 | 0.240 | 1.76 |
| 15 | 0.297 | 0.539 | 0.163 | 0.89 |
| 16 | 0.333 | 0.591 | 0.075 | 1.36 |
| 17 | 0.240 | 0.549 | 0.209 | 1.76 |
| 18 | 0.319 | 0.558 | 0.122 | 1.76 |
| 19 | 0.4 | 0.4 | 0.2 | 0.0 |
| 20 | 0.428 | 0.428 | 0.142 | 0.0 |

Tabla 4. Vectores agregados.**Table 4.** Aggregated Vectors.

| | Servicios de aprovisionamiento | Servicios de regulación | Servicios culturales |
|----------------------------------|--------------------------------|-------------------------|----------------------|
| Investigadores, Grupo 1.0 | 0.277 | 0.562 | 0.160 |
| Pescadores, Grupo 2.0 | 0.501 | 0.384 | 0.113 |

Dendrograma que utiliza un enlace promedio (entre grupos)

Combinación de clúster de distancia re-escalada

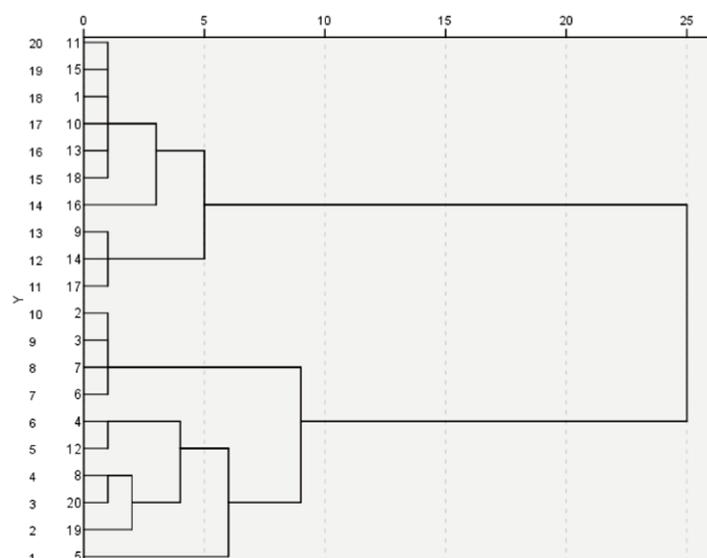
**Figura 2.** Dendrograma de expertos en base a las ponderaciones. Elaboración propia a través del software SPSS 2.0.**Figure 2.** Expert dendrogram based on weights. Prepared by the author through SPSS 2.0 software.

Tabla 5. Valor de las ventas pesqueras en dólares. Datos estandarizados a 2016. Basada en la información de la cofradía de Pescadores de Gandía.
Table 5. Value of sales in the fish market of artisanal fisheries. Data standardized to 2016. Based on information from the fishermen's guild of Gandía.

| | Cajas | Kg | Precio corriente (€) | Gas oil (€) | Valor constante 2016 (USD) |
|------|-----------|------------|----------------------|-------------|----------------------------|
| 2016 | 28 823.00 | 198 052.40 | 1 441 621.30 | 216 243.20 | 1 360 169.70 |
| 2015 | 25 987.00 | 233 067.32 | 1 452 874.80 | 217 931.22 | 1 365 949.30 |

La tasa de descuento social

Los modelos de actualización de rentas aplicados a la industria emplean generalmente tasas financieras o de mercado. Estas tasas conceden mayor peso a los resultados presentes que a los futuros, por ello, su uso no es adecuado en la valoración ambiental (Aznar-Bellver y Estruch-Guitart 2012). Por el contrario, la aplicación de una tasa de descuento social reflejará el aporte de los ecosistemas, tanto al bienestar actual, como al bienestar futuro de la sociedad. La tasa social de preferencia temporal (SRTP por sus siglas en inglés) refleja la disposición de la sociedad a preferir un beneficio presente frente al mismo beneficio en el futuro (Correa 2006; Aznar-Bellver y Estruch-Guitart 2012). En este caso se aplica una única tasa de descuento para todo el horizonte temporal en que se espera que el área produzca rentas. Para calcular la tasa, Ramsey (1928) propone la siguiente fórmula: $SRTP = p + e + g$, donde (p) representa la tasa de preferencia temporal individual o pura (%); (e) la elasticidad de la utilidad marginal del consumo; y (g) la tasa de crecimiento esperada real per cápita (%).

Los parámetros de la fórmula se calculan con base en diferentes criterios. La tasa de preferencia temporal pura (p) es compleja de interpretar, ya que incorpora elementos éticos de irracionalidad, impaciencia y mortalidad del ser humano (Pearce y Ulph 1995). Esta tasa refleja el incremento del riesgo individual de muerte a medida que el individuo envejece (Kula 1985; 1987), es decir, el sujeto preferirá consumir en el presente y no en el futuro. La tasa de preferencia temporal pura se calcula mediante la tasa de mortalidad media del país en los últimos cuatro años, obteniendo como resultado una tasa media de 0.86% (World Bank Group 2017). La elasticidad de la utilidad marginal del consumo (e) se calcula a partir de una variable proxy basada en la progresividad de la estructura impositiva de un país (Aznar-Bellver y Estruch-Guitart 2012) y se calcula con la siguiente fórmula:

$$e = \frac{\ln(1-t)}{\ln\left(1-\frac{T}{Y}\right)}$$

Para obtener los datos de la elasticidad de la utilidad marginal de consumo (Tabla 6), se utilizó la tasa marginal del impuesto a la renta y la información fiscal promedio de España (basada en un solo individuo, sin hijos, con salario promedio).

La tasa de crecimiento esperada real per cápita (g) asume que en el futuro habrá un mayor nivel de consumo. Para el cálculo de esta tasa se utilizan los datos del PIB per cápita de los últimos 25 años (Aznar-Bellver y Estruch-Guitart 2012) y se aplica la siguiente fórmula,

$$\left(\frac{C_f}{C_i}\right)^{1/n} - 1$$

donde, C_f es el consumo final per cápita, C_i el consumo inicial per cápita y, n el período en años entre el consumo inicial y el consumo final. El resultado del crecimiento esperado per cápita es de 1.24% (World Bank Group 2017). El valor de la renta anual de los servicios de aprovisionamiento se actualiza con la tasa descuento social resultante (SRTP= 3.04%). Finalmente, el valor de la renta agregada se multiplica por la tasa de descuento social, lo que permite obtener el valor de los servicios de aprovisionamiento (Tabla 7).

Resultados

Los resultados del proceso de ponderación de los servicios ecosistémicos (Tabla 4) son la base de esta estimación monetaria. Con el peso de cada uno de los servicios ecosistémicos obtenidos en la fase de aplicación del AHP y con la relación de proporcionalidad que hay entre el peso y el valor monetario de los servicios de aprovisionamiento, se obtiene el valor monetario expresado en USD/ha/año de los servicios de regulación y culturales (Tabla 7). En la primera y segunda fila se observan los valores correspondientes a la evaluación de los investigadores y los pescadores. Cabe señalar que ambos grupos están conformados por el mismo número de expertos (20 individuos con respuestas consistentes) 50% de los expertos son investigadores y el otro 50% son pescadores.

El resultado de los servicios de regulación evidencia la importancia ecológica que tienen estos servicios localmente; en este grupo se incluyen funciones ambientales como regulación climática, regulación de los flujos de agua, tratamiento y asimilación de agua y control biológico y su valor oscila entre \$ 953 USD/ha/año y \$ 2519 USD/ha/año. El grupo de servicios culturales encierra a los servicios de recreación, ocio y turismo, patrimonio cultural e identidad, experiencia espiritual e información para el desarrollo cognitivo y se estima que el valor rodea los \$ 282 USD/ha/año hasta un máximo de \$ 717 USD/ha/año. Para conocer la contribución total de los servicios proporcionados por el área marina de la Safor, se agregan los resultados de los tres grupos de servicios y se obtiene un intervalo de valor de \$ 2478 USD/ha/año hasta \$ 4479 USD/ha/año. Es necesario señalar que el valor de los servicios de hábitat, que abarca el mantenimiento del ciclo de vida y protección genética, está distribuido en los tres grupos de servicios valorados.

Discusión

El estudio de valoración presentado utiliza la clasificación de servicios ecosistémicos de TEEB. De Groot et al. (2010) proponen una lista de 23 funciones ambientales y Böhnke-Henrichs et al. (2013) incorporan a esta lista modificaciones del entorno marino. Esta especificidad de la clasificación nos permite comparar los resultados de forma estandarizada con otros estudios similares. En el proceso de selección de los servicios se determinó la existencia de 11 servicios ecosistémicos propios del área de estudio, estos son: 1) captura de alimentos del mar; 2) regulación climática; 3) regulación de los flujos de agua; 4) tratamiento y asimilación de agua; 5) control biológico; 6) mantenimiento del ciclo de vida; 7) protección genética; 8) ocio, recreación y turismo; 9) patrimonio cultural e identidad; 10) experiencia espiritual; y 11) información para el desarrollo cognitivo. Estos servicios fueron clasificados en tres grupos: aprovisionamiento, regulación y culturales, para ser evaluados por cada experto.

El estudio determinó dos hallazgos importantes; primero, los resultados mostraron a dos grupos de expertos diferenciados, donde su caracterización estaba determinada por el campo de educación y experiencia de trabajo. Este hallazgo favoreció a que los resultados no sean absolutos y obtengamos un intervalo de valor que agrupe las distintas sensibilidades de los expertos hacia el sistema marino.

Tabla 6. Elasticidad de la utilidad marginal de consumo: *t*: tasa marginal del impuesto a la renta, *T/y*: tasa promedio del impuesto a la renta (OCDE 2017).**Table 6.** Elasticity of the marginal utility of consumption: *t*: marginal rate of income tax, *T/y*: average rate of income tax (OCDE 2017).

| <i>t</i> | <i>T/y</i> | ln (1- <i>t</i>) | ln (1- <i>T/y</i>) | <i>e</i> |
|----------|------------|-------------------|---------------------|----------|
| 34.45% | 21.38% | -0.422 | -0.240 | 1.755 |

Tabla 7. Valor monetario de los SE en dólares/ha/año.**Table 7.** Monetary value of the ES in (USD/ha/yr)

| | Servicios de aprovisionamiento | Servicios de regulación | Servicios culturales |
|-----------------------|--------------------------------|-------------------------|----------------------|
| Investigadores | 1243 | 2519 | 717 |
| Pescadores | 1243 | 953 | 282 |

Los resultados de la **Tabla 4** muestran que la actividad profesional de cada experto influye en la ponderación de los servicios, por esa razón el grupo de investigadores prioriza los servicios de regulación, mientras que el grupo de pescadores prioriza los servicios de aprovisionamiento. El segundo hallazgo se determina al agregar el valor de los servicios de regulación con el de los servicios culturales, se obtiene un valor aproximado de entre \$ 1236 y \$ 3237 USD/ha/año. Este resultado refleja que, aun considerando el valor mínimo del intervalo, estos servicios son igual o más importantes que los servicios de aprovisionamiento. A nivel regional estos resultados son relevantes, puesto que, el flujo total de los servicios ecosistémicos de la zona constituye entre el 0.15 y el 0.27% de la producción interna. El producto interno bruto de la provincia de Valencia es de \$ 60 689 (INE 2019) millones de dólares.

Sobre la propuesta metodológica, se observa que el AMUVAM se caracteriza por la flexibilidad y la rapidez con la que se obtienen los resultados, principalmente en áreas donde no existen datos o estudios de valoración previos. No obstante, esta metodología presenta dos limitaciones importantes, primero, exige que los criterios o servicios sean linealmente independientes, esto quiere decir que la provisión de un servicio no puede estar correlacionado con otro. Para evitar esta limitación se procedió a valorar los servicios ecosistémicos de tal manera que no exista una correlación entre ellos, descartando de la valoración al grupo de servicios de hábitat. Por lo tanto, el valor económico de este grupo de servicios está incorporado dentro del valor de los otros tres grupos y no se tiene información sobre cuál puede ser el porcentaje repartido en cada uno de ellos. La segunda limitación es que las personas entrevistadas únicamente pueden ser expertas, por lo que esta metodología no integra el enfoque participativo en los procesos de gestión.

Comparaciones y futuras recomendaciones

La comparación analizada en este apartado busca contrastar los resultados del estudio con una zona ubicada en el mismo país y sobre el mar mediterráneo. El estudio realizado por Brenner et al. (2010) propone una valoración en la costa de Cataluña, noreste de España, en la que incluye una parte del ecosistema terrestre y otra parte de ecosistema marino. El área marina considera 50 m de profundidad similar al estudio de la Safor. La evaluación también utiliza la clasificación TEEB para la selección de los servicios ecosistémicos, y a diferencia de nuestro estudio, propone la metodología del meta-análisis como herramienta de valoración. A pesar de que las características ambientales son particulares de cada zona, la franja costera marina catalana sería una zona comparable por estar ubicada al occidente de mar mediterráneo al igual que la Safor. No

obstante, el área de estudio es representativamente mayor, la zona marina catalana consta de 200 052 ha, mientras que nuestro estudio consta de 36 000 ha (**Tabla 8**).

Considerando las diferencias existentes entre ambas valoraciones, se estandarizó el área de estudio y se transformaron los valores monetarios a dólares del año 2016. Como se puede observar en la **Tabla 8**, los valores de los servicios de regulación del estudio de Brenner et al. (2010) son más altos que los obtenidos en este estudio, debido principalmente al valor de las praderas marinas. El estudio de Brenner et al. (2010) incluye áreas en el extremo norte de la costa catalana, donde se encuentran las Islas Medas, la pradera de Mataró y la Costa Brava caracterizadas por poseer una extensa cobertura y buen estado de conservación de las praderas *posidonia* (WWF/Adena 2000). Por el contrario, en Safor, se evidencia un estado alto de regresión y fragmentación de las praderas debido al crecimiento urbanístico de las zonas costeras. Por ello, el valor por hectárea de las praderas marinas en la costa catalana será mucho mayor que el valor ponderado por los expertos de la Safor. La *posidonia oceanica* puede ser determinante en el valor total de los servicios de regulación en este tipo de hábitats. En este sentido, se encuentra que el valor por hectárea de los servicios proporcionados por las praderas marinas obtenido por Brenner et al. (2010) es muy superior a la estimada por Campagne (2015) en su estudio sobre *posidonia*, donde indica que el valor de estos servicios ronda los 315 y 570 USD/ha/año.

Podemos suponer que esta diferencia se debe a la exactitud de los datos sobre la pradera en la costa catalana, mientras que los estudios de Campagne (2015) y el presente estudio proporcionan valores aproximados.

Conclusión

Este estudio ha logrado aportar una estimación del valor económico de los servicios ecosistémicos para la franja costera marina de la Safor, España, cuya metodología es un marco replicable para otras comunidades costeras. La estimación se basa en el método AMUVAM que utiliza datos empíricos de la actividad pesquera en la comarca para calcular el valor de los servicios de aprovisionamiento y la opinión de expertos para aproximarse al valor de los servicios de regulación y culturales. Una vez realizado el procedimiento de valoración se obtiene que el valor de los servicios de regulación y culturales de la franja costera marina de la Safor oscila entre los 1236 y 3237 USD/ha/año; resultados que confirman la contribución representativa de las funciones del ecosistema marino

Tabla 8. Comparación de los estudios de valoración de servicios ecosistémicos en dólares/ha/año. Datos estandarizados a 2016.**Table 8.** Comparison of the valuation of ecosystem services studies (USD/ha/yr). Data standardized to 2016.

| | Área (ha) | Servicios de regulación | Praderas marinas | Servicios culturales | Total |
|-------------------|-----------|-------------------------|------------------|----------------------|-----------|
| Costa Catalana | 200 052 | 737 | 5714 | 20 | 6471 |
| Costa de la Safor | 36 000 | 2519-953 | - | 717-282 | 3237-1236 |

al ser humano en la región. A pesar de ser un área de exhaustiva actividad pesquera, turística y comercial el valor económico obtenido resulta ser igual o mayor al valor de los servicios de aprovisionamiento. Al comparar los resultados de este estudio con los de la costa catalana desarrollados por Brenner et al. (2010), se evidencia que los resultados son conservadores, esto se debe a las diferencias de cobertura y estado de conservación de las praderas fanerógamas de cada región.

Las aproximaciones cuantitativas a nivel local representan una oportunidad para desarrollar recomendaciones de gestión (Montes y Sala 2007). En este sentido, la valoración económica de los servicios ecosistémicos tiene varias implicaciones: 1) a nivel social, los resultados de la valoración expresados a nivel económico crean una percepción adecuada acerca de la importancia de las funciones de los ecosistemas y sus contribuciones a las personas (García-Llorente et al. 2016); 2) a nivel de gestión local, los resultados obtenidos en este estudio deberían integrarse en los planes de gestión marina como valor de referencia para la toma de decisiones asociadas al uso, explotación y conservación del espacio marino. Ciertas actividades pueden generar impacto ambiental y modificar el valor de los servicios, por lo tanto, se podría evaluar el impacto económico de dichas actividades en estudios futuros; 3) a nivel de político, conocer el valor de los servicios ambientales puede facilitar la justificación del uso de fondos públicos para políticas ambientales (Mangi et al. 2011), programas de conservación y creación de nuevos espacios naturales protegidos.

Finalmente, es conveniente que la Comunidad Valenciana realice esfuerzos por aumentar la cantidad de estudios sobre ecosistemas marinos y en particular estudios que aporten más información sobre el estado y la extensión de la *posidonia oceanica* en la región.

Agradecimientos

Este trabajo es parte del proyecto ARTEMED impulsado por la Cátedra Tierra Ciudadana (CTC). Nos gustaría agradecer a Carmen Monge por su ayuda en la construcción del artículo, a todos los expertos encuestados que participaron en el estudio y especialmente a la Cofradía de Pescadores de Gandía por la colaboración y aporte de información.

Referencias

Azcél, J., Saaty, T.L. 1983. Procedures for synthesizing ratio judgements. *Journal of Mathematical Psychology* 27(1): 93-102.

Alarcón, A.J. 2001. *Inventario de la Pesca Artesanal en España Mediterránea (2000-2001)*. Centro Oceanográfico de Málaga, Fuengirola, España.

Aznar-Bellver, J., Estruch-Guitart, A.V. 2012. *Valoración de activos ambientales: teoría y casos*. Universitat Politècnica de Valencia, Valencia, España.

Beaumont, N.J., Austen, M.C., Atkins, J. P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T.P., Marboe, A.H. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. *Marine pollution bulletin* 54(3), 253-265.

Beaumont, N.J., Jones, L., Garbutt, A., Hansom, J.D., Toberman, M. 2014. The value of carbon sequestration and storage in coastal habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 137: 32-40.

Böhnke-Henrichs, A., Baulcomb, C., Koss, R., Hussain, S. S., de Groot, R. S. 2013. Typology and indicators of ecosystem services for marine spatial planning and management. *Journal of Environmental Management* 130: 135-145.

Boudouresque, C. F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diréach, L. L., Ruitton, S. 2007. Monitoring methods for *Posidonia oceanica* sea-grass meadows in Provence and the French Riviera. *Scientific Reports of the Port-Cros National Park* 22: 17-38.

Brenner, J., Jiménez, J. A., Sardá, R., Garola, A. 2010. An assessment of the non-market value of the ecosystem services provided by the Catalan coastal zone, Spain. *Ocean and Coastal Management* 53(1), 27-38.

Campagne, C. S., Salles, J. M., Boissery, P., Deter, J. 2015. The seagrass *Posidonia oceanica*: ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. *Marine pollution bulletin* 97(1-2): 391-400.

Cardells, F. 1995. *Planificación estratégica de los ecosistemas forestales: una aplicación a la Comunidad Valenciana*. Tesis doctoral. ETS de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid.

Chaudhary, S., McGregor, A., Houston, D., Chettri, N. 2015. The evolution of ecosystem services: A time series and discourse-centered analysis. *Environmental Science and Policy* 54: 25-34.

Chiabai, A., Travisi, C.M., Markandya, A., Ding, H., Nunes, P.A.L.D. 2011. Economic Assessment of Forest Ecosystem Services Losses: Cost of Policy Inaction. *Environmental and Resource Economics* 50(3): 405-445.

Correa, R.F. 2006. *La tasa social de descuento y el medio ambiente*. Lecturas de Economía, núm. 64, pp. 93-116, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Van Den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Costanza, R. 1999. The ecological, economic, and social importance of the oceans. *Ecological economics* 31(2): 199-213.

Costello, M.J. 2009. Distinguishing marine habitat classification concepts for ecological data management. *Marine Ecology Progress Series* 397: 253-268.

De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41(3): 393-408.

De Groot, R.S., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Gowdy, et al. 2010. *Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation*. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), London, Reino Unido and Washington DC., Estados Unidos.

Doménech, S.R., Romero, F.C. 1999. Valoración AHP de los ecosistemas naturales de la Comunidad Valenciana. *Revista valenciana d'estudis autonòmics* 27: 153-178.

Franek, J., Kresta, A. 2014. Judgment Scales and Consistency Measure in AHP. *Procedia Economics and Finance* 12: 164-173.

García-Llorente, M., Harrison, P.A., Berry, P., Palomo, I., Gómez-Baggethun, E., Iniesta-Arandia, I., Carlos Montes, et al. 2016. What can conservation strategies learn from the ecosystem services approach? Insights from ecosystem assessments in two Spanish protected areas. *Biodiversity and Conservation* 27(7): 1575-1597.

Grassi, A., Braglia, M., Montanari, R. 2004. Multi-attribute classification method for spare parts inventory management. *Journal of Quality in Maintenance Engineering* 10(1): 55-65.

Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S., van Lerland, E.C. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57(2): 209-228.

- INE 2017. Instituto Nacional de Estadística. Índice de precios de consumo base 2016. Madrid, España.
- INE 2019. Instituto Nacional de Estadística. Contabilidad Regional de España serie 2010-2017, resultados por comunidades y ciudades autónomas. Madrid, España.
- Kula, E. 1985. An empirical investigation on the social time-preference rate for the United Kingdom. *Environment and Planning A* 17(2): 199-212.
- Kula, E. 1987. Social interest rate for public sector appraisal in the United Kingdom, the United States and Canada. *Project Appraisal* 2(3): 169-174.
- La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M. L., Liqueste, C., Egoh, B., Crossman, N.D. 2017. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators* 74: 392-402.
- Landry C.E., Hindsley P. 2011. Valuing Beach Quality with Hedonic Property Models. *Land Economics* 87: 92-108.
- Leung, L.C., Cao, D. 2001. On the efficacy of modelling multi-attribute decision problems using AHP and Sinarchy. *European Journal of Operational Research* 132(1): 39-49.
- Maes, J., Egoh, B., Willemsen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti B., et al. 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services* 1(1): 31-39.
- Mangi, S.C., Davis, C.E., Payne, L.A., Austen, M.C., Simmonds, D., Beaumont, N.J., Smyth, T. 2011. Valuing the regulatory services provided by marine ecosystems. *Environmetrics* 22(5), 686-698.
- Ministerio para la Transición Ecológica 2007. Plan de ecocartografías del litoral español. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, Madrid, España. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-costa/ecocartografias/default.aspx>.
- Montes, C., Sala, O. 2007. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano, 11. *Ecosistemas* 17(3): 137-147.
- Nunes, P.A.L.D., de Blaeij, A.T., van den Bergh, J.C.J.M. 2009. Decomposition of warm glow for multiple stakeholders: Stated choice valuation of shellfishery policy. *Land Economics* 85: 485-499.
- OECD 2017. Marginal personal income tax and social security contribution rates on gross labour income. OECD.Stat. Disponible en: https://stats.oecd.org/index.aspx?DataSetCode=TABLE_I4
- Ondiviela, B., Losada, I.J., Lara, J.L., Maza, M., Galván, C., Bouma, T.J., van Belzen, J. 2014. The role of seagrasses in coastal protection in a changing climate. *Coastal Engineering* 87: 158-168.
- Pearce, D.W., Ulph, D. 1995. *A Social Discount Rate for the United Kingdom*. CSERGE Working Paper 95-01. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia, Norwich, Norfolk, Reino Unido.
- Ramsey, F.P. 1928. A mathematical theory of saving. *The economic journal* 38(152): 543-559.
- Ridgley, M.A., Rijsberman, F.R. 1992. Multicriteria Evaluation in a Policy Analysis of a Rhine Estuary. *Journal of the American Water Resources Association* 28: 1095-1110.
- Romero, S.B., Pomerol, J.C. 1997. *Decisiones multicriterio: fundamentos teóricos y utilización práctica*. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, España.
- Saaty, R.W. 1987. The analytic hierarchy process—what it is and how it is used. *Mathematical Modelling* 9(3): 161-176.
- Saaty, T.L. 1994. How to make a decision: the analytic hierarchy process. *Interfaces* 24(6): 19-43.
- Sanchis D.E., Fos Causera M., Bordón F.Y. 2003. *Ecosistemas Mediterráneos*. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España.
- Short, F.T., Polidoro, B., Livingstone, S.R., Carpenter, K.E., Bandeira, S., Bujang, J.S., Calumpong, H.P. et al. 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*. 144(7): 1961-1971.
- Swiercz, P.M., Ezzedeen, S.R. 2001. From Sorcery to Science: AHP, a Powerful New Tool for Executive Selection. *Human Resource Planning*. 24(3): 15-16.
- TEEB 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Kumar, P. (ed.), Earthscan, London and Washington.
- Telesca, L., Belluscio, A., Criscoli, A., Ardizzone, G., Apostolaki, E. T., Frascchetti, S., Alagna, A. 2015. Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Scientific reports* 5: 1-14.
- Torres, C., Hanley, N. 2016. *Economic valuation of coastal and marine ecosystem services in the 21st century: an overview from a management perspective*. Disponible en: <http://www.uib.cat/depart/deaweb/deawp/pdf/w75.pdf>.
- Vassallo, P., Paoli, C., Rovere, A., Montefalcone, M., Morri, C., Bianchi, C. N. 2013. The value of the seagrass *Posidonia oceanica*: A natural capital assessment. *Marine Pollution Bulletin* 75(1): 157-167.
- Wang, X., Chen, W., Zhang, L., Jin, D., Lu, C. 2010. Estimating the ecosystem service losses from proposed land reclamation projects: A case study in Xiamen. *Ecological Economics* 69(12): 2549-2556.
- World Bank Group 2017. *GDP per capita, PPP (constant 2011 international \$)*. Disponible en: <http://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.PP.KD>.
- WWF/Adena. 2000. *Las praderas de Posidonia: importancia y conservación (Propuesta de WWF/Adena)*. Madrid, España.
- Zahir, S. 1999. Clusters in a group: Decision making in the vector space formulation of the analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research* 112(3): 620-634.