

Valoración económica y complejidad ecológica. Implicaciones para la economía verde

Resumen

Durante las dos últimas décadas la valoración económica de los servicios de los ecosistemas y la biodiversidad se ha propuesto como una respuesta pragmática a la pérdida de biodiversidad. El presente artículo analiza las limitaciones que enfrenta la valoración económica a la hora de lidiar con la complejidad ecológica. Se revisan las cuestiones de a) doble conteo y conteo incompleto derivado de las interacciones y solapamientos entre las funciones y servicios de los ecosistemas; b) la presencia de umbrales ecológicos y dinámicas no lineales; y c) la dificultad de valorar atributos ecológicos abstractos tales como la *resiliencia*, que sin estar directamente vinculados a los beneficios de los servicios de los ecosistemas, son esenciales para mantener su capacidad de generar servicios a largo plazo. Se discuten las implicaciones de la complejidad ecológica para la denominada *economía verde* y se anticipa el fracaso de los intentos de extrapolar los esquemas mecanicistas usados tradicionalmente en la valoración de mercancías reales a la valoración de esas *mercancías ficticias* que las aproximaciones económicas en boga tratan de hacer de los servicios de los ecosistemas.

Erik Gómez-Baggethun
Instituto de Ciencia y Tecnología Ambiental (UAB)

1. El enfoque de los servicios de los ecosistemas

Los seres humanos dependemos de los ecosistemas para satisfacer nuestras necesidades fisiológicas más básicas, tales como alimento, nutrientes, minerales, aire y agua, así como para obtener los flujos de materiales y energía que sostienen el proceso económico (Odum, 1989; MA, 2005). En este sentido los ecosistemas pueden ser entendidos como las bases biofísicas de la economía (Gómez-Baggethun y de Groot, 2010). El enfoque de los *servicios de los ecosistemas* surge en la década de 1980,

precisamente con el objeto de poner de relieve la importancia económica y social de los ecosistemas para el bienestar humano, más allá de sus valores intrínsecos (Daily, 1997).

Los servicios de los ecosistemas, también denominados *servicios ambientales*, han sido definidos como los beneficios que los humanos obtenemos de los ecosistemas (de Groot *et al.*, 2002; MA, 2005) o como contribuciones directas o indirectas de los ecosistemas al bienestar humano (TEEB, 2010). Bajo su acepción más extendida, el concepto engloba tanto bienes tangibles como servicios intangibles, tengan o no un valor de mercado directo.

La clasificación de servicios de los ecosistemas más utilizada es la aportada por la *Evaluación de Ecosistemas del Milenio*, una iniciativa de las Naciones Unidas que unió a 1.300 científicos de diversos países con el objeto de realizar un diagnóstico de la salud ecológica planetaria a través de una evaluación del estado y tendencia (en el último medio siglo) de los servicios generados por los principales biomas planetarios. La *Evaluación de Ecosistemas del Milenio* considera cuatro grandes categorías de servicios (MA, 2003; TEEB, 2010): servicios de abastecimiento, regulación, culturales y soporte o hábitat. Los *servicios de abastecimiento* incluyen todos los bienes tangibles que obtenemos de los ecosistemas, tales como el agua, el alimento, la madera y otras materias primas. Los *servicios de regulación* son beneficios indirectos que obtenemos de los procesos ecológicos de regulación, tales como la depuración de las aguas por las plantas acuáticas, el procesado de contaminantes del suelo por los microorganismos, la polinización de los cultivos por los insectos, o la regulación climática mediante el secuestro y almacenamiento de carbono. Los *servicios culturales* engloban el conjunto de beneficios intangibles que obtenemos de los ecosistemas, tales como el ecoturismo o los beneficios estéticos generados por los paisajes. Finalmente los denominados *servicios de soporte* o de *hábitat* engloban los grandes procesos subyacentes al mantenimiento del funcionamiento y la integridad de los ecosistemas, tales como los ciclos del agua, nutrientes y energía, así como los procesos de mantenimiento de la diversidad biológica a todos los niveles (ecosistemas, especies y genes) (Figura 1).

El informe final de la *Evaluación de Ecosistemas del Milenio* concluye que el 60 % de los servicios de los ecosistemas a escala global están en

declive o están siendo utilizados de forma insostenible (MA, 2005). La humanidad, sostiene el informe, está viviendo por encima de sus posibilidades, apoyándose sobre deudas ecológicas que son desplazadas a las generaciones futuras.

Figura 1. Principales categorías en las que se dividen los servicios de los ecosistemas

<p>Abastecimiento</p> <p>Bienes obtenidos de los ecosistemas</p> <ul style="list-style-type: none"> . Comida . Agua potable . Madera . Medicinas 	<p>Regulación</p> <p>Beneficios indirectos de los procesos ecológicos</p> <ul style="list-style-type: none"> . Regulación climática . Depuración hídrica . Polinización . Control de erosión 	<p>Culturales</p> <p>Beneficios inmateriales de los ecosistemas</p> <ul style="list-style-type: none"> . Turismo . Recreación . Paisajes . Espiritualidad
<p>Culturales</p> <p>Funciones ecológicas que subyacen a la generación de todos los demás servicios</p> <ul style="list-style-type: none"> . Habitat para especies . Mantenimiento diversidad genética 		

Ejemplos de servicios ambientales dentro de cada una de las cuatro grandes categorías en las que suelen clasificarse: abastecimiento, regulación, culturales y soporte y hábitat.

Fuente: Elaborado a partir de los informes de la iniciativa TEEB.

La *Evaluación de Ecosistemas del Milenio* analiza los impactos que la pérdida de biodiversidad tiene en el bienestar humano mediante la caracterización de una serie de impulsores de cambio directos e indirectos (MA, 2003). Los primeros incluyen el cambio climático, el cambio de usos del suelo, las especies invasoras, la contaminación, la sobre-extracción de recursos y la disrupción de los ciclos biogeoquímicos por el exceso de contaminación. Los impulsores directos son caracterizados a su vez como resultado de una serie de impulsores indirectos, que abarcan factores demográficos (crecimiento poblacional, éxodo rural), económicos (crecimiento del volumen de comercio, deslocalizaciones, consumo, expansión de los mercados a nuevos bienes y servicios), tecnológicos (industrialización, dominio sobre la energía fósil y aumento de fuerzas productivo-destructivas) y sociopolíticos (cambios en las estructuras políticas y financieras) (MA, 2005).

2. La valoración económica en respuesta a la pérdida de biodiversidad

Inicialmente, la noción de servicios de los ecosistemas surge de la Ecología (Odum y Odum, 1972), que la usaba como metáfora para resaltar la importancia social de la biodiversidad (Norgaard 2010). Durante la década de 1990 el enfoque adquirió un planteamiento más económico, en el que los ecosistemas eran conceptuados como *stocks* de capital natural que generan *flujos* de bienes y servicios (Costanza y Daly, 1992).

Una de las interpretaciones que más atención han acaparado en las ciencias de la sostenibilidad para explicar de la pérdida de biodiversidad es la que enfatiza que el deterioro de los ecosistemas puede entenderse en términos de *fallos de mercado*, que resultarían del carácter de *bien público* de muchos servicios ambientales (Costanza *et al.*, 1997; TEEB, 2010). En la teoría institucional, los bienes de carácter público se definen como aquellos que presentan características de *no rivalidad* y *no exclusión* (Ostrom, 1990). Un bien es *no rival* cuando su uso por una persona no reduce la posibilidad de uso por otras personas, como por ejemplo en el caso del aire que respiramos. Un bien exhibe *no exclusión* cuando resulta difícil o muy costoso impedir su uso por parte de otras personas. Por ejemplo, es relativamente fácil excluir a otros del uso de un pasto mediante vallados, pero es imposible o difícil excluir a otras personas del uso del agua o el aire. Debido a su carácter de bien público, reza la teoría, la mayoría de los servicios ambientales figuran como *externalidades de mercado* que escapan a los sistemas de precios y por tanto su valor económico queda invisibilizado al no computar en la contabilidad económica. De esta manera, la lectura económica de la problemática ambiental concluye que los servicios de los ecosistemas son sistemáticamente infravalorados en la toma de decisiones, lo que está llevando a su progresivo deterioro. Es el denominando *problema del precio cero* (TEEB, 2010). La solución propuesta por esta línea de pensamiento radica en calcular el valor monetario *oculto* de los servicios de los ecosistemas y diseñar instrumentos económicos que permitan internalizar dicho valor en los mercados y sistemas de precios (Heal *et al.*, 2005).

Cabe destacar que la *Evaluación de Ecosistemas del Milenio* basó sus análisis en mediciones ecológicas (biofísicas), sin sucumbir la tentación

del pragmatismo ambiental en boga, que enfatizaba la mayor persuasividad e influencia política de las mediciones económicas: «en el reino de los fines todo tiene o un precio o una dignidad», rezaba el informe citando la célebre frase de Kant. No obstante la caja de Pandora ya estaba abierta. Al adoptar la metáfora económica que analiza los vínculos entre seres humanos y naturaleza bajo un modelo económico de flujos y *stocks* y al conceptualizar los ecosistemas como *capital* y a las funciones ecológicas como *servicios* (Figura 2), la *Evaluación de Ecosistemas del Milenio* había allanado el terreno para que la crematística, el arte de los precios, entrara en escena en las políticas de conservación de la biodiversidad (Gómez-Baggethun y Ruiz-Pérez, 2011).

Figura 2. Modelo de *stock* y flujos sobre los vínculos entre ecosistemas y bienestar humano

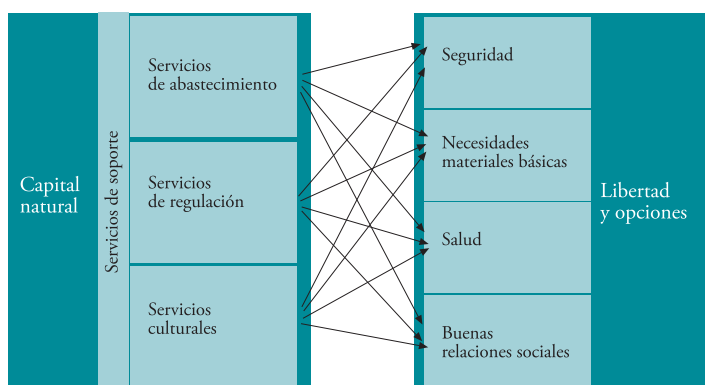


Diagrama conceptual para representar los vínculos entre los ecosistemas y el bienestar humano. El stock de capital natural genera flujos de servicios ambientales que inciden en las diversas componentes del bienestar humano tales como la salud, la seguridad y la cobertura de necesidades materiales.

Fuente: *Millennium Ecosystem Assessment* (2003).

No era necesario hacer grandes innovaciones. El instrumental analítico necesario para medir las denominadas externalidades ambientales (beneficios e impactos ecológicos que no quedan reflejados en el sistema de precios) venía siendo desarrollado y refinado desde hacía décadas por la economía ambiental. Sus análisis coste-beneficio, ampliados con la contabilidad de las externalidades ambientales, habían puesto de relieve

(con acierto) que la contabilidad económica infravaloraba sistemáticamente los costes de los impactos ecológicos, al no incluir en su cómputo los costes de restaurar los servicios ambientales afectados por la actividad económica. No obstante, atrapada en la rigidez del aparato analítico neoclásico, la economía ambiental se estancó en la reproducción de unos análisis coste-beneficio que acabaron poniendo de relieve la necesidad de una renovación conceptual. Por su parte, la economía ecológica había quedado a su vez estancada en la crítica y deconstrucción de la economía ambiental neoclásica.

La economía ambiental, más persuasiva que creativa, y la economía ecológica, más creativa que persuasiva, encontraron en la valoración de los servicios de los ecosistemas la herramienta que podía sacar a ambas disciplinas de su relativo estancamiento. La confluencia entre ambas disciplinas comienza a consolidarse a mediados de la década de 1990, cuando un grupo de científicos y economistas realizó el primer intento de estimar el valor monetario total de los servicios ambientales a escala planetaria (Costanza *et al.*, 1997). El trabajo fue recibido con críticas por parte de ecólogos (*demasiado económico*) y de los economistas (*demasiado poco económico*). No obstante, a pesar de las críticas (o quizás en parte gracias a ellas) el artículo tuvo una gran repercusión al concluir que el valor económico no contabilizado de los servicios de los ecosistemas planetarios superaba con creces al valor económico del Producto Interior Bruto global. Ante el éxito mediático cosechado, nuevos estudios siguieron desarrollando los análisis coste-beneficio ampliados, sugiriendo que una vez contabilizadas las externalidades, los estudios sugerían que para muchos ecosistemas tenía más *sentido económico* mantenerlos en su estado natural que convertirlos a usos mono-funcionales tales como la agricultura o las plantaciones (e.g. Heal *et al.*, 2005; Balmford *et al.*, 2003).

Si la *Evaluación de Ecosistemas del Milenio* situó a los servicios de los ecosistemas en la agenda política ambiental, la iniciativa *La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad* (TEEB, por sus siglas en inglés) sería la encargada de hacer lo propio con su valoración económica. Emulando el enfoque del *Informe Stern* (2006), que unos años antes había generado un gran impacto político y mediático al estimar costes futuros multimillonarios por no actuar contra el cambio climático, el TEEB reunió a un nutrido grupo de científicos y economistas para estimar los costes de no

actuar ante la pérdida de biodiversidad. Los cálculos realizados cifraban los costes económicos por pérdida de biodiversidad en 50.000 millones de euros anuales en el período 2000-2050, señalando que la mayor parte de estos costes no ha tenido un reflejo en las medidas del PIB. El informe señala además que las pérdidas acumuladas podrían ascender a un 7 % del consumo anual en el año 2050 (TEEB, 2010; Gómez-Baggethun y Martín-López, 2010). Desde su lanzamiento el TEEB ha adquirido gran influencia en la agenda política ambiental y en la propuesta de la denominada *economía verde*, impulsada desde las Naciones Unidas con vistas a la celebración de la Cumbre Mundial de Desarrollo Sostenible Río+20 (UNEP, 2011; Naredo y Gómez-Baggethun, 2012).

Son muchos los sesgos que subyacen al enfoque que define la problemática ambiental en términos del problema de *precio cero* asignado a los servicios ambientales. Estos incluyen cuestiones *ontológicas*, como la cosmovisión de mercado según la cual lo externo a los precios se concibe como anomalía del funcionamiento económico y social (Martínez-Alier, 1987); *epistemológicas*, con axiomas mecanicistas infundados como el *no podemos gestionar lo que no podemos medir*; e *ideológicos*, como las pretendidas virtudes que se asignan a los derechos de propiedad privada en la resolución de los problemas ambientales (Coase, 1960; Hardin, 1968; Aguilera Klink, 1993; Vatn, 2005). Un análisis de estas cuestiones nos obligaría a relativizar la validez de las soluciones propuestas desde la crematística (Naredo, 1987; Martínez Alier, 2002). No obstante, el análisis de los sesgos inherentes a este discurso trasciende los objetivos de este artículo y nos alejaría demasiado de nuestros objetivos inmediatos. Tampoco entraremos a considerar las implicaciones éticas e políticas de la concepción utilitaria de los ecosistemas y de su mercantilización, cuestión de las que nos hemos ocupado en otros trabajos (Gómez-Baggethun *et al.* 2010; Gómez-Baggethun y Ruiz-Pérez, 2011; Luck *et al.*, 2012). Remitimos al lector interesado en estas cuestiones a obras más exigentes¹, para centrarnos concretamente en el análisis de los límites y desafíos que afronta la valoración económica ante la complejidad de los ecosistemas y la biodiversidad.

¹ Véase por ejemplo *La gran transformación* (Polanyi, 1944); *La entropía y el proceso económico* (Georgescu-Roegen, 1971); *Economía de la edad de piedra* (Sahlins, 1972); *La economía en evolución* (Naredo, 1987); y *La economía y la ecología* (Martínez Alier, 1987).

3. La valoración económica y la complejidad ecológica

¿Cuánto vale el cantar de un pájaro? Se preguntaban Funcowicz y Ravetz (1994) ante la eclosión de los afanes de monetizar la naturaleza. La pregunta evidencia los límites a los que inexorablemente se ve abocada la valoración económica al topar con la complejidad ecológica. Los sistemas sociales y ecológicos presentan patrones de comportamiento propios de los sistemas complejos (Levin, 1998), que se caracterizan por propiedades como a) una alta complejidad derivada de un número elevado de elementos e interacciones del sistema; b) la presencia de umbrales ecológicos y comportamientos no lineales; y c) la presencia de propiedades emergentes de la interacción entre la estructura el funcionamiento y entre distintas escalas espaciales y temporales (Levin, 1999; Holling, 2001; Gunderson y Holling, 2002). Con el objeto de acotar nuestro estudio aquí nos centraremos en el análisis de tres cuestiones específicas relacionadas con estas características. La primera son las dificultades con las que están topando los intentos de estandarizar unidades ecológicas discretas de servicios ambientales para la contabilidad ambiental. La segunda son las implicaciones para la valoración económica de los comportamientos no lineales y los umbrales de cambio en los ecosistemas. La última cuestión trata problemas inherentes a la valoración de los procesos y propiedades *invisibles* que subyacen al mantenimiento de la resiliencia y la integridad ecológica y por tanto a la capacidad de los ecosistemas de seguir generando servicios en el largo plazo frente a las perturbaciones y el cambio.

3.1. Doble conteo y conteo incompleto

La estandarización de unidades contables para articular elementos y procesos ecológicos en la contabilidad económica ha sido ampliamente analizada en la literatura (Naredo, 1987; Ahmad *et al.*, 1995; Lutz, 1992; Weber, 1993) y recientemente su estudio ha recibido un nuevo impulso al calor del ascenso del enfoque de los servicios ambientales y de las demandas suscitadas por proyectos internacionales que trabajan para incorporarlos en sistemas contables (e. g., Boyd y Banzhaf, 2007; Weber, 2007; Bartelmus, 2009; Mäler *et al.*, 2009).

Los problemas de doble conteo en la contabilidad ambiental derivan de la naturaleza interrelacionada de las funciones y servicios de los ecosistemas. Por ejemplo, un servicio puede ser el producto de dos o más funciones y una función puede dar lugar a distintos servicios (de Groot *et al.*, 2002). Consideremos el valor económico agregado de los servicios generados por un agrosistema. Si el servicio de abastecimiento de alimento está potenciado por el servicio regulador de la polinización, ¿podemos sumar el valor de uno y otro por separado?; ¿o habría que restar al primero la parte de valor que ya esté contabilizada en el segundo? Este sería un caso clásico del problema de doble conteo o conteo incompleto con los que ha de lidiar la contabilidad ambiental (Turner *et al.*, 2003). Otro caso frecuente se da entre las categorías de los servicios de soporte y regulación, cuya demarcación en la práctica ha mostrado ser confusa. Por esta razón, algunas contribuciones han optado por prescindir de la categoría de los servicios de soporte en las evaluaciones de servicios (e. g., Hein *et al.*, 2006; Martín-López *et al.*, 2009).

Las interacciones y solapamientos se dan entre funciones, entre servicios, y entre funciones y servicios y pueden adoptar dos formas esenciales: sinérgicas y antagónicas (Naidoo *et al.*, 2008; Bennet *et al.*, 2009; Swallow *et al.*, 2009). Las sinergias se dan cuando la potenciación de un servicio redundante en la mejora de otro servicio. Por ejemplo, en sistemas multifuncionales como la dehesa, la actividad ganadera, que genera servicios de abastecimiento de fibra y alimento, puede favorecer servicios de regulación como el mantenimiento del ciclo de nutrientes, la dispersión de semillas, o la prevención de incendios (al evitar que se acumule demasiada biomasa en el ecosistema). En otros casos, el aumento de un servicio conlleva una disminución de otro servicio, en cuyo caso hablamos de una situación de *compromiso* (*tradeoff*, en su expresión inglesa) (Rodríguez *et al.*, 2006). El caso de compromiso más frecuente es el que resulta de la potenciación de los servicios de abastecimiento (con valor económico explícito) a costa del deterioro en los servicios de regulación (que carecen de valor económico explícito). En España, la emergencia de este tipo de compromisos ha sido documentado con la modernización de la agricultura, que muestra un caso palmario de aumento insostenible de los servicios de abastecimiento (alimento) a costa del deterioro de los

procesos de regulación hídrica y edáfica que mantienen los acuíferos, la fertilidad y la estructura del suelo (Naredo, 2001).

La agregación del valor de las funciones y servicios de los ecosistemas sólo es posible si suponemos que unos son separables de los otros (Turner *et al.*, 2003). Por esta razón, algunas contribuciones ha tratado de acotar el problema del doble conteo mediante definiciones y clasificaciones que permitan estandarizar unidades discretas para la contabilidad ambiental (Boyd y Banzhaf, 2007; Fisher *et al.*, 2009). Dichas contribuciones han señalado la necesidad de distinguir con precisión los productos ecológicos últimos que los humanos consumimos de aquellos procesos y funciones que actúan como estadios intermedios en su generación, y cuyo valor, plantean, ya estaría incorporado en el producto final. Así, han enfatizado la necesidad de distinguir las funciones de los servicios de los beneficios últimos generados por la biodiversidad, señalando que es sobre estos últimos sobre los que debe recaer el proceso de valoración (Boyd y Banzhaf, 2007; Fisher *et al.*, 2009). Bajo esta acepción, la función representaría la contribución biofísica del ecosistema, el servicio reflejaría el uso que hacen del mismo las sociedades humanas, y el beneficio representaría su impacto en el bienestar humano (Haines-Young y Potschin, 2010). La creciente hegemonía que ha adquirido el dinero entre los lenguajes de valoración de la naturaleza ha desplazado la atención a los últimos eslabones de la cadena que vincula la biodiversidad al bienestar humano; primero de las funciones a los servicios y después de los servicios a los beneficios, al ser estos los más directamente asociables a mercancías y precios. Este planteamiento facilita la imputación de valores monetarios a los servicios de los ecosistemas, ofreciendo tecnología métrica para su articulación en los sistemas contables (Boyd y Banzhaf, 2007)... y también para su potencial mercantilización (Gómez-Baggethun y Ruiz-Pérez, 2011).

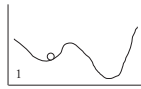
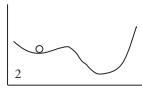
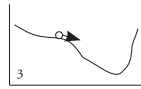
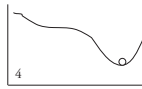
Existe también el problema de la contabilidad incompleta. Quizás, el caso más palmario es el de los denominados *deservicios ambientales*, es decir los impactos negativos que algunas funciones de los ecosistemas tienen en el bienestar humano. Consideremos un humedal que sufre de un exceso de nutrientes a consecuencia de las lixiviaciones de fertilizantes agrícolas. La desnitrificación por procesos de respiración bacteriana anaerobia contribuye a la depuración de las aguas para consumo humano

generando así el servicio *depuración del agua*. Sin embargo, en el mismo proceso los nitratos se reducen a nitrógeno gas contribuyendo a así a la generación de gases de efecto invernadero, y generando así a su vez un *deservicio*. ¿Cómo contabilizamos el beneficio o perjuicio neto para lo humanos de tales procesos? Ante el ascenso del enfoque de los servicios ambientales en la agenda científica y política, no podremos pasar por alto por mucho tiempo el hecho de que una contabilidad económica honesta no debería contabilizar únicamente el valor de los servicios de los ecosistemas si no también el coste de los *deservicios* (Gómez-Baggethun y Barton, 2012). Si completásemos el cuadro de la valoración económica de servicios con los deservicios imputando a estos últimos valores económicos negativos, ¿mantendrían las cifras monetarias el poder persuasivo que se les atribuye? Mi percepción es que no, y ésta es una cuestión espinosa para la valoración económica de la biodiversidad que antes o después deberá ser abordada.

3.2. *Dinámicas no lineales y umbrales de cambio*

Los ecosistemas no responden de forma lineal ante las presiones. Ecosistemas que aparentemente responden de forma estable ante una presión gradual y acumulativa, pueden sufrir comportamientos no lineales y cambios de estado que cambia repentinamente su estructura y funcionamiento (Walker y Meyers, 2004). Los estados entre los que puede oscilar un ecosistema están separados por umbrales (Muradian, 2001), definidos como el nivel de perturbación que desencadena un cambio brusco en el estado de un ecosistema. La relevancia de los cambios ecológicos de estado para el caso que nos ocupa radica en que, una vez ocurrido un cambio de estado, la estructura y el funcionamiento del ecosistema a menudo pasan a ser menos aptos para desempeñar funciones ecológicas y económicas, lo que a menudo se refleja en menor biodiversidad y menor generación de servicios (Folke *et al.*, 2004). Por ejemplo, aplicaciones de este enfoque al análisis de humedales han mostrado como rebasados ciertos umbrales de presión, el sistema pasa de un estado de aguas claras a un estado de aguas turbias, en el que la capacidad de albergar biodiversidad y generar servicios de los ecosistemas se reduce drásticamente (Figura 3).

Figura 3. Cambios de estado en ecosistemas

Posición del sistema	Estado 1	Pérdida de resiliencia	Perturbación	Estado 2
				
Lago	Aguas claras	Acumulación de fósforo en los sedimentos del lago	Fuertes lluvias, inundación	Aguas turbias
Arrecife	Dominancia de coral	Sobrepesca, eutrofización de la costa	Enfermedades, huracanes	Dominancia de algas
Pastizal	Dominancia de herbáceas	Prevención de incendios	Fuertes lluvias, sobrepastoreo	Dominancia de arbustos
Fondo marino	Plantas sumergidas	Eliminación de herbívoros	Aumento de temperatura	Blooms de fitoplacton

La tabla ofrece ejemplos de cambios de estado que tienen lugar una vez que sobrepasan determinados umbrales de presión, determinados por la resiliencia del ecosistema a las perturbaciones. Los casos analizados, los cambios de estado se acompañaron de una merma a la capacidad de generar servicios.

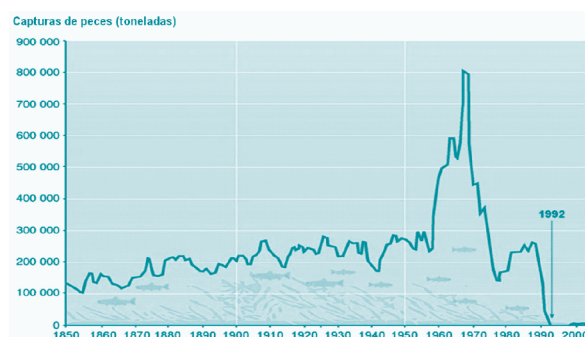
Fuente: Erik Gómez-Baggethun (2010).

En un trabajo anterior (Gómez-Baggethun *et al.*, 2011) hemos analizado cambios de estado en la marisma de Doñana, suroeste de España, donde algunas zonas de inundación tienden a oscilar entre un estado de aguas claras y un estado de aguas turbias. Cuando las perturbaciones sobre el ecosistema como la sobrecarga de ganado o la remoción de sedimentos por el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), sobrepasan determinados umbrales, el ecosistema pasa de un estado aguas claras dominado de macrófitos acuáticos a un estado de aguas turbias dominado por fitoplancton. En consonancia con las conclusiones obtenidas en otros estudios, nuestros datos indican que dicho cambio de estado va acompañado de una merma en la capacidad de albergar biodiversidad y generar servicios ambientales.

Nuestra comprensión de las dinámicas no lineales en los ecosistemas es todavía muy limitada. Incluso cuando se conocen los dominios de estabilidad entre los que tiende a oscilar un ecosistema, son pocos los casos en los que los umbrales han sido ubicados con precisión (Biggs *et al.*, 2009). Cuanto mayor es la escala espacial a la que trabajemos, tanto

más complejo resulta predecir un cambio de estado (de Young *et al.*, 2008). Un conocido ejemplo es el repentino colapso de la pesquería de bacalao ocurrido en 1992 en Newfoundland que dejó sin empleo a 40.000 trabajadores (Figura 4).

Figura 4. Colapso de las pesquerías del bacalao del Atlántico noroeste



La gráfica enseña el colapso de las pesquerías del bacalao del Atlántico noroeste (*Gadus Morhua*). Esta pesquería, que en la década de 1960 aportaba volúmenes de pesca de hasta 800.000 toneladas, colapsó en 1992 al 1 % de niveles anteriores dejando sin empleo a 40.000 trabajadores.

Fuente: *Millennium Ecosystem Assessment*.

3. Valorar los invisibles

Todo ecosistema consta de una parte visible (fenosistema), y una parte invisible (criptosistema) (González Bernáldez, 1981). La primera está constituida por su estructura y la segunda por su funcionamiento, siendo ambas igualmente esenciales para la generación de servicios (Martín-López *et al.*, 2009; Gómez-Baggethun y de Groot, 2007, 2010).

Un problema que los métodos de valoración basados en preferencias humanas, expresadas, por ejemplo, por la disponibilidad a pagar por un servicio, estriba en que a menudo no podemos valorar lo que no conocemos ni entendemos. El corolario es que tendemos a infravalorar aquellas especies, procesos y funciones del ecosistema con los que estamos menos familiarizados. Determinados servicios son infravalorados porque damos por hecho su presencia y porque desconocemos cómo sería nuestra vida en su ausencia. La contribución de un proceso al funcionamiento general

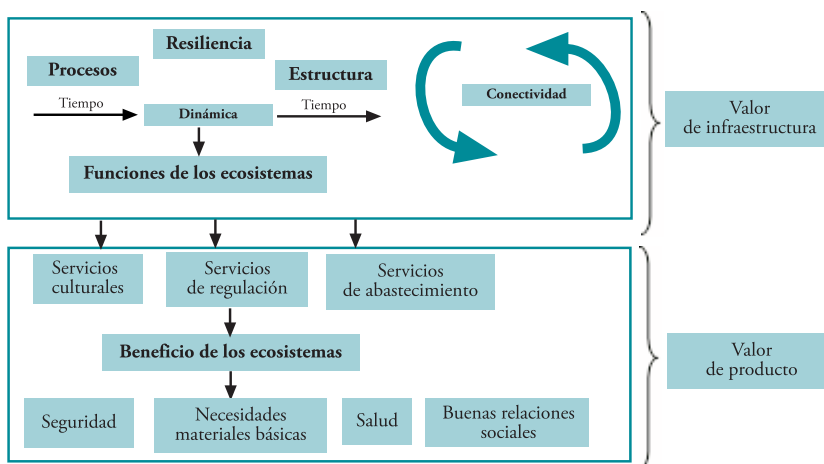
de un ecosistema por lo general no se conocerá con precisión hasta que dicho proceso haya dejado de funcionar (Vatn y Bromley, 1994). La sociedad a menudo solo atribuye valor a un proceso ecológico una vez que sufre las consecuencias de la pérdida de los servicios que dependen del mismo. En la valoración monetaria, lo visible y conocido (e.g. especies de gran tamaño), tiende a prevalecer sobre lo invisible y desconocido (e.g. los microorganismos). En palabras de Vatn y Bromley: «las águilas y los grandes paisajes atraen mucho más interés que un pez feo o unos humedales fangosos» (1994: 138). Esta hipótesis ha sido reforzada con datos obtenidos por Martín-López *et al.* (2008) que demuestran que la disponibilidad a pagar por la conservación de especies está determinado por sesgos biofílicos que hacen que la disponibilidad a pagar sea acaparada por un conjunto reducido de especies emblemáticas, en detrimento de especies menos atractivas estéticamente pero que pueden desempeñar funciones clave en el funcionamiento del ecosistema. El valor que las personas asignan a las especies tiene, por lo general, un vínculo débil con el papel funcional que estas desempeñan en el ecosistema.

Al asumir que el valor económico de un ecosistema puede derivarse de los valores monetarios agregados de sus servicios, la aproximación dominante tiende a ignorar o relegar a un segundo plano el valor atribuible a las interacciones entre elementos y procesos que mantienen el funcionamiento del ecosistema y por tanto su capacidad de generar servicios en el largo plazo. Este valor, que la Evaluación de Ecosistemas del Milenio trató de poner de relieve mediante los denominados servicios de soporte (MA, 2003), ha sido a veces denominado *valor de infraestructura* del ecosistema, en contraposición al *valor de producto* correspondiente a los servicios que genera. Algunos autores denominan capital natural crítico la infraestructura ecológica mínima necesaria para mantener la capacidad del ecosistema de generar servicios a largo plazo (Deutsch *et al.*, 2003; Ekins *et al.*, 2003; Brand, 2009).

El valor de infraestructura del ecosistema está desprovisto de un vínculo directo con el uso, disfrute o consumo de servicios y por tanto de toda mercancía que pudieran servir como referente de su valor pecuniario. Reacios a aceptar como económicas las componentes no monetizables del ecosistema, las pocas contribuciones en el campo de la valoración que han reconocido el valor de infraestructura del ecosistema (e. g. Gren

et al., 1994; Turner *et al.*, 2003) han evitado incluirlo como parte del valor económico. No obstante, al constituir la infraestructura ecológica necesaria para el funcionamiento del ecosistema la precondition básica para la generación de servicios, su desvinculación de los valores monetarios directos no implica que no posea un valor económico (Armsworth y Roughgarden, 2003; TEEB 2010) (Figura 5).

Figura 5. Valor de infraestructura y valor de producto de los ecosistemas



El valor económico, surgiría, según este esquema, de dos componentes principales. De un lado los servicios y beneficio de los ecosistemas, y de otro lado, de la resiliencia y procesos ecológicos que mantienen su integridad.

Fuente: Gómez-Baggethun (2010). Elaboración propia.

4. Discusión

Más allá de las controversias teóricas que pueda suscitar, la valoración monetaria de los servicios de los ecosistemas afronta cuestiones prácticas que tienen implicaciones de gran importancia para su tratamiento analítico y para su gestión.

Una forma de lidiar con la cuestión del solapamiento entre funciones y servicios es trasladar el foco del análisis de los servicios individuales hacia los *paquetes* de servicios (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010; Martín-

López *et al.*, 2012). Aceptar la indivisibilidad real de las funciones que operan en un ecosistema permite desplazar el énfasis debería pasar de los servicios considerados de forma aislada, a agrupamientos de servicios ligados a unidades espaciales. Planteamientos en esta línea han hecho referencia a dichas entidades como «unidades suministradoras de servicios» (Luck *et al.*, 2003), entendidas como conjuntos de procesos, grupos funcionales y especies con capacidad de generar servicios en un determinado lugar. El agrupamiento de servicios nos facilita el estudio de sinergias y compromisos (Nelson *et al.*, 2009), permitiendo discernir las prácticas de manejo que potencian la multifuncionalidad de un ecosistema de aquellas que actúan en su detrimento (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010).

Este planteamiento es relevante de cara al diseño de sistemas de incentivos económicos. Por ejemplo, sistemas de pagos asociados a un único servicio, como el secuestro de carbono, podrían incentivar plantaciones monoespecíficas de crecimiento rápido que maximicen su valor monetario de servicio. Esta es de hecho una de las cuestiones más discutidas en torno a la implementación de los mecanismos de reducción de *emisiones por deforestación y degradación forestal* (REDD, en sus siglas en inglés). Si el secuestro de carbono se agrupa con el mantenimiento de la biodiversidad y la regulación hídrica bajo un mismo sistema de pagos, la posibilidad de que se produzcan tales dinámicas se reduce.

La segunda cuestión son las dinámicas no lineales y los umbrales de cambio. Casos de colapsos ecológicos a gran escala, como el que hemos descrito en las pesquerías del bacalao de New Foundland y como la que tuvo lugar en el lago Victoria tras la introducción de la perca del Nilo, ponen de relieve la importancia de acogerse al principio de precaución cuando hay una alta incertidumbre sobre la presencia de umbrales. Esto sugiere la necesidad de desarrollar marcos valorativos dotados de indicadores biofísicos que analizan los servicios de ecosistemas en relación con límites ecológicos. Aunque avanza en el desarrollo de indicadores biofísicos de alerta temprana para anticipar la proximidad de umbrales de cambio (Biggs *et al.*, 2009), su disponibilidad es condición necesaria pero no suficiente para prevenir cambios de estado. El diseño de estructuras institucionales que permitan traducir las señales de dichos indicadores en respuestas de gestión eficaces (e.g. vedas de pesca) es igualmente necesario. Como observan Contamin y Ellison (2009), cuando

la capacidad de implementar con rapidez medidas drásticas de gestión es limitada, la alerta sobre la proximidad de un umbral tiene que darse con años de antelación para ser efectiva. La utilidad de la información generada por la valoración monetaria en la gestión de ecosistemas se restringe fundamentalmente a situaciones de cambio ecológico marginal y siempre que el ecosistema se encuentren lejos de un umbral de cambio (e.g. efectos sobre el control de la erosión por cada nueva hectárea roturada) (Turner *et al.*, 2003).

Por último, está la cuestión de valorar los *invisibles*, es decir, los procesos ecológicos que, sin tener efectos directos en el bienestar humano, son imprescindibles para mantener la capacidad de los ecosistemas de generar servicios en el largo plazo. Una forma de aproximarse al valor de infraestructura es a través de la resiliencia, al ser esta la que asegura la perdurabilidad del flujo de servicios frente a las perturbaciones y la variabilidad ambiental (Deutsch *et al.*, 2003; Pascual *et al.*, 2010). Cuando la infraestructura de un ecosistema se deteriora hasta niveles cercanos al capital natural crítico (stock mínimo para mantener el funcionamiento de ecosistema), la probabilidad de un cambio de estado con pérdida de servicios aumenta drásticamente (Folke *et al.*, 2004). En este sentido los procesos y funciones que confieren resiliencia al sistema pueden ser conceptuados como un «valor de seguro», al contribuir a dar continuidad a los flujos de servicios frente a las perturbaciones (Armsworth y Roughgarden, 2003; Walker *et al.*, 2010; Gómez-Baggethun y Barton 2013). Al igual que una póliza permite asegurar el valor de una propiedad ante la posibilidad de un incendio o una inundación, la resiliencia de un ecosistema contribuye a asegurar el flujo de servicios generado (y el valor ligado a los mismos) frente a las perturbaciones y el cambio. Así, Mähler *et al.*, (2010) plantean que la resiliencia de un ecosistema debe ser reconocida como parte del valor del stock de capital natural, señalando que, a medida que disminuye el stock de resiliencia, aumenta la probabilidad de un cambio de estado no deseado.

El empeño por abordar la valoración desde los valores pecuniarios ha dado lugar a propuestas para monetizar la resiliencia. Perrings (1998) plantea que es posible medir el valor de la resiliencia a través del cálculo de la probabilidad de que el sistema transite de un dominio de estabilidad a otro. Walker *et al.* (2010) plantean que el valor monetario de la

resiliencia puede ser estimado a partir del aumento en la probabilidad de que el valor de un servicio o grupo de servicios se mantenga dentro de rangos de variabilidad aceptables. Sin embargo, como hemos señalado anteriormente, todavía estamos lejos de poder predecir con precisión los efectos de los cambios de estado en los flujos de servicios, lo cual sugiere que debemos mantener el foco de atención de la resiliencia en las medidas e indicadores biofísicos.

5. Conclusiones

Los planteamientos mecanicistas que tratan de trazar líneas divisorias nítidas entre funciones y servicios de los ecosistemas para facilitar las cuentas de la naturaleza afrontan limitaciones estructurales insalvables. Las funciones y servicios de un ecosistema están totalmente imbricados. A diferencia de las mercancías reales, aquellas *mercancías ficticias* que tratan de hacerse de los servicios ambientales no constituyen unidades discretas y divisibles (Norgaard, 1984). Funciones y servicios de los ecosistemas constituyen casos prototípicos de lo que Georgescu-Roegen denominaba conceptos «dialécticos» (que oponía al de conceptos *aritmomórficos*), en referencia a las cosas que no pueden ser objeto de una diferenciación discreta, al estar solapados con los elementos contiguos (Georgescu-Roegen, 1971/1996: 93-94). Los problemas de doble conteo son inevitables cuando se trata de extrapolar modelos contables de las mercancías a funciones ecológicas que difícilmente pueden ser desenmarañadas. Los afanes de trazar líneas divisorias entre funciones y de definir unidades ecológicas discretas evocan más un intento de acomodar los servicios ambientales a las estructuras económicas y contables vigentes que de favorecer una reconversión ecológica de las mismas.

Las dinámicas no lineales y los umbrales de cambio complican nuestra capacidad de predecir cómo se verá afectada la capacidad de un ecosistema de generar servicios ante una perturbación. Esto supone una enorme fuente de incertidumbre para la valoración económica de los ecosistemas. En zonas alejadas de todo umbral, el ecosistema presentará respuestas estables ante cambios progresivos, lo que deja cierto espacio para la valoración marginalista del instrumental económico neoclásico.

No obstante, cuando el ecosistema se encuentra cerca de un umbral, una pequeña perturbación puede desencadenar un cambio brusco en la capacidad del ecosistema de generar servicios (Folke *et al.*, 2004) y por tanto en el valor económico total de los mismos. En estas situaciones, los métodos tradicionales de valoración monetaria puede generar más confusión que información, ya que no generará las señales necesarias para prevenir cambios de estado no deseados (Pritchard *et al.*, 2000; Limburg *et al.*, 2002; Barbier *et al.*, 2008). Por ejemplo en el caso del colapso de la pesquería de bacalao anteriormente mencionado, ésta seguía arrojando importantes beneficios económicos hasta poco antes de colapsar. En estos casos adoptar el principio de precaución y hacer uso de indicadores biofísicos de alerta temprana se revela prioritario.

Por último, el acicate que ofrece la valoración en términos monetaria para centrar el análisis a los últimos eslabones de la cadena que une la biodiversidad con el bienestar humano no debe hacernos olvidar la importancia de las especies, estructuras y funciones ecológicas que confieren resiliencia al ecosistema y aseguran su perpetuación (Peterson *et al.*, 2010). El valor de infraestructura de un ecosistema, o *valor de seguro*, debe ser reconocido explícitamente como parte del valor económico (que no necesariamente monetario) del ecosistema.

Más allá de las cuestiones teóricas generalmente suscitadas, la valoración económica de los ecosistemas y la biodiversidad confronta limitaciones estructurales que son consecuencia directa de la complejidad ecológica. Este problema afecta a toda forma de valoración de la biodiversidad que niegue la complejidad ecológica en aras de su formalización matemática. La denominada *economía verde* sólo será verde cuando incorpore dentro de su lógica las lecciones de la ecología y renuncie a modelizar la naturaleza bajo los esquemas económicos heredados de la filosofía mecanicista.

Referencias bibliográficas

- AGUILERA KLINK, F. (1994): «Some notes on the misuse of classic writings in economics on the subject of common property»; en *Ecological Economics* 9 (3); pp. 221-228.
- AHMAD, Y. J.; EL SERAFY, S. Y LUTZ, E., eds. (1995): *Environmental Accounting for Sustainable development*. UNEP-World Bank Symposium, Washington DC.
- ARMSWORTH P. R. Y ROUGHGARDEN J. E. (2003): «The economic value of ecological stability»; en *PNAS* (100); pp. 7147-7151.
- BALMFORD, A.; BRUNER, A.; COOPER, P.; COSTANZA, R.; FARBER, S.; GREEN, R. E.; JENKINS, M.; JEFFERISS, P.; JESSAMY, V.; MADDEN, J.; MUNRO, K.; MYERS, N.; NAEEM, S.; PAAVOLA, J.; RAYMENT, M.; ROSENDO, S.; ROUGHGARDEN, J.; TRUMPER, K. Y TURNER, R. K. (2002): «Economic reasons for conserving wild nature»; en *Science* (297); pp. 950-953.
- BARBIER, E. B.; KOCH, E. W.; SILLIMAN, B. R.; HACKER, S. D.; WOLANSKI, W.; PRIMAVERA, J.; GRANEK, E. F.; POLASKY, S.; ASWANI, S.; CRAMER, L. A.; STOMS, D. M.; KENNEDY, C. J.; BAEL, D.; KAPPEL, C. V.; PERILLO, G. M. E. Y REED, D. J. (2008): «Coastal Ecosystem-Based Management with Nonlinear Ecological Functions and Values»; en *Science* (319); pp. 321-323.
- BARTELMUS, P. (2009): «The cost of natural capital consumption: Accounting for a sustainable world economy»; en *Ecological Economics* (68); pp. 1850-1857.
- BENNETT, E. M.; PETERSON, G. D. Y GORDON, L. J. (2009): «Understanding relationships among multiple ecosystem services»; en *Ecology Letters* (12); pp. 1394-1404.
- BIGGS, R.; CARPENTER, S. R. Y BROCK, W. A. (2009): «Turning back from the brink: Detecting an impending regime shift in time to avert it»; en *PNAS* (106); pp. 826-831.
- BOYD, J. Y BANZHAF, S. (2007): «What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units»; en *Ecological Economics* (63); pp. 616-626.

- BRAND, F. (2009): «Critical natural capital revisited: Ecological resilience and sustainable development»; *Ecological Economics* (68); pp. 605-612.
- COASE, R. H. (1960): «The problem of social cost»; en *The Journal of Law and Economics* (3); pp. 1-44.
- CONTAMIN, R. Y ELLISON, A. M. (2009): «Indicators of regime shifts in ecological systems: what do we need to know and when do we need to know it?»; en *Ecological Applications* (19); pp. 799-816.
- COSTANZA, R. Y DALY, H. (1992): «Natural Capital and Sustainable Development»; en *Conservation Biology* (6); pp. 37-46.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, G.R.; SUTTON, P. Y VAN DER BELT, M. (1997): «The value of the world's ecosystem services and natural capital»; en *Nature* (387); pp. 253-260.
- DAILY, G. C. (1997): *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- DEUTSCH, L.; FOLKE, C. Y SKÅNBERG, K. (2003): «The critical natural capital of ecosystem performance as insurance for human well-being»; en *Ecological Economics* (44); pp. 205-217.
- DE YOUNG, B.; BARANGE, M.; BEAUGRAND, G.; HARRIS, R.; PERRY, R.; SCHEFFER, M. Y WERNER, F. (2008): «Regime shift in marine ecosystems: Detection, prediction and management»; *Trends in Ecology and Evolution* (23); pp. 402-409.
- DE GROOT, R.S.; WILSON, M. Y BOUMANS, R. (2002): «A typology for the description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services»; en *Ecological Economics* (41); pp. 393-408.
- EKINS, P.; SIMON, S.; DUTSCH, L.; FOLKE, C. Y DE GROOT, R. (2003): «A framework for the practical application of the concepts of natural capital and strong sustainability»; en *Ecological Economics* (44); pp. 165-185.
- FISHER, B.; TURNER, R.K. Y MORLING, P. (2009): «Defining and classifying ecosystem services for decision making»; en *Ecological Economics* (68); pp. 643-653.

- FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L. Y HOLLING, C. S. (2004): «Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management»; en *Annual Review of Ecology and Systematics* (35); pp. 557-581.
- FUNCOWICZ, S. O. Y RAVETZ, J. (1994): «The worth of a songbird: Ecological economics as a post-normal science»; en *Ecological Economics* (10); pp. 197-207.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. (1971/1996): *La entropía y el proceso económico*. Economía y Naturaleza, Madrid.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Y DE GROOT, R. (2007): «Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía»; en *Ecosistemas* (16); pp. 4-14.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E. (2010): *Ecologizar la economía o economizar la ecología. Controversias teóricas y desafíos prácticos en la valoración de los servicios de los ecosistemas*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, España.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Y DE GROOT, R. (2010): «Natural capital and ecosystem services. The ecological foundation of human society»; en: R.E. Hester y Harrison R.M., eds.: *Ecosystem services, Issues in Environmental Science and Technology* 30, Royal Society of Chemistry, Cambridge, pp. 105-121.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R.; LOMAS, P. Y MONTES, C. (2010): «The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payments schemes»; en *Ecological Economics* (6); pp. 1209-1218.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Y MARTÍN-LÓPEZ, B. (2010): «Costes socio-económicos asociados a la pérdida de biodiversidad»; en *Lychmos* (3); pp. 68-73.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Y RUIZ-PÉREZ, M. (2011): «Economic valuation and the commodification of ecosystem services»; en *Progress in Physical Geography* (35); pp. 613 - 628.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; ALCORLO, P. Y MONTES, C. (2011): «Ecosystem services associated with a mosaic of alternative states in a Mediterra-

- nean wetland: Case study of the Doñana Marsh (southwest Spain)»; en *Hydrological Sciences Journal* (56); pp. 1374-1387.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Y BARTON, D. N. (2012): «Classifying and valuing ecosystem services for urban planning»; en *Ecological Economics* (86); pp. 235-245.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. (1981): *Ecología y paisaje*. Blume, Madrid.
- GREN, I.-M.; FOLKE, C.; TURNER, R. K. Y BATEMAN, I. J. (1994): «Primary and secondary values of wetland ecosystems»; en *Environmental and Resources Economics* (4); pp. 55-74.
- GUNDERSON, L. H. Y HOLLING, C. S. (Eds.) (2002): *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Wahisngton DC, pp. 103-121.
- HAINES-YOUNG, R. Y POTSCHIN, M. (2010): «The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being» En: D. Raffaelli y Frid, C., eds.: *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. BES, Cambridge University Press, Cambridge; pp. 110-139.
- HARDIN, G. (1968): «The tragedy of the commons»; en *Science* 162; pp. 1243-1248.
- HEAL, G. M.; BARBIER, E. E.; BOYLE, K. J.; COVICH, A. P.; GLOSS, S. P.; HERSHNER, C. H.; HOEHN, J. P.; PRINGLE, C. M.; POLASKY, S.; SEGERSON, K. Y SHRADER-FRECHETTE, K. (2005): *Valuing ecosystems services: Toward better environmental decision-making*. National Research Council, Washington, DC.
- HEIN, L.; VAN KOPPEN, K.; DE GROOT, R. S. Y VAN IRELAND, E. C. (2006): «Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services»; en *Ecological Economics* (57); pp. 209-228.
- HOLLING, C. S. (2001): «Understanding the complexity of economic, ecological and social systems»; en *Ecosystems* (4); pp. 390-405.
- LEVIN S. (1998): «Ecosystems and the Biosphere as complex adaptive systems»; en *Ecosystems* (1); pp. 431-436.
- LEVIN S. (1999): *Fragile dominion: Complexity and the commons*. Perseus Books, Cambridge.

- LIMBURG, K. E.; O'NEILL, R. V.; COSTANZA, R. Y FARBER, S. (2002): «Complex systems and valuation»; en *Ecological Economics* (41); pp. 409-420.
- LUCK, G. W.; DAILY, G. C. Y EHRLICH, P. (2003): «Population diversity and ecosystem services»; en *Trends in Ecology and Evolution* (18); pp. 331-336.
- LUCK, G. W.; CHAN, K. M. A.; ESER, U.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; MATZDORF.; NORTON, B. Y POTSCHIN, M. B. (2012): «Ethical considerations in on-ground applications of the ecosystem services concept»; en *Bioscience* (accepted 6th July 2012).
- LUTZ, E., ed. (1995): *Toward improved accounting for the environment*. An UNSTAT-World Bank Symposium, Washington DC.
- MA, (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT) (2003): *Ecosystems and human well-being*. Island Press, Washington DC.
- MA, (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT) (2005): *Ecosystems and human well-being: The biodiversity synthesis report*. World Resources Institute, Washington DC.
- MARTÍN-LÓPEZ, B.; MONTES, C. Y BENAYAS, J. (2008): «Economic valuation of biodiversity conservation: The meaning of numbers»; en *Conservation Biology* (139); pp. 67-82.
- MARTÍN-LÓPEZ, B.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GONZÁLEZ, J.; LOMAS, P. Y MONTES, C. (2009): «The assessment of ecosystem services provided by biodiversity: re-thinking concepts and research needs»; en Aronoff, J. B., ed.: *Handbook of Nature Conservation: Global, Environmental and Economic Issues*. Nova Science Publishers, Nueva York; pp. 261-282.
- MARTÍN-LÓPEZ, B.; INIESTA-ARANDIA, I.; GARCÍA-LLORENTE, M.; PALOMO, I.; CASADO-ARZUAGA, I.; GARCÍA DEL AMO, D.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; OTEROS-ROZAS, E.; PALACIOS-AGUNDEZ, I.; WILLAARTS, B.; GONZÁLEZ, J. A.; SANTOS-MARTÍN, F., ONAINDIA, M.; LÓPEZ-SANTIAGO, C. Y MONTES, C. (2012): «Uncovering ecosystem services bundles through social preferences: Experimental evidence from Spain»; en *Plos1* (7); pp. 1-11.

- MARTÍNEZ-ALIER, J. (1987): *Ecological Economics*. Basil Blackwell, Oxford.
- MARTÍNEZ-ALIER, J. (2002): *The Environmentalism of the Poor*. Edward Elgar, Cheltenham.
- MÄLER, K. G.; ANIYAR, S. Y JANSSON, Å. (2009): «Accounting for Ecosystems»; en *Environmental and Resource Economics* (42); pp. 39–51.
- MURADIAN, R. (2001): «Ecological Thresholds: A Survey»; en *Ecological Economics* (38); pp. 7-24.
- NAIDOO, R.; BALMFORD, A.; COSTANZA, R.; FISHER, B.; GREEN, R. E.; LEHNER, B.; MALCOLM, T. R. Y RICKETTS, T. H. (2008): «Global mapping of ecosystem services and conservation priorities»; en *PNAS* (105), pp. 9495–9500.
- NAREDO, J. M. (2001): «La modernización de la agricultura española y sus repercusiones ecológicas»; en: M. González de Molina y Martínez Alier J., eds.: *Naturaleza transformada. Estudios de historia ambiental en España*. Icaria, Barcelona.
- NAREDO, J. M. (1987/2003): *La economía en evolución: Historia y perspectivas de las características básicas del pensamiento económico*. Siglo XXI, Madrid.
- NAREDO, J. M. Y GÓMEZ-BAGGETHUN, E. (2012): «Río+20 en perspectiva. Economía verde nueva reconciliación virtual entre ecología y economía»; en Starke, L., ed.: *La situación en el mundo. Hacia una prosperidad sostenible*; The World Watch Institute, FUHEM ecosocial, Madrid, e Icaria, Barcelona; pp. 347-370.
- NELSON, E., MENDOZA, G., REGETZ, J., POLASKY, S., TALLIS, H., CAMERON, D. R., CHAN, K.M.A., DAILY, G. C., GOLDSTEIN, J., KAREIVA, P. M., LONSDORF, E., NAIDOO, R., RICKETTS, T.H. Y SHAW, M. R. (2009): «Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales»; en *Frontiers in Ecology and Environment* (7); pp. 4–11.
- NORGAARD, R. (2010): «Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder»; en *Ecological Economics* (6); pp. 1219–1227.

- ODUM, E. P. Y ODUM, H. T. (1972): *Natural areas as necessary components of man's total environment*. *Transactions of the Thirty Seventh North American Wildlife and Natural resources Conference*, vol. 37. Wildlife Management Institute, Washington DC, pp. 178-189. March 12-15.
- ODUM, E. P. (1989): *Ecology and Our endangered Life Support System*. Sinauer Association, Sunderland.
- OSTROM, E. (1990): *Governing the commons: the Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, Cambridge.
- PASCUAL, U.; MURADIAN, R.; BRANDER, L.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; MARTÍN-LÓPEZ, B. Y VERMA, M. (2010): «The economics of Valuing Ecosystem Services and Biodiversity»; en: KUMAR, P., ed.: *The economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London; pp. 183-256.
- PERRINGS, C. (1998): «Resilience in the dynamics of economy-environment systems»; en *Environmental and Resource Economics* (11); pp. 503-520.
- PETERSON, M. J. Y HALL, D. M.; FELDPAUSCH-PARKER, A. M. Y PETERSON, T. R. (2010): «Obscuring Ecosystem Function with Application of the Ecosystem Services Concept»; en *Conservation Biology* (24); pp. 113-119.
- POLANYI, K. (1944/1997): *La gran transformación: crítica del liberalismo económico*. La piqueta, Madrid.
- PRITCHARD, L.; FOLKE, C. Y GUNDERSON, L. (2000): «Valuation of ecosystem services in institutional context»; en *Ecosystems* (3); pp. 36-40.
- RAUDSEPP-HEARNE, C.; PETERSON, G. D. Y BENNETT, M. (2010): «Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes»; en *PNAS* (107); pp. 1-6.
- RODRIGUEZ, J. P.; DOUGLAS BEARD, T.; BENNETT, E. M.; CUMMING, G. S.; CORK, S. J.; AGARD, J.; DOBSON, A. P. Y PETERSON, G. D. (2006): «Trade-offs across space, time, and ecosystem services»; en *Ecology and Society* (11); pp. 28.
- SAHLINS, M. (1972): *Stone age economics*. Tavistock, Londres.
- STERN, N. (2006): *Stern review of the economics of climate change*. University Press, Cambridge, Cambridge.

- SWALLOW, B. M.; SANGA, J. K.; NYABENGEA, M.; BUNDOTICHC, D. K.; DURAIAPPAHD, A. K. Y YATICHA, T. B. (2009): «Tradeoffs, synergies and traps among ecosystem services in the Lake Victoria basin of East Africa»; en *Environmental Science & Policy* (12); pp. 504–519.
- TEEB (THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY) (2010): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London.
- TURNER, K. T.; PAAVOLA, J.; COOPER, P.; FARBER, S.; JESSAMY, V. Y GEORGIU, S. (2003): «Valuing nature: lessons learned and future research directions»; en *Ecological Economics* (46); pp. 493-510.
- UNEP (UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME) (2011): *Towards a Green Economy. Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication*.
- VATN, A. (2005): *Institutions and the Environment*. Edgar Elgar, Cheltenham.
- VATN, A. Y BROMLEY, D. W. (1994): «Choices Without Prices Without Apologies»; en *Journal of Environmental Economics and Management* (26); pp. 129-48.
- WALKER, B. H. Y MEYERS, J. A. (2004): «Thresholds in ecological and social-ecological systems: A developing database»; en *Ecology and Society* (9): pp. 3.
- WALKER, B. H.; PEARSON, L.; HARRIS, M.; MÄLER, K. G.; CHUAN-ZHONG, L.; BIGGS, R. Y BAYNES, T. (2010): «Incorporating resilience in the assessment of Inclusive Wealth: An example from South East Australia»; en *Environmental and Resource Economics* (45); pp. 183-202.
- WEBER, J. J. (1993): «Tener en cuenta(s) la naturaleza (bases para una contabilidad de los recursos naturales)»; en: NAREDO, J. M. Y PARRA, F., comps., *Hacia una ciencia de los recursos naturales*, Siglo XXI, Madrid; pp. 79-119.
- WEBER, J. L. (2007): «Implementation of land and ecosystem accounts at the European Environmental Agency»; en *Ecological Economics* (61); pp. 695-707.