

Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza-sociedad en un mundo cambiante

Resumen

La comprensión actual de los procesos que subyacen en las interacciones naturaleza-sociedad es limitada debido a que las distintas disciplinas científicas usan diferente vocabulario para describir y analizar los sistemas socio-ecológicos. Sin la existencia de un marco teórico capaz de usar la información para analizar las interacciones complejas de los sistemas socio-ecológicos, no seremos capaces de afrontar el cambio global en el que nos encontramos inmersos. En respuesta a dicha necesidad, este trabajo aborda la estandarización de un lenguaje común para estudiar las relaciones naturaleza-sociedad, y diseña un marco para la gestión de los sistemas socio-ecológicos. Dicho marco está basado en el análisis del capital natural necesario para suministrar ecoservicios a la sociedad, así como en la respuesta institucional para favorecer el ordenamiento territorial que asegure el mantenimiento de dicho capital natural.

Berta Martín-López Universidad de Almería y miembro del Laboratorio de Socio-ecosistemas (Universidad Autónoma de Madrid).

Erik Gómez-Baggethun Laboratorio de Socio-ecosistemas (Universidad Autónoma de Madrid).

Carlos Montes Laboratorio de Socio-ecosistemas (Universidad Autónoma de Madrid).

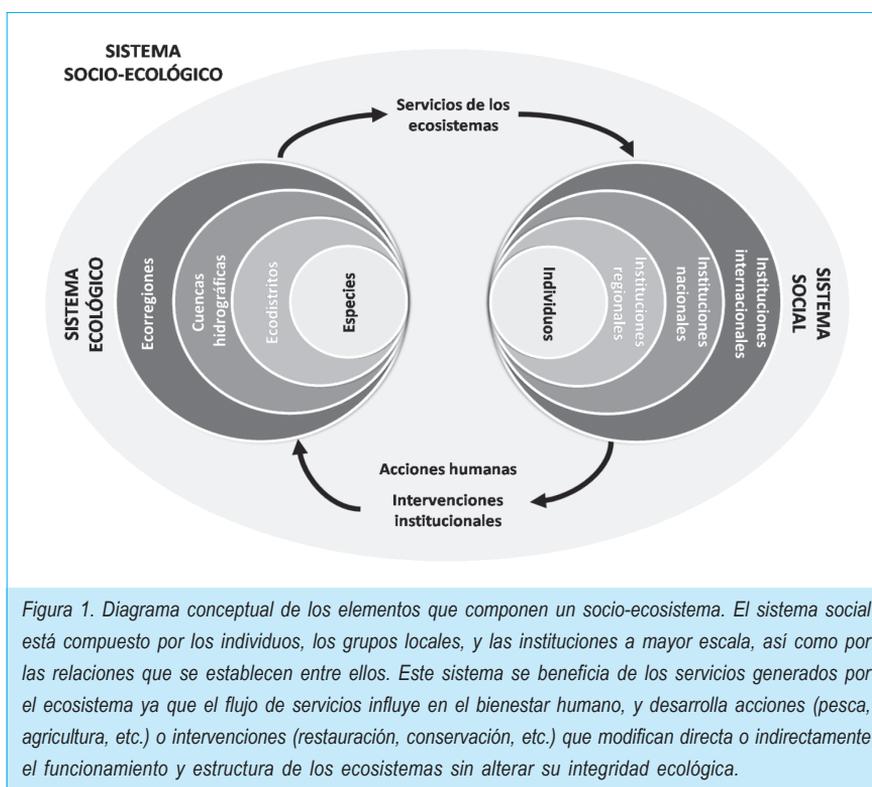
1. El papel de los ecosistemas en el mantenimiento de bienestar humano

Los ecosistemas del planeta están siendo severamente afectados debido a las actividades humanas como el cambio de usos del suelo, la alteración de los ciclos biogeoquímicos, la destrucción y fragmentación de hábitat, la introducción de especies exóticas y la alteración de las condiciones climáticas (SALA *et al.*, 2000). Este conjunto de cambios ambientales influenciados por la actividad humana se denomina cambio global (DUARTE *et al.*, 2006). Por otra parte, y aunque no haya sido tan ampliamente reconocido, existen también claras evidencias de que los cambios en los ecosistemas están repercutiendo directa o indirectamente sobre el bienestar humano, ya que comprometen el funcionamiento de los mismos y su capacidad de generar beneficios esenciales para la sociedad. Por tanto, estudiar las relaciones entre naturaleza y sociedad implica analizar esta doble vía: cómo el ser humano afecta a la integridad de los ecosistemas, y cómo éstos repercuten en el bienestar humano. Tradicionalmente se ha estudiado la primera de las relaciones; sin embargo, recientemente los científicos y gestores están focalizando sus esfuerzos en analizar cómo los ecosistemas influyen en las sociedades a través del suministro de un flujo de servicios. Los servicios de los ecosistemas (o ecoservicios) han sido definidos como los *beneficios proporcionados por los ecosistemas a los seres humanos, haciendo su vida físicamente posible y digna de ser vivida* (DÍAZ *et al.*, 2006).

Como consecuencia, si bien en el pasado buena parte de las iniciativas de conservación de los ecosistemas y la biodiversidad se basaron casi exclusivamente en sus valores intrínsecos -el derecho de las especies a existir-, en los últimos años han comenzado a cobrar fuerza argumentos de carácter más pragmático o instrumental -valor científico, valor estético y recreativo, valor educativo, o valor de uso directo (alimento, agua potable, madera, etc.)-, que toman en cuenta la contribución de los ecosistemas a la calidad de vida y el bienestar de las sociedades humanas.

Pero esta perspectiva de conservación basada en los valores instrumentales no es nueva. La razón por la que comenzó la conservación de la biodiversidad estaba basada en dichos valores instrumentales: las sociedades protegían aquellas especies que estaban vinculadas con el sustento de vida de los humanos, es decir, con el alimento humano. Sin embargo, gradualmente según las economías se han ido globalizando, la conservación se ha focalizado en las especies por su valor intrínseco desde una perspectiva biocéntrica. Este cambio quedó reflejado en los marcos legales de conservación que fueron creados en las décadas de los 70 y 80 de conservación de especies, o en las Listas Rojas creadas a nivel internacional por la Unión Mundial para la Naturaleza (HILTON-TAYLOR, 2000). Posteriormente, la visión instrumental de los ecosistemas se ha revalorizado con el marco conceptual de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM; <http://www.millenniumassessment.org/>), en donde se ponen de manifiesto las estrechas relaciones entre la biodiversidad, el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano (EM, 2003). Aunque anteriormente a la iniciativa de la EM, han sido varias las iniciativas a nivel internacional que reconocen la importancia de los ecosistemas y la biodiversidad para el mantenimiento del bienestar humano. Por ejemplo, en el preámbulo del Convenio de Diversidad Biológica (CDB) se reconoce «el valor intrínseco de la diversidad biológica, así como los valores ecológicos, genéticos, sociales, económicos, científicos, educativos, culturales, recreativos y estéticos de la diversidad biológica y sus componentes». Posteriormente, el proyecto de Biodiversidad en el Desarrollo (2001) reconoce que mientras la población humana siga creciendo «el mantenimiento de las funciones de los ecosistemas que aseguren paisajes productivos para el desarrollo humano... es incluso más importante que la extinción de una especie». Por último, los *Objetivos del Milenio* reconocen en su séptimo objetivo la importancia de los ecosistemas como fuente de «recursos naturales los cuales pueden convertirse en riqueza para las comunidades pobres» (UNDP, 2005). Más aún, cada uno de los *Objetivos del Milenio* depende en cierta manera del estado de los ecosistemas (MAINKA *et al.*, 2005; WALL *et al.*, 2005; SACHS y REID, 2006).

Por tanto, cada vez más se está reconociendo los estrechos vínculos existentes entre ecosistemas y bienestar humano, o lo que es lo mismo, entre ecosistemas y sistemas sociales. De hecho, en un proceso de co-evolución, los sistemas humanos y los ecosistemas se han ido moldeando y adaptando conjuntamente, convirtiéndose en un sistema integrado de humanos en la naturaleza denominado *sistema socio-ecológico* o *socio-ecosistema* (ANDERIES *et al.*, 2004). Berkes y Folke (1998) concluyen que los sistemas sociales y los ecosistemas están estrechamente vinculados y que, por tanto, la delimitación exclusiva de un ecosistema o de un sistema social resulta arbitraria y artificial. Además, el vínculo existente entre los ecosistemas y los sistemas sociales es multi-escalar, tanto de la escala local como la global (Fig. 1). Para gestionar el cambio global en el que estamos inmersos, no debemos entender a los humanos y las especies como entidades independientes, sino como la conformación de un sistema integrado y unitario –esto es como un socio-ecosistema–.



Esta línea de argumentación se ha ido consolidando durante la última década como complemento a las ya clásicas razones éticas y estéticas tradicionalmente planteadas desde el conservacionismo, y que hasta ahora se han demostrado incapaces de invertir radicalmente el proceso de deterioro ecológico generalizado que estamos sufriendo en el contexto del cambio global (EM, 2003). Al reconocer que los ecosistemas y su mantenimiento son la base de nuestra subsistencia, el tradicional conflicto dialéctico «conservación frente a desarrollo», que ha venido dominando los foros económicos y políticos, ha sido sustituido por el paradigma de «conservación para el bienestar humano» (FOLKE, 2006). El bienestar humano es definido en este contexto como la libertad de los individuos para poder vivir el tipo de vida que valoran en función de cinco componentes: (1) la seguridad, (2) la salud física y mental, (3) las relaciones sociales, (4) los bienes materiales básicos para vivir -alimento/agua, vivienda y vestimenta-, y (5) la posibilidad de elegir las vías de obtención de las cuatro variables precedentes en función de los deseos y necesidades individuales (EM, 2003).

La visión proporcionada por el marco de los servicios de los ecosistemas supone realmente un cambio de paradigma, pues apoya la conservación de la naturaleza no sólo por los valores intrínsecos que ésta encierra, sino también por los instrumentales, es decir, entiende los ecosistemas como un capital natural con valor social en el que el valor intrínseco es complementario al valor instrumental.

En este trabajo se desarrolla un marco conceptual con el fin de comprender las relaciones entre ecosistemas y bienestar humano desde la perspectiva de la complementariedad de valores intrínsecos (biocentrismo) y valores instrumentales (antropocentrismo).

2. Conceptos clave en la gestión de socio-ecosistemas: capital natural, funciones y servicios de los ecosistemas

Para entender el paradigma de *conservación para el bienestar humano* es necesario comprender una serie de términos clave: capital natural, funciones, y servicios de los ecosistemas. Aunque estos términos han sido definidos en numerosas ocasiones, actualmente no existe un consenso sobre el significado de estos conceptos (BOYD y BANZHAF, 2007; WALLACE, 2007; FISHER *et al.*, 2009). Con el fin de crear un marco conceptual integrador, se propone una estandarización y re-conceptualización de dicha terminología (véase Cuadro 1).

La aproximación a la naturaleza desde los servicios viene dada desde una perspectiva antropocéntrica o instrumental en la cual los ecosistemas se vinculan directamente con el bienestar humano. Desde este contexto antropocéntrico, los ecosistemas son entendidos como un capital natural, es decir como *aquellos ecosistemas con integridad ecológica y aptitud para lidiar con las perturbaciones (resiliencia) y por tanto, con capacidad de generar un flujo de servicios al ser humano, mediante el mantenimiento de sus funciones* (Figura 2).

De esta manera, los ecosistemas contribuyen al bienestar humano mediante la generación de una amplia variedad de funciones de los ecosistemas, las cuales son definidas como la *capacidad que tienen los ecosistemas de proveer servicios que satisfagan a la sociedad* (DE GROOT *et al.*, 2002).

Los términos funcionamiento ecológico y funciones de los ecosistemas han sido frecuentemente usados indistintamente (JAX, 2005). Sin embargo, mientras que el funcionamiento ecológico —el conjunto de los procesos ecológicos— es inherente a las propiedades intrínsecas de los ecosistemas; las funciones de los ecosistemas son entendidas desde una perspectiva antropocéntrica como la potencialidad de generar servicios a la sociedad.

Por esta razón, desde la perspectiva de la gestión, es importante considerar las funciones, porque distingue qué procesos ecológicos son básicos para satisfacer la demanda de servicios, ya que no todos los elementos integrantes del ecosistema son esenciales para mantener dicho flujo de servicios. De esta manera, la estructura y funcionamiento ecológico (valores intrínsecos) cobran importancia desde una perspectiva antropocéntrica (valores instrumentales) como las funciones básicas capaces de generar servicios (Figura 2).

Cuadro 1. Unificando conceptos clave para la gestión de los socio-ecosistemas

Capital natural: Aquellos ecosistemas con integridad y resiliencia ecológica y, por tanto, con capacidad de ejercer funciones y suministrar servicios, que contribuyen al bienestar humano (MARTÍN-LÓPEZ *et al.*, 2009).

Funciones de los ecosistemas: Capacidad de las estructuras y procesos ecológicos para proveer servicios que generen bienestar humano (DE GROOT, 1992).

Ecoservicios o Servicios de los ecosistemas: Beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas, que hacen la vida humana físicamente posible y digna de ser vivida (DÍAZ *et al.*, 2006).

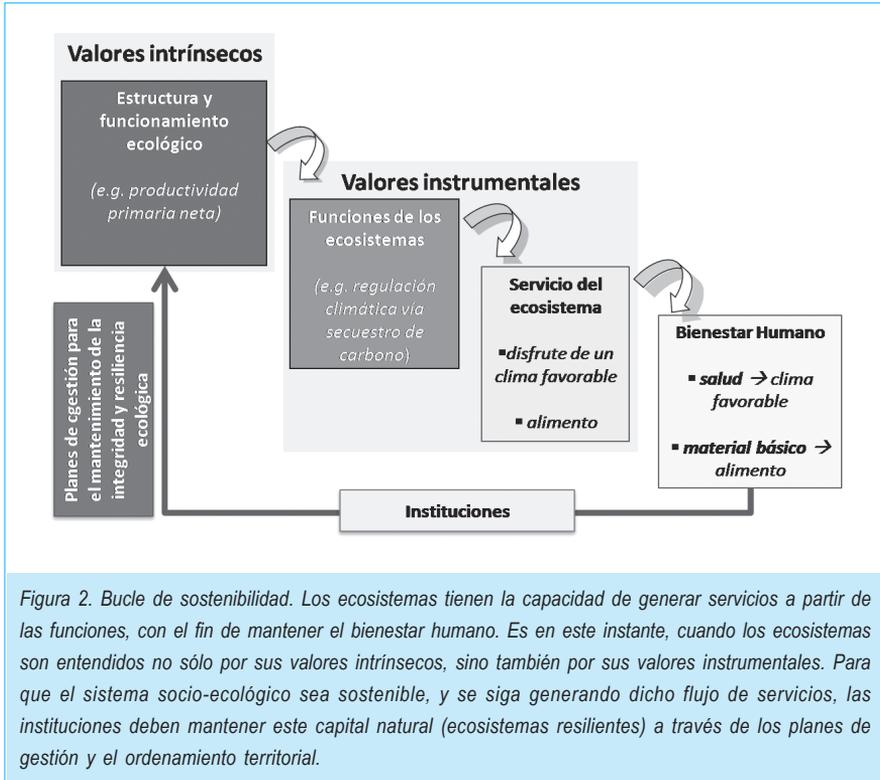


Figura 2. Bucle de sostenibilidad. Los ecosistemas tienen la capacidad de generar servicios a partir de las funciones, con el fin de mantener el bienestar humano. Es en este instante, cuando los ecosistemas son entendidos no sólo por sus valores intrínsecos, sino también por sus valores instrumentales. Para que el sistema socio-ecológico sea sostenible, y se siga generando dicho flujo de servicios, las instituciones deben mantener este capital natural (ecosistemas resilientes) a través de los planes de gestión y el ordenamiento territorial.

De Groot *et al.* (2002) clasifica las funciones de los ecosistemas en cuatro categorías, de las cuales las tres últimas dependen de las funciones de regulación, tal y como muestra la Figura 2:

1. **Funciones de regulación:** la capacidad de los ecosistemas para regular los procesos ecológicos esenciales –p.e. regulación climática, control ciclo nutrientes, control ciclo hidrológico, etc.–.
2. **Funciones de sustrato o de hábitat:** la provisión de condiciones espaciales para el mantenimiento de la biodiversidad.
3. **Funciones de producción:** la capacidad de los ecosistemas para crear biomasa que pueda usarse como alimentos, tejidos, etc.
4. **Funciones de información:** la capacidad de los ecosistemas de contribuir al bienestar humano a través del conocimiento, la experiencia, y las relaciones culturales con la naturaleza –p. e. experiencias espirituales, estéticas, de placer, recreativas, etc.–.

Para cada uno de estos tipos de funciones, es posible identificar diferentes usos o aprovechamientos que el hombre hace de los ecosistemas, bien sea consciente o inconscientemente y/o de manera directa o indirecta. Al beneficio obtenido por el ser humano se le denomina servicio del ecosistema o ecoservicio.

A pesar de que el término de servicios de los ecosistemas viene usándose desde 1981 (EHRlich y EHRlich, 1981), la literatura no se pone de acuerdo en cómo el término debe ser definido, existiendo cierta confusión en su uso (BOYD, 2007; WALLACE, 2007; FISHER *et al.*, 2009). Véase la Tabla 1 como ejemplos de la multiplicidad de significados recientes para el término *servicio de ecosistemas*.

El hecho de que haya muchas definiciones implica que la información que reciben los actores sociales, los gestores, o el tomador de decisiones, puede variar mucho dependiendo del científico que realice la investigación, y de la manera que entienda el término de servicio. Ante esta ambigüedad, consideramos que la definición que más se ajusta a la concepción multidimensional de los servicios, es la elaborada por Díaz *et al.* (2006) (véase Cuadro 1). Esta definición separa los materiales necesarios para el mantenimiento de la vida humana, de los servicios relacionados con las libertades y las opciones para progresar individual y socialmente, abarcando de esta forma los cinco factores integrantes del bienestar humano.

Tabla 1. Definiciones de servicios de ecosistemas existentes en la literatura en relación con el tipo de estudio (ecológico o económico). Modificado de Vandewalle *et al.* (2008).

Tipo de estudio	Definición	Referencia
Ecológico	Las condiciones y procesos a través de los cuales, los ecosistemas y las especies mantienen y satisfacen la vida humana	Daily, 1997
	El conjunto de <i>funciones de los ecosistemas</i> que resultan útiles al ser humano.	Kremen, 2005
	Los beneficios generados por los ecosistemas que contribuyen a hacer la <i>vida físicamente posible y digna de ser vivida</i> .	Díaz <i>et al.</i> , 2006
	Son las funciones de los ecosistemas que generan beneficios al ser humano. Por tanto, cuando se habla de servicios se debe hacer explícito la existencia de los <i>beneficiarios humanos</i> , tanto actuales como futuros	Egoh <i>et al.</i> , 2007
Económico	Los beneficios que las poblaciones humanas obtienen, directa o indirectamente, de las <i>funciones de los ecosistemas</i> . Éstos pueden ser un flujo de materiales, energía y/o información obtenido del capital natural, que combinado con el capital manufacturado o humano generan bienestar humano.	Constanza <i>et al.</i> , 1997
	Los <i>productos finales</i> de los ecosistemas que son directamente consumidos o disfrutados por el ser humano	Boyd and Banzhaf, 2007
Concepto híbrido: ecológico y económico	Los beneficios que el ser humano obtiene de los ecosistemas. Incluye servicios de abastecimiento, regulación, y culturales que afectan directamente sobre el bienestar humano, y los servicios de soporte necesarios para mantener los anteriores	EM, 2005

Tabla 2. Tipología de ecoservicios

Tipo de servicio	Definición	Ejemplo
Abastecimiento	Productos obtenidos directamente de los ecosistemas	Alimento, agua potable, madera, tejidos, etc.
Regulación	Beneficios obtenidos de manera indirecta de los ecosistemas	Formación y fertilidad del suelo, disfrute de un clima favorable, purificación de agua, etc.
Culturales	Beneficios intangibles o no materiales que la gente obtiene a través de las experiencias con la naturaleza	Valor recreativo, valor científico y educativo, valor estético, enriquecimiento espiritual, etc.

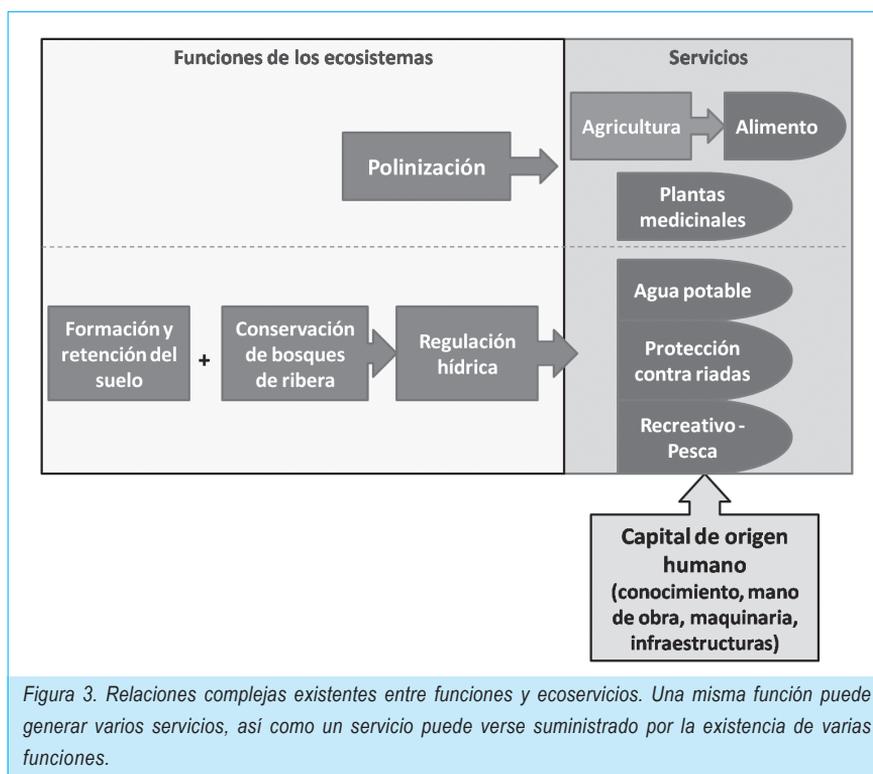
Tal y como reconocen Fisher *et al.* (2008), dependiendo del objetivo final del proyecto asociado con servicios, la clasificación de los mismos también variará. En general, se consideran tres categorías de servicios: abastecimiento, regulación y culturales (EM, 2003; CARPENTER *et al.*, 2009). Véase la Tabla 2 para la descripción de los mismos.

Tradicionalmente, refiriéndose a los ecoservicios, múltiples autores usaban la metodología de *bienes y servicios*, en la cual los *bienes* eran conceptuados como los productos finales –es decir, la mayoría de los servicios de abastecimiento–, y *servicios* eran los beneficios intangibles –servicios de regulación y la mayoría de los culturales–. Esta distinción entre *bienes y servicios* fomenta una gestión sectorial basada en la maximización de los bienes (servicios de abastecimiento) –p. e. agricultura, pesca, agua potable, etc.–, que son los únicos que tienen un reflejo en el mercado. En cambio, trabajar con los servicios en su conjunto implica considerar las tres categorías de servicios, y evaluar cómo una estrategia de gestión puede fomentar o degradar el flujo de servicios en conjunto. De esta manera, ya no se considera al bosque como un recurso forestal, ni al océano como un recurso pesquero, sino como un capital natural capaz de suministrar un flujo variado de servicios más allá del recurso maderero o del recurso pesquero. Por tanto, al trabajar con ecoservicios hacemos visible el potencial de los ecosistemas para generar bienestar humano, más allá de lo que tradicionalmente se conocía como recursos naturales o bienes.

La relación entre funciones y ecoservicios por lo general no es lineal. Múltiples funciones pueden ser necesarias para la generación de un servicio y una misma función puede ser necesaria para la generación de distintos servicios. Este esquema analítico trazado entre funciones y servicios no es rígido y pre-establecido porque, tal y como señaló Egoh *et al.* (2007), los servicios dependen de la perspectiva de los usuarios. Por ejemplo, la función de regulación hídrica (la cual depende de otras funciones de regulación y de sustrato) puede dar lugar a

un servicio de abastecimiento –p. e. consumo de agua potable–, a un servicio de regulación –p. e. prevención contra riadas–, o a un servicio cultural –p. e. la pesca recreativa en ríos–, en función del interés de los beneficiarios del área de estudio (Figura 3).

Al mismo tiempo, es importante distinguir entre consumo o uso directo e indirecto, ya que si sólo considerásemos los servicios usados directamente obviaríamos la mayoría de los servicios de regulación y algunos culturales, los cuales son usados de manera indirecta o inconsciente –p. e. disfrute de un clima favorable o satisfacción personal de la existencia de especies, respectivamente. En general, los ecoservicios usados de manera inconsciente o indirecta no requieren para su aprovechamiento de capital de origen humano –conocimiento, mano de obra, maquinaria, etc. (Figura 3)–.



Por tanto, las funciones existen independientemente de su uso, demanda, disfrute o valoración social, traduciéndose en servicios sólo cuando son usadas, de forma consciente o inconsciente, por la población. El Cuadro 2 recoge un ejemplo para cada categoría de ecoservicio. Las Tablas 3-6 recopilan algunas de las relaciones existentes entre función y servicio, para cada una de las categorías de funciones establecidas por de Groot *et al.* (2002). Como ya se comentó anteriormente, una misma función puede tener la capacidad de generar numerosos servicios, así como un servicio puede ser suministrado a partir de la conjunción de distintas funciones. Por esta razón, un mismo servicio puede aparecer en diferentes categorías de funciones. Cada una de las categorías de las funciones, se han subdividido en sub-categorías con el fin de ayudar a la comprensión de las relaciones. Similarmente, cuando ha sido considerado se han generado sub-categorías de un servicio, con el fin de ver las diferentes versiones del mismo (p. e. el servicio de abastecimiento de alimentación puede venir dado por la agricultura, ganadería, acuicultura, etc.; y así se ha expresado en las Tablas).

Cuadro 2. El continuo función-servicio: el papel de los beneficiarios

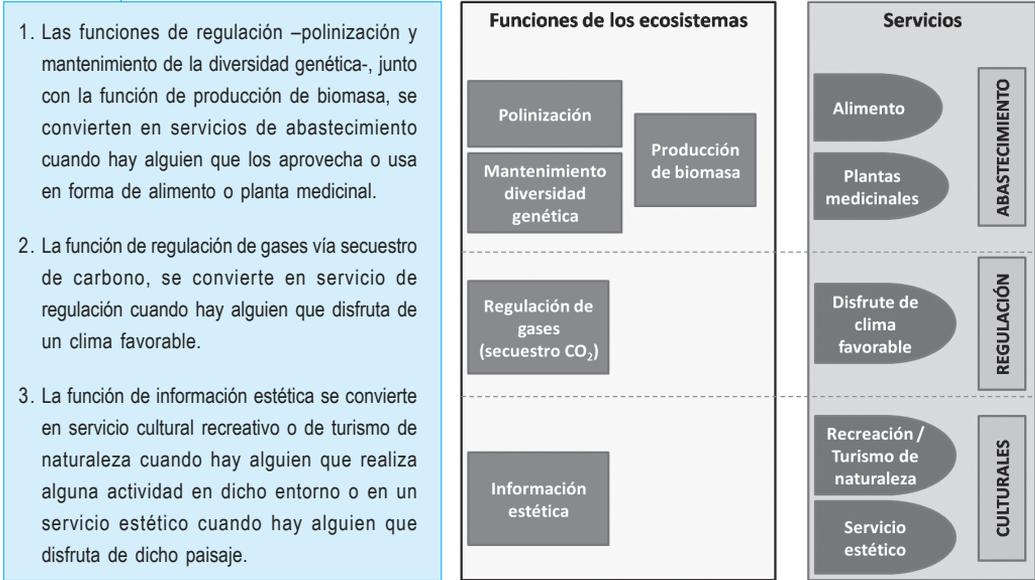


Tabla 3. Servicios asociados a categoría de función de producción

FUNCIONES			SERVICIOS	
Categoría	Sub-categoría		Abastecimiento	
Producción	Biomasa	Vegetal	Alimento	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Agricultura ▪ Recolección de frutos y hortalizas silvestres ▪ Recolección setas¹ ▪ Apicultura → miel²
			Tejidos, fibras y otros materiales	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Madera ▪ Especies ornamentales ▪ Materias para artesanía ▪ Piensos y fertilizantes naturales
			Energía	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Combustibles vegetales (biocombustibles, carboneo)
		Bienestar físico		<ul style="list-style-type: none"> ▪ Medicinas procedentes de plantas
		Animal	Alimento	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ganadería ▪ Especies cinegéticas → caza ▪ Pesca ▪ Marisqueo ▪ Acuicultura ▪ Apicultura → miel²
			Tejidos, fibras y otros materiales	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lana ▪ Cuero ▪ Especies ornamentales ▪ Piensos y fertilizantes naturales
	Bienestar físico		<ul style="list-style-type: none"> ▪ Uso medicinal de la fauna ▪ Uso cosmético de la fauna 	
	Mineral	Materiales		<ul style="list-style-type: none"> ▪ Áridos ▪ Salinas ▪ Material de construcción ▪ Materias para artesanía, decoración o joyería.

Fuentes: DE GROOT *et al.* (2006), BALMFORD *et al.* (2008), VILARDY (2009), OTEROS-ROZAS (2009).

¹ La recolección de setas se ha incluido en la sub-categoría biomasa vegetal, aún siendo conscientes de que no pertenecen al reino vegetal.

² La apicultura se incluye dentro de las sub-categorías de la función de producción biomasa vegetal y animal, debido a las interacciones esenciales entre planta-animal.

Tabla 4. Servicios asociados a categoría de función de sustrato o hábitat

FUNCIONES			SERVICIOS		
Categoría	Sub-categoría	Abastecimiento		Culturales	
		Categoría	Sub-categoría		
Sustrato o Hábitat	Uso del espacio físico para actividades humanas	Alimento	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Cultivos ▪ Agricultura ▪ Acuicultura ▪ Ganadería 	Espacio para el ocio, turismo o recreación	
		Energía	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Conversión de la energía ▪ Solar ▪ Eólica 		
		Agua	Embalses y presas		
		Transporte, infraestructuras y comunicaciones			
	Asentamientos humanos				
	Hábitat para especies (refugio y guardería de especies)	Alimento	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Recolección de frutos y hortalizas silvestres ▪ Recolección de setas ▪ Especies cinegéticas → caza ▪ Pesca ▪ Marisqueo 	Bienestar psicológico	Caza y pesca recreativa
		Bienestar físico	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Uso medicinal 		Turismo naturaleza: Avistamiento de fauna (p.e. aves, cetáceos) y ecosistemas (p.e. praderas de <i>Posidonia</i>).
		Tejidos, fibras y otros materiales	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Madera ▪ Especies ornamentales 		Espiritual: Satisfacción personal de que una especie exista o un ecosistema → valor de no uso

Fuentes: DE GROOT *et al.* (2006), BALMFORD *et al.* (2008), VILARDY (2009), OTEROS-ROZAS (2009).

Tabla 5. Servicios asociados a categoría de función de regulación

FUNCIONES		SERVICIOS				
Categoría	Sub-categoría	Abastecimiento		Regulación	Culturales	
		Categoría	Sub-categoría			
Regulación	Regulación de gases			<ul style="list-style-type: none"> Disfrute de un clima favorable Disfrute de una calidad de aire adecuada 	Valor científico	
	Regulación hídrica	Agua	Disponibilidad de agua para beber u otros usos	Protección contra desastres naturales (riadas y sequías)	Valor científico	
		Energía	Energía hidráulica			
	Retención de suelos	Alimento	<ul style="list-style-type: none"> Agricultura 	Formación del suelo y control de la erosión	Valor científico	
	Regulación de nutrientes	Alimento	<ul style="list-style-type: none"> Agricultura Ganadería (pastos → carne) 	<ul style="list-style-type: none"> Fertilidad del suelo Calidad del agua Control de la contaminación 	Valor científico	
	Amortiguación de perturbaciones			Protección frente a desastres naturales: tormentas, incendios, inundaciones, riadas, sequías.	Valor científico	
	Polinización	Alimento	<ul style="list-style-type: none"> Agricultura Recolección frutos silvestres Apicultura → miel 		Bienestar psicológico	Estéticos: paisajes con flores (p.e. macrófitos flotantes, agaves, ...)
		Tejidos y fibras	Especies ornamentales			
	Control biológico	Alimento	<ul style="list-style-type: none"> Agricultura Ganadería Acuicultura Recolección frutos silvestres, etc. 	<ul style="list-style-type: none"> Prevención de plagas Prevención de enfermedades Control de EEI Control de daños a cultivos (reducción de herbivoría) 	Valor científico	
	Conservación de la biodiversidad	<ul style="list-style-type: none"> Alimento Tejidos y fibras Bienestar físico → medicinas 		Soporte del resto de servicios de regulación	Bienestar psicológico	<ul style="list-style-type: none"> Servicios estéticos Caza y pesca recreativa Turismo naturaleza: Avistamiento de fauna (p.e. aves, cetáceos) y ecosistemas (p.e. praderas de <i>Posidonia</i>). Valor espiritual: Satisfacción personal de que una especie exista o un ecosistema
Didáctico					<ul style="list-style-type: none"> Valor científico Educación ambiental Expresión de la biodiversidad en libros, películas, cuadros, etc. 	

Fuentes: DE GROOT *et al.* (2006), BALMFORD *et al.* (2008), VILARDY (2009), OTEROS-ROZAS (2009).

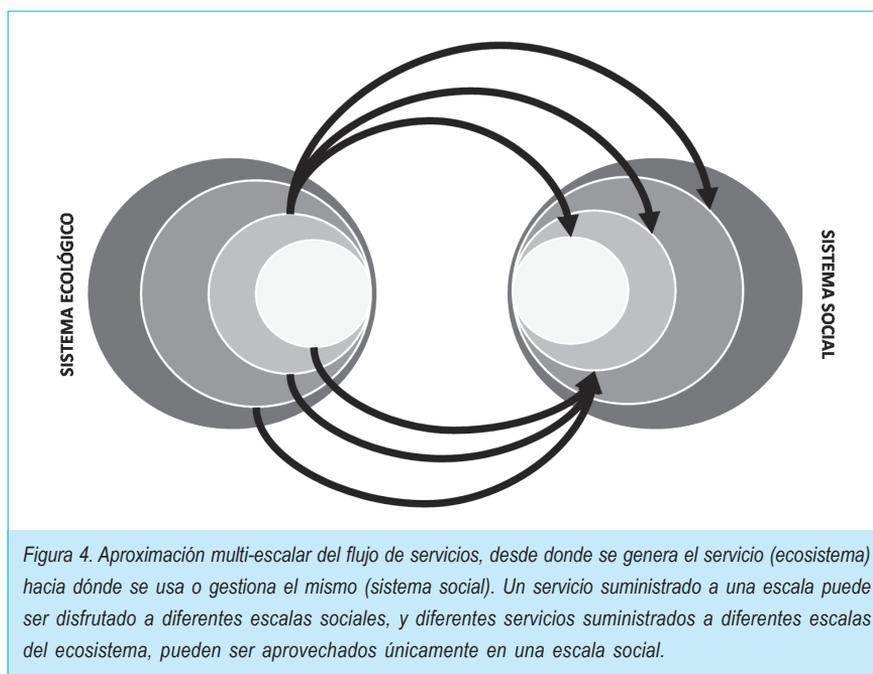
Tabla 6. Servicios asociados a categoría de función de información

FUNCIONES		SERVICIOS		
Categoría	Sub-categoría	Culturales		
		Información	Estética	Bienestar psicológico
<ul style="list-style-type: none"> Conocimiento tradicional Sentido de lugar o de pertenencia Herencia e identidad cultural Sentido y valores espirituales, asociados al lugar, a las tradiciones, etc. 				
Didáctica	Didáctico		<ul style="list-style-type: none"> Valor científico Educación ambiental-Interpretación Conocimiento tradicional Expresión de la naturaleza en libros, películas, cuadros, etc. 	

Fuentes: DE GROOT *et al.* (2006), BALMFORD *et al.* (2008), VILARDY (2009), OTEROS-ROZAS (2009).

3. Desacoplamiento escalar entre las funciones y los servicios de los ecosistemas

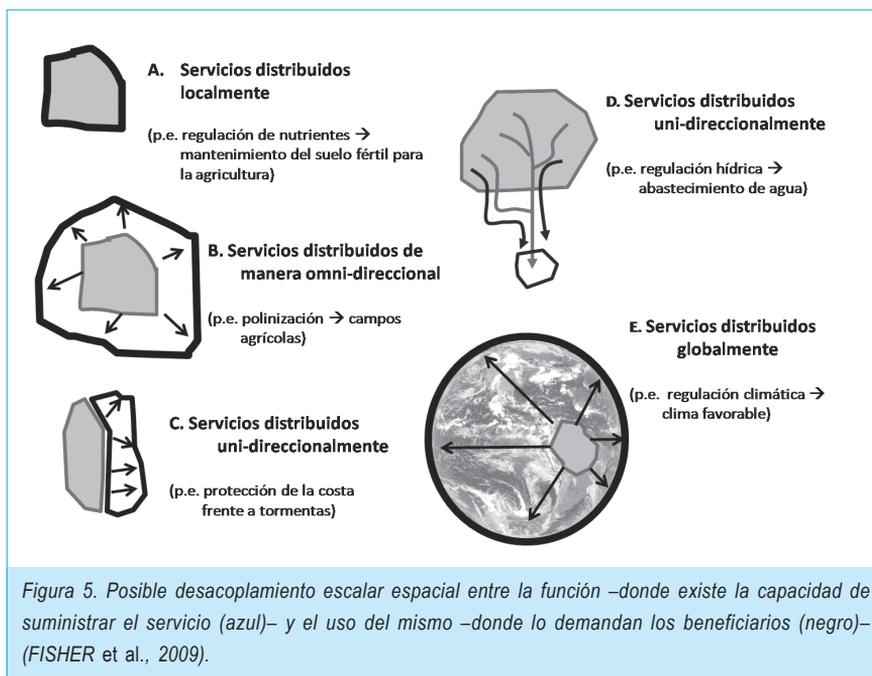
Al traducir una función en un ecoservicio, requerimos necesariamente la identificación de los beneficiarios, del tipo de disfrute realizado, así como la localización espacio-temporal de su uso. En este sentido, resulta esencial identificar la escala espacial y temporal a la cual una función tiene capacidad de suministrar un servicio, y a la cual un servicio es aprovechado, usado o disfrutado. Los ecoservicios no sólo se generan a diferentes escalas espacio-temporales en función de los procesos y estructura ecológica, sino que además la sociedad los disfruta a distintas escalas, desde la escala local (p. e. recolección de alimento) hasta la escala global (p. e. mantenimiento de un clima favorable), afectando a diferentes actores sociales, quienes frecuentemente tienen intereses distintos (GRIMBLE y WELLARD, 1997; TACCONI, 2000). Usualmente, la escala a la que el servicio es suministrado determina quiénes se pueden beneficiar del mismo (VERMEULEN y KOZIELL, 2002), pero no siempre ya que un servicio suministrado a una escala puede ser usado o aprovechado a diferentes escalas sociales, y diferentes servicios suministrados a diferentes escalas del ecosistema, pueden ser aprovechados únicamente en una escala social (Figura 4).



Por tanto, no podemos focalizar únicamente el análisis de servicios a la escala local, si éstos son suministrados a la escala local, pues los usuarios pueden encontrarse a diferentes escalas del sistema socio-económico. Y tampoco podemos focalizar el análisis de servicios en la escala regional de los beneficiarios, pues el suministro se puede dar a distintas escalas del ecosistema (Figura 4). De esta forma, es esencial trazar una evaluación multi-escalar desde el suministro hacia el usuario, con el fin de incorporar en el análisis la problemática del desacoplamiento escalar –la cual es causa de conflictos sociales relacionados con el uso o disfrute de ecoservicios–.

Consecuentemente, conviene analizar conjuntamente las funciones y los servicios ya que, por un lado, supone necesariamente estudiar conjuntamente la capacidad de suministro de servicios y la demanda de los mismos por parte de los usuarios (Figura 5). La utilidad que tiene evaluar no sólo el suministro del servicio (función), sino también su demanda o su uso es poner de manifiesto el desacoplamiento escalar espacial y temporal existente entre el ecosistema o la especie que lo suministra y las personas que lo usan (HEIN *et al.*, 2006). Como indican algunos estudios, el suministro y el uso del servicio pueden coincidir en el espacio (servicio recreativo generado por un paseo por un bosque) o puede que no (FISHER *et al.*, 2009). El flujo de servicios puede distribuirse en todas las direcciones desde su origen (polinización de campos agrícolas), distribuirse pendiente abajo en el caso de flujos hídricos (uso de agua), distribuirse en una dirección (protección de humedales costeros frente a tormentas), o distribuirse globalmente (mantenimiento de unas condiciones climáticas adecuadas) (Figura 5).

Esto demuestra que gestionar exclusivamente los servicios puede inducir a problemas de desacoplamiento escalar, ya que la jerarquía escalar de servicios no se corresponde con la de las funciones y, así, un servicio demandado a escala global puede venir dado por una estructura o procesos ecológicos a escala regional o local. Por ejemplo, el mantenimiento de un clima favorable es demandado globalmente, mientras que los componentes ecológicos encargados de mantener la función suministradora de este servicio pueden localizarse en una escala regional (p. e. un bosque).



4. El papel de las instituciones para gestionar el capital natural

Tal y como se ha puesto de manifiesto en las secciones anteriores, trabajar con ecoservicios requiere considerar la complejidad de los mismos desde su suministro (dimensión ecológica) hasta su uso y disfrute (dimensión socio-económica). Sin embargo, la información obtenida a partir del análisis de las funciones de los ecosistemas (suministro de servicios) y del análisis de los beneficiarios de los servicios a las distintas escalas espacio-temporales no garantiza que la toma de decisiones relacionada con la gestión del capital natural vaya a ser la adecuada. Esto se debe a que para gestionar el capital natural se necesita adicionalmente información relacionada con la regulación legal, derechos de propiedad, y normas sociales de los servicios objeto de estudio. Es decir, se requiere información de las instituciones gestoras de dichos servicios.

En este trabajo nos referimos al concepto de institución como el conjunto de reglas, normas y estrategias adoptadas por los individuos dentro de una organización o a través de organizaciones (CRAWFORD and OSTROM, 2005). WILLIAMSON (2000) distingue cuatro niveles institucionales para gestionar los servicios generados por los ecosistemas (Figura 6). El primero está contenido en la sociedad, ya que reconoce las normas, tradiciones, costumbres, valores, creencias, así como otras reglas sociales informales. En el segundo nivel, se encuentran las reglas formales (leyes y derechos de propiedad). En el tercer nivel de análisis, se distinguen las instituciones de gobierno: estrategias, convenios, mecanismos de coordinación, los cuales son la base para la ejecución de las leyes y los derechos de propiedad. El último nivel de análisis hace referencia al continuo ajuste de precios que se da en los mercados.

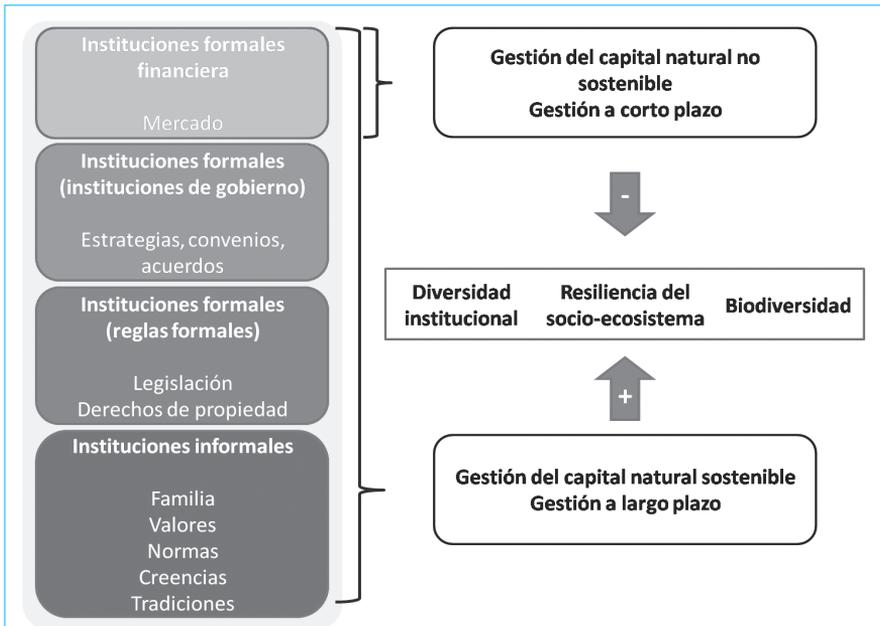


Figura 6. Relación entre los niveles institucionales y la gestión del capital natural. La figura muestra cómo la gestión basada en diversidad institucional considerando las diferentes escalas institucionales supone gestionar el capital natural de manera sostenible a largo plazo, con el fin de mantener la resiliencia del sistema socio-ecológico.

En general, las instituciones se han aproximado de manera parcial a la conservación del capital natural, bien indirectamente a través de estrategias de mercado o directamente con planes de conservación. Sin embargo, tal y como se vio anteriormente el capital natural es complejo y, por tanto, requiere de complejidad institucional (DIETZ *et al.*, 2003). Tener en cuenta un único nivel institucional aboga al capital natural a su deterioro. Por ejemplo, el mecanismo de mercado por sí solo no puede funcionar adecuadamente para todos los servicios ya que la mayoría de los servicios no son bienes privados (OSTROM y WALKER, 2003) (Figura 6). Contrastando con los bienes privados (como algunos de los servicios de abastecimiento), los bienes comunes o públicos necesitan ser gestionados principalmente desde las instituciones formales legales e informales. Por ejemplo, bajo determinadas circunstancias, las comunidades sociales autogestionan la producción y suministro de servicios en vez de dejarse llevar por la oferta y la demanda. Ostrom (1998) presenta claros ejemplos de autogestión en los que «ni el mercado ni el gobierno estatal prevalece», donde determinadas sociedades locales o indígenas han sobrevivido durante siglos, a pesar de que los gobiernos y asociaciones nacionales e internacionales pusieron el énfasis en fomentar los bienes privados en vez de los bienes públicos y el capital social.

Por otro lado, el hecho de que los ecosistemas generen servicios desde la escala local hasta escalas globales implica que la gestión de la biodiversidad debe ser llevada a cabo por sistemas institucionales dispersados a diferentes niveles de autoridad, es decir «policéntricos» (OSTROM, 1998). Perspectivas sistémicas de conservación que estén basadas en la diversidad y redundancia institucional (Figura 6) infieren en una aproximación multi-escalar tanto de los servicios generados por los ecosistemas (Tabla 7), como de los actores sociales implicados en su producción, disfrute y gestión (Tabla 8).

Tabla 7. Aproximación multi-escalar de las diferentes instituciones encargadas de gestionar los servicios generados por la biodiversidad. Modificado de GATZWEILER (2006)

Servicios	Naturaleza social del servicio	Modelo de institución	Instituciones informales (valores, creencias, normas individuales y sociales)
Servicios de abastecimiento	Privado (p. ej. miel, agricultura, madera, pesca)	Mercado	
Servicios de regulación	Común (p. ej. agua potable, suelos fértiles)	Asociación privado-público	
	Público (p. ej. aire limpio, polinización, control de plagas)	Gobierno local y participativo	
Servicios culturales	Público (p. ej. educación, servicios espirituales)	Gobierno estatal	

Tabla 8. Aproximación multi-escalar a los beneficiarios de los servicios generados por la biodiversidad en los tres niveles institucionales identificados

	Local	Regional/Nacional	Global
Individual	Usuarios locales:	Turistas	Turistas
	Agricultores	Educación	Educación
	Apicultores	Ciencia	Ciencia
	Ganaderos	Consumidores autónomos y en España	Consumidores
	Pescadores		
	Mariscadores		
Entidad comercial	Industria local:	Sectores económicos regionales y nacionales asociados	Empresas internacionales
	Agricultura	PIB	
	Pesca		
	Marisco		
	Artesanos		
	Turismo		
Sector público	Gobierno local	Gobierno nacional	Unión Europea

Estos razonamientos están principalmente basados en la «ley de la variedad requerida» (ASHBY, 1960), la cual postula que «cualquier sistema de regulación requiere el mismo nivel de variedad de acciones, como la variedad de procesos que tiene el sistema a regular». Las implicaciones más importantes de este razonamiento es que la conservación del capital natural dirigida desde un solo nivel institucional, como es el mercado globalizado o el gobierno centralizado, frecuentemente falla en conservar los servicios de manera sostenible. Si se continúa dando demasiada importancia a las unidades de gobierno simples, de gran escala y centralizadas, que no tienen, ni pueden tener, la capacidad de una variedad de respuestas, la meta de la conservación de los ecosistemas es inalcanzable (GADGIL y RAO, 1994).

Teniendo en cuenta la heterogeneidad ecológica y social en la que los servicios son suministrados y disfrutados, entonces la diversidad y redundancia institucional, así como la capacidad de trabajar con instituciones anidadas, es el camino a seguir para gestionar el capital natural. Sin un interés en la creación de sistemas de gobierno policéntricos y anidados, el proceso mismo de intentar regular el comportamiento humano o el de preservar la biodiversidad (ambos procesos complejos), producirá la consecuencia trágica y no deseada de la destrucción de la complejidad que se intenta proteger (OSTROM, 1995).

5. La tragedia de los servicios: el desacoplamiento escalar entre instituciones y ecosistemas

Los sistemas socioecológicos son sistemas complejos adaptativos en los que los agentes sociales y biogeofísicos están interactuando a través de múltiples escalas espacio-temporales (JANSSEN y OSTROM, 2006). Los sistemas complejos nos generan el marco para estudiar las interacciones a distintas escalas espacio-temporales entre los ecosistemas, las instituciones formales y las instituciones informales (Figura 6). En la actualidad, la dinámica de los socio-ecosistemas se está viendo fuertemente influenciada por las políticas de gestión centralizadas basadas en la gestión intensiva de unos pocos servicios (principalmente servicios de abastecimiento) y por los mercados globalizados (LIU *et al.*, 2007).

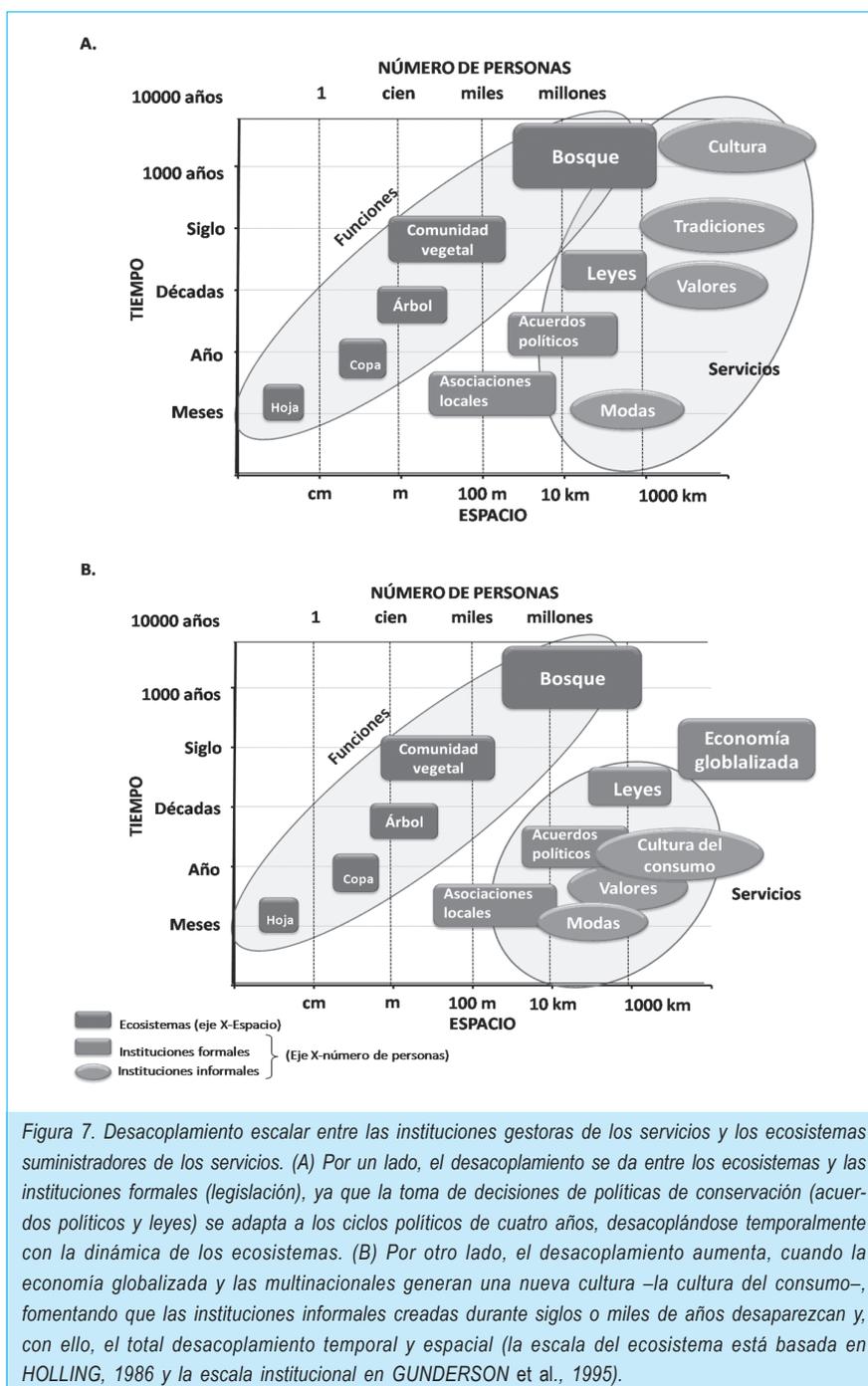
Como hemos dicho, las instituciones convencionales no son suficientes para resolver los problemas generados por la degradación de los ecosistemas, y en parte, esto es debido al desacoplamiento temporal de la toma de decisiones (Figura 7a). El desacoplamiento temporal se genera en los casos en los que los cortos plazos electorales entran en conflicto con las necesidades de planificación a largo plazo (YOUNG, 2003; CASH *et al.*, 2006) o cuando la escala espacial en la que la decisión es tomada no coincide con la escala en la que la actividad tiene lugar. Este desacoplamiento es muy común por ejemplo en las estrategias de pesca o en los tratados internacionales de pesca, en donde la pesca artesanal y tradicional no se tiene en cuenta (BERKES, 2002; GADGIL *et al.*, 2003).

El fallo inherente a estas estrategias de gestión es intentar controlar un pequeño grupo de variables de los socio-ecosistemas con el fin de optimizar el suministro de uno o pocos servicios concretos (p. e. desde la agricultura intensiva hasta la conservación estricta). Sin embargo, intentar estabilizar y optimizar la

provisión de un solo servicio implica un aumento en la vulnerabilidad del sistema ante un cambio inesperado (FOLKE *et al.*, 2003). Por ejemplo, Wilson (2006) concluyó que el desacoplamiento escalar entre las estrategias de gestión (incentivos y derechos de pesca) y los ciclos poblacionales de las especies piscícolas en los ecosistemas marinos han supuesto una pérdida de las poblaciones de las especies y, por tanto, de la resiliencia del sistema. Gómez-Baggethun *et al.* (2009) encontraron que las estrategias de conservación estricta en los ecosistemas mediterráneos suponía una pérdida de biodiversidad debido a un cambio en los procesos ecológicos que estaban ligados a mecanismos de gestión tradicional local (p. e., la roza y quema). Este tipo de estrategias, que intentan mantener los ecosistemas prístinos, pueden resultar en una pérdida de la integridad de los ecosistemas, y por tanto en una pérdida de ecoservicios.

Por otro lado, el proceso de globalización está suponiendo que el poder económico y político se traslade a nuevas escalas espacio-temporales, tanto en un movimiento hacia escalas espaciales superiores (mediante los mercados globalizados) como hacia escalas temporales inferiores y más rápidas (p. e., se puede consumir cualquier producto en cualquier momento del año, sin la necesidad de acoplarse al ciclo biológico de los cultivos) (Figura 7b). Estos cambios coinciden con el crecimiento de los medios de comunicación y la difusión de una nueva ideología que ha generado una nueva cultura a escala global –la cultura del consumo–, con nuevos valores y comportamientos asociados a dicha cultura (LEICHENKO y SOLECKI, 2005). Por lo tanto, el desarrollo de una economía globalizada está suponiendo un cambio en el estilo de vida de muchas sociedades, con la consecuente pérdida de instituciones informales –los valores, las tradiciones– y de una cultura milenaria, la cual se desarrolló de manera acorde con la dinámica de los ecosistemas.

Robert Costanza definió a estos fallos institucionales como *trampa social*, en la que el corto plazo y el comportamiento individual-local (*homo economicus*) domina sobre la gestión a largo plazo focalizada por el interés global de la sociedad (*homo citizens*) (COSTANZA, 1987). Recientemente, Ruhl *et al.* (2007, pp. 79-82) han definido la *tragedia de los servicios* como la ausencia sistemática de un marco institucional capaz de gestionar a los servicios en los diferentes niveles institucionales (Figura 6) y a las distintas escalas espacio-temporales.



6. Gestionando el capital natural: la necesidad de una visión holista e integradora

El problema esencial al que se enfrenta la civilización de inicios del milenio es cómo gestionar la resiliencia de los ecosistemas, o capacidad de recuperación frente a perturbaciones como las asociadas al cambio global, para asegurar un desarrollo social y económico en el contexto de un mundo rápidamente cambiante (DUARTE *et al.*, 2006). Más aún, reconocer que el cambio global en el que estamos inmersos es, en parte, consecuencia del comportamiento y el estilo de vida humano, así como que la conservación de la naturaleza es un producto social resultante de la toma de decisiones y del comportamiento humano, es aceptar que la toma de decisiones no sólo debe ir dirigida a las especies y a los ecosistemas, sino también a las raíces culturales de la sociedad (MASCIA *et al.*, 2003).

Producto de la reflexión realizada en las secciones anteriores, el marco conceptual representado en la Figura 8 nace como respuesta a la necesidad de gestionar los socio-ecosistemas en el contexto del cambio global. Cualquier interrupción en alguno de los procesos (flechas) que vinculan los elementos clave (cajas) supondrían el fracaso en la gestión sostenible de los socio-ecosistemas.

Para poder disfrutar de un flujo diverso de ecoservicios que sea capaz de mantener el bienestar humano, se necesita conservar o restaurar las funciones esenciales que tienen capacidad de suministrarlos. Es decir, necesitamos mantener la integridad y resiliencia de los ecosistemas. De hecho, en esta necesidad reside el desafío actual del uso humano del capital natural. Por tanto, el primer paso para enfrentarse al desafío del cambio global y a sus componentes es construir resiliencia, de los estados deseados de los ecosistemas, es decir, de aquellos cuadros ecológicos que tienen mayor valor social en términos de la diversidad y calidad del flujo de ecoservicios.

Ahora bien, para determinar el efecto del cambio global sobre el flujo de ecoservicios, el modo en que éstos se están viendo alterados, y las consecuencias que esto tiene sobre el bienestar humano, necesitamos evaluar el balance de ventajas y desventajas (o *trade-offs*) que tienen las actividades humanas sobre los ecoservicios. Para ello, debemos comparar el impacto que tienen diferentes alternativas de gestión sobre los ecosistemas y el bienestar humano a través de *procesos de evaluación*. Dichos procesos de evaluación determinan los *trade-offs* existentes entre ecoservicios y ante diferentes alternativas de gestión.

Una vez identificadas las estrategias de gestión más adecuadas, se requiere de un *marco institucional policéntrico y diverso* para llevarlas a cabo. De hecho, es este marco institucional el que tiene que gestionar los socio-ecosistemas con el fin de que la población disfrute de un bienestar adecuado a través del flujo de servicios, y a través de la disminución de la repercusión de los impulsores de cambio. Ante el cambio global en el que nos encontramos, la gestión sectorial basada en la maximización de unos pocos servicios y con dominio del mercado –p. e., agricultura, pesca, energía, conservación de especies emblemáticas– corre el riesgo de no funcionar a medio y largo plazo. Por este motivo, el último proceso que debe llevarse a cabo para la correcta gestión sostenible de los socio-ecosistemas es el *ordenamiento territorial*, en el que se promueva el paradigma de *conservación para el bienestar humano*, donde la conservación de los ecosistemas no sea independiente y *aparte de* otras dimensiones territoriales (agua, agricultura, pesca, turismo, oportunidades científicas y educativas, etc.), sino que se coordinen con el fin de obtener un flujo de servicios.

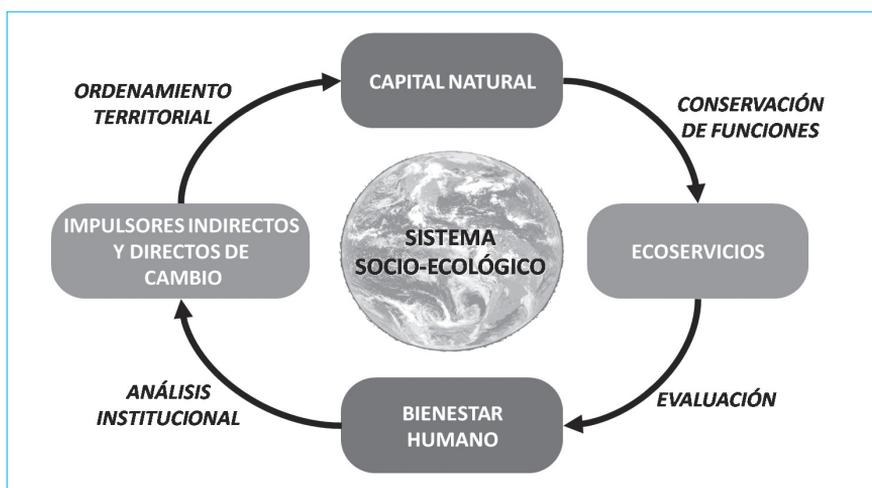


Figura 8. Marco conceptual y metodológico para la gestión sostenible de los sistemas socio-ecológicos ante el cambio global en el que estamos inmersos. Las cajas representan los elementos clave que hay que considerar y en los que hay que incidir. Las flechas representan los procesos metodológicos a tener en cuenta para evitar que el bucle se rompa, y por tanto para gestionar los socio-ecosistemas a largo plazo de manera sostenible.

Consecuentemente, el ordenamiento territorial debe realizarse atendiendo al capital natural y los ecoservicios que proveen bienestar humano, teniendo en cuenta los impulsores directos e indirectos de cambio. De tal manera que se gestione una matriz territorial donde el último objetivo sea mantener un flujo de ecoservicios diverso y de calidad, a la vez que se reduce el efecto de los impulsores de cambio (Figura 8). Por tanto, la forma más práctica y efectiva de enfrentarse al desafío del cambio global y a sus componentes es construir resiliencia socio-ecológica, es decir, fomentar aquellos cuadros ecológicos que tienen mayor valor social en términos de la calidad del flujo de ecoservicios, así como aquellas situaciones sociales en las que existe diversidad y redundancia institucional para responder ante cualquier perturbación provocada por dicho proceso de cambio global.

Referencias bibliográficas

- > ANDERIES, J. M.; JANSSEN, M. A. and OSTROM, E. (2004), «A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective», *Conservation Ecology* 9, 18. <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art18/>
- > ASHBY, W. R. (1960), *Design for a Brain: The origin of adaptive behaviour*, Wiley, New York, USA.
- > BALMFORD, A.; RODRIGUES, A.; WALPOLE, M.; TEN BRINK, P.; KETTUNEN, M., BRAAT, L. and DE GROOT, R. (2008), *Review on the economics of biodiversity loss: scoping the science*. Final report. http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/pdf/scoping_science.pdf
- > BERKES, F. (2002) «Cross-scale institutional linkages: perspectives from the bottom up» in: OSTROM, E.; DIETZ, T.; DOLŠAK, N.; STERN, P.C.; STONICH, S.; WEBER, E. U. (eds.), *The drama of the commons*, National Academy Press, Washington DC, pp. 293-319
- > BERKES, F. and FOLKE, C. (1998), *Linking social and ecological systems. Management practices and social mechanisms for building resilience*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- > BIODIVERSIDAD EN EL DESARROLLO (2001), *Principios orientadores para la biodiversidad en el desarrollo: Lecciones de los proyectos en el terreno*, Comisión Europea, Bruselas, Bélgica, Unión Mundial para la Naturaleza, Gland, Suiza, Cambridge, UK.
- > BOYD, J. (2007), «Nonmarket benefits of nature: what should be counted in green GDP» *Ecological Economics*, 61, 716-723.
- > BOYD, J. and BANZHAF, S. (2007), «What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units», *Ecological Economics*, 63, 616-626.
- > CARPENTER, S. R.; MOONEY, H. A.; AGARD, J.; CAPISTRANO, D.; DEFRIES, R. S.; DÍAZ, S. *et al.* (2009), «Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment», *PNAS* 106, 1305-12.
- > CASH, D. W.; ADGER, W. N.; BERKES, F.; GARDEN, P.; LEBEL, L.; OLSSON, P.; PRITCHARD, L. and YOUNG, O. (2006), «Scales and cross-scale dynamics governance and information in a multilevel world» *Ecology and Society*, 11, 8. <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art8/>
- > COSTANZA, R. (1987), «Social traps and environmental policy», *BioScience*, 37, 407-412.
- > COSTANZA, R. (2008), «Ecosystem services: Multiple classification systems are needed» *Biological Conservation* 141, 350-352.
- > 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, R. G.; SUTTON, P. and VAN DEN BELT, M. (1997), «The value of the world's ecosystem services and natural capital», *Nature*, 387, 253-260.
- > CRAWFORD, S. E. S. and OSTROM, E. (2005) «A grammar of institutions», in: OSTROM, E. (ed.) *Understanding institutional diversity*, Princeton University Press Princeton, NJ, USA, pp. 137-174.
- > DAILY, G. C. (1997) *Nature's services: Societal dependence on ecosystem services*, Island Press, Washington, DC.

- > DE GROOT, R., (1992), *Functions of nature: Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*, Wolters, Nordhoff BV, Groningen, The Netherlands.
- > DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A. and BOUMANS, R. M. J. (2002), «A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services», *Ecological Economics*, 41, 393-408.
- > DÍAZ, S.; FARGIONE, J.; CHAPIN, F.S. III. and TILMAN, D. (2006), «Biodiversity loss threatens human well-being», *PLoS Biology*, 4, 1300-1305.
- > DIETZ, T.; OSTROM, E. and STERN, P. C. (2003), «The struggle to govern the commons», *Science*, 302, 1907-1912.
- > DUARTE, C.; ALONSO, S.; BENITO, G.; DACHS, J.; MONTES, C.; PARDO, M.; RÍOS, A.; SIMÓ, R. y VALLADARES, F. (2006), *Cambio global: impacto de la actividad humana sobre el sistema tierra*, CSIC, Madrid.
- > EGOH, B.; ROUGET, M.; REYERS, B.; KNIGHT, A. T.; COWLING, R. M.; VAN JAARSVELD, A.S. and WELZ, A. (2007), «Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review», *Ecological Economics*, 63, 714-721.
- > (EM) MILLENNIUM ECOSYSTEMASSESSMENT (2005), *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*, World Resources Institute, Washington, DC.
- > (EM) MILLENNIUM ECOSYSTEMASSESSMENT (2003), *Ecosystems and human well-being: A framework for assessment*, Island Press, Washington, DC.
- > FISHER, B.; TURNER, R. K. and MORLING, P. (2009), «Defining and classifying ecosystem services for decision making», *Ecological Economics*, 68, 643-653.
- > FISHER, B.; TURNER, K.; ZYLSTRA, M.; BROUWER, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; FERRARO, P.; GREEN, R.; HADLEY, D.; HARLOW, J.; JEFFERISS, P.; KIRKBY, C.; MORLING, P.; MOWATT, S.; NAIDOO, R.; PAAVOLA, J.; STRASSBURG, B.; YU, D. (2008), «Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research», *Ecological Applications*, 18, 2050-2067.
- > FOLKE, C. (2006), «The Economic Perspective: Conservation against Development versus Conservation for Development», *Conservation Biology*, 20, 686-688.

- > FOLKE, C.; COLDING, J. and BERKES, F. (2003), «Synthesis: building resilience and adaptive capacity in social–ecological systems», in: BERKES, F.; COLDING, J.; FOLKE, C. (eds.), *Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 352-387.
- > HILTON-TAYLOR, C. (2000), *The 2000 IUCN Red List of threatened species*, World Conservation Union. Cambridge, UK, Massachusetts, USA.
- > GADGIL, M.; OLSSON, P.; BERKES, F. and FOLKE., C. (2003), «Exploring the role of local ecological knowledge for ecosystem management: three case studies», in: BERKES, F.; COLDING, J.; FOLKE, C. (eds.), *Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 189-209.
- > GADGIL, M. and RAO, P. R. S. (1994), *On designing a system of positive incentives to conserve biodiversity for the ecosystem people of India*, paper presentado en 'Design Principles' workshop. Beijer Institute, Estocolmo, 27-28 de Agosto 1994.
- > GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; LOMAS, P. L.; ZORRILLA, P.; SASTRE, S. and MONTES, C. (2009), «Exploring trade-offs in the ecosystem services flow in Mediterranean cultural landscapes», in: MALHOTRA, G. (ed.) *Environmental Growth: A Global Perspective*, McMillan Publishers India Ltd., India.
- > GRIMBLE, R. and WELLAND, K. (1997), «Stakeholder methodologies in natural resource management: a review of principles, contexts, experiences and opportunities», *Agricultural Systems*, 55, 173-193.
- > GUNDERSON, L. H.; HOLLING, C. S. and LIGHT, S. S. (1995), «Barriers broken and bridges built: A synthesis», in: GUNDERSON, L. H.; HOLLING, C. S.; LIGHT, S. S. (eds.) *Barriers and bridges to the renewal of ecosystems and institutions*, Columbia University Press, New York, USA, pp. 489-532.
- > HEIN, L.; VAN KOOPEN, K.; DE GROOT, R. S., and VAN IERLAND, E. C. (2006), «Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services», *Ecological Economics*, 57, 209-228.

- > HOLLING, C. S. (1986), «The resilience of terrestrial ecosystems: Local surprise and global change», in: CLARK, W. C., MUNN, R. E. (eds.) *Sustainable Development of the Biosphere*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 292-317.
- > JANSSEN, M. A. and OSTROM, E. (2006), «Governing social-ecological systems», in: TEFATSION, L., JUDD, K.L. (eds.) *Handbook of Computational Economics II: Agent-Based Computational Economics*. Elsevier Publisher, Holanda, pp. 1465-1509.
- > JAX K. (2005), «Function and functioning in ecology: what do we need to know about their ecology», *Ecology Letters*, 8, 468-479.
- > KREMEN, C. (2005), «Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology?», *Ecology Letters*, 8, 468-479.
- > LEICHENKO, R. M. and SOLECKI, W. D. (2005), «Exporting the American dream: The globalization of suburban consumption landscapes», *Regional Studies*, 39, 241–253.
- > LIU, J.; DIETZ, T.; CARPENTER, S.; ALBERTI, M.; FOLKE, C.; MORAN, E.; PELL, A. N.; DEADMAN, P.; KRATZ, P.; LUBCHENCO, J.; OSTROM, E.; OUYANG, Z.; PROVENCHER, W.; REDMAN, C. L.; SCHNEIDER, S. H. and TAYLOR, W. W. (2007), «Complexity of coupled human and nature systems», *Science*, 317, 1513-1516.
- > MAINKA, S.; MCNEELY, J. and JACKSON, B. (2005), *Depend on Nature: Ecosystem services supporting human livelihoods*, IUCN, Gland, Switzerland.
- > MARTÍN-LÓPEZ B.; GÓMEZ-BAGGETHUN E.; GONZÁLEZ J. A.; LOMAS P. L., and MONTES, C. (2009), «The assessment of ecosystem services provided by biodiversity: re-thinking concepts and research needs», in: ARONOFF, J. B. (ed.). *Handbook of Nature Conservation: Global, Environmental and Economic Issues*, Nova Science Publishers, New York, pp. 261-282.
- > MASCIA, M. B.; BROSIUS, J. P.; DOBSON, T. A.; FORBES, B. C.; HOROWITZ, L.; MCKEAN, M. A. and TURNER, N. J. (2003), «Conservation and social sciences», *Conservation Biology*, 17, 649-650.

- > OSTROM, E. (1995), «Designing complexity to govern complexity», in: HANNA, S.; MUNASINGHE, M. (eds.), *Property rights and the environment*, The Beijer Institute y The World Bank, Washington, DC, pp. 33-46.
- > OSTROM, E. (1998), «Scales, polycentrity, and incentives: Designing complexity to govern complexity», in: GURUSWAMY, L.D.; MCNEELY, J.A. (eds.), *Protection of Global Biodiversity: Converging Strategies*, Duke University Press, Durham, North Carolina, USA, pp. 149-167.
- > OSTROM, E. and WALKER, J. (2003), *Trust and reciprocity. Interdisciplinary lessons from experimental research*, Russell Sage, New York, USA.
- > OTEROS-ROZAS, E. y GONZÁLEZ, J. A. (2009), *Funciones y servicios. Trashumancia en la Cañada Real Conquense*, informe interno, Laboratorio de Socioecosistemas, UAM, Madrid.
- > RUHL, J. B.; KRAFT, S. E. and LANT C. L. (2007), *The Law and Policy of Ecosystem Services*, Island Press, Washington.
- > SACHS, J. D. and REID, W.V. (2006), «Investments toward sustainable development», *Science*, 312, 1002.
- > SALA, O.; CHAPIN, S.; ARMESTO, J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L.; JACKSON, R.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D.; MOONEY, H.; OESTERHELD, M.; LEROY POFF, N.; SYKES, M.; WALKER, B.; WALKER, M. and WALL, D. (2000), «Global biodiversity scenarios for the year 2100», *Science*, 287, 1770–1774.
- > TACCONI, L. (2000), *Biodiversity and Ecological Economics. Participation, values, and resource management*, Earthscan, London.
- > UNDP (U.N. Development Programme) (2005), *Sustaining the environment to fight poverty and achieve the MDGs: the economic case and priorities for action*, UNDP, New York, USA.

- > VANDEWALLE, M.; SYKES, M. T.; HARRISON, P. A.; LUCK, G. W.; BERRY, P.; BUGTER, R.; DAWSON, T. P.; FELD, C. K.; HARRINGTON, R.; HASLETT, J. R.; HERING, D.; JONES, K. B.; JONGMAN, R.; LAVOREL, S.; MARTINS, D. A.; SILVA, P.; MOORA, M.; PATERSON, J.; ROUNSEVELL, M. D. A.; SANDIN, L.; SETTELE, J.; SOUSA, J. P. and ZOBEL, M. (2008), *Concepts of dynamic ecosystems and their services*, Deliverable D2.1 for the EC RUBICODE project, contract n. 036890 http://www.rubicode.net/rubicode/RUBICODE_ES_Concepts_Summary.pdf
- > VERMEULEN, S. and KOZIELL, I. (2002), *Integrating Global and Local Values. A Review of Biodiversity Assessment*, IIED, London.
- > VILARDY, S. (2009), *Estructura y dinámica de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: una aproximación desde el marco conceptual de los sistemas socio-ecológicos complejos y la teoría de la resiliencia*, tesis doctoral inédita, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- > WALL, D.; RABBINGE, R.; GALLOPIN, G.; KHODAY, K.; LEWIS, N.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J.; SCHMIDT-TRAUB, G. and SOMBILLA, M. (2005), «Implications for achieving the Millennium Development Goals», in: CHOPRA, K., LEEMANS, R.; KUMAR, P., SIMONS, H. (eds.), *Ecosystems and human well-being. Policy Responses. Millennium ecosystem assessment*, Volume 3, Island Press, Washington DC, pp. 549-584.
- > WALLACE, K. J. (2007), «Classifications of ecosystem services: problems and solutions», *Biological Conservation*, 139, 235-246.
- > WILLIAMSON, O. (2000), «The new institutional economics: Taking stock, looking ahead», *Journal of Economic Literature*, 38, 595-613.
- > WILSON, J. A. (2006), «Matching social and ecological systems in complex ocean fisheries», *Ecology and Society* 11, 9. <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art9/>
- > YOUNG, O. R. (2003), «Environmental governance: the role of institutions in causing and confronting environmental problems. International Environmental Agreements: Politics», *Law and Economics*, 3, 377-393.