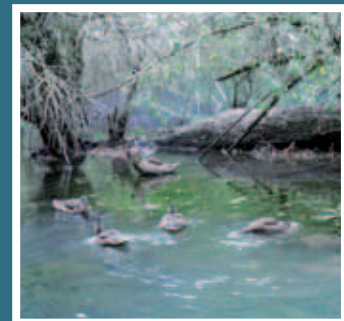


Contabilidad de los ecosistemas y coste de las pérdidas de biodiversidad

El caso de los humedales costeros del Mediterráneo





Contabilidad de los ecosistemas y coste de las pérdidas de biodiversidad

El caso de los humedales costeros del Mediterráneo



Madrid, 2012

Aviso legal

El contenido de esta publicación no refleja necesariamente las opiniones de la Comisión Europea o de otras instituciones de la Unión Europea. Ni la Agencia Europea de Medio Ambiente ni ninguna persona o empresa que actúe en su nombre es responsable del uso que se haga de la información contenida en este informe.

Derechos de autor

© AEMA, Copenhague, 2010
Reproducción autorizada, con indicación de la fuente bibliográfica, salvo indicación de lo contrario.

Información acerca de la Unión Europea disponible en Internet. Se puede acceder a través de la página: www.europa.eu.

Revisión científica de la edición en español:

Este trabajo ha sido realizado por TAU Consultora Ambiental por encargo de la Subdirección General de Calidad del Aire y Medio Ambiente Industrial (Punto Focal Nacional de la AEMA), Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Ambiente Natural, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA).

Supervisión, coordinación y control (MARM):

Elisa Rivera Mendoza

Coordinación (TAU Consultora Ambiental):

Laura Romero Vaquero

Título original en Inglés:

Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses – the case of coastal Mediterranean wetlands

Equipo de revisión:

Manuel Álvarez-Arenas Bayo, TAU Consultora Ambiental
José María Gascó. Catedrático de Edafología y Climatología, ETS de Ingenieros Agrónomos, UPM
Gabriel Gascó. Departamento de Edafología, ETS de Ingenieros Agrónomos, UPM
Francisco Díaz Pineda, Catedrático de Ecología, Facultad de Biológicas, UCM



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Distribución y venta:

Paseo de la Infanta Isabel, 1
Teléfono: 91 347 55 51 - 91 347 55 41
Fax: 91 347 57 22

Maquetación: Diadeis, AEMA/Henriette Nilsson
Fotografía de la cubierta de la edición española: Luis Yngüanzo

Tienda virtual: www.magrama.es
e-mail: centropublicaciones@magrama.es

Impresión: ADVANTIA, S.A.

NIPO: 280-12-200-6
NIPO: 280-12-199-3 (CD)
ISBN: 978-84-491-1229-4
Depósito Legal: M. 42270-2012
Catálogo General de publicaciones oficiales:
<http://www.060.es> (servicios en línea/oficina virtual/Publicaciones)



Datos técnicos: Formato: 21 x 29,7 cm. Caja de texto: 18 x 25,2 cm. Composición: dos columnas.
Tipografía: Palatino a cuerpo 10. Encuadernación: Rústica. Papel: Interior en couché mate de 115 g.
Cubierta en cartulina gráfica de 300 g. Tintas a 4/4.

Presentación de la edición española

Todos los ecosistemas proporcionan bienes y servicios para nuestras sociedades. Algunos de ellos, como los humedales, tienen un valor crítico no sólo para el bienestar humano, sino para el equilibrio general de la biodiversidad. Sin embargo, suele ocurrir que sólo aparecen en la economía en los aspectos en que se puede monetarizar su presencia. Parece que pueden ser ignorados en las consideraciones económicas (y en la toma de decisiones políticas) si no proporcionan beneficios económicos. Es una forma de ignorar, y en algunos casos permitir la degradación, de unos ecosistemas que no sólo históricamente han sido claves para el desarrollo de la vida, sino que en la actualidad son la base de unos servicios y bienes sin los cuales no sólo los ecosistemas, sino la economía de nuestras sociedades, se vería puesta en serias dificultades.

Se mide el valor de los alimentos que proporcionan estos ecosistemas, a veces la energía, pero los sistemas actuales no contabilizan el agua limpia, el control de temperatura, la regulación de los ciclos biológicos, el paisaje, el refugio a especies amenazadas, ya sean permanentes o estacionales, o la absorción de emisiones. Es difícil conseguir que los sistemas tradicionales de contabilidad tengan en cuenta e incluyan estos factores. Sin embargo, es un objetivo que se debe alcanzar, ya que las magnitudes económicas tradicionales pueden dejar de tener sentido en un escenario de cambio climático, degradación extrema de ecosistemas, fenómenos meteorológicos extremos, desaparición de especies...

Desde diversas instituciones internacionales, se ha comprendido la importancia de esta tarea, y desde Naciones Unidas se ha puesto en marcha un proceso de revisión y reforma del Sistema de Cuentas Nacionales, para conseguir que los problemas ambientales tengan representación en los cuadros macroeconómicos.

Este informe de la Agencia Europea es uno de los muchos pasos que se dan en este camino. Su planteamiento inicial es general, va más allá de los humedales mediterráneos y apunta lo que puede ser un modelo conceptual para contabilizar la biodiversidad. El informe se centra en varios ejemplos concretos: Doñana en España, La Camarga en Francia, Amvrakikos en Grecia y el delta del Danubio, en Rumanía. Son humedales singulares, con características distintas, pero el conjunto de los cuatro representan una riqueza biológica (y económica) que va más allá de la dimensión europea.

Un elemento importante para estudiar estos sistemas socioecológicos es el conjunto de estudios cartográficos existentes, en diferentes escalas y con distintos enfoques administrativos. La agregación de combinaciones de tipos de cobertura del suelo permite superar los límites de las cartografías existentes. Resulta especialmente importante la utilización de los resultados de Corine, desde 1990 hasta 2006. Se han identificado las clases de humedales y se han incluido tipos de cobertura de suelo asociados, como zonas de regadío, dunas que separan los humedales del mar y asentamientos rodeados de este tipo de espacios.

En España, el Parque Nacional de Doñana es un mosaico de ecosistemas que albergan una biodiversidad única. Destaca, sobre todo, la marisma, de extraordinaria importancia como lugar de paso, cría e invernada para miles de aves europeas y africanas. En el Parque viven especies únicas, y en serio peligro de extinción, como el águila imperial ibérica y el lince ibérico. Doñana supone la confluencia de un conjunto de ecosistemas (playa, dunas, cotos, marisma...) que dotan a este Parque de una personalidad especial.

Como en los otros humedales estudiados, se han aplicado sistemas de contabilidad genérica, buscando calcular el valor de la biodiversidad considerada y los costes que se podrían derivar de su pérdida. No es un problema cerrado, pero representa ya un marco sólido y sistemático, que

puede aplicarse en otros casos y busca un enfoque integral, que se apoya en los indicadores ya muy utilizados por los responsables políticos, como el propio PIB.

La metodología utilizada puede permitir afinar más los cálculos sobre los que se basan las decisiones en lo que se refiere a magnitudes ya consideradas: alimentos, fibra, cultivos energéticos, silvicultura, pesca y acuicultura, navegación, etc. Pero se incorporan también otros servicios que, en general, no se tiene en cuenta de manera suficiente: la regulación recreativa y factores medioambientales decisivos, como la formación de suelo, la regulación hídrica, la captura y almacenamiento de carbono, etc. Es un paso adelante, en un camino que aún está en sus primeras etapas.

Guillermina Yanguas Montero
Directora General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural
Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

Índice

Agradecimientos	4
Resumen	5
Introducción — Costes de la pérdida de biodiversidad	7
1 Contabilidad de los ecosistemas y la economía de la pérdida de biodiversidad	18
Introducción	18
El objetivo de la contabilidad de los ecosistemas	19
La estructura de la contabilidad de los ecosistemas	20
Conclusiones	21
2 Biodiversidad y valoración de los servicios de los ecosistemas	24
La biodiversidad y los servicios de los ecosistemas	24
Medida de los servicios clave de los ecosistemas dependientes de la biodiversidad	24
Valoración de los servicios de los ecosistemas dependientes de la biodiversidad: principios y ejemplos	27
Biodiversidad y comercio internacional	30
Conclusiones	32
3 Sistemas socioecológicos, cuentas de los ecosistemas y el caso de los humedales en el Mediterráneo	33
Introducción	33
Sistemas socioecológicos como unidades de contabilidad	34
Caracterización de los sistemas socioecológicos de los humedales en el Mediterráneo	35
Aplicación del modelo de contabilidad a diferentes escalas	40
4 Contabilidad de los ecosistemas de humedal: una perspectiva de escala múltiple	41
Introducción	41
Ocupación y cambio de la cobertura del suelo en los humedales mediterráneos: escala estratégica	41
Potencial ecológico cambiante de los humedales costeros del Mediterráneo	43
Cuentas de los ecosistemas: desarrollo de una visión local	48
Medición detallada del funcionamiento de los ecosistemas	53
Elaboración de las cuentas de los ecosistemas a diferentes escalas	54
5 Contabilidad de los ecosistemas y costes de mantenimiento a escalas locales	56
Introducción	56
Sistema socioecológico de Doñana	57
Sistema socioecológico de La Camarga	63
Sistema socioecológico de Amvrakikos	73
Sistema socioecológico del delta del Danubio	78
6 Contabilidad de los ecosistemas y pérdida de biodiversidad	85
¿Por qué llevar a cabo una contabilidad de los ecosistemas?	85
Satisfacer las demandas de los responsables políticos mediante la información existente	87
Conclusiones	87
Bibliografía	89

Agradecimientos

Equipo del proyecto

Ronan Uhel, AEMA;
Rania Spyropoulou, AEMA;
Françoise Breton, ETC LUSI;
Coralie Beltrame, La Tour du Valat, Francia;
Juan Arévalo, ETC LUSI;
Dominique Richard, ETCBD;
Berta Martín, Universidad Autónoma, Madrid;
Pedro Lomas, Universidad Autónoma, Madrid;
Erik Gómez, Universidad Autónoma, Madrid;
Pere Tomas, Tour du Valat, Camarga;
Driss Ezzine de Blas, Tour du Valat, Camarga;
Iulian Nichersu, Instituto Nacional del Delta del Danubio
y Eugenia Marin, Instituto Nacional del Delta del Danubio.

Equipo de redacción:

Roy Haines-Young, Universidad de Nottingham;
Marion Potschin, Universidad de Nottingham;
Pushpam Kumar, Universidad de Liverpool;
Jean-Louis Weber, Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA).

Resumen

Está cambiando la forma de pensar respecto a la biodiversidad. Hasta hace muy poco, los argumentos de apoyo para la conservación de las especies y sus hábitats se basaban principalmente en cuestiones como su singularidad evolutiva, su rareza o su peligro de extinción. En la actualidad, entre estos argumentos también se incluye el modo en el que la conservación de la biodiversidad beneficia directamente a la sociedad humana por su contribución al bienestar o a la calidad de vida. Este nuevo punto de vista da a entender que las cuestiones sobre los costes que la pérdida de biodiversidad supone para la sociedad se han hecho primordiales.

Este informe se centra en las formas con las que podemos utilizar técnicas de contabilidad del suelo y, en cierta forma, de los ecosistemas para describir y hacer un seguimiento de las consecuencias de la pérdida de biodiversidad en los humedales costeros del Mediterráneo. Estos ecosistemas se caracterizan por la estrecha vinculación entre sus procesos ecológicos, económicos y sociales, de manera que cualquier sistema de contabilidad debe representar la forma en que estos elementos clave se relacionan y evolucionan. El informe aborda la importancia de estimar los costes ecológicos y sociales del mantenimiento de estos sistemas, así como los problemas relacionados con las estimaciones monetarias de los servicios reconocidos a los humedales. También muestra el modo en que los sistemas socioecológicos (SSE) ligados a los distintos humedales pueden definirse y cartografiarse utilizando la información del estudio Corine de teledetección de la cobertura y usos del suelo.

Como todos los ecosistemas, los sistemas socioecológicos carecen de límites cartesianos definidos y cualquier cartografía constituye una aproximación incluso a escala local. No obstante, este informe muestra la cartografía coherente de un tipo de unidades conseguidas mediante agregación de combinaciones de clases de cobertura del suelo consideradas típicas. Así, se han identificado un conjunto de zonas principales como clases de humedales según el sistema de clasificación Corine y, a su vez se han expandido ampliándose los límites de los SSE utilizando una zona barrera de 5 km incluyendo tipos de cobertura del suelo asociados, como zonas de regadío, dunas que separan humedales costeros del mar y asentamientos rodeados de estos elementos. Con este procedimiento se elaboraron mapas de 159 humedales

costeros en toda la cuenca del Mediterráneo⁽¹⁾. La contabilidad de ecosistemas se adaptó luego a escalas panmediterráneas, regionales y locales.

Este informe también muestra que la información sobre la cobertura del suelo puede emplearse para elaborar contabilidades básicas de ecosistemas para la ocupación y el cambio a diferentes escalas y que los indicadores de cambio ecológico pueden elaborarse mediante nuevas fuentes de datos disponibles de observación de la Tierra. Se han utilizado nuevas técnicas de modelización espacial para evaluar las características de la biodiversidad y el potencial ecológico de los humedales, así como las presiones que sufren. Entre los nuevos indicadores que se han propuesto se incluye el "potencial ecológico", que describe la capacidad de los sistemas de sustentar la biodiversidad y de proporcionar servicios ecológicos basados en la medición de la densidad de tipos de cobertura de alto valor en términos de biodiversidad a diferentes escalas espaciales, así como la fragmentación de tales zonas debida a carreteras y otras infraestructuras. Las presiones sobre los sistemas ecológicos también se han caracterizado por indicadores basados en medidas de la «temperatura urbana» y de la «temperatura de la agricultura», basadas tanto en presiones internas como externas (de los "alrededores" de los ecosistemas).

Utilizando estos tipos de medidas, se han creado nuevas contabilidades para mostrar las relaciones espaciales entre zonas con un potencial ecológico alto y las presiones que actúan sobre ellas, así como la manera en que ambos factores parecen cambiar con el tiempo. En el informe, los sistemas socioecológicos mediterráneos donde predominan estos humedales se identificaron para 31 regiones administrativas. De las 15 que contaban con datos completos disponibles, 14 mostraron un aumento en la citada temperatura urbana entre 1990 y 2000, así como una pérdida de potencial ecológico. En Andalucía, en el sur de España, se detectó el mayor cambio.

Este informe señala cómo la conexión entre las escalas espaciales es importante, dado que estos humedales en el Mediterráneo interesan a distintas jurisdicciones y los datos recogidos a escala local pueden variar en su contenido y calidad. Resulta, pues, difícil elaborar una imagen coherente empleando fuentes de información obtenidas a escalas locales. Los resultados muestran también cómo los datos a escala regional

(1) Se debe tener en cuenta que el término Mediterráneo se usa en un sentido muy amplio, ya que incluye humedales de la costa atlántica meridional de España y del mar Negro.

pueden proporcionar una importante información contextual para las evaluaciones a escalas locales. El informe concluye con un análisis de cuatro zonas de humedales seleccionadas como estudios de casos: Doñana, en el suroeste de España, La Camarga, en el sur de Francia, Amvrakikos, al noroeste de Grecia, y el delta del Danubio, entre Rumanía y Ucrania. Aunque la contabilidad realizada refleja cuestiones y presiones particulares de las distintas zonas, ayuda a situar problemas locales en un contexto amplio.

Esta contabilidad, desde que comenzó el proyecto TEEB⁽²⁾, se ha considerado necesaria porque la protección de los procesos ecológicos que proporcionan los servicios de estos ecosistemas, es esencial para mantener los bienes públicos y la propia idea de desarrollo sostenible. Dando un paso más, el informe analiza la posible contribución de la contabilidad ambiental general y la contabilidad de estos ecosistemas específicos a la economía ecológica y la biodiversidad.

Los mensajes clave que surgen del informe son los siguientes:

- la contabilidad de los ecosistemas es un marco abierto que aúna diferentes enfoques para evaluar el estado de éstos, considerando criterios físicos, monetarios y de otros tipos, y que a su vez los relacionan con esfuerzos para valorar productos particulares de los servicios o bien los costes de mantenimiento del capital de los ecosistemas;
- dado que son coherentes con el sistema del SCAEI de la ONU y el Sistema de cuentas nacionales de la ONU (SCN) y forman parte de ellos, las cuentas de ecosistemas son capaces de proporcionar un marco sólido y sistemático para los responsables políticos, dada su asociación a indicadores conocidos y bien establecidos, como el PIB;
- para que sean eficaces, los enfoques de contabilidad deben aplicarse a diferentes escalas. Las macrocuentas pueden desarrollarse con ayuda de programas de observación de la Tierra (por ejemplo, GEO o GMES) y redes estadísticas (por ejemplo,

Eurostat, UNCEEA, la División de Estadística de Naciones Unidas, UNSD). Las cuentas a microescala pueden elaborarse a escala de organizaciones individuales públicas o privadas y se utilizan para calcular los costes y beneficios completos derivados de los ecosistemas en el contexto de las necesidades locales, como pueden ser las evaluaciones de proyectos de infraestructuras. Estas tareas suponen un reto, pero en la actualidad las fuentes de datos resultan insuficientes para comenzar a llevarlas a cabo;

- la naturaleza multifuncional de los ecosistemas es una cuestión fundamental para las evaluaciones. En muchos casos, lo que se considera como degradación de los ecosistemas se debe a la preferencia que se concede a un determinado servicio o bien a un número muy limitado de servicios: los alimentos, la fibra o los cultivos energéticos, la madera, los peces en la naturaleza y en la acuicultura, la navegación en los estuarios o los deltas. Esto implica a menudo que las partes interesadas y los responsables de la toma de decisiones muchas veces pasan por alto otros servicios que generan productos auxiliares y beneficios públicos, como la regulación recreativa o la ambiental (por ejemplo, la formación del suelo, la regulación hídrica o el almacenamiento y retención de carbono). Las cuentas proporcionan un marco general en el que pueden abordarse estas cuestiones multifuncionales.

La medida y el cálculo del valor de la biodiversidad, así como los costes que se derivan de su pérdida constituye un serio problema. TEEB precisa tanto datos como herramientas sólidos para generar estas estimaciones que puedan ayudar a tomar decisiones. Este informe muestra el modo en que la contabilidad de los ecosistemas contribuye a proporcionar esa clase de herramienta. Aunque el informe es un estudio de los humedales, estas herramientas pueden aplicarse a todo tipo de ecosistemas y utilizarse para propiciar un enfoque más integral -basado en los ecosistemas- para la política y la gestión.

(²) TEEB, *La economía de los ecosistemas y la biodiversidad*, en cuyo contexto se llevó a cabo el estudio metodológico.

Introducción - Costes de la pérdida de biodiversidad

Servicios de los ecosistemas y pérdida de biodiversidad

Está cambiando la forma de pensar respecto a la biodiversidad. Hasta hace muy poco, los argumentos de apoyo a la conservación de las especies y sus hábitats se basaban principalmente en cuestiones como su singularidad evolutiva, su rareza o su peligro de extinción. En la actualidad, entre estos argumentos también se incluye el modo en el que la conservación de la biodiversidad beneficia directamente a la sociedad humana por su contribución al bienestar o a la calidad de vida. Este nuevo punto de vista da a entender que las cuestiones sobre los costes que la pérdida de biodiversidad supone para la sociedad, se han hecho primordiales.

Un método para examinar las relaciones entre la biodiversidad y sus beneficios para las personas está basado en el reconocimiento de los **servicios de los ecosistemas**, es decir, los productos de los ecosistemas que dependen principalmente de las propiedades de su funcionamiento, en el cual intervienen los sistemas vivos. Los servicios de los ecosistemas incluyen el **aprovisionamiento** de materiales (sobre todo alimentos y fibras), la **regulación** de procesos naturales como, por ejemplo, las inundaciones, y las cualidades **culturales** que, por un lado, ayudan a aceptar la «sensación de pertenencia» a una zona y que puedan resultar de importancia para la identidad y cohesión de una comunidad, y, por otro, las posibilidades del ocio y recreo y de turismo. Lo que estos servicios ecológicos representan para el bienestar humano se puso de relevancia con la publicación de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM, 2005), que informaba de cómo, a escala mundial, un 60% de los servicios analizados en el estudio (15 de 24) estaban degradándose o utilizándose de manera insostenible. Las actividades humanas son responsables de la mayor parte del daño, en gran medida a través de sus efectos sobre la biodiversidad y sobre la “integridad” de los sistemas ecológicos. El Recuadro 0.1 describe con detalle los tipos de servicios de los ecosistemas reconocidos en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM) y la estimación de las variaciones que han sufrido recientemente.

¿Qué es la pérdida de biodiversidad?

La palabra «biodiversidad» se emplea para describir diferentes conceptos. A menudo hace referencia a la

riqueza o variedad de especies vivas en una zona. En este contexto, la pérdida de biodiversidad puede hacer alusión sencillamente a reducciones en las poblaciones de plantas o animales dentro de una zona o, en el más extremo de los casos, a la extinción de una especie. No obstante, el término «pérdida de biodiversidad» también puede utilizarse para señalar una reducción en la diversidad genética (razas, variedades, formas) dentro de las poblaciones, así como en la variedad de hábitats y comunidades biológicas. Dependemos de la estructura de los ecosistemas y de sus procesos ecológicos, y a ambas cosas están asociados todos los servicios de aprovisionamiento, de regulación y culturales. El impacto humano puede minar o modificar la productividad de los ecosistemas, sus ciclos de nutrientes o alterar equilibrios entre diferentes grupos de especies, por lo que la capacidad de los ecosistemas para producir estos servicios puede verse reducida. La pérdida de biodiversidad no implica, pues, solamente la desaparición de especies, sino también la alteración del funcionamiento de los ecosistemas ligado al de las comunidades biológicas (Recuadro 0.2).

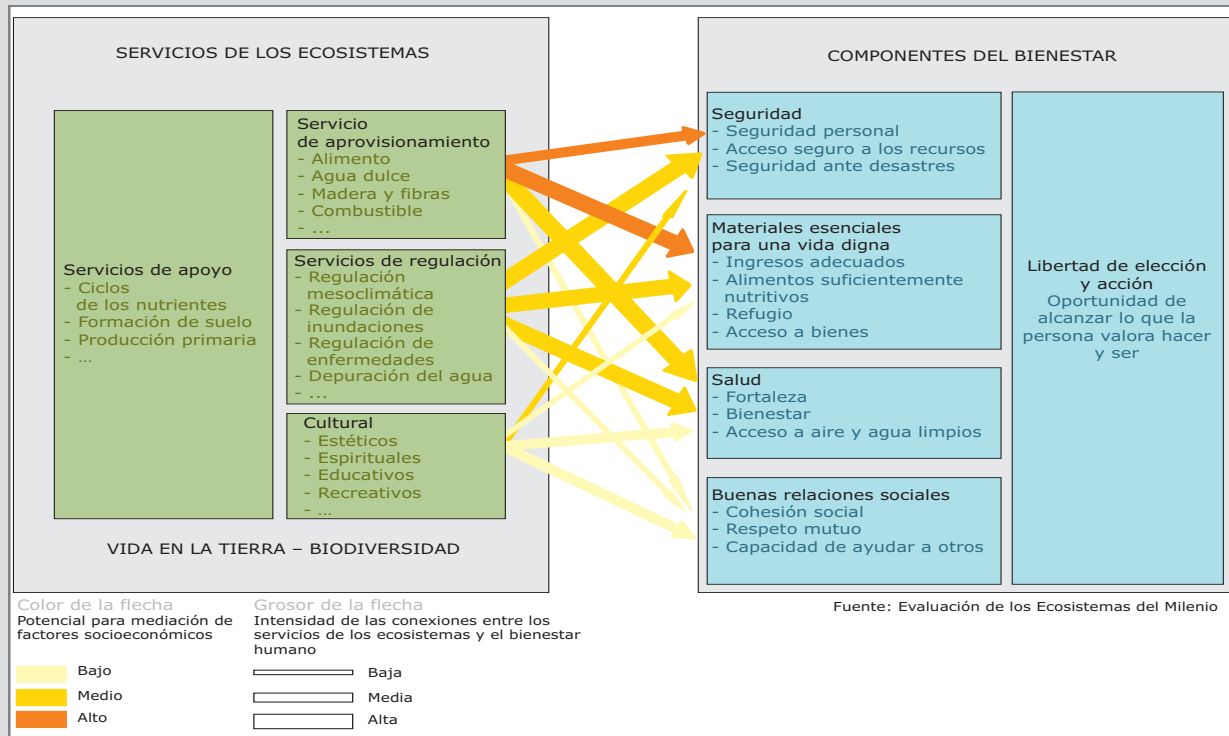
Los servicios de los ecosistemas y, por tanto, los beneficios para la sociedad, dependen de la **cantidad** y de la **calidad** de los ecosistemas. Comprender las implicaciones de la pérdida de biodiversidad incluye llevar a cabo un seguimiento de las variaciones de éstos con el tiempo, así como comprender las relaciones entre los organismos vivos y los servicios que sostienen.

Las **cuentas de los ecosistemas** constituyen herramientas que describen de manera sistemática la cantidad y la calidad de los ecosistemas, lo que implica a las estructuras ecológicas y los procesos que las sustentan y cómo cambian con el tiempo. En última instancia pueden ayudar a entender los costes que este cambio supone para las personas, bien en términos económicos o en relación con los riesgos para su salud o forma de vida.

Este informe ilustra el modo en el que pueden utilizarse las cuentas de los ecosistemas para tener una visión de los recursos que proporcionan los ecosistemas de humedal. Presta particular atención a los humedales costeros del Mediterráneo y expone cómo esta contabilidad aporta un modo de analizar las opciones y estrategias políticas y de gestión. El enfoque puede aplicarse a todo tipo de ecosistema para garantizar que la sociedad tenga más en cuenta los servicios de éstos y la biodiversidad, y toma nota de su valor en la toma de decisiones.

Recuadro 0.1 Enfoque y aportaciones de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio llamó la atención sobre las relaciones entre los servicios que proporcionan los ecosistemas y los componentes del bienestar humano. En el gráfico inferior, el grosor e intensidad de color de las flechas indican la importancia relativa de la relación contemplada.



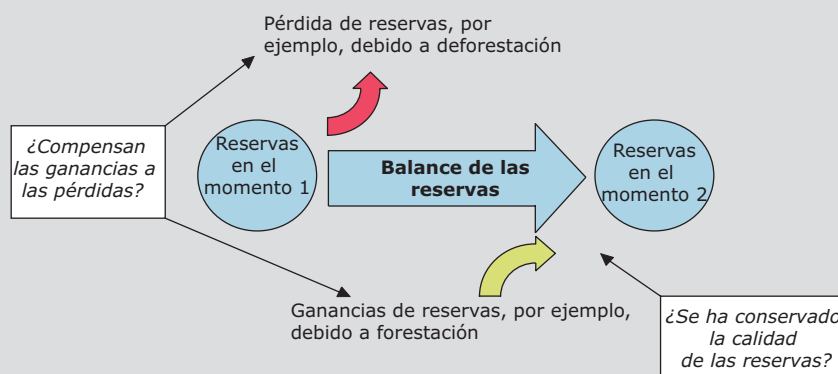
A través de una serie de evaluaciones realizadas a escala mundial y regional, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio viene a analizar la forma en que los servicios clave han evolucionado históricamente. Los resultados se resumen en el esquema siguiente:

Servicio	Subcategoría	Estado	Notas
Servicios de aprovisionamiento			
Alimentos	cultivos	▲	aumento sustancial de la producción aumento sustancial de la producción disminución de la producción debido a la sobreexplotación aumento sustancial de la producción disminución de la producción
	ganadería	▲	
	pesca	▲	
	acuicultura	▲	
	alimentos silvestres	▼	
Fibra	madera, algodón, cáñamo, seda	+/-	pérdida de bosques en algunas regiones, crecimiento en otras disminución de la producción de algunas fibras, crecimiento de otras, disminución de la producción
	leña (combustible)	▼	
Recursos genéticos		▼	pérdida debida a la extinción y pérdida de los recursos genéticos de los cultivos
Productos minerales y bioquímicos, medicinas naturales, productos farmacéuticos	agua dulce	▼	pérdida debida a la extinción, sobreexplotación
Agua		▼	uso insostenible para el consumo, la industria y el riego; cantidad inalterada de energía hidroeléctrica, pero las presas mejoran su capacidad para emplear esta energía
Servicios de regulación			
Regulación de la calidad del aire		▼	disminución de la capacidad de autolimpieza de la atmósfera
Regulación climática	Mundial, regional y local	▲	retención de carbono desde mediados de siglo; predominio de impactos negativos
		▼	
Regulación hídrica		+/-	varía según el cambio del ecosistema y su ubicación
Regulación de la erosión		▼	aumento de la degradación del suelo
Depuración del agua y tratamiento de residuos		▼	disminución de la calidad del agua
Regulación de enfermedades		+/-	varía según el cambio del ecosistema
Regulación de plagas		▼	regulación natural afectada por el uso de pesticidas
Polinización		▼	disminución mundial patente de la abundancia de polinizadores
Regulación de riesgos naturales		▼	pérdida de barreras naturales (humedales, manglares)
Cultural Services			
Valores espirituales y religiosos		▼	rápida disminución de arboledas sagradas y de especies emblemáticas
Valores estéticos		▼	disminución de la cantidad y calidad de paisajes naturales y rurales
Ocio y ecoturismo		+/-	mayor número de zonas accesibles pero muchas de ellas degradadas

Las flechas hacia arriba indican que el servicio a escala mundial ha mejorado. Hacia abajo indican que ha empeorado.

Los servicios de "apoyo", como la formación de suelo o la fotosíntesis, no se incluyen aquí por suponer que las sociedades humanas no los utilizan directamente.

Recuadro 0.2 El modelo de contabilidad



Si los ecosistemas se consideran activos que generan beneficios para las sociedades humanas interesa conocer el modo en el que evolucionan con el tiempo en los mismos términos que una «cuenta» de una situación financiera dada. Con el tiempo, las reservas o la **cantidad** de un hábitat podrían variar a consecuencia del equilibrio entre los procesos que lo transforman o restauran, y la **calidad** del balance de esas reservas, si la funcionalidad del sistema es modificada por otros factores o presiones. Las cuentas constituyen así una manera de describir estas variaciones, tanto en términos físicos, mediante el empleo de diferentes indicadores de lo que podría llamarse integridad y salud de los ecosistemas, como en términos de valores monetarios que puedan asignarse a estos activos.

Los humedales y los servicios que proporcionan

Los ecosistemas de humedal tienen particular importancia para explorar el modo en que los cambios de biodiversidad suponen también costes para la sociedad humana. A escala mundial, los humedales contribuyen notablemente al bienestar humano y son una fuente importante de servicios ecológicos, incluyéndose alimentos, agua dulce, materiales de construcción, protección contra inundaciones y erosión costera, el almacenamiento de carbono, así como servicios ligados a oportunidades turísticas. Muchos humedales tienen también gran importancia en términos culturales. Aunque es difícil cuantificarlo,

la tentación de calcular un «valor económico» de los humedales para así demostrar su importancia ha motivado a muchos economistas. Por ejemplo, recientemente se ha sugerido que una estimación «prudente» de su valor en el año 2000 que podría encontrarse alrededor de los 3.400 millones de dólares estadounidenses anuales (Tabla 0.1) (Schuyt y Brander, 2004). Esta estimación, que es sorprendentemente baja y equivalente al 0,01% del PIB mundial de aquel año (30,2 billones de dólares estadounidenses, según el Banco Mundial), ilustra tanto el actual interés en evaluar el «valor adecuado» de la Naturaleza como la dificultad de hacerlo, debido a la falta de datos en los campos físico y monetario, así como sobre algunas cuestiones conceptuales no resueltas sobre qué evaluar.

Tabla 0.1 Valor económico total de los humedales mundiales clasificados por continente y tipo de humedal (miles de dólares estadounidenses anuales, 2000)

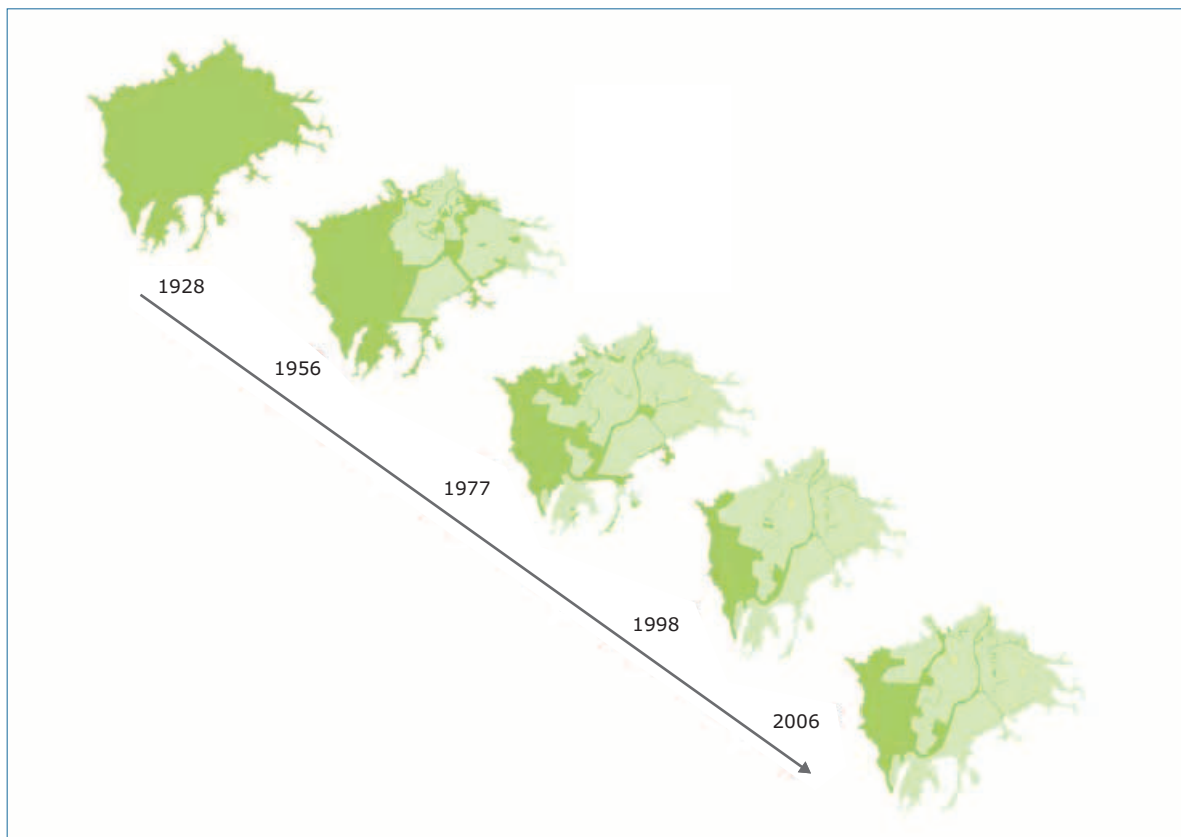
	Manglares	Sedimentos sin vegetación	Marismas saladas/salobres	Marismas de agua dulce	Humedales de agua dulce	Total
América del Norte	30.014	550.980	29.810	1.728	64.315	676.846
América del Sur	8.445	104.782	3.129	531	6.125	123.012
Europa	0	268.333	12.051	253	19.503	300.141
Asia	27.519	1.617.518	23.806	29	149.597	1.818.534
África	84.994	159.118	2.466	334	9.775	256.687
Australasia	34.696	147.779	2.120	960	83.907	269.462
Total	185.667	2.848.575	73.382	3.836	333.223	3.444.682

Fuente: A partir de Schuyt y Brander, 2004.

Tabla 0.2 Servicios asociados a los humedales costeros del Mediterráneo

Aprovisionamiento	Alimentos	Caza Recolección de alimentos Pesca Marisqueo Ganadería Agricultura Acuicultura
	Materiales	Agua dulce Salinas Materiales de construcción (compuestos áridos) Cultivos de fibras Plantaciones de árboles
	En relación con los bosques	Madera Combustible/Leña Corcho Piñón
	En relación con los vegetales	Recursos genéticos Plantas medicinales y cosméticas
	Soporte físico	Comunicaciones Refugios
Servicios culturales	Recreativos	Ocio Turismo/Ecoturismo Paisaje
	Identidad	Sensación de pertenencia Patrimonio cultural Religioso/Espiritual
	Didáctico	Educación/Interpretación Investigación científica Conocimientos rurales tradicionales
Regulación	Ciclos	Retención del suelo y control de la erosión Regulación hidrológica Equilibrio salino Polinización Regulación mesoclimática
	Sumideros	Purificación del suelo Tratamiento de residuos Depuración del agua
	Prevención	Amortiguación de inundaciones Prevención de plagas Prevención de especies invasoras Calidad del aire
	Refugio	Conservación de hábitats
	Ambiente para reproducción	Conservación de la red alimentaria Criadero

Nota: Aquellos servicios que aparecen en negrita indican una relación considerada intensa y directa con la biodiversidad. El resto tendrían conexiones más débiles y se asocian con mayor frecuencia con las características físicas, sociales y culturales del ecosistema.

Figura 0.1 Pérdida de capital natural en Doñana, España, desde 1928

Fuente: Lomas *et al.*, 2007, a partir de Zorrilla, 2006.

A escala mundial, los humedales forman parte de un conjunto muy diverso de ecosistemas que proporciona numerosos tipos de servicios. Este informe se centra en los sistemas costeros de la cuenca del Mediterráneo. La Tabla 0.2 refiere algunos de los servicios importantes que se han identificado aquí como tales. La clasificación sigue la misma tendencia que el enfoque de la EM. No obstante, para analizar los posibles costes en el caso de que la integridad de los sistemas ecológicos que sustentan estos servicios se vea minada, se ha afinado la clasificación para destacar aquellos servicios que resultan más sensibles a los cambios en la biodiversidad.

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más amenazados a consecuencia del drenaje, la recuperación del suelo, el cambio de uso del suelo, la contaminación y lasobreexplotación. Probablemente se han perdido más de la mitad del conjunto de los humedales mediterráneos (UICN, 2002). Las marismas, por ejemplo, se han ido «reclamando» y transformando en tierras de cultivo o en terrenos industriales. Un ejemplo especialmente dramático lo constituyen los humedales de Doñana, al suroeste de España, donde más de la mitad de la zona original de marisma no transformada se ha perdido

desde 1929, junto con, aproximadamente, un 90% de las lagunas estacionales de escasa profundidad (Figura 0.1). No obstante, en el Mediterráneo persisten muchas zonas de importancia. En algunas de ellas, particularmente en los países del sur del Mediterráneo, las formas de vida humanas se encuentran estrechamente vinculadas a la salud y la integridad de los sistemas de humedales costeros. Por ejemplo, MedWet⁽³⁾ informa que a lo largo de la costa norteafricana, el pescado y el marisco continúan siendo una importante fuente de proteínas para muchas personas, y que en muchos otros lugares del Mediterráneo, la pesca para el consumo directo en el hogar o para su venta en mercados locales sigue siendo algo común (Recuadro 0.3).

Los humedales de la cuenca del Mediterráneo solamente constituyen un subconjunto de todos los humedales, pero aún así se han revelado como importantes y valiosos para desarrollar y probar este enfoque sobre la contabilidad de los ecosistemas. Europa está relativamente bien situada en relación con la disponibilidad de datos sobre estos sistemas y los recursos analíticos necesarios para este informe pueden movilizarse con relativa rapidez. Sin embargo, es importante señalar que el enfoque genérico aquí

⁽³⁾ www.medwet.org/medwetnew/en/04.RESOURCE/04.1.wetlandfacts01.html.

Rcudro 0.3 Humedales mediterráneos y producción de proteínas

Algunos ejemplos del valor y usos directos de los humedales en el Mediterráneo los ha descrito MedWet, una organización instaurada en 1991 para impulsar la colaboración internacional entre los países mediterráneos, los centros especializados en humedales y las organizaciones internacionales no gubernamentales (ONG) en aras de proteger estos ecosistemas. En 2002 se reconoció a MedWet como iniciativa regional en el Convenio Ramsar mundial.

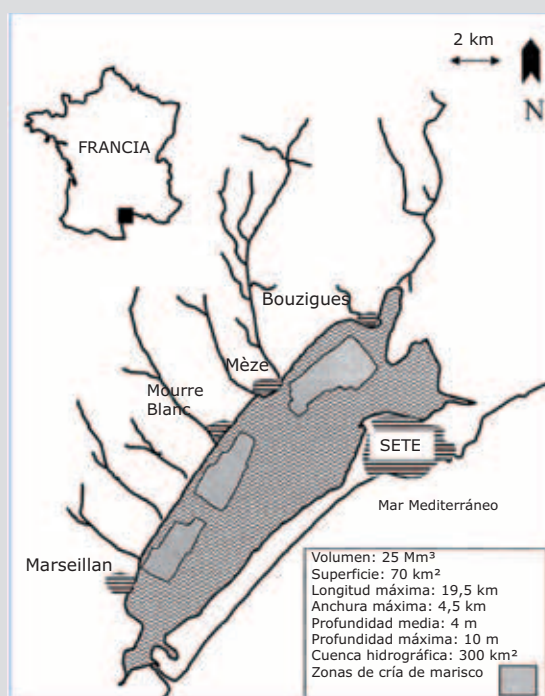
MedWet informa que, al igual que el pescado y el marisco costeros constituyen una importante fuente de proteínas para muchas personas en la costa norteafricana, puede hallarse una dependencia similar en otras zonas de la cuenca del Mediterráneo. La pesca para el consumo individual y la venta en mercados locales y restaurantes sigue estando muy extendida. La lisa, la dorada, la lubina y la anguila son especies importantes en las comunidades biológicas de los humedales mediterráneos. Las larvas de lisa necesitan las zonas cerradas de las albuferas para poder convertirse en adultas y allí se alimentan de algas, invertebrados y sedimentos nutritivos del fondo de la albufera durante tres años.

Los humedales son especialmente sensibles a la contaminación, como ilustra el caso de las ostras de Bouzigues en la laguna de Thau, famosas en toda Francia (Harzallah y Chapelle, 2002; Mesnage *et al.* 2007). A pesar de la importancia de la laguna para la producción de ostras, la capacidad de producción de estos humedales puede resultar perjudicada por las malas condiciones del agua. Llamada localmente *malaigue* (agua mala), las condiciones hipóxicas son el resultado de una combinación de condiciones mesoclimáticas (altas temperaturas y ausencia de viento) y altas concentraciones de nutrientes. Esto, y la consiguiente disminución de escala en la concentración de oxígeno disuelto, resulta letal

para las ostras y para otros peces y mariscos. La eutrofización se ve agravada además por el alto número de turistas que visitan la zona en verano.

Desde los años 80 vienen realizándose notables esfuerzos para mejorar la calidad del agua que entra en la laguna mediante un mejor tratamiento de las aguas residuales. No obstante, persiste la preocupación. En la actualidad se está considerando la gestión del intercambio de agua entre el mar y este ecosistema.

La laguna Thau



Fuente: A partir de Harzallah y Chapelle, 2002.

utilizado para comprender las consecuencias de la pérdida de biodiversidad y en última instancia, los costes de la misma, puede aplicarse a humedales de otras zonas, así como a otros tipos de ecosistemas.

Causas de la pérdida de biodiversidad y de los servicios de los ecosistemas

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio explica las razones de la pérdida de biodiversidad y su impacto sobre los servicios de los ecosistemas en términos de fuerzas motrices de cambio indirectas y directas. Las primeras constituyen influencias a escalas más globales, como el cambio climático o los condicionantes debidos a mercados agrícolas que, en el contexto de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas, alteran las condiciones ambientales o el comportamiento

individual y colectivo de las sociedades humanas. Las fuerzas directas, como por ejemplo las debidas a decisiones de gestión del suelo, comprenden influencias más inmediatas que afectan a la distribución, la estructura y la dinámica de los ecosistemas.

Los humedales se encuentran entre los hábitats continentales más productivos y diversos. También entre los más sensibles a las fuerzas motrices de cambio directas e indirectas. Los humedales costeros son particularmente vulnerables. Se ha estimado, por ejemplo, que en los últimos 20 años se han degradado entre el 30 y el 50% del área de los principales entornos costeros de la Tierra a escala mundial. Esta pérdida supera con mucho la sufrida por las selvas tropicales. En los humedales esto es en gran parte el resultado de la presión a que están sometidas estas zonas por los usos humanos y por el desarrollo local, así como

la fragilidad de estos sistemas frente a los factores externos (Valiela y Fox, 2008; Duarte, 2007).

Hay muchos ejemplos de humedales europeos que dan cuenta de la rapidez con la que pueden llegar a degradarse, con el consecuente impacto sobre el bienestar humano. Las principales fuerzas motrices de cambio incluyen el corte del suministro de los sedimentos continentales necesarios para estos humedales, dada la construcción de embalses en los ríos, el uso excesivo de las aguas río arriba y los cambios en su hidrología, los cambios del uso del suelo, que han derivado en drenajes de grandes zonas y su conversión en terrenos agrícolas intensivos, el desarrollo urbano, la eutrofización y la contaminación, la introducción de ciertas especies exóticas, la sobreexplotación piscícola y la pérdida general de biodiversidad por alteración de estos hábitats son características propias de la situación comentada.

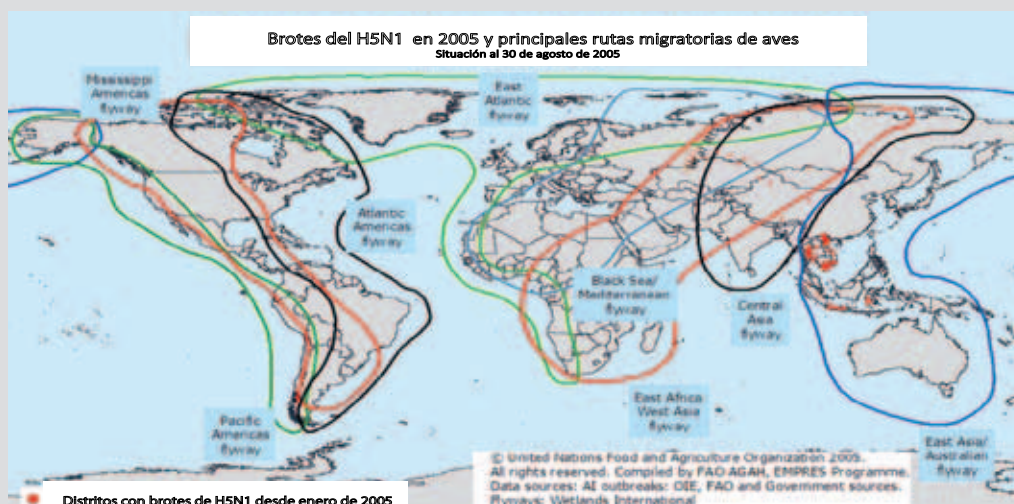
Los efectos de las fuerzas motrices de cambio sobre el bienestar humano y su prosperidad incluyen un aumento del riesgo de inundaciones al mismo tiempo

que disminuye la capacidad de almacenamiento de agua, la pérdida de «sumideros de nutrientes» que constituyen los humedales y que ayudan a proteger y purificar las aguas al entrar en el sistema marino, la pérdida de zonas de vida silvestre y su potencial asociado para el ocio. Al tiempo que se afronta el problema del cambio climático, la pérdida de humedales también ha hecho disminuir los servicios ecológicos de almacenamiento de carbono, que tendrán importancia en el futuro.

Los ecosistemas de humedal son sensibles a las presiones directas o indirectas del desarrollo humano y el cambio ambiental. Además, muchos de los ecosistemas del resto de Europa y otras partes del mundo están sometidos a presiones semejantes. Para no perder a largo plazo los beneficios que proporcionan o podrían proporcionar en un futuro, debe mejorarse el seguimiento de estos ecosistemas y tenerlo en cuenta en la toma de decisiones. La contabilidad de los ecosistemas parece una herramienta ideal para esto y en este informe se analiza cómo utilizarla de una manera eficaz.

Recuadro 0.4 Humedales y “gripe aviar”

Rapport *et al* (2006) han argumentado cómo, a escala mundial, la pérdida de humedales tiene importantes implicaciones para la migración de las aves y que esto podría haber aumentado significativamente el riesgo de expansión de la gripe aviar en las poblaciones humanas. La disminución de los hábitats de humedal se ha debido, en buena medida, a la expansión agrícola y al desarrollo urbano, lo que se traduce en una menor cantidad de zonas de reposo para las aves migratorias. En estas situaciones, las zonas húmedas restantes vinculadas con arrozales y estanques agrarios resultan cada vez más atractivas para las aves silvestres a las que les falta «el hábitat natural necesario para reposar, anidar y para otras actividades relacionadas con la migración». Consecuentemente, aumenta la probabilidad de que tengan un mayor contacto con las personas.



Rapport *et al*(2006) sugieren que los humedales proporcionan un servicio de «regulación» esencial para limitar el riesgo actual y futuro que suponen las pandemias de gripe aviar. Este servicio puede ser medido y valorado según prácticas en materia de seguros, teniendo en cuenta la población expuesta, los factores de riesgo y los costes unitarios del tratamiento. La disponibilidad de este servicio depende del mantenimiento y la restauración de un número suficiente de humedales sanos. Se pueden calcular en consecuencia los costes necesarios y adicionales para el mantenimiento y la restauración, y contabilizarlos como amortizaciones. El mapa aquí mostrado, elaborado por Wetlands International y la FAO, muestra que el Mediterráneo y el mar Negro están en medio de una de las principales rutas migratorias mundiales.

Relación de la biodiversidad con los servicios de los ecosistemas y la sociedad humana

El estudio de las relaciones entre biodiversidad y servicios de los ecosistemas constituye un campo relativamente novedoso. También supone un desafío, ya que exige relacionar distintas disciplinas e integrar conocimientos de una amplia serie de áreas temáticas. Al investigarse la conexión entre procesos ecológicos y necesidades de la sociedad humana, se hace evidente la necesidad de pensar en los ecosistemas de modo más amplio, es decir, como sistemas sociales y ecológicos acoplados o sistemas socioecológicos (Folke *et al.* 2003). Se consideran sistemas acoplados porque cada uno de sus componentes depende del otro y a la vez influye sobre el otro. Para entender su funcionamiento hay que investigar en detalle el modo en el que interactúan las personas y configuran el entorno a través de sus medidas de gestión y sus prácticas culturales, así como contemplar los procesos biofísicos subyacentes. Esta tarea es especialmente difícil ya que, como señala Erikson (2007), a pesar de su mutua dependencia, las interacciones entre los componentes sociales y ecológicos resultan muy inciertas y los resultados son, a menudo, impredecibles. El reciente debate sobre el papel de los humedales en el contexto de las rutas migratorias de las aves y la gripe aviar ilustra hasta qué punto puede resultar complejo este sistema acoplado (Recuadro 0.4).

Los humedales europeos constituyen unos ejemplos particularmente buenos de estos paisajes culturales y, por tanto, también resultan útiles para ayudar a pensar con detenimiento en estas ideas. Este informe analiza la forma en la que los sistemas socioecológicos pueden definirse y, en cierta forma, cartografiarse, así como el modo en que se pueden utilizar como unidades de contabilidad en las que entender los costes de la pérdida de biodiversidad.

Al contemplarse los ecosistemas en general, y la importancia de la relación entre la biodiversidad y los servicios que proporciona el ambiente, es importante distinguir aquellos servicios que poseen una relación más o menos sólida con las actividades y características de los organismos vivos. Por ejemplo, muchos humedales costeros en Europa, como La Camarga, son importantes para la producción de sal. Esta industria depende de la evaporación del agua de las salinas de las lagunas del delta y, aunque esto depende de procesos naturales, en realidad no constituye un servicio de los ecosistemas en el sentido estricto de la palabra, sino más bien un servicio proporcionado por un determinado tipo de paisaje. Los mecanismos que generan la mayoría de los servicios de los ecosistemas tienen como esencia la idea de biodiversidad que subyace en este informe, es decir, aquellos organismos

vivos que son responsables de proporcionar beneficios a la sociedad humana o bien de colaborar en proporcionarlos. En La Camarga, por ejemplo, la biodiversidad, ejemplificada en las poblaciones de vacas y caballos que se han criado allí de manera tradicional, constituye un importante bien cultural en el contexto turístico.

Si se quieren entender las implicaciones que supone la pérdida de biodiversidad, se debe comprender cómo un cambio serio en ésta afecta a la provisión de servicios de los ecosistemas. Los mecanismos y relaciones que vinculan los distintos factores ecológicos que generan cada servicio pueden resultar complejos. No puede asumirse que exista una relación directa y simple entre ambos. La comprensión de estas relaciones, o funciones de producción, resulta vital para calcular los costes de la pérdida de biodiversidad.

El impacto de las recientes variaciones en el número de vacas criadas en La Camarga constituye un ejemplo interesante de hasta qué punto resultan complejas algunas de estas relaciones entre biodiversidad y producción de servicios de los ecosistemas. Así, de manera tradicional se mantenían bajas densidades de población de vacas pastando en las zonas bajas de marismas en verano y en invierno se trasladaban a terrenos de mayor altitud que no fueran susceptibles de inundarse. No obstante, desde los años 70 las densidades de las manadas han aumentado, en parte como resultado de la demanda turística y también, en parte, a consecuencia de las medidas de apoyo al sector agrícola. Este aumento, sumado al hecho de que la tierra de pastoreo se ha perdido debido a los cultivos agrícolas, ha provocado que las zonas restantes se hayan visto sometidas a un pastoreo excesivo, que el forraje y los nutrientes, hayan tenido que importarse a la zona y que la incidencia de las enfermedades en las manadas sea ahora mucho más alta que antes (Beaune, 1981).

Como ilustra el ejemplo de La Camarga, los ecosistemas de humedales costeros del Mediterráneo descritos en este informe constituyen buenos ejemplos de sistemas que pueden proporcionar servicios a la sociedad humana. Estos ecosistemas multifuncionales suponen especiales dificultades para los gestores y los responsables políticos, de manera que, a menudo, resulta complicado conciliar las distintas necesidades que la sociedad humana tiene de sus servicios asociados. Además, también es difícil calcular los costes exactos de la pérdida de biodiversidad a través de su impacto sobre los distintos servicios que dependen de ello.

Los capítulos 1 y 2 de este informe analizan cómo se pueden representar los numerosos servicios que se reconocen como asociados a un humedal, como

parte de un debate más amplio que versa sobre la forma de definir y valorar dichos servicios. En última instancia, la valoración económica de los servicios de los ecosistemas puede ayudar a los responsables de la toma de decisiones a identificar los principales intercambios entre los servicios de los ecosistemas y el modo en el que éstos son vistos por diferentes partes interesadas. Por ejemplo, la introducción del eucalipto en los humedales mediterráneos para la fabricación de papel ha tenido su efecto sobre los acuíferos y, por tanto, sobre el suministro de agua en estas zonas. En consecuencia, en algunos lugares se ha decidido que estas plantaciones deben ser eliminadas, aunque esto pueda llevar consigo, por ejemplo, una pérdida de ingresos para los productores de miel ya que el eucalipto es una importante fuente de néctar.

El enfoque ecosistémico y la contabilidad de los ecosistemas

El enfoque ecosistémico surgió en los años 80 y principios de los 90 como un debate centrado en la política internacional comunitaria preocupada por la gestión de la biodiversidad y los recursos naturales. Se sugirió que era necesaria prestar una renovada atención a la toma de decisiones para lograr una política y gestión más integradas que las alcanzadas hasta entonces. En la actualidad esto ha llegado a ser un elemento fundamental del Convenio de la Diversidad Biológica (CDB) que, en 1995 adoptó la idea como el «marco primordial» de acción (UICN, 2004). Así, según el CDB, el enfoque ecosistémico.

«... sitúa las necesidades humanas en el centro de la gestión de la biodiversidad y busca gestionar los ecosistemas basándose en las numerosas funciones que estos llevan a cabo así como los múltiples usos que se hacen de esas funciones. El enfoque ecosistémico no pretende obtener beneficios a corto plazo, sino optimizar la utilización de un ecosistema sin dañarlo»⁽⁴⁾.

Hoy aún se deben encontrar formas eficaces de convencer a los gestores, los responsables políticos y a las personas que controlan o utilizan diferentes tipos de ecosistemas, sobre cómo estas distintas funciones están relacionadas unas con otras, cómo cambian y qué implicaciones podrían tener sus cambios. Un tema clave ya impulsado en los principios formulados por el CDB radica en que la toma de decisiones debería tener plenamente en cuenta el valor de los servicios de los ecosistemas. El marco de la contabilidad de los ecosistemas y territorios descrito en este informe representa una de las formas en que esto puede llevarse a cabo.

Las cuentas de tierras y ecosistemas pueden utilizarse para representar las variaciones de un «capital natural» considerado como una herencia humana, del mismo modo en que las cuentas económicas pueden utilizarse para hacer un seguimiento de las variaciones en la riqueza monetaria de países y organizaciones. Funcionan de modo bastante similar a las cuentas monetarias convencionales, en el sentido de que se trata de representar las reservas de los diferentes elementos de los ecosistemas y los procesos que los afectan, así como la forma en que estas variaciones influyen sobre el flujo de beneficios o de servicios que se extraen de ellos. Este concepto se ha desarrollado de forma activa por la AEMA para Europa (AEMA, 2006) y parece vital para el desarrollo de cuentas económicas y ambientales integradas promovidas por la ONU (ONU y otros, 2003). Gran parte del trasfondo de este informe se resume en el Capítulo 1 del mismo.

En general, las cuentas de tierras y ecosistemas permiten ver de dos formas las reservas de activos que los ecosistemas representan, así como los flujos de beneficios o de servicios que generan. La primera y más directa funciona sencillamente en los términos de las unidades físicas utilizadas para medir estas reservas y flujos. Por tanto, las reservas de un ecosistema de humedales pueden describirse en términos de su zona o de sus recursos, como la población de una especie que pueda ser descrita en términos numéricos (densidad). De forma similar, los servicios de producción, de regulación o culturales que el sistema genera pueden representarse en términos de, por ejemplo, toneladas de pescado recogidas al día, cantidad de carbono almacenado al año o cantidad anual de visitas a una zona para actividades de ocio.

La segunda forma en la que las cuentas de los ecosistemas pueden representar las reservas de activos y flujos es en términos monetarios. Esto, sin embargo, no resulta en sencillo, dada la naturaleza de muchos de los servicios. En la actualidad, el intento por concebir maneras sólidas de llevar a cabo semejantes valoraciones es objeto de un debate capital tanto para la comunidad científica como para la clase política.

Para facilitar la comparación, es importante tratar de asignar valores monetarios a los servicios de los ecosistemas. Esto resulta útil en todo sistema multifuncional, como ocurre con los humedales, donde el ecosistema genera gran cantidad de beneficios. Quizá interesaría comprobar de qué manera varía el valor del conjunto total a la luz de alguna estrategia de gestión, de una forma de desarrollo o de una presión externa. También hace más sencilla la comparación entre distintas situaciones. La valoración monetaria no es

(4) www.iucn.org/themes/CEM/ourwork/ecapproach/index.html.

tarea fácil debido a que muchos servicios ecosistémicos no se venden y, por tanto, no pueden utilizarse valores del mercado como guía para valorar un ecosistema.

Los servicios de aprovisionamiento son quizás los más fáciles de valorar, pues a menudo son productos básicos y se venden y compran en algún tipo de mercado o, al menos, forman parte de productos que se intercambian. No obstante, no todos los servicios de producción pueden valorarse de este modo. Por ejemplo, gran cantidad de los alimentos producidos por los humedales sostienen las actividades de subsistencia de granjeros y pescadores en todo el mundo. Incluso en Europa, los alimentos silvestres o informales que los humedales proporcionan pueden tener gran importancia cultural. Este tipo de servicios, así como gran parte de los servicios culturales y de regulación, se denominan a menudo como servicios ajenos al mercado y para valorarlos se necesitan otros enfoques. El Capítulo 2 del informe describe el modo en el que se pueden analizar estos tipos de servicios con más detalle.

La valoración de los servicios de los ecosistemas es una cuestión complicada tanto para realizar cálculos como para utilizar los resultados para tomar decisiones. Ciertamente, se debe tener cuidado al considerar las estimaciones de los valores de los humedales, como los que aparecen en la Tabla 0.1, así como hacerse algunas puntualizaciones. En primer lugar, debe señalarse que su exactitud depende en gran medida de la calidad de los datos biofísicos. Por ejemplo, a menos que se tengan estimaciones sólidas de la zona y de las condiciones de diferentes humedales, resulta imposible ampliar los estudios de casos individuales a escala de valores agregados. Schuyt y Brander (2004) sugieren que el valor total y anual de los humedales podría llegar a 70.000 millones de dólares estadounidenses anuales si se utiliza la estimación del área mundial de los humedales del Convenio Ramsar. Una contribución que puede hacer a la contabilidad de los ecosistemas consiste en elaborar sistemática y coherentemente un conjunto de datos biofísicos sobre el que puedan realizarse estimaciones de valor.

Otra puntualización sobre las estimaciones de valor semejantes a las mostradas en la Tabla 0.1 es señalar que dependen en gran medida del tipo de información disponible en el momento en el que éstas se llevan a cabo. Por ejemplo, los humedales se valoran mucho más en la actualidad que hace aproximadamente una década debido a los servicios que ofrecen en cuanto al almacenamiento y la retención de carbono. Esto se debe a la conciencia sobre el cambio climático. Conforme las actitudes y necesidades de las personas cambian, las cuentas físicas proporcionan una base constante sobre la que pueden basarse las estimaciones de valor.

En tercer lugar, en el caso de que estos ecosistemas se destruyan totalmente o sean transformados muy seriamente por las acciones humanas, estas cifras no pueden utilizarse como indicadores del coste total de la pérdida de biodiversidad. En sí, las cifras constituyen estimaciones anuales del valor de los productos. Los costes totales serían mucho mayores, dado que este nivel de ingresos se perdería cada año de allí en adelante. La pérdida que se calcula depende del modo en el que se valore o rebaje el futuro. Como se trata en el Capítulo 3, quizás la mejor forma de utilizar las estimaciones de valor sea tenerlas en cuenta en términos de cambios relativos o marginales derivados de diferentes estrategias de toma de decisiones, o bien de escenarios que describen posibles futuros alternativos. Este tipo de análisis puede ayudar a entender las variaciones en los costes de mantenimiento de los productos de los ecosistemas y del bienestar de las personas frente a las fuerzas motrices directas o indirectas que les afectan.

Debido a que muchos servicios de los ecosistemas no tienen un valor de mercado simple, no se les concede mucha importancia en la toma de decisiones.

Finalmente, debe hacerse una última puntualización sobre las estimaciones similares a las de la Tabla 0.1 para señalar que probablemente constituyan subestimaciones, dado que no todos los servicios asociados a ellas se utilizaron en los cálculos. Por ejemplo, resulta especialmente problemático el papel de los servicios de apoyo.

En cualquier caso, parece evidente que, debido a que no siempre se conoce ni siquiera de qué manera pueden cambiar los valores relativos de los ecosistemas, a menudo no se gestionan los efectos de las presiones directas o indirectas sobre estos sistemas, aunque conduzcan a su degradación y destrucción. Nunca se calculan todos los costes para la sociedad. En el contexto de los humedales, la toma de decisiones, de manera tradicional, solamente ha tenido en cuenta el valor de aquellos servicios ecosistémicos que tienen un valor de mercado. En la actualidad es bien sabido que los beneficios no comerciales que proporcionan deben tenerse también en cuenta. El enfoque de la contabilidad de los ecosistemas que se describe en este informe analiza cómo puede llevarse a cabo.

¿Cómo calcular los costes de la pérdida de biodiversidad?

Tanto si se utilizan unidades físicas como monetarias para describir las reservas de los ecosistemas y los flujos de sus servicios, las cuentas resultan esenciales para calcular los costes de la pérdida de biodiversidad para

la sociedad. Incluso si no es posible adjudicar un valor monetario a la disminución de algunos servicios, como por ejemplo el de la protección de las inundaciones, se podría cuantificar un cambio en, digamos, la frecuencia de las inundaciones, así como tomarse en cuenta sus implicaciones para personas y comunidades. Además, incluso si la sociedad considera difícil asignar un valor monetario concreto a los productos totales de los servicios de un ecosistema, es posible comprobar los costes de restauración o de mantenimiento de sus funciones, como parte del debate que deben mantener los responsables de la toma de decisiones y las partes interesadas en buscar futuras opciones. Por tanto, en este informe se asume una interpretación muy amplia de lo que implican los costes.

Para confeccionar las cuentas de los ecosistemas se ha intentado describir tanto la cantidad como la cualidad de los activos de los ecosistemas en términos físicos, así como utilizar nuevos tipos de indicadores para identificar cómo está cambiando la salud de los sistemas sometidos a diferentes presiones externas. Estos indicadores de salud también pueden utilizarse para reconocer la eficacia de los esfuerzos de restauración. Sin embargo, para que los resultados sean lo más útiles posible, se ha hecho también un

primer intento de estimar los costes de protección y restauración. Todo ello constituye una base importante para llevar a cabo la contabilidad y proporcionar un buen marco para estudios de previsión, dado que para afrontar la pregunta sobre los costes de la pérdida de biodiversidad se necesita saber de qué modo estos costes podrían modificarse bajo una serie de escenarios futuros. Por ejemplo, sobre la base de las pruebas proporcionadas por los casos de estudio que este informe contiene, deberían considerarse los beneficios relativos de la eliminación de los efectos de las actuales políticas agrícolas europeas que impulsan la intensificación en las zonas de humedales, o los efectos resultantes de adoptar nuevas medidas para el control de la extracción de agua o la sobreexplotación, o bien promover una mayor participación de las partes interesadas en las decisiones de gestión.

Así pues, este informe tiene importancia para el análisis de las cuestiones económicas de la pérdida de biodiversidad, ya que aporta un ejemplo del impacto que las actividades humanas han ejercido sobre un ecosistema importante y valioso en sí mismo e, igualmente, describe un marco metodológico que constituirá una herramienta esencial para los responsables de la toma de decisiones en el futuro.

1 Contabilidad de los ecosistemas y la economía de la pérdida de biodiversidad

Introducción

Sin reinversión, los sistemas económicos se colapsan. El valor de esta simple verdad se hace incluso más evidente a medida que las implicaciones del recorte drástico del crédito a nivel mundial se manifiestan en nuestras economías. La fuerza con la que los activos tóxicos se han creado en el sistema bancario se ha traducido en la destrucción de la confianza entre prestatarios y prestamistas. La consecuencia es que se limitan o desvanecen las oportunidades tanto para particulares como para empresas, la economía se ralentiza y se resiente el bienestar de las personas.

Sin reinversión, los sistemas ecológicos también se colapsan. Existe un patente paralelismo entre los problemas económicos que ahora afrontamos y las dificultades relacionadas con el mantenimiento de una infraestructura verde. El capital natural es la base de recursos ecológicos de la que dependemos todos, pero éste hace tiempo que viene debilitándose. La explotación de los sistemas ecológicos, así como el daño que las actividades humanas han ejercido sobre ellos mediante la contaminación, su transformación y la pérdida de biodiversidad, ha tenido como consecuencia la paulatina reducción de la capacidad de autorrenovación de los ecosistemas. Así, los servicios de los ecosistemas se han visto perjudicados y el bienestar humano amenazado. La dura y desoladora conclusión es que es muy improbable que se alcancen los Objetivos de Desarrollo del Milenio de la ONU, ya que los ecosistemas no se están utilizando de manera sostenible (EM, 2005). Parece que las deudas ecológicas que las sociedades humanas han acumulado resultan tan perniciosas como los activos tóxicos financieros que socavan nuestros sistemas económicos. También constituyen un legado que las actuales y futuras generaciones deberán resolver.

Los activos tóxicos que han provocado tantos problemas en el sistema financiero son, en esencia, deudas ocultas, de carácter y escala desconocidos, que han mermado la confianza en cualquier forma de reinversión. La escala de nuestras deudas ecológicas también resulta poco clara. En este informe analizamos la manera en la que, a través de nuevos enfoques a la hora de contabilizar el capital natural, algunas de estas incertidumbres puedan resolverse, así como de qué modo podrían desarrollarse mejores mecanismos de gobierno para que puedan entenderse y enfrentarse mejor las consecuencias de la pérdida de biodiversidad.

Este informe se sustenta en los recientes esfuerzos de la AEMA, que ha desarrollado y probado un sistema de contabilidad de ecosistemas como parte de la revisión del Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada de la ONU (SCAEI 2003 ⁽⁵⁾) llevada a cabo por el Grupo de Londres de la ONU (véase también Weber, 2007; AEMA, 2006). Argumenta que la elaboración de la contabilidad de los ecosistemas no debería contemplarse como un ejercicio técnico limitado, sino como parte de un debate mucho más amplio que requiere, por nuestra parte, que comprendamos de qué manera el cálculo de nuestra riqueza debe ir «más allá del PIB» ⁽⁶⁾. También arguye que la contabilidad de ecosistemas constituye un importante medio de respuesta a preguntas políticas cruciales para el bienestar humano y la sostenibilidad del uso del capital natural. También proporcionan un marco en el que pueden explorarse las estrategias para la adaptación al cambio climático y examinarse los conflictos entre sectores políticos o bien las deudas ambientales resultantes del comercio internacional.

En un momento en el que las personas afirman que para superar el actual revés financiero debemos contemplar un «nuevo acuerdo verde mundial», debemos asegurar que se cuenta con un marco conceptual lo bastante sólido para garantizar que se pueden adoptar acciones eficaces para enfrentar los problemas ambientales. En este capítulo y el siguiente describiremos el papel potencial de la contabilidad de los ecosistemas en términos generales, y después pasaremos a ilustrar y considerar en detalle su aplicación en relación con los problemas específicos que afrontan los humedales en el Mediterráneo.

El objetivo de la contabilidad de los ecosistemas

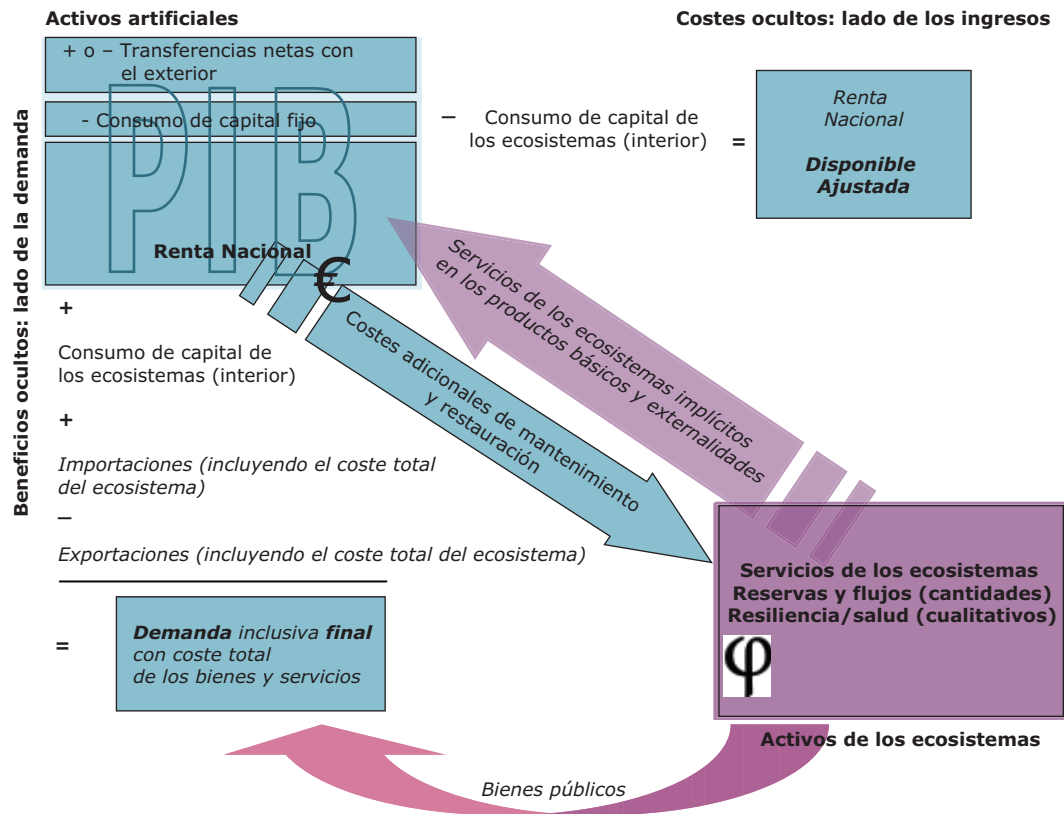
La contabilidad de los ecosistemas ha sido diseñada con el objetivo de responder a tres preguntas básicas en relación a la interacción entre el capital artificial y el natural (Figura 1.1):

- ¿El activo que el capital natural representa se mantiene en el tiempo a través de procesos naturales o a través del mantenimiento y la restauración, en términos de cantidad (stock de los ecosistemas) y calidad (capacidad funcional de los ecosistemas), a niveles adecuados a las necesidades de la sociedad, tanto en la actualidad como en el futuro?

⁽⁵⁾ <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seea.asp>.

⁽⁶⁾ Véase la conferencia promovida por la UE en Bruselas, 19 y 20 de noviembre de 2007: www.beyond-gdp.eu.

Figura 1.1 Marco conceptual para la contabilidad de los ecosistemas



- ¿El coste total del mantenimiento del stock y de la calidad del capital natural queda cubierto por el precio actual de los bienes y servicios producidos por la economía y, en consecuencia, se calculan correctamente la renta nacional y la demanda final (consumo más inversión) en la contabilidad nacional?
- ¿Cómo afecta al cálculo general de nuestra riqueza y bienestar, medidos tanto como valores monetarios como no monetarios, el flujo de los bienes y servicios de los ecosistemas proporcionados para usos finales a través del mercado (y las instituciones gubernamentales) o gratuitamente (por ser bienes públicos)?

Surgen tres cuestiones en relación con la primera pregunta y tienen que ver con el modo de medir la cantidad y la calidad de los activos de los ecosistemas, cómo evaluar el nivel necesario de activos para satisfacer las necesidades de la sociedad y qué sistemas de medición podrían utilizarse para calcular la diferencia entre ellos. A la hora de desarrollar el marco de contabilidad que aquí se presenta, hemos interpretado muy ampliamente la noción de «necesidad» para incluir tanto elementos materiales como no materiales, beneficios tangibles y opciones ofrecidas por la capacidad de renovación

y de adaptación de los ecosistemas. La cantidad y la calidad de los activos de los ecosistemas previstos por la sociedad se expresa mediante la determinación de diversos grupos sociales de conservar los servicios de los ecosistemas para usos productivos y no productivos (?). Esta determinación podría verse parcialmente reflejada en valores del mercado, aunque también en los objetivos establecidos por convenios internacionales o regionales, normativas o directivas y leyes nacionales. Todo ello puede traducirse de inmediato en un marco de contabilidad y, como los propios activos, medirse en unidades físicas.

La pregunta sobre el coste de mantenimiento del stock y de la calidad del capital natural sigue a la evaluación de las diferencias entre productos y necesidades. La estimación de este coste puede llevarse a cabo fijando los precios de la cantidad de trabajo o bien de la abstención de uso necesaria para reducir esa diferencia. Es preciso mencionar que estos costes difieren del gasto en gestión o protección de un ecosistema en concreto, y deben reflejar los gastos necesarios para restaurar el consumo de cualquier capital ecológico asociado con los ecosistemas interiores o con aquellos de los que se derivan importaciones de servicios. Dado que el consumo de capital ecológico es equivalente en términos de contabilidad a una transferencia

(?) Los usos no productivos engloban tanto la utilización de material que carece de valor de mercado como el simple valor de existencia del capital natural.

negativa en el periodo siguiente (es decir, a una deuda virtual), es importante que, en cualquier ejercicio de contabilidad general, se reflejen la totalidad de los costes de su sustitución. En el marco mostrado en la Figura 1.1, estos costes de mantenimiento se utilizan como una estimación de la depreciación del capital de los ecosistemas que debe añadirse al consumo convencional del capital fijo a la hora de ajustar el Producto Interior Bruto para calcular su valor neto, que mide la renta nacional. En comparación con la renta nacional convencional, la nueva Renta Nacional Disponible Ajustada (real) (RNDA) podría ser un poderoso indicador de sostenibilidad, con capacidad a su vez para añadir datos de rendimiento sobre los sectores, las empresas o los productos.

La última de las tres preguntas anteriores tiene que ver con la interacción entre los flujos de los servicios de los ecosistemas y el cálculo general de nuestro consumo real (véase Figura 1.1). Los servicios de los ecosistemas realizan una importante contribución al valor de los bienes y servicios producidos por la economía, o que se disfrutan individual o colectivamente por los usuarios finales en forma de servicios gratuitos ajenos al mercado. Sin embargo, el valor de los servicios de los ecosistemas comercializados podría no reflejar la totalidad de sus costes, debido a externalidades no contabilizadas asociadas al consumo de activos del capital natural. Por lo tanto, para representar el coste total de los bienes y servicios, se necesita un ajuste de su valor convencional medido como el precio de adquisición, utilizando el cálculo del coste adicional de mantenimiento de los bienes y servicios de los ecosistemas. La Renta Nacional Disponible Ajustada (real) (RNDA) y la Demanda Inclusiva Final (DIF) se proponen, por tanto, como los cálculos más adecuados del valor general de los beneficios económicos del capital natural y artificial. Estos sistemas de medición pueden utilizarse para explorar el equilibrio entre el PIB, la RNDA y la DIF, así como la pérdida de capital ecológico. Resulta evidente que si no se saldan todos los costes de mantenimiento de los servicios de los ecosistemas, la RNDA y la DIF podrían disminuir. En definitiva estos costes de mantenimiento representan el nivel de reinversión necesario para mantener nuestro capital ecológico y prevenir la acumulación de una deuda ecológica potencialmente tóxica.

La estructura de la contabilidad de los ecosistemas

Los activos ecológicos, o los ecosistemas en su sentido más amplio, son capaces de generar dos tipos de productos. El primer tipo consiste en elementos como el aprovisionamiento de alimentos o la recolección de madera, que surgen de sistemas o partes de sistemas que pueden ser de propiedad privada y utilizarse con

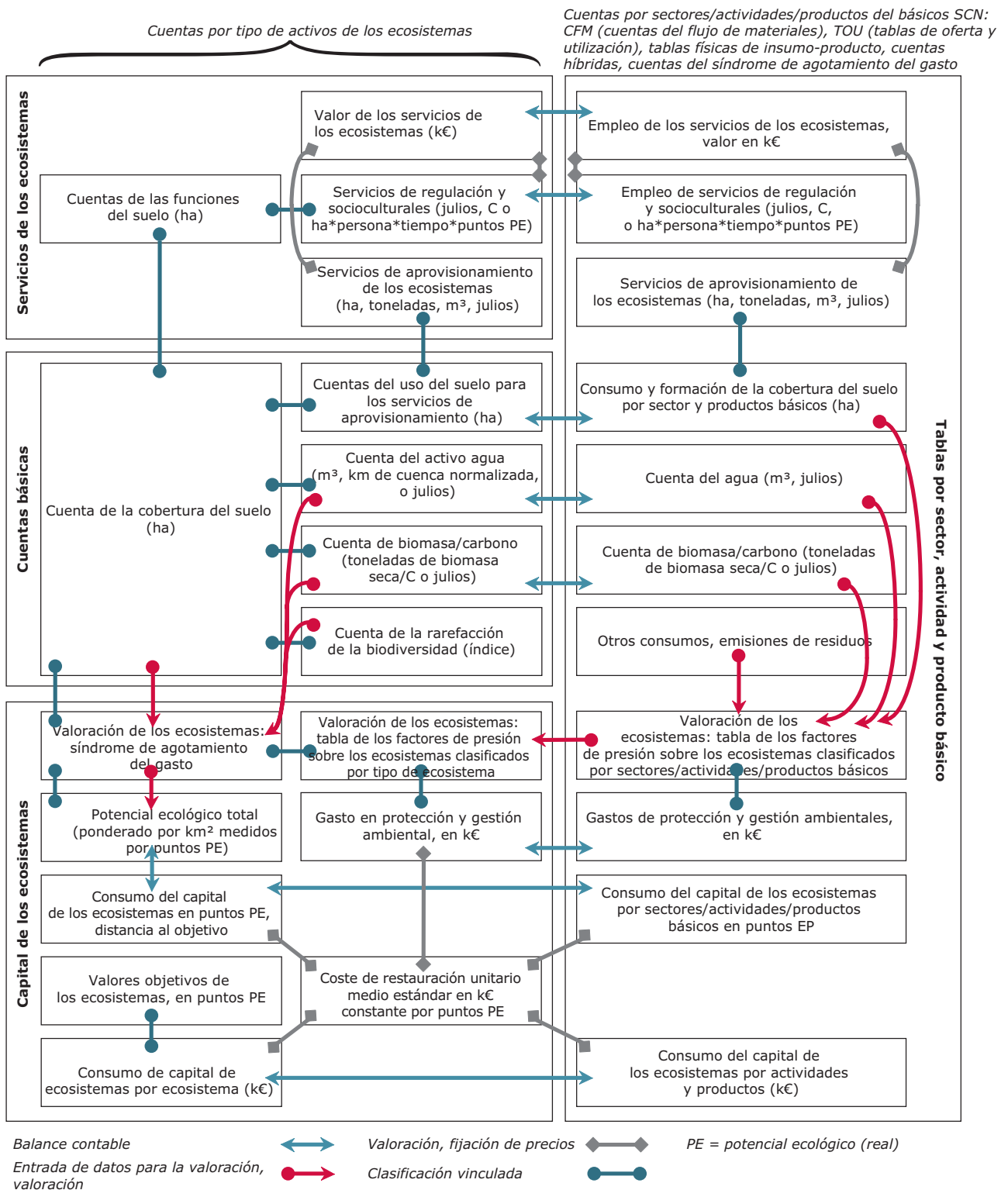
finés productivos. El segundo tipo no tiene que ver con el mercado y representa un bien público; por ejemplo, los servicios de regulación como los relacionados con el clima, el suministro de agua o emergencias como las inundaciones, así como la gran cantidad de servicios culturales asociados a los ecosistemas que funcionan correctamente. Sugerimos que estos bienes públicos incluyen asimismo la capacidad de los ecosistemas para sostenerse, reproducirse y adaptarse, y que el mantenimiento de la integridad básica de los ecosistemas a lo largo del tiempo debe ser convenientemente contabilizado.

El capital natural es, fundamentalmente, un activo compartido, que aporta externalidades positivas en forma de servicios de los ecosistemas para todos, tanto individual como colectivamente. Lo hace de una manera bastante similar a la de los activos creados artificialmente, como las redes de transporte, los sistemas de suministro y saneamiento de agua, los servicios sanitarios y educativos o Internet. Por lo tanto, sugerimos que, desde un punto de vista económico, todos los elementos de la infraestructura compartida, incluidos los activos ecológicos, deberían conservarse y restaurarse (amortizados en términos de contabilidad), y sus costes deberían representarse claramente del mismo modo que en la contabilidad financiera.

El marco de contabilidad de los ecosistemas propuesto está resumido en la Figura 1.2. El diagrama establece las relaciones entre las tablas de contabilidad si éstas se dan estableciendo algún tipo de balance contable o de valoración. El enfoque se apoya en el sistema de cuentas del suelo que la AEMA ha desarrollado (AEMA, 2006) y lo amplía, mostrando de qué manera los elementos clave que definen la integridad ecológica pueden describirse junto a los productos de los ecosistemas que son directamente más importantes para el bienestar humano. Este marco diferencia entre los elementos de contabilidad que describen de manera específica los diferentes componentes del capital natural (los elementos a la izquierda del diagrama), y aquellos que pueden emplearse para establecer relaciones con los distintos sectores de actividad utilizados para definir la economía (los elementos a la derecha del diagrama). Así pues, las cuentas pueden desglosarse en tres componentes principales:

- en primer lugar, un conjunto de **cuentas básicas** que describen las reservas y los flujos importantes que constituyen el capital natural y sus usos. Estas cuentas describen las cantidades de los diferentes ecosistemas, medidas en términos de, por ejemplo, el área (para los hábitats) o la longitud (para los ríos), la biomasa o el carbono almacenado en ellos y el uso de estos activos por parte de distintos sectores de actividad económica. También se incluyen en este conjunto básico de

Figura 1.2 Un marco para la contabilidad de los ecosistemas y el cálculo del coste total de los bienes y servicios de los ecosistemas



- tablas las cuentas que documentan la situación de la biodiversidad de los ecosistemas y su evolución en el tiempo;
- en segundo lugar, un conjunto de cuentas que describen el estado de la base del **capital de los ecosistemas**, que documentan el estado de salud de los ecosistemas. El enfoque se basa en el de Rapport (2007a, 2007b) y otros, que han sugerido que es posible identificar y documentar los síntomas de lo que describen como el EDS (*Ecosystem Distress Syndrome*). En esencia, el EDS es una medida de la integridad del ecosistema, que ellos dicen que se puede aplicar a cualquier escala;
 - en tercer lugar, un conjunto de cuentas que documentan los productos de los **servicios de los ecosistemas**, sus usos y sus valores.

Las tablas de las cuentas básicas, del capital y de los servicios de los ecosistemas se constituyen por tipos de ecosistemas. Están reflejadas por las cuentas del sector económico que evidencian el correspondiente uso de los recursos naturales (en unidades físicas y monetarias), la emisión de residuos y la presión sobre los ecosistemas, así como los gastos de gestión y de protección sufragados por las administraciones públicas y las empresas.

Es importante tener en cuenta otras características del marco sugerido en la Figura 1.2.

- Para eludir el problema de la doble contabilización a la hora de realizar valoraciones, el marco distingue entre los servicios de los ecosistemas que son utilizados directamente por las personas y las funciones ecológicas de apoyo, incluidas en otras tablas contables.
- Los servicios utilizados directamente por las personas incluyen **tanto** los servicios de mercado **como** los de no mercado. Se entiende que el valor de los primeros queda reflejado en su precio de mercado observado. Para los servicios de no mercado de uso final, se sugiere que primero se midan en términos físicos y después se les asignen valores, utilizando los métodos más apropiados a la hora de calcular sus precios virtuales.
- Como se expresó con anterioridad, la valoración más adecuada del funcionamiento de los ecosistemas es en términos de los costes de su restauración y su mantenimiento, que pueden dividirse entre los gastos reales en protección y mantenimiento del medio ambiente (registrados en las cuentas de protección y gestión del medio ambiente clasificada por sectores y ecosistemas) y los costes adicionales necesarios para mantener los ecosistemas en niveles adecuados, que deberán calcularse en relación con los anteriores, así como atribuirse al consumo del capital de los ecosistemas. Las cuentas situadas en la parte inferior de la Figura 1.2 abarcan estos aspectos e indican los pasos que conducen al cálculo de los costes estándar

Figura 1.3 Un enfoque simplificado de las cuentas de ecosistemas y del ajuste de las cuentas nacionales



unitarios medios de restauración que posibilitan una estimación de todos los costes de bienes y servicios.

El marco de contabilidad mostrado en la Figura 1.2 es genérico y supone un marco general en el que pueden entenderse las interacciones entre el capital natural y la economía. Desde una perspectiva nacional, la estimación de todos los costes de los bienes y los servicios constituye una oportunidad para considerar la depreciación del capital natural de la nación como resultado del consumo interior de los servicios de los ecosistemas y, por tanto, la cantidad que debería de reinvertirse si el precio de los productos no se ha incluido en el periodo del ejercicio contable actual. En esencia, se trata de una estimación de la responsabilidad o la deuda que las futuras generaciones deberán satisfacer o compensar en el caso de que no se lleve a cabo esta inversión. No obstante, es evidente que también puede ampliarse hasta englobar las dimensiones internacionales del comercio, al incluir los costes adicionales de mantenimiento que surgen en relación con los ecosistemas del resto del mundo de los que se obtienen importaciones de servicios. Así, el país importador debería haber añadido este componente al coste total de los productos que utiliza. En este caso, el país importador impone una deuda virtual al país exportador porque sus ecosistemas resultan degradados.

Conclusiones

Es bien sabido que, a pesar de que el PIB es una buena forma de medir el volumen de transacciones en una economía, a su vez no resulta adecuado para medir el bienestar (UE, 2007: Comunidades Europeas, 2008). Se han destacado una serie de errores, como el hecho de que no refleja el consumo de capital natural y la consecuente pérdida del bienestar para las generaciones presentes y futuras. Es por ello que se están buscando nuevos sistemas de medición. Por ejemplo, la conferencia «Más allá del PIB» propuso, como un paso intermedio, un conjunto de cuatro indicadores de alto nivel: la huella ecológica, la apropiación humana de producción primaria neta (AHPPN),

el potencial ecológico paisajístico y el consumo de materiales ponderados ambientalmente. Las cuentas aquí mencionadas refinan este enfoque y proporcionan la base de un sistema de diagnóstico basado en seis indicadores (Figura 1.3). Estos conforman la base de un conjunto o catálogo de indicadores que, como sugerimos, describen cómo el **potencial ecológico total** o general está cambiando y los costes que supone revertir esas tendencias.

Si los ecosistemas son utilizados de manera sostenible, entonces serán tan resistentes a las alteraciones como capaces de autorrenovarse, algo importante para los bienes públicos. Para que el valor de los ecosistemas se refleje de manera apropiada en la toma de decisiones, deberemos desarrollar nuevas formas de describir su estructura y estado. El marco de contabilidad aquí sugerido constituye un posible enfoque a la hora de entender el coste total de bienes y servicios. Las cuentas pueden utilizarse para elaborar estimaciones de la cantidad necesaria de inversión en capital natural a escala mundial, aunque también pueden aplicarse a nivel nacional, tanto en el contexto de políticas específicas como en el de desarrollo de planes de gestión para zonas o hábitats particulares. El desarrollo y aplicación del marco de contabilidad constituye, como sugerimos, un paso esencial hacia una mejor articulación de la economía de los ecosistemas y la biodiversidad para la sociedad.

Las partes restantes de este informe consideran con gran detalle las preguntas sobre la valoración monetaria de los servicios y cómo se pueden aplicar técnicas de contabilidad a los problemas que afrontan los humedales en el Mediterráneo. Los estudios de caso se utilizarán para analizar cuestiones de datos y aspectos prácticos sobre la elaboración de las cuentas, y de qué modo, a través del empleo de información espacial, se pueden abordar preguntas relacionadas con la escala y la relevancia. Aún así, existen multitud de carencias de datos e incertidumbres científicas, y la elaboración de un conjunto completo de contabilidad de los ecosistemas, como las aquí descritas, sigue constituyendo un desafío. No obstante, considerándose el actual conocimiento que poseemos sobre este importante tipo de ecosistemas, podría descubrir el modo de superar esas barreras.

2 Biodiversidad y valoración de los servicios de los ecosistemas

Biodiversidad y servicios de los ecosistemas

La relación entre la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas resulta ya de cierta complejidad a nivel científico, y aumenta si se le añade el problema de su valoración económica y su contabilidad. La biodiversidad, es decir, la variedad y variabilidad de las formas de vida, constituye uno de los servicios que proporcionan los ecosistemas “sanos” o considerados de funcionamiento “correcto”. No obstante, parece evidente que los ecosistemas y la biodiversidad producen también una gran cantidad de otros servicios a través de sus procesos bio-geo-químicos, muchos de ellos indispensables para el sustento humano. Un ecosistema, entendido como un complejo dinámico de comunidades biológicas y fenómenos abióticos interactuando como una unidad funcional, proporciona servicios que apoyan, refuerzan, y enriquecen diferentes componentes del bienestar humano. Siguiendo el enfoque de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM, 2005), el bienestar humano se considera aquí como el conjunto de recursos básicos que sustentan una buena vida, que incluyen la nutrición, la libertad de acción y de decisión, las buenas relaciones sociales y la seguridad.

Medida de los servicios clave de los ecosistemas dependientes de la biodiversidad

Como señala la introducción de este informe, la EM adoptó la perspectiva de los servicios de los ecosistemas al centrar su atención en su gestión para reforzar el bienestar humano y reducir la pobreza. En este contexto, la biodiversidad no aparece de manera explícita como un servicio, a menos que se contemplan las poblaciones de ciertas especies donde podría considerarse como parte de los servicios de aprovisionamiento asociados, por ejemplo, a los agrosistemas y ecosistemas marinos. En cualquier caso, no debe pasarse por alto la gran importancia de la biodiversidad para el bienestar humano.

La complejidad de la relación entre los servicios de los ecosistemas y la biodiversidad debería contemplarse en el contexto general de la dinámica de todo ecosistema, que abarca las formas en que éste responde a la presión humana, el papel de la biodiversidad y sus umbrales de variación y las interrelaciones de ambos con los factores económicos, técnicos e institucionales. Aunque algunas investigaciones recientes han intentado explicar esta complejidad (Hooper *et al.*, 2005; Spehn

et al., 2005; Dirzo y Loreau, 2005), el panorama sigue sin esclarecerse al intentar valorar los servicios de los ecosistemas y llevar a cabo su contabilidad para desarrollar estrategias de respuesta efectivas. Sobre la base de las pruebas disponibles, Kinzig *et al.* (2007) intentaron, no obstante, estimar la importancia relativa que pueden tener determinados grupos de especies ciertos tipos de ecosistemas, y las interacciones de algunas especies con determinados factores abióticos para mantener servicios de aprovisionamiento y beneficios reconocidos (Figura 2.1).

El tamaño de los puntos negros y blancos de la Figura 2.1 indica la importancia de cada componente de la biodiversidad para cada servicio de aprovisionamiento considerado por Kinzig *et al.* (2007). Un punto negro indica que todas las especies de esa categoría son necesarias para el servicio y uno blanco señala que existe una cierta redundancia entre las especies en ese grupo. El sombreado de fondo sirve para indicar la proporción del grupo de especies que debe mantenerse para sostener el servicio, según las pruebas existentes: el color gris señala que debe conservarse una alta proporción de todas las especies dentro de la categoría, el gris medio indica cierta redundancia y el blanco un alto nivel de redundancia.

Aunque emergen algunos patrones generales de este análisis, los autores (Kinzig *et al.*, 2007) concluyen que aún se carece de una «idea clara sobre lo que el interés por mantener el flujo de servicios de los ecosistemas representa para la conservación de la biodiversidad». Por ello, parece que lo más seguro es afrontar la valoración de los servicios de los ecosistemas fijando el objetivo de una “cuenta integrada” de servicios de los ecosistemas y de sectores económicos convencionales. Como se vió en el capítulo anterior, con una perspectiva de contabilidad sería apropiado incluir la valoración de los servicios de aprovisionamiento, culturales y de regulación en los sectores del consumo y de la producción. Esto no resta ninguna importancia a la biodiversidad y sus servicios de apoyo asociados, que constituyen las aportaciones primarias para todos los demás servicios pero elude el riesgo de la doble contabilidad al llevar a cabo cualquier estimación de costes agregados. Estos, como se ha indicado antes, pueden contabilizarse de otras maneras, principalmente en términos de todos los costes de los bienes y servicios.

La excepcional característica de gran parte de los servicios que proporcionan los ecosistemas a la sociedad humana radica en que, a pesar de que ésta reconoce su importancia, a menudo no se contabilizan,

Figura 2.1 Importancia (tamaño de los símbolos), número de especies involucradas (blanco, negro) y grado de redundancia (sombreado de la celda) de las especies y ecosistemas implicados en el suministro de servicios de aprovisionamiento a las sociedades humanas

	Alimentos	Fibra	Combustible	Recursos genéticos	Productos bioquímicos y farmacéuticos	Recursos ornamentales	Agua dulce
Grupo taxonómico							
<i>Bacterias</i>				●	●		●
<i>Protistas</i>				●	●		●
<i>Hongos</i>				●	●		●
<i>Invertebrados</i>							
<i>Plantas</i>	●	●	●	●	●	●	●
<i>Vertebrados</i>	●			●	●		
Ecosistemas							
<i>Marinos</i>	●			●	●		
<i>Agua dulce</i>	●			●	●		
<i>Bosques</i>		●	●	●	●	●	●
<i>Pastizales y sabanas</i>	●			●	●	●	●
<i>Desiertos</i>				●	●	●	●
<i>Tundra</i>				●	●		●
<i>Montañas</i>				●	●	●	●
<i>Agroecosistemas</i>	●	●	●	●			●
<i>Ecosistemas urbanos</i>	●			●		●	●
Interacciones de las especies							
Planta-insecto	●						
Microbio-planta	●						
Características abióticas							
<i>Propiedades del suelo</i>							●

Fuente: Kinzig *et al.*, 2007.

no se les adjudica un precio y quedan fuera del ámbito del mercado. Por lo general, estos problemas se consideran externalidades que hacen que los mercados fallen. En estas situaciones, los responsables de la toma de decisiones intentan corregir los fallos creando situaciones de mercado mediante la obtención del valor subjetivo de los servicios a través de diversas técnicas de valoración basadas en preferencias establecidas.

Es frecuente que, en el caso de los servicios de regulación, como por ejemplo el clima, la capacidad de tratamiento de residuos, la gestión de nutrientes y varias funciones de las cuencas, se produzca el clásico fallo de mercado (Bator, 1954). Estas dificultades son particularmente problemáticas cuando las consecuencias del fallo de mercado y de la pérdida de biodiversidad inciden sobre los sectores más

vulnerables de la sociedad, en especial en los países en desarrollo, donde muchas personas dependen de ellos para mantener su forma de vida. A consecuencia de esto, en los últimos años se añade otro enfoque al contemplarse situaciones donde el mercado pueda crearse, para alcanzar buenos resultados con las implicaciones de decisiones que tienen efecto sobre los ecosistemas y, a su vez, sobre el bienestar humano (Costanza *et al.* 1995). Así, y cada vez más, la valoración se ha vuelto fundamental en los debates sobre la conservación tanto de la biodiversidad como de los servicios de los ecosistemas.

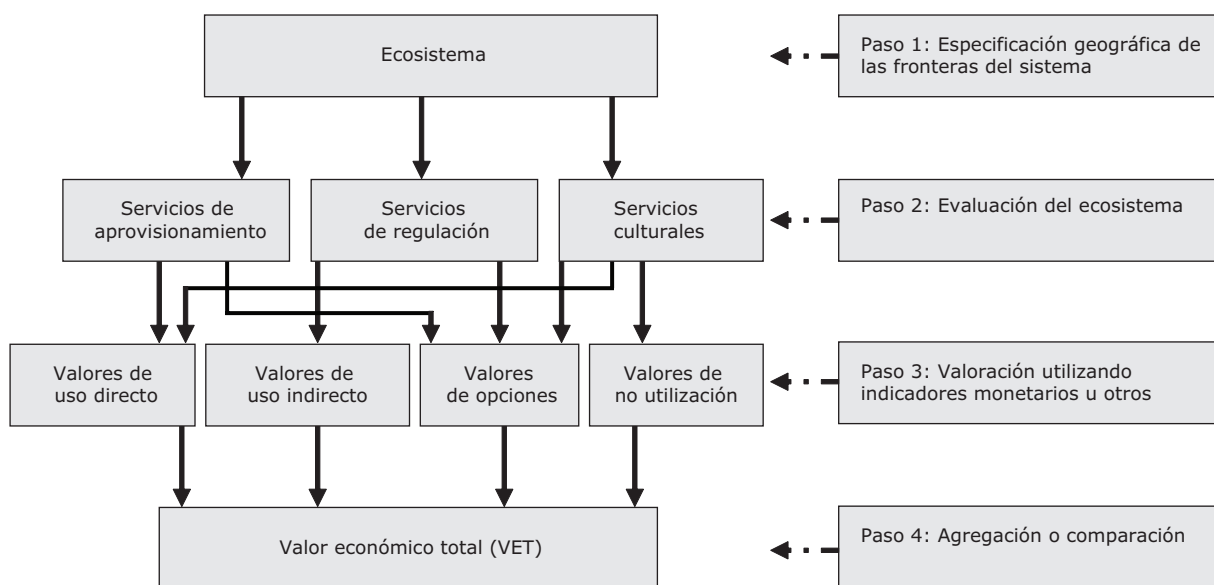
En los últimos años se han llevado también a cabo intentos concertados de valorar los servicios de los ecosistemas. Algunos se han enfocado a los ecosistemas terrestres (Daily *et al.*, 1997) y unos pocos se han centrado en los ecosistemas marinos (Duarte, 2000). Determinados estudios han intentado discernir el valor de todos los tipos de ecosistemas y de servicios a escala mundial (Costanza *et al.*, 1997; Limburg y Folke, 1999; Woodward y Wui, 2001). A pesar de que estos trabajos han llamado la atención tanto de investigadores como de profesionales y responsables de la conservación y han impulsado el interés en el problema de la valoración, también han recibido críticas, especialmente en relación con la incertidumbre asociada a las estimaciones (Winkler, 2006) y con los métodos utilizados para revelar preferencias (Allen y Loomis, 2006). Una de las críticas más serias de estos estudios reprobaba el uso del método de transferencia de beneficios y el enfoque del coste de reposición.

No obstante, la valoración de los servicios de los ecosistemas no pretende mostrar simplemente la importancia que los ecosistemas tienen para la sociedad, sino permitir a los responsables de la toma de decisiones que evalúen líneas de acción alternativas y que, por tanto, aclaren los dilemas que nacen de afrontar opciones conflictivas. En esencia, la valoración de los servicios de los ecosistemas ayuda en el proceso de la toma de decisiones de las siguientes formas:

- discerniendo algunos de los servicios ajenos al mercado;
- ayudando a los responsables de la toma de decisiones a analizar los intercambios y a explorar líneas de acción alternativas;
- ampliando el análisis de costes y beneficios (ACB);
- apoyando el desarrollo de cuentas verdes por parte del SCAEI 2003 (División de Estadística de las Naciones Unidas);
- en el contexto de políticas de proyectos y sectoriales, reforzando la evaluación del impacto ambiental y haciendo que los criterios de valoración sean más aceptables, transparentes y creíbles.

En conjunto, la valoración de los ecosistemas tiene el potencial de disipar las sombras de los objetivos conflictivos en términos de la viabilidad política, social y económica de las políticas, aunque claramente no sea esta la última palabra que podría decirse sobre el asunto.

Figura 2.2 Marco de valoración de los ecosistemas



Nota: Las flechas enteras representan las relaciones más importantes entre los elementos del marco. Las flechas partidas señalan los cuatro pasos principales en la valoración de los servicios de los ecosistemas.

Fuente: Hein *et al.*, 2006.

Tabla 2.1 Enfoques más utilizados en la valoración de servicios

Método	Enfoque	Aplicaciones
Variación de la productividad	Rastrear el impacto del cambio en los servicios ambientales sobre los bienes producidos	Cualquier impacto que afecte a los bienes producidos (por ejemplo, reducción de la calidad del suelo que afecta a la producción agraria)
Coste de la enfermedad, capital humano	Rastrear el impacto del cambio en los servicios ambientales sobre la morbilidad y la mortalidad	Cualquier impacto que afecte a la salud (por ejemplo, la contaminación del aire o del agua)
Coste de reposición	Utilizar el coste de la reposición del bien o servicio perdido	Cualquier pérdida de bienes o servicios (por ejemplo, agua antes limpia que ahora debe depurarse en una planta depuradora)
Método de coste de viaje	Calcular la curva de demanda a partir de los datos de los costes reales de viaje	Ocio, turismo
Precios hedónicos	Extraer el efecto de los factores ambientales sobre el precio de los bienes que incluyen dichos factores	Calidad del aire, belleza del paisaje, beneficios culturales (por ejemplo, el valor de mercado más alto de terrenos a orillas del agua o de las viviendas que lindan con espacios verdes)
Evaluación contingente	Preguntar a los encuestados sobre su intención de pagar o no por un servicio específico	Cualquier servicio (por ejemplo, intención de pagar para conservar intacto un bosque local)
Modelado de elecciones	Pedir a los encuestados que elijan su opción de preferencia de entre una serie de alternativas con características particulares	Cualquier servicio
Transferencia de beneficios	Utilizar los resultados obtenidos en un contexto en otro contexto diferente	Cualquier servicio para el que estén disponibles estudios comparativos apropiados

Valoración de los servicios de los ecosistemas dependientes de la biodiversidad: principios y ejemplos

Los ecosistemas proporcionan servicios valiosos. Los indicios de que estos servicios se han visto considerablemente degradados en los últimos 50-60 años (EM, 2005) es un importante motivo de preocupación para científicos y responsables de la toma de decisiones. Por ejemplo, se han transformado más terrenos en tierras de cultivo desde 1945 que en los siglos XVIII y XIX juntos; el 25% de los arrecifes de coral del mundo se han degradado gravemente o bien han sido destruidos y un 35% de la superficie de manglares se ha perdido en las últimas dos o tres décadas (EM, 2005). La pregunta que surge es: ¿cómo de valiosos son los servicios que estaban y están asociados a estos ecosistemas? Debemos ser capaces de responder a esta pregunta para dirigir las decisiones tomadas sobre el modo en el que se gestionarán estos ecosistemas en el futuro.

La valoración aporta perspectivas sobre las pérdidas, o ganancias, resultantes de las perturbaciones de los ecosistemas y sus consiguientes servicios que afectan a las distintas partes interesadas. Semejante trabajo asegura que las elecciones se determinan mejor a través de una evaluación que aclare quiénes ganan o pierden, lo que puede ser vital para evaluar los resultados de las opciones de políticas públicas. El enfoque general

utilizado para hacer evaluaciones se basa en el hecho de que los seres humanos sacan beneficio (utilidad) del empleo de los servicios de los ecosistemas directa o indirectamente, ya sea en la actualidad o en el futuro. Sin embargo, deben subrayarse muchos aspectos importantes de este modelo de valoración.

En primer lugar, la utilidad que un ser humano extrae de un servicio de un ecosistema concreto depende de sus preferencias personales. Así, el enfoque utilitarista basa su noción de valor en los intentos por medir la utilidad específica que miembros individuales de una sociedad obtienen de un servicio en particular y entonces suma los datos de todos los individuos, midiéndolos de manera ecuánime.

En segundo lugar, la utilidad no puede medirse directamente. En aras de proporcionar un sistema de medición común que pueda utilizarse para describir los beneficios de la amplia variedad de servicios suministrados por los ecosistemas, el enfoque utilitarista busca medir todos los servicios en términos monetarios. Se trata de una simple cuestión de conveniencia, dado que utiliza unidades ampliamente reconocidas, ahorra el trabajo de convertir valores ya expresados en términos monetarios a alguna otra unidad, y facilita la comparación con otras actividades que también contribuyen al bienestar de la sociedad. Esto no quiere decir, de manera explícita, que únicamente se tengan en cuenta en la valoración

los servicios que generan beneficios monetarios; al contrario, la esencia de la práctica totalidad del trabajo de valoración del ambiente y de los ecosistemas ha consistido en hallar maneras de medir aquellos beneficios que no se cuentan en los mercados y que no tienen, por tanto, beneficios monetarios que se contemplen directamente.

La valoración de los servicios de los ecosistemas para un análisis coste-beneficio o su contabilidad integrada conforme el SCAEI exige un esfuerzo interdisciplinario, por parte tanto de economistas como de ecólogos. En general, requiere la aplicación de un conjunto coherente de pasos lógicos que suponen la identificación de los servicios clave, los datos biofísicos adecuados, la monetización y la agregación (Figura 2.2). Mientras el límite de la producción y de los activos debería definirse con cuidado, y describirse claramente la distinción entre los productos intermedios y finales de los ecosistemas, debe identificarse también con precisión el estado inicial del ecosistema y la preferencia del beneficiario. Algunos de los métodos de valoración más utilizados se resumen en la Tabla 2.1.

Varias lecciones extraídas de recientes trabajos sobre este campo podrían ser las siguientes:

- la valoración de los servicios de los ecosistemas exige una integración de la economía y la ecología, siendo esta última la que proporciona información sobre cómo se generan los servicios y la primera la que establece el valor relativo de los servicios a través de técnicas de valoración de mercados y ajenas a los mismos. Los investigadores de ciencias biofísicas pueden proporcionar un marco sólido para esta valoración aportando perspectivas a preguntas sobre cómo la cantidad y la calidad de los servicios varían bajo distintos posibles estados del ecosistema y cómo la acción humana altera la producción de estos servicios;

- la valoración de los servicios ecosistémicos debe estar adaptada al contexto y a los ecosistemas en consideración, así como guiada por la percepción que tienen los beneficiarios;
- la valoración total evalúa objetos tales como cuencas, paisajes o unidades cartográficas por entero, mientras que la valoración marginal evalúa los crecientes cambios en los servicios de los ecosistemas como consecuencia de determinadas presiones. La atención de los estudios de valoración debería centrarse, no obstante, en la variación marginal de los valores en lugar de en el cálculo del valor total. En este contexto, resulta esencial un conocimiento sólido del estado o condición del ecosistema, junto con una comprensión de las posibles variaciones del sistema sometido a una serie de intervenciones políticas o de gestión, así como a otras fuerzas motrices indirectas;
- para llevar a cabo una valoración de los servicios de los ecosistemas, estos servicios deberán ser identificados como independientes unos de otros. El establecer vínculos y relaciones biofísicas claras no solamente facilita el ejercicio de valoración, sino que también asegura su credibilidad en debates públicos;
- establecer “derechos de propiedad” para los ecosistemas es de vital importancia para su valoración;
- deben tenerse en cuenta cuestiones de irreversibilidad y de resiliencia (en este caso, reversibilidad, o facilidad de recuperación) para llevar a cabo la valoración;
- la incertidumbre constituye uno de los principales desafíos en la valoración de los servicios ecosistémicos, por ello los responsables de la toma de decisiones deberán hacer un análisis de sensibilidad;
- los ejercicios participativos mejoran la representatividad de la muestra, asegurando la participación. Además, la consideración de

Tabla 2.2 Valoración de los servicios de los ecosistemas: ¿cuándo, por qué y dónde?

Enfoque	¿Por qué debe hacerse?	¿Cómo debe hacerse?
Determinar el valor total del flujo de beneficios actual de un ecosistema	Para entender la contribución que hacen los ecosistemas a la sociedad	Identificando todos los servicios compatibles entre sí que se proporcionan. Midiendo la cantidad de cada servicio proporcionado y multiplicándola por el valor de cada servicio
Determinar los beneficios netos de una intervención que altera las condiciones de un ecosistema	Para evaluar si la intervención merece la pena económicamente	Midiendo de qué modo la cantidad de cada servicio variaría a consecuencia de la intervención, en comparación con la cantidad previa a la intervención; multiplicándola por el valor marginal de cada servicio
Examinar de qué modo se distribuyen los costes y los beneficios de un ecosistema (o de una intervención)	Para identificar quiénes ganan y quiénes pierden, por razones éticas y prácticas	Identificando a las partes interesadas de mayor relevancia, qué servicios específicos utilizan y el valor de dichos servicios para cada parte interesada (o las variaciones en los valores a consecuencia de una intervención)
Identificar fuentes potenciales de financiación para la conservación	Para ayudarse a que la conservación de los ecosistemas sea autosuficiente económicamente	Identificando los grupos que reciben grandes flujos de beneficios, de los cuales podrían obtenerse fondos utilizando varios mecanismos

Fuente: Pagiola *et al.*, 2004.

sus resultados en los procesos institucionales posibilitaría una valoración más auténtica y aceptable para los responsables de la toma de decisiones.

Las valoraciones consisten, esencialmente, en asignar importancia a los diferentes aspectos o circunstancias para tomar una decisión. Cuando se quieren valorar los servicios de los ecosistemas, y los responsables de la toma de decisiones tienen en cuenta estos valores para elaborar políticas, es necesario un marco para distinguir y agrupar estos valores. El contexto de la valoración de los servicios, su objetivo y la idoneidad del método constituyen consideraciones clave. Pagiola *et al.* (2004) aportan un resumen muy útil (Tabla 2.2).

Han surgido varias cuestiones de importancia para la valoración de los servicios de los ecosistemas y la aplicación en la toma de decisiones, en especial con un mayor entendimiento de los mecanismos de funcionamiento de los ecosistemas. Aún no se ha hecho suficiente hincapié en la importancia del estado del funcionamiento de los ecosistemas para el cálculo de sus valores, resultando de poca utilidad los ya obtenidos al examinarse cuestiones relacionadas con la sostenibilidad.

Para proporcionar un indicador significativo de la escasez de los servicios de los ecosistemas y sus funciones, una valoración económica debería dar cuenta del estado inicial del ecosistema. Pero aunque los ecosistemas pueden recuperarse de impactos y alteraciones de acuerdo con la resiliencia de cada uno, en algunos casos el ecosistema podría cambiar a un estado totalmente nuevo de equilibrio (Holling, 2001; Walker y Pearson, 2007). Los conceptos basados en una teoría económica convencional que calculan los valores de los ecosistemas mediante el uso de métodos analíticos marginales se limitan a situaciones en las que los ecosistemas se encuentran relativamente intactos y que funcionan dentro de unos límites normales, lejos de cualquier tipo de evolución (Limburg *et al.*, 2002). Esto resulta significativo en el caso de los países en desarrollo, donde se dan intercambios de importancia entre la conservación y el desarrollo económico y las decisiones suelen favorecer a este último. Por lo tanto, las decisiones tomadas sobre la base de una "radiografía" del valor de los ecosistemas pueden derivar en directivas de políticas erróneas.

La segunda cuestión tiene que ver con la agregación de valores individuales hasta conformar valores más amplios, en concreto valores sociales. Los bienes y servicios de los ecosistemas tienen, por definición, una dimensión pública, sea cual sea su régimen de derechos de propiedad: público, común o privado. Esto quiere decir que diversos beneficios adicionales

repercuten en la sociedad como conjunto, además de los beneficios proporcionados a los particulares (Daily, 1997; Wilson y Howarth, 2002). Los fundamentos teóricos de los métodos de valoración económica se apoyan en el axioma de preferencias individuales y de la maximización de la utilidad individual, lo que no justifica la condición de bien público que poseen los servicios de los ecosistemas. Los métodos de valoración, como la valoración contingente, emplean preferencias individuales para realizar cálculos de valores y estas podrían utilizarse para la asignación de recursos en lugares en los que estos bienes sean de naturaleza ampliamente pública. Por tanto, muchas publicaciones recientes favorecen una valoración basada en discursos (Wilson y Howarth, 2002). El enfoque primario de una valoración basada en un discurso se concentra en elaborar un indicador del valor de escasez, social y consensuado, calculado a través de un proceso participativo, para que pueda utilizarse en la asignación de servicios ecológicos pensados para el dominio público.

La aplicación de los enfoques convencionales para realizar una valoración económica cada vez queda más restringida debido a la inclusión de la sostenibilidad y la igualdad social como objetivos, junto a la eficiencia económica, para la gestión de los ecosistemas (Costanza y Folke, 1997). Mientras que los métodos para el cálculo de los valores con eficiencia económica han sido, en comparación, muy bien desarrollados, la integración de la equidad y la sostenibilidad necesita varios elementos: en primer lugar, una mejor comprensión de las relaciones funcionales entre los distintos parámetros y fenómenos responsables de la producción de servicios; en segundo lugar, una comprensión de los mecanismos o procesos sociales que rigen la formación de valores (siendo la valoración basada en un discurso esta clase de enfoque).

Por último, debe tenerse en consideración que los servicios de los ecosistemas pueden fluir a distintas escalas espaciales, desde, por ejemplo, la escala de micro cuencas hidrográficas a biomas. La variación en la escala en la que surgen estos servicios y sus consiguientes beneficios podría suponer un problema al llevarse a cabo la contabilidad y la valoración. Habitualmente, la escala ecológica cartesiana no se corresponde con las escalas de la unidad de la toma de decisiones, para la que se realiza la contabilidad y la valoración. Este desajuste, junto con otras lagunas epistemológicas, sigue constituyendo un desafío científico (Reid *et al.*, 2006). Los servicios de aprovisionamiento y los culturales están, en su mayoría, vinculados con productos tangibles (los productores o consumidores son conocidos y, por tanto, la escala se identifica claramente), pero los servicios de regulación pueden implicar muy diferentes fenómenos que, aunque interrelacionados, se dan en diferentes

Tabla 2.3 Escalas ecológicas más importantes para los servicios de regulación

Escala ecológica	Dimensiones (km ²)	Servicios de regulación
Mundial	> 1.000.000	Retención de carbono Regulación climática a través de la regulación del albedo, la temperatura y el régimen de lluvias
Bioma-paisaje	10.000–1.000.000	Regulación de la regularidad y el volumen de los ríos y las corrientes de aguas subterráneas Protección contra las inundaciones de los ecosistemas costeros o ribereños Regulación de la erosión y la sedimentación Regulación de la reproducción de las especies (servicio de criadero)
Ecosistemas locales	1–10.000	Distribución del exceso de nutrientes y contaminación Polinización (para determinadas plantas) Regulación de plagas y patógenos Protección de tormentas
Terreno-planta	< 1	Protección del ruido y el polvo Control de la escorrentía Fijación biológica de nitrógeno (FBN)

Nota: Algunos servicios podrían ser importantes a más de una escala.

Fuente: Hein, 2006.

escalas espaciales (Tabla 2.3). Este desajuste de escalas y actores quiere decir, básicamente, que mediante la internalización de la externalidad convencional, los ganadores y los perdedores aportan razonamientos adicionales para contabilizar los costes de restauración de la biodiversidad, en la medida en que esto sea ecológicamente posible, y la gestión de los servicios de los ecosistemas.

Biodiversidad y comercio internacional

El comercio constituye una fuerza motriz de cambio muy importante en los servicios de los ecosistemas y la biodiversidad. Esta fuerza macroeconómica provoca pérdidas en algunas partes del mundo, mientras que la verdadera acción (importación y consumo) tiene lugar en otras partes. Por ejemplo, la deforestación en la Amazonia debido a la explotación ganadera se impulsó por la demanda de carne de vacuno brasileña en América del Norte y en Europa. Otros ejemplos conocidos serían el comercio de “agua virtual”, especialmente de zonas semiáridas del mundo, así como la pérdida de manglares en Sundarbans debido a la creciente demanda de langostino tigre en Japón y América. A pesar de que las divisas obtenidas por las economías nacionales de la India o Bangladesh se ven reflejadas en sus ingresos netos procedentes del comercio exterior, no se registran los costes de la pérdida de biodiversidad o de la contaminación de las aguas costeras, violando así los principios de doble entrada en la contabilidad. La importancia del desarrollo de estas cuentas al tratarse cuestiones sobre la pérdida de biodiversidad queda ilustrada con el ejemplo de la acuicultura.

Chopra, Kapuria y Kumar (2008) han documentado el impacto de la exportación de productos de la acuicultura de los manglares de Sundarbans y su efecto sobre el bienestar humano prestando atención a los costes de la pérdida de biodiversidad en la región.

Es sabido que la acuicultura moderna intensiva o semi-intensiva, con alta densidad de ocupación, tiene un profundo impacto en los ecosistemas costeros. Uno de los principales proviene de la conversión de zonas agrícolas y manglares a tierras dedicadas a la acuicultura. Normalmente, la conversión afecta a terrenos agrícolas y a manglares adyacentes, ecológicamente frágiles.

Uno de los principales inconvenientes de la acuicultura moderna es que está impulsada por la maximización de ingresos y apenas presta atención al estado y evolución a largo plazo de los sistemas ecológicos (Folke *et al.*, 1998; Gunawardena y Rowan, 2005). Una posible respuesta política podría ser la internalización de estos costes ecológicos en la estructura de determinación de precios. Contabilizar los costes sería absolutamente necesario. La internalización de los costes ecológicos en las principales cuentas nacionales revelaría los costes que la sociedad (los consumidores, en el caso de los países industrializados) debería pagar por su consumo y preferencias, y cuáles se transfieren de hecho en la actualidad a los proveedores (casi siempre personas pobres del país exportador de acuicultura). Los costes ecológicos, si están incluidos en la determinación de precios, también allanarían el camino al desarrollo sostenible.

Actividades como la acuicultura tienen implicaciones ecológicas muy importantes que afectan tanto a la sociedad como al bienestar humano. La acuicultura merma la funcionalidad de los ecosistemas y su capacidad para ofrecer otros servicios beneficiosos para la sociedad. La acuicultura moderna parece revelarse como este tipo de actividad, especialmente en las zonas costeras y los manglares. Esto puede comprenderse mejor en los términos de la huella ecológica.

Rees y Wackernagel (1994) describen la huella ecológica como la superficie terrestre necesaria para mantener los actuales niveles de consumo de recursos y de carga contaminante por parte de una población humana. Estos autores introdujeron este concepto, aunque la esencia del mismo se remonta a la "superficie fantasma" de Borgstrom, que reflejaba zonas de tierras agrícolas necesarias para el consumo de combustibles, y al concepto de "energía" de Odum (1989), que mostraba la cantidad de energía consumida por unidad de superficie y por año. Utilizando estas ideas, Rees y Wackernagel estimaron, por ejemplo, que, para los alimentos, los productos forestales, la asimilación del dióxido de carbono y la energía, el área de Fraser Valley en Vancouver depende de una superficie 19 veces más grande que la que contienen sus fronteras. Además, van más allá al sugerir que no podría sustentarse a la población humana actual, entonces de más de seis mil millones de personas, al mismo nivel que el disfrutado en los Estados Unidos sin poseer los recursos de al menos dos planetas más (Rees y Wackernagel, 1996). En la misma línea, a veces se utiliza otro concepto, la "capacidad de carga" o porcentaje máximo de consumo de recursos y de carga contaminante que puede sostenerse de manera indefinida sin reducir progresivamente la "integridad funcional" y la productividad de los ecosistemas.

Algunos ecólogos consideran que la huella ecológica es un concepto estático. Los ecosistemas son dinámicos y se caracterizan por un conjunto de comportamientos que incluyen no linealidades,

umbrales y discontinuidades (Costanza *et al.*, 1993). Aunque la idea de una huella ecológica pudiera no ser capaz de discernir los diferentes aspectos dinámicos de los ecosistemas, arroja alguna luz sobre algunas necesidades concretas de las actividades humanas, como la acuicultura moderna. A ésta, en constante expansión, se la ve como salvadora del crecimiento y portadora de prosperidad en los países en desarrollo, y aunque la acuicultura de monocultivo utiliza los servicios de los ecosistemas con fines productivos y para satisfacer todas sus necesidades importantes (alimentación, semillas, agua, tratamiento de residuos, etc.), aún así no paga los costes completos de los mismos.

Folke *et al.* (1998) han realizado una estimación de la huella ecológica de la producción de marisco. Para la cría de camarones en estanques son necesarias de 34 a 187 hectáreas/hectárea de zona de cría. La asimilación de residuos también precisa de 2 a 22 ha/ha de zona de cría. Continúan dando a entender que el efecto del tamaño de la zona de cría de apoyo en los manglares se hace evidente cuando se analiza la cría de camarones a nivel nacional y regional, donde habitualmente la zona de cría de los manglares para los langostinos en estado postlarval se extiende más allá de la ubicación física de las piscifactorías (Tabla 2.4).

Estas estimaciones de la huella ecológica indican que la acuicultura no es sostenible. Por ejemplo, la cría de camarones en estanques depende en gran medida de la larva capturada en estado salvaje. La manera de recolectarlas causa serios daños a las poblaciones de peces salvajes y a otros organismos costeros, con consecuencias para la biodiversidad costera.

La acuicultura incluye la cría de organismos acuáticos como los peces, camarones, crustáceos y muchas otras especies para fines alimentarios u ornamentales (por ejemplo, las perlas). Su característica más distintiva es una producción controlada que incide con mayor precisión en los insumos. La FAO define la acuicultura

Tabla 2.4 Huella ecológica de la producción de marisco

Actividades	Asistencia a la producción de recursos	Asimilación de residuos
Cría de salmón en jaula, Suecia	40.000–50.000
Cría de tilapia en jaula, Zimbabwe	10.000	115–275
Sistema de tanque, Chile	16–180
Cría de camarones en estanques, Columbia	34–187
Cría de camarones en estanques, Asia	2–22
Conquicultura, Suecia	20
Cuenca de drenaje de las ciudades en el mar Báltico	133

Nota: Los valores se corresponden con el área de la huella por el área de actividad, ha/ha de zona de cría.

Fuente: Adaptado de Folke *et al.*, 1998.

Tabla 2.5 Volúmenes y valores de la producción acuícola

País	Cantidad		Valor		Miles USD/toneladas
	Millones de toneladas	%	Millones USD	%	
China	30,6	67,3	30.870	48,7	1,01
India	2,5	5,4	2.936	4,6	1,19
Vietnam	1,2	2,6	2.444	3,9	2,04
Tailandia	1,2	2,6	1.587	2,5	1,35
Indonesia	1,0	2,3	1.993	3,1	1,91
Bangladesh	0,9	2,0	1.363	2,2	1,49
Japón	0,8	1,7	3.205	5,1	4,13
Chile	0,7	1,5	2.801	4,4	4,15
Noruega	0,6	1,4	1.688	2,0	2,65
EEUU / USA	0,6	1,3	907	1,4	1,50

Fuente: Banco Mundial, 2006.

como «la cría de organismos acuáticos en zonas terrestres y costeras que incluye interacciones en el proceso de cría para posibilitar la producción y la propiedad individual o conjunta de la población producida». La Clasificación Industrial Internacional Uniforme de todas las Actividades Económicas reconoce la acuicultura como una actividad separada, a pesar de que solamente en los últimos años se han aportado datos sobre ella de manera independiente de los de la industria pesquera.

Camarones y salmones constituyen el principal porcentaje de los productos de la acuicultura en términos de valor y volumen del comercio a escala mundial. La acuicultura en su conjunto ha experimentado un nuevo desarrollo en su producción y su comercio por todo el mundo en las tres últimas décadas (1975–2005). Desde los años 80, la producción ha aumentado y el comercio se ha acelerado. La tasa media del crecimiento de la acuicultura ha superado el 10% anual desde los años 80 y su producción ha superado los 259,4 millones de toneladas con un valor de 70.300 millones de dólares estadounidenses en 2004. En el mismo periodo de tiempo, la pesca creció a una tasa del 2% anual. Aunque la acuicultura ha alcanzado la condición de industria mundial, los países en desarrollo poseen más de un 90% del porcentaje de la misma (Tabla 2.5), del cual los países asiáticos contribuyen con un 89% de producción (un 80% en términos de valor) (Banco Mundial, 2006). China, entre las naciones de Asia, es la que tiene el mayor porcentaje (el 67% y el 49% en términos de valor y de volumen respectivamente), seguida de la India. De acuerdo con el principio de contabilidad y el espíritu del desarrollo sostenible, los costes de la pérdida de biodiversidad derivados de estas exportaciones deberán contabilizarse y ajustarse, pero las cuentas nacionales de los países consumidores no parecen reconocer esta situación.

Conclusiones

En este capítulo se ha reflexionado sobre los parámetros del problema de la valoración. Como se vio en el Capítulo 1, los datos de valoración forman parte fundamental de la contabilidad de los ecosistemas, ya que ofrecen información sobre los servicios comercializados y no comercializados que las personas utilizan directamente. No obstante, estos datos a menudo no están disponibles o resultan incompletos, por lo que la idea que se elabora sobre la importancia de un ecosistema en particular está lejos de ser completa. Con frecuencia solamente se cuenta con datos físicos sobre el estado y las tendencias mostradas por un ecosistema y solamente puede especularse sobre la naturaleza de las variaciones en los valores para las personas. Los capítulos que siguen versan sobre los humedales en el Mediterráneo en la medida en que los datos disponibles actualmente permiten elaborar cuentas tanto físicas como económicas. Asimismo, se analiza hasta qué punto puede valorarse el actual flujo de beneficios que proporcionan. También se describen los beneficios netos de una intervención que altere las condiciones de los ecosistemas y el modo en el que estos beneficios se distribuyen e identifican las formas de financiar la conservación y el mantenimiento de los ecosistemas. El informe se apoya en la premisa de que la valoración de los servicios de los ecosistemas debe adaptarse al contexto y guiarse por las percepciones y necesidades de los beneficiarios. Por ello, la atención del estudio se centra en las cuentas para determinar hasta qué punto la integridad ecológica de los sistemas de humedal permanece intacta y de qué modo las cuentas pueden emplearse para comprender mejor los costes que supondrán la restauración y mantenimiento de su funcionamiento.

3 Sistemas socioecológicos, cuentas de los ecosistemas y el caso de los humedales en el Mediterráneo

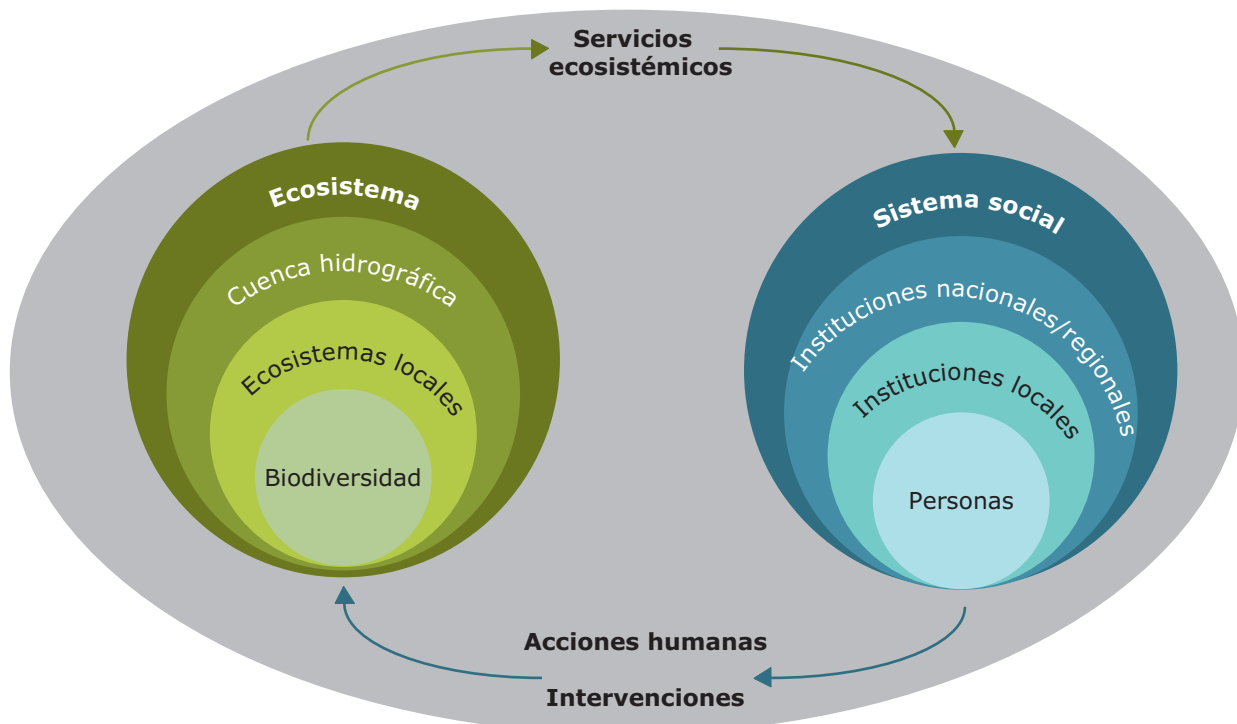
Introducción

Los sistemas socioecológicos son aquellos en los que tiene lugar una vinculación, o enlace, entre los procesos sociales y los ecológicos (Gallopín, 1991). El componente social puede incluir a individuos, grupos, instituciones y organizaciones políticas, mientras que el ecológico consiste en las estructuras y procesos biofísicos que reconocemos como un ecosistema (Vandewalle *et al.* 2008). Aunque ambos elementos pueden mostrar distintos comportamientos, resulta evidente que también pueden manifestar fuertes interdependencias mutuas. Las instituciones y los mercados pueden determinar el modo en que las personas utilizan los ecosistemas e interactúan con ellos; las estructuras y los procesos biofísicos determinan la cantidad y la calidad de los servicios ecosistémicos potencialmente disponibles para la sociedad.

Como se sugiere en la Figura 3.1, los sistemas socioecológicos operan a distintas escalas temporales y espaciales jerarquizadas y, por lo tanto, es mejor

considerarlos como sistemas complejos multiescala. Por ejemplo, en relación con la escala espacial, una sola especie podría formar parte de un humedal local, que a su vez pertenece a una cuenca hidrográfica más grande. Asimismo, los individuos y las instituciones podrían estar conectados jerárquicamente, a nivel local, nacional e internacional (Ostrom, 1990). En relación con la escala temporal, no solamente los SSE tienen una historia, sino que también los diferentes componentes pueden responder con distintos niveles de respuesta a los aspectos que los influyen; los SSE pueden mostrar, tanto cambios localizados de rápido funcionamiento, como patrones de cambio a gran escala y a largo plazo (Holling *et al.*, 2002). Por ejemplo, servicios ecosistémicos como la producción de alimentos dependen tanto de factores a corto plazo, como el crecimiento anual de plantas y el patrón de las estaciones, como de cambios a largo plazo relacionados con los procesos biogeoquímicos (por ejemplo, el cambio climático) y varias fuerzas motrices sociales (envejecimiento de la población) que pueden tener lugar durante décadas o de siglos. Por lo tanto, los SSE pueden mostrar comportamientos novedosos que no

Figura 3.1 Diagrama conceptual de los elementos de un sistema socioecológico



Fuente: Procedente de Resilience Alliance, 2007c.

cabría esperar al considerar los sistemas ecológicos y sociales de forma aislada. Algunas de las características más importantes de los SSE son que tienen capacidad de respuesta y resiliencia, así como que muestran una dinámica no lineal con umbrales, demoras temporales y estados estables alternativos (Gatzweiler y Hagedorn, 2002; Liu *et al.*, 2007). Por ello, la gestión o las intervenciones políticas en estos sistemas pueden resultar difíciles e implicar una toma de decisiones en un contexto de una considerable incertidumbre. La contabilidad de los ecosistemas puede ofrecer un marco en el que algunas de estas cuestiones pueden ser abordadas de forma sistemática.

Sistemas socioecológicos como unidades de contabilidad

El concepto de sistema socioeconómico es importante porque ayuda a superar la separación que se hacía al pensar en los sistemas humanos y naturales, algo que ha caracterizado el pensamiento occidental desde la Ilustración (Davidson-Hunt y Berkes, 2003). Muchos han argumentado que la tradicional dicotomía naturaleza - hombre resulta inadecuada para abordar los problemas de sostenibilidad, que incluyen fenómenos en la interfaz entre naturaleza y sociedad. El concepto de sistema socioeconómico se ha promovido como una manera de expresar el paradigma de los seres humanos con la naturaleza (Berkes y Folke, 1998), y para demostrar que comprender el funcionamiento de las dinámicas sociales y ecológicas no es algo que pueda alcanzarse analizándolas de forma aislada.

Varios estudios recientes se han centrado en las relaciones entre los sistemas ecológicos y sociales, tratando de identificar y caracterizar las interacciones existentes entre personas, biodiversidad y ecosistemas (Anderies *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2007). Además, existe un creciente grupo de trabajo que pretende desarrollar directrices para poder evaluar y gestionar la resiliencia en los sistemas socioecológicos (Resilience Alliance, 2007 a, b, c). Se ha argumentado que cualquier análisis de estos sistemas complejos debe tener en cuenta no solamente las características sociales y ecológicas, sino también otras que surgen de las dinámicas socioecológicas asociadas. Así pues, mientras las características sociales de estos sistemas pueden describirse mediante indicadores tales como el empleo, la estructura de la población y los acuerdos de gobernanza, y las características naturales se describen en términos de biodiversidad a nivel de hábitat y especies, la naturaleza asociada de los SSE puede medirse mediante un análisis de las dinámicas de la cobertura y usos del suelo, el estudio del impacto humano y de la resiliencia del sistema, así como la evaluación de los servicios ecosistémicos.

A pesar del creciente cúmulo de trabajos que describen los cambios en los SSE, no queda claro todavía cuán universales son los diferentes tipos de dinámicas, o las circunstancias particulares bajo las que puedan surgir distintos tipos de comportamiento. Queda por tanto, un reto considerable de investigación. Como primer paso, necesitamos herramientas que nos permitan realizar un seguimiento de los cambios de manera sistemática para así poder documentar las trayectorias que muestran los SSE. También necesitamos métodos para proporcionar información a los gestores de recursos o a los asesores políticos sobre los costes de la pérdida de biodiversidad. Este informe sugiere que la contabilidad de los ecosistemas es una herramienta de este tipo.

Como muestran los Capítulos 1 y 2 de este informe, las cuentas de ecosistemas constituyen una manera sistemática de documentar, tanto las características estructurales, como el estado funcional de los ecosistemas, así como las distintas maneras en las que éstos están vinculados a la economía en general. Curiosamente, las cuentas no son un concepto que haya sido ampliamente debatido en relación con los problemas de caracterización de los sistemas socioecológicos, a pesar de que éstos pueden proporcionar una descripción rica y detallada de las relaciones entre los componentes de los sistemas naturales y sociales. Por tanto, el objetivo de este estudio es exponer de un modo más completo cómo pueden utilizarse estas herramientas, así como ilustrar sobre qué ideas pueden aportar para el caso de los humedales del Mediterráneo.

Una de las cuestiones clave en cualquier ejercicio de contabilidad o de valoración consiste en definir cuáles son los límites del sistema en cuestión (véase por ejemplo la Figura 3.2). Esto también constituye un tema que surge en relación con la caracterización de los sistemas socioecológicos y se ha argumentado que, de hecho, no existe un método perfecto para establecer los límites de un sistema. Las evaluaciones iniciales quizás tengan que modificarse al cambiar la comprensión que se tiene de un problema concreto (Resilience Alliance, 2007b). Dicho de otro modo, un análisis, como el de las cuentas, debe estar dirigido por un propósito. Este estudio se centra, en particular, en cómo los SSE pueden definirse en términos de contabilidad y cómo las cuestiones transfronterizas a todos los niveles pueden tenerse en cuenta. Todos los SSE son, en esencia, sistemas abiertos, y el problema de las importaciones y exportaciones a través de sus límites, sea cual sea su definición, constituye una cuestión que las cuentas pueden ayudar a resolver.

Para poder llevar este trabajo más allá, hemos elegido centrarnos en los humedales costeros de la cuenca del Mediterráneo. La perspectiva de sistema socioecológico

no se ha utilizado ampliamente para el estudio de estos ecosistemas y un objetivo adicional de este trabajo es el de ampliar el marco a esta importante área temática. La falta de aplicación del concepto de SSE en el Mediterráneo resulta paradójica, ya que, como señalan Naveh y Lieberman (1993), el uso de recursos y la transformación llevan tanto tiempo llevándose a cabo que no existen ya, estrictamente, paisajes naturales en la región. De hecho, es más exacto hablar de ellos como paisajes culturales, es decir, son excelentes ejemplos de sistemas socioecológicos. Por lo general, los paisajes mediterráneos se han utilizado como sistemas agrosilvopastorales durante más de ocho milenios (Grove y Rackham, 2003; Butzer, 2005). La observación que los puntos de alarma de la biodiversidad, que proporcionan una gran variedad de servicios ecosistémicos, han desarrollado en estos paisajes tan altamente humanizados supone un considerable reto de investigación para aquellos interesados en la comprensión del proceso coevolutivo de los sistemas socioecológicos (Gómez-Baggethun *et al.*, en prensa).

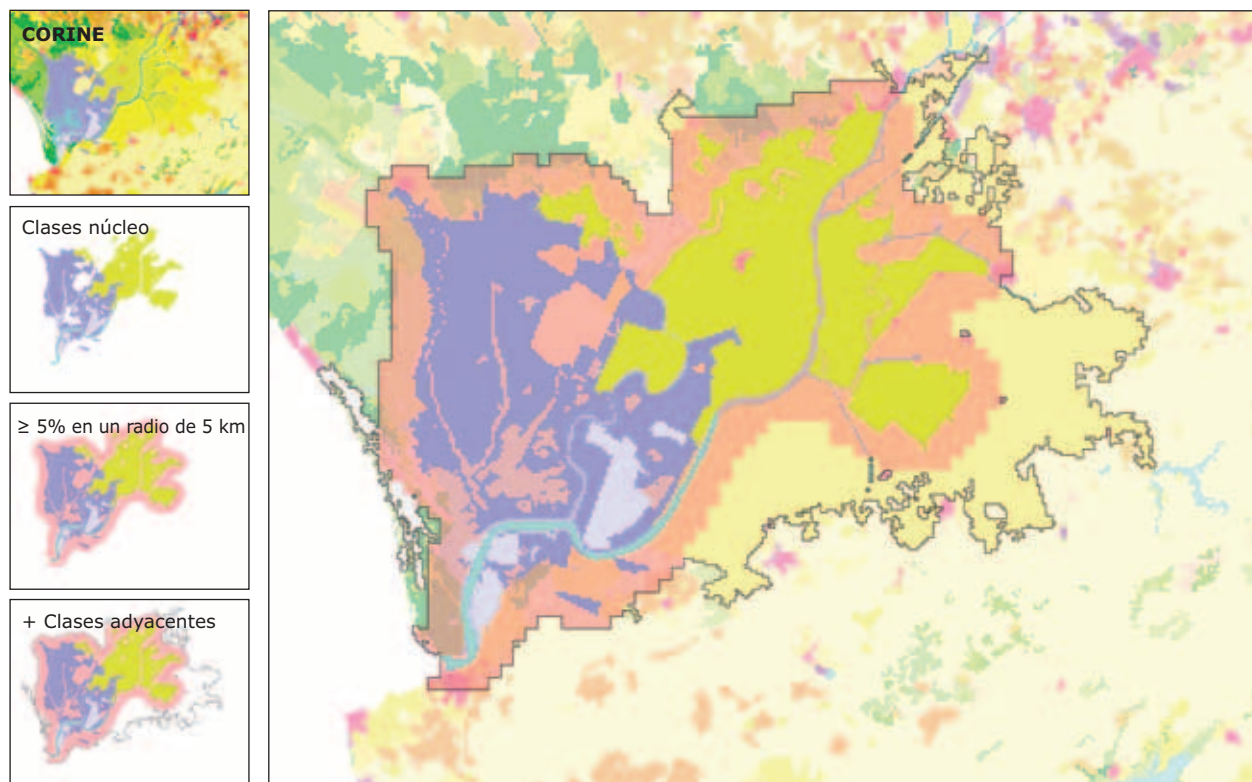
Caracterización de sistemas socioecológicos de los humedales en el Mediterráneo

Los sistemas socioecológicos pueden cartografiarse a diferentes escalas espaciales. Para investigar cómo puede llevarse a cabo esto teniendo en cuenta los diferentes tipos de información actualmente disponibles, se revisaron distintas fuentes de datos para determinar cómo podrían utilizarse para describir las características esenciales de los sistemas de humedales costeros.

La primera fuente de información cartográfica analizada fue GlobCover2005 versión-1, proporcionada por la Agencia Espacial Europea⁽⁸⁾ para esta evaluación. A pesar de que en el pasado se han elaborado una serie de mapas de cobertura del suelo a escala mundial utilizando, por ejemplo, datos del radiómetro avanzado de muy alta resolución (AVHRR) (Loveland *et al.*, 2000), de SPOT4-vegetación (por ejemplo, Cobertura del Suelo Mundial 2000, véase Bartalev *et al.*, 2003; Bartholomé

Figura 3.2 Metodología para cartografiar sistemas socioecológicos de humedales costeros

Metodología en tres pasos para cartografiar los SSE automáticamente del CLC: Prueba para Doñana



(8) GlobCover 2005 v2 no estaba disponible en el momento de la elaboración de este estudio, ni tampoco una versión encargada de GlobCover 2005 acorde al mapa de Corine de cobertura y usos del suelo (CLC) de la AEMA. El sistema de clasificación CLC ha constituido la base del reciente estudio sobre las cuentas del suelo y de ecosistemas.

y Belward, 2005), y de MODIS (Friedl *et al.*, 2002), el problema ha sido alcanzar actualizaciones regulares y sistemáticas para poder establecer programas de seguimiento a gran escala. Además, la resolución espacial de estos datos era relativamente baja (≥ 1 km). En contraste con lo anterior, la cartografía llevada a cabo bajo la iniciativa GlobCover (Arino, 2007), que utilizó datos del satélite MERIS obtenidos entre mediados de 2005 y finales de 2006, dio como resultado la creación de un mapa de cobertura de suelo mundial con resolución de 300 metros utilizando las clases de cobertura de suelo acordes con el Sistema de Clasificación de la Cobertura de Suelo de la FAO. Dado que estos datos estarán disponibles de modo gratuito, es probable que este y otros productos similares lleguen a utilizarse ampliamente, como fuente de información ambiental básica a escala macro⁽⁹⁾.

La segunda fuente de datos tenida en cuenta fue la base de datos Corine de cobertura y usos del suelo (CLC). Están disponibles tres radiografías de la cobertura del suelo en más de 35 países de Europa: 1990 (aprox.), 2000 y la actualización más reciente, 2006. La AEMA ha utilizado ampliamente estos datos en la elaboración de cuentas de cobertura de suelo basadas en mapas de stock y cambio de la cobertura del suelo cuadrículados

a una hectárea y un km² (AEMA, 2006). Por lo tanto, el CLC es potencialmente capaz de ofrecer una imagen de la estructura de los SSE a mesoescala.

Sin embargo, antes de que cualquiera de estas fuentes de datos puedan utilizarse para cartografiar diferentes tipos de SSE, hacen falta algún algoritmo o normas para agrupar las clases de cobertura de suelo en unidades más grandes, acordes con el objetivo del sistema socioecológico. Dado que ya son bien conocidas las características de los datos del CLC, el desarrollo de un procedimiento de cartografía automatizada se probó por primera vez con esta fuente de información.

Los sistemas socioecológicos carecen de límites bien definidos y cualquier cartografía constituye una aproximación, incluso a escala local. No obstante, puede obtenerse cartografía consistente de este tipo de unidades mediante la agregación de combinaciones de tipos de cobertura de suelo que se consideren típicas de ellas. Así, en el caso de los humedales costeros, se identificaron un conjunto de «áreas núcleo» mediante las clases de humedales del sistema de clasificación del CLC, y a su vez se expandieron mediante la ampliación de los límites de los SSE utilizando una franja de 5 km para incluir tipos de cobertura asociados, como zonas

Figura 3.3 Mapa panmediterráneo de los sistemas socioecológicos de los humedales costeros



⁽⁹⁾ Por ejemplo, el programa GlobWetlands de la Agencia Espacial Europea, utilizará imágenes de muy alta resolución obtenidas vía satélite para cartografiar los humedales. La frecuencia de la adquisición de las imágenes obtenidas vía satélite permitirá que se realice el seguimiento de las dinámicas estacionales y, así, aportar información sobre biomasa del suelo y del agua, niveles de eutrofización, turbidez y cargas de sedimentos. Además, dado que los datos se generan por radar, la nubosidad no supone un problema.

⁽¹⁰⁾ Se debe tener en cuenta que el término «Mediterráneo» se usa sin excesivo rigor e incluye humedales de la costa atlántica meridional de España y del mar Negro.

Figura 3.4 Mapa de sistemas socioecológicos de los humedales costeros en el Mediterráneo nororiental

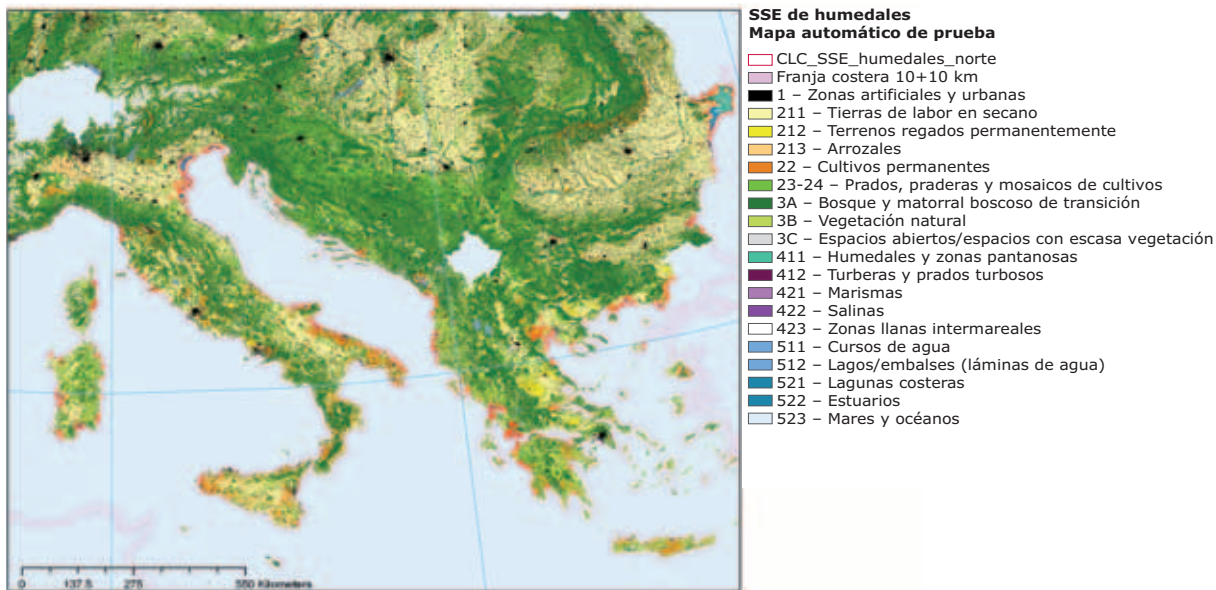
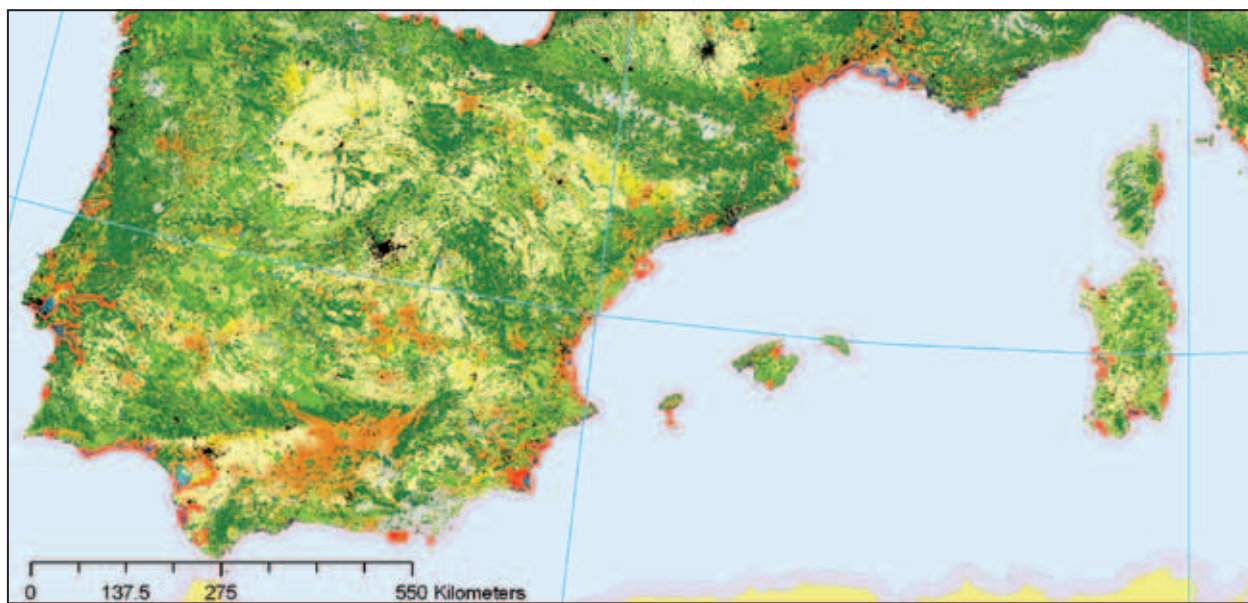


Figura 3.5 Mapa de sistemas socioecológicos de humedales costeros en el Mediterráneo noroccidental



de regadío, dunas separando los humedales del mar y asentamientos rodeados de estos elementos. La Figura 3.2 ilustra bien este proceso mediante el ejemplo de los humedales de Doñana en España. Se elaboraron mapas de 159 SSE de humedales costeros distintos de toda la cuenca del Mediterráneo⁽¹⁰⁾ mediante este procedimiento.

La Figura 3.3 muestra el mapa panmediterráneo que puede elaborarse mediante estas fuentes de datos. En este mapa, los SSE identificados automáticamente y

calculados a partir de datos del CLC se superponen sobre el mapa del GlobCover 2005. Para probar la fiabilidad de la cartografía, los datos puntuales de ubicación obtenidos a partir de la base de datos de Ramsar se añadieron para la franja costera de 10 km. Estos datos independientes muestran que, en general, existe una buena correspondencia entre los humedales designados por el Ramsar y las áreas núcleo identificadas tanto por el GlobCover como por el CLC. Además, también resulta evidente que los humedales fuera de la red Ramsar también pueden

Figura 3.6 Mapa de sistemas socioecológicos de humedales costeros en el norte del Adriático

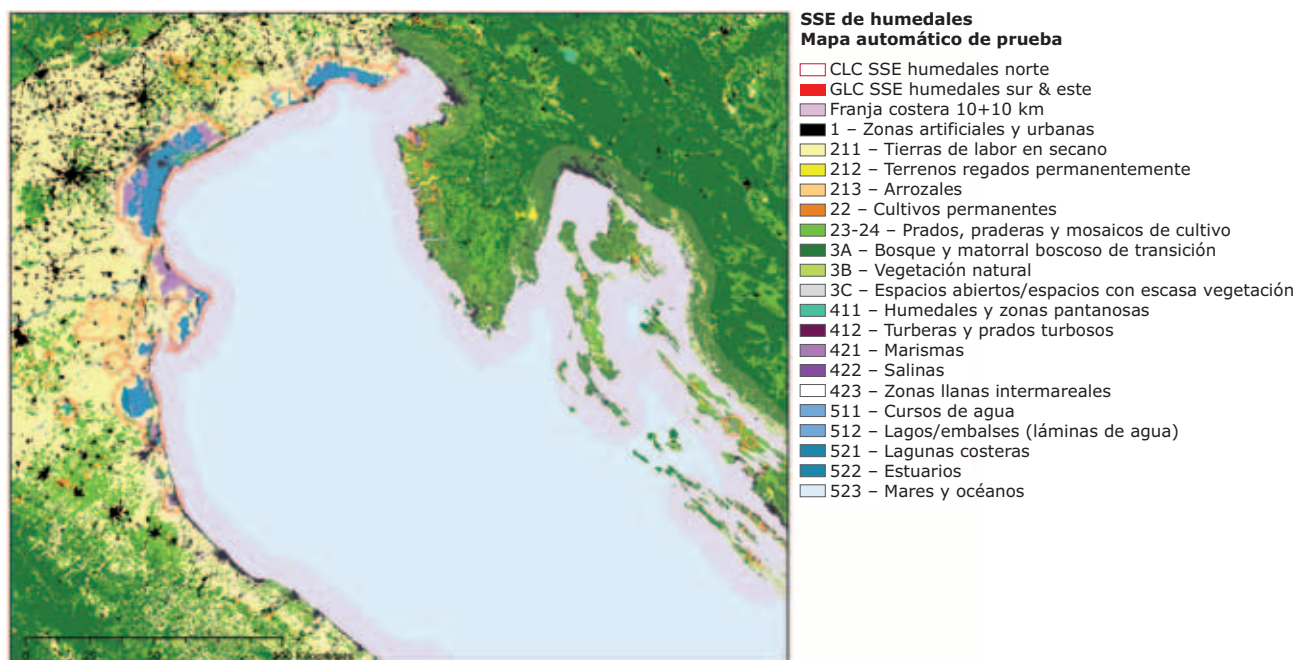
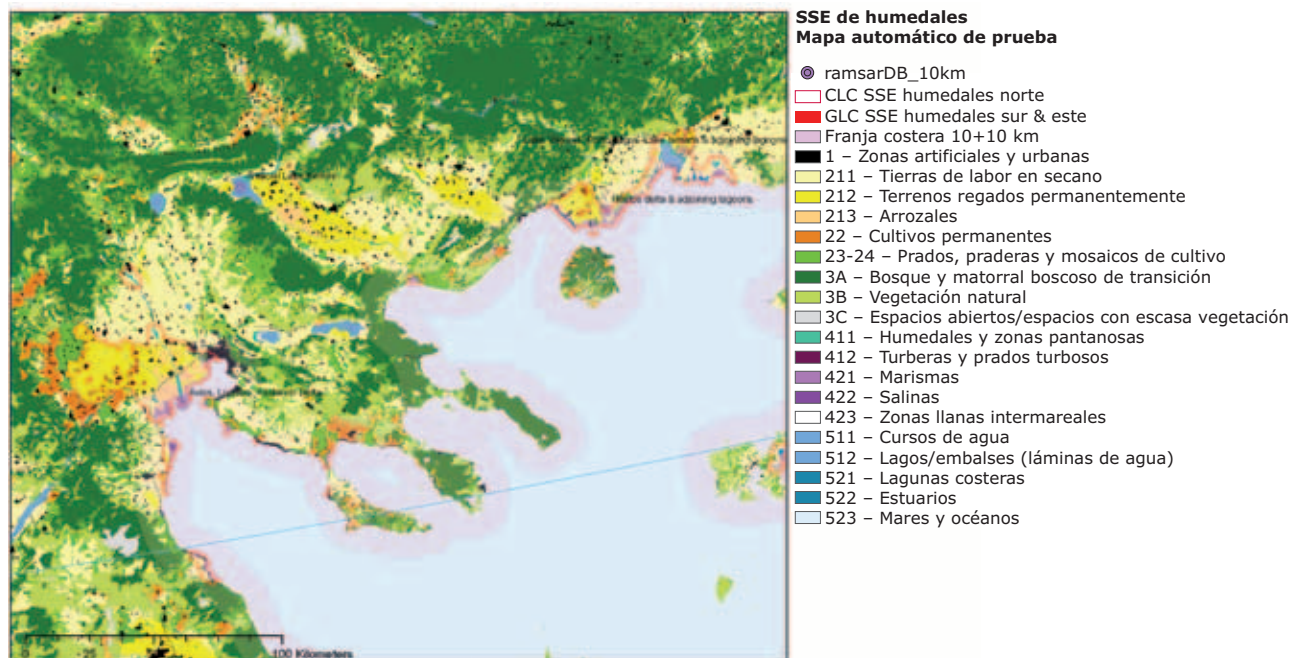


Figura 3.7 Mapa de sistemas socioecológicos de humedales costeros en el norte del Egeo



detectarse, por lo que se puede establecer una imagen más clara de la magnitud de los recursos globales. Por ejemplo, un análisis detallado ha revelado que en el delta del Nilo, el humedal del lago Manzala destaca en las imágenes del GlobCover, aunque no está

declarado en el Convenio Ramsar. Por el contrario, el lago Burullus sí que se nombra, pero su mapa no se encuentra disponible en la base de datos de Ramsar. En ambos casos, resulta obvio que pueden utilizarse las imágenes obtenidas por satélite para llevar a cabo un

Tabla 3.1 Escalas de contabilidad y de gobernanza

Escalas	Cuentas			Gobernanza	
	Marco	Cobertura	Indicadores/Agregados	Instituciones	Medidas
Mundial/Continental	SCN ajustes macroeconómicos (cuentas simplificadas)	<ul style="list-style-type: none"> • Seis indicadores que representan el potencial ecológico total • Balanza del comercio exterior/Usos virtual, huellas • Promedio de los costes de restauración • Consumo del capital de los ecosistemas • Balanza del comercio exterior/Transferencias virtuales, deudas ecológicas 	<ul style="list-style-type: none"> • Pérdida del potencial ecológico total (degradación física) • Transferencias virtuales y cuentas de huellas (suelo, carbono, agua...) • Contabilidad «más allá del PIB» • Consumo de capital de los ecosistemas (coste de mitigación de la degradación física) • Agregado del SCN ajustado/Renta nacional disponible • Agregado del SCN ajustado/Demanda final al coste total, importaciones/exportaciones • Agregado del SCN ajustado/Importaciones/Exportaciones al coste total 	<ul style="list-style-type: none"> • Convenios internacionales • Instituciones financieras internacionales • Autoridades que regulan los mercados • Organizaciones internacionales y transnacionales 	<ul style="list-style-type: none"> • Seguimiento de la distancia a los objetivos • Normas financieras internacionales (para préstamos...) • Mercado mundial de permisos sobre los ecosistemas, IPES • Evaluación de programas, (como por ejemplo REDD) • Contribución al presupuesto de organizaciones internacionales • Estándares de contabilidad de empresa, normativas, valoración ecológica
	SCN Ajustes macroeconómicos (cuentas detalladas)	<ul style="list-style-type: none"> • Seis indicadores que representan el potencial ecológico total • Balanza del comercio exterior/Usos virtual, huellas • Promedio de los costes de restauración • Consumo del capital de los ecosistemas • Balanza del comercio exterior/Transferencias virtuales, deudas ecológicas 	<ul style="list-style-type: none"> • Pérdida del potencial ecológico total (degradación física) • Contabilidad «más allá del PIB» • Consumo de capital de los ecosistemas (coste de mitigación de la degradación física) • Agregado del SCN ajustado/renta nacional disponible • Agregado del SCN ajustado/Demanda final al coste total, importaciones/exportaciones • Agregado del SCN ajustado/Importaciones/Exportaciones al coste total 	<ul style="list-style-type: none"> • Ministerios de economía y finanzas • Agencias de medio ambiente • Ministerios del sector • Parlamentos • Tribunales (compensaciones...) 	<ul style="list-style-type: none"> • Macroeconomía «más allá del PIB» • Impuestos verdes • Intercambio de información sobre precios de los servicios ecosistémicos • Intercambio de información sobre costes de mitigación de los ecosistemas • Etiquetado ecológico de productos
Nacional/Regional	Marco del SCAEI 2012 (cuentas ambientales y económicas completas nacionales/regionales)	<ul style="list-style-type: none"> • Cuentas del sector • Gastos de gestión y de protección, impuestos • Flujos de materiales/energía • Activos naturales • Cuentas de ecosistemas • Stocks, salud • Cobertura del suelo y flujos de materiales • Servicios ecosistémicos 	<ul style="list-style-type: none"> • Indicadores de rendimiento del sector • Indicadores de metabolismo/disociación • Uso del suelo y recursos naturales • Uso de servicios ecosistémicos • Consumo del capital de los ecosistemas por sectores • Potenciales de los ecosistemas, capacidades • Consumo del capital de los ecosistemas por ecosistemas 	<ul style="list-style-type: none"> • Ministerios de economía y finanzas • Agencias de medio ambiente • Ministerios del sector • Parlamentos • Tribunales (compensaciones...) 	<ul style="list-style-type: none"> • Macroeconomía «más allá del PIB» • Impuestos verdes • Intercambio de información sobre precios de los servicios ecosistémicos • Intercambio de información sobre costes de mitigación de los ecosistemas • Etiquetado ecológico de productos
Nivel de acción	Normas de contabilidad	<ul style="list-style-type: none"> • Seis indicadores que representan el potencial ecológico total • Balanzas comerciales, uso virtual, huellas • Costes locales de restauración • Gastos de gestión y de protección, impuestos • Balances de materiales y energía • Balance de activos naturales • Servicios ecosistémicos 	<ul style="list-style-type: none"> • Pérdida/ganancia de potencial ecológico • Consumo del capital de los ecosistemas • Indicadores de metabolismo/disociación • Uso de activos naturales • Uso de servicios ecosistémicos 	<ul style="list-style-type: none"> • Municipios • Agencias locales (de medio ambiente, forestales, agua, planificación...) • Proyectos • Evaluaciones de impactos/Debate público • Empresas • Auditores, agencias de valoración ecológica 	<ul style="list-style-type: none"> • Contabilidad de los responsables públicos y privados de la toma de decisiones • Evaluaciones de costes y beneficios • Mercados de servicios de los ecosistemas específicos, pagos por servicios de ecosistemas • Responsabilidad ambiental • Contabilidad empresarial (depreciación del capital de los ecosistemas) • Valoración ecológica

Nota: SCN: Sistema de cuentas nacionales de la ONU, 2008.
 IPES: Pagos internacionales por servicios ecosistémicos (PNUMA).
 ONU-REDD: Programa de las Naciones Unidas de reducción de emisiones debidas a la deforestación y la degradación forestal.

análisis rápido de grandes áreas y crear un marco en el que poder establecer un seguimiento más detallado y focalizado.

En las Figuras 3.4 a 3.7 se muestran mapas más detalladas de los SSE de los humedales utilizando los mismos datos.

Aplicación del modelo de contabilidad a diferentes escalas

Después de identificar el conjunto de SSE de humedales costeros en toda la cuenca del Mediterráneo, es posible ahora examinar la amplitud de los conjuntos de cuentas que pueden elaborarse para ellos. Esto puede realizarse a diversas escalas espaciales: tomando el conjunto completo y haciendo preguntas sobre su extensión y condición y sobre cómo están cambiando a lo largo del tiempo para conformar una imagen de cuán intactos están como elementos constituyentes del capital natural. Este es el tipo de información que los responsables de la toma de decisiones necesitan a escala macro (mundial) y meso (regional o nacional) cuando tratan de probar si se han cumplido determinados objetivos de política, como aquellos representados en el Convenio Ramsar. A escalas locales, los responsables de la toma de decisiones pueden también estar interesados

en estos objetivos, pero en este caso el enfoque podría estar en el modo en el que determinados objetivos de gestión están transformando los lugares a escala micro (local) y cómo los diferentes elementos del sistema interactúan dentro de un mismo lugar, así como entre dicho lugar y su entorno.

Si un sistema eficaz de contabilidad pretende resultar de utilidad, debe ser capaz de operar a través de todas estas escalas diferentes y de introducir la información local jerarquizada en la imagen general. El sistema debe ser capaz de utilizar la información disponible de todos los lugares para obtener una visión de los recursos en su conjunto y de interpretar esa información en el contexto de las circunstancias particulares de un SSE individual. Aunque este informe analiza los humedales, los mismos tipos de preguntas sobre el funcionamiento de lugares y ecosistemas son relevantes a un nivel más general. Así, la Tabla 3.1 presenta de forma sistemática los tipos de información necesaria a diferentes escalas y cómo los enfoques de contabilidad podrían utilizarse para proporcionar los tipos de medida que apoyen la toma de decisiones en cada uno de estos niveles. El Capítulo 4 analiza hasta qué punto los datos disponibles permiten esta perspectiva de contabilidad multiescala creada para el caso de los humedales, y la consiguiente comprensión del problema de la pérdida de biodiversidad.

4 Contabilidad de los ecosistemas de humedal: una perspectiva a escala múltiple

Introducción

Este capítulo analiza hasta qué punto las cuentas de ecosistemas para los SSE del Mediterráneo ya identificados en este informe, pueden establecerse a distintas escalas, desde las estratégicas a las locales. El objeto es demostrar y probar algunos de los conceptos básicos de contabilidad y examinar qué perspectivas pueden tenerse a partir de los cambios en el capital natural considerado. El trabajo se basa en información obtenida del estudio Corine de Cobertura y usos del suelo (CLC) para los años 1990 y 2000 que proporciona una imagen general de toda la región, junto con un inventario especial para los 10 km de franja costera que amplía la serie cronológica para el cambio en la cobertura del suelo, remontándola hasta 1975⁽¹¹⁾. Cuando se actualice el estudio Corine con nuevos datos, estará disponible una base de datos que incluya los cambios en la cobertura del suelo en un periodo de 30 años de una zona muy amplia de la costa del Mediterráneo. Este informe contempla hasta el año 2000.

La base de datos sobre la información de los cambios en la cobertura del suelo, que se ha realizado empleando el citado Corine, fue descrita en trabajos previos de la AEMA sobre la contabilidad de ecosistemas y territorios (AEMA, 2006). Los datos primarios de ocupación y cambio resultan de ayuda en un formato espacialmente explícito que emplea una malla de celdas de 1km × 1km que engloba toda Europa. Además de la información sobre ocupación y cambio para cada celda, estas unidades contienen también en la base de datos información sobre las unidades administrativas a las que pertenecen dentro de la jerarquía de las NUTS, el tipo de paisaje dominante al que hayan sido asignadas, así como otras características, tales como la cuenca marítima en la que se encuentran. En consecuencia, la información puede añadirse a la de diferentes unidades geográficas para que pueda disponerse de perspectivas de escalas alternativas. Con idea de satisfacer los objetivos del análisis aquí presentado, las celdas de 1 km × 1km también se han asignado a los SSE descritos en el Capítulo 3, para que puedan elaborarse las cuentas específicas de éstos.

Ocupación y cambio de la cobertura del suelo en los humedales mediterráneos: escala estratégica

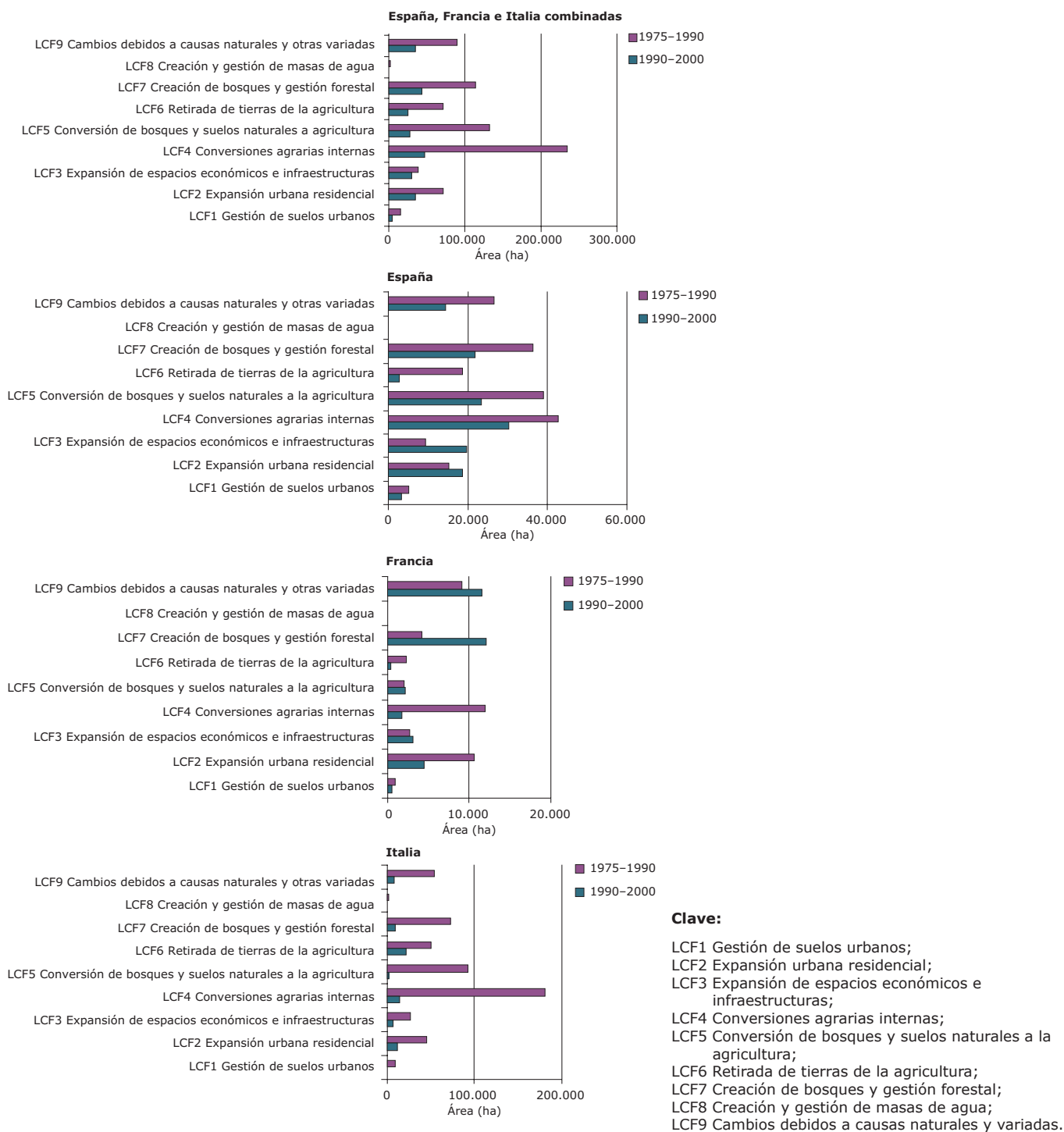
En el marco de contabilidad descrito en el Capítulo 1, la contabilidad básica tiene información sobre la ocupación y el cambio. El sistema de cuentas de tierras y de ecosistemas desarrollado por la AEMA ha establecido un método para elaborar estas cuentas basado en identificar todos los tipos potenciales de cambios en la cobertura del suelo que pueden observarse utilizándose datos del CLC mediante tabulación cruzada de todos los tipos de cobertura del suelo. En total, teniendo en cuenta el conjunto completo de estas clases de cobertura del suelo, existían 1.936 tipos de cambios posibles, que se agruparon y nombraron para señalar los procesos más importantes que dan lugar a los cambios de la cobertura del suelo.

Para ilustrar lo que puede alcanzarse a escala estratégica utilizando estos datos, se ha extraído la información sobre la ocupación y el cambio entre el año 1990 y el 2000 al nivel NUTS 1 para nueve países (Tabla 4.1). NUTS 1 es la escala administrativa que suele utilizarse para la ordenación territorial en la mayor parte del Mediterráneo. Las estimaciones de la ocupación y el cambio se expresan en hectáreas.

Los datos de la Tabla 4.1 sugieren que a esta escala pueden detectarse algunas variaciones significativas, que podrían afectar a la integridad y la salud de los humedales. La expansión urbana, es decir, el desarrollo de zonas residenciales e infraestructuras asociadas, parece haber tenido lugar entre los años 1990 y 2000 en los SSE de humedal de España, así como, en menor medida, en Francia e Italia. La extensión de las zonas de riego (señaladas por el flujo de conversión de la cobertura del suelo «lcf421») es de gran importancia en el sur de España, en Grecia y en el noreste de Italia. Este tipo de cambio podría indicar una competencia por el agua entre la agricultura y los humedales. Según la Tabla 4.1, la conversión de humedales a agricultura (representada por el flujo de conversión de la cobertura del suelo «lcf53») es más limitada, pero aún así tiene lugar, a pesar de que muchos de estos humedales están

⁽¹¹⁾ Estos datos fueron elaborados por las iniciativas de LaCoast/JRC, EuroSION/DG de Medio Ambiente y la AEMA.

Figura 4.1 Flujos de conversión de la cobertura del suelo para la franja costera de 10 km del Mediterráneo, de 1975 a 1990 y de 1990 a 2000



protegidos. La conversión de hábitats seminaturales a agricultura («lcf 521» y «lcf522») está mucho más extendida. La conversión prolongada de otros suelos naturales o seminaturales de zonas costeras a agricultura constituye un fenómeno asociado a muchas zonas costeras del Mediterráneo, algo que aparece como una consecuencia indirecta de la expansión urbana, el desarrollo en zonas que eran antes de cultivo y que empuja a los agricultores hacia tierras marginales.

Los humedales donde el bosque es un importante elemento de la cobertura del suelo también se muestran en la Tabla 4.1. Puede observarse el efecto de las plantaciones y de las talas rotacionales y, aunque esto derive, en líneas generales, en una cobertura estable de árboles en las unidades, aún debe determinarse cómo se mantiene la calidad de estos hábitats.

La estructura de la base de datos de cobertura de suelo elaborada por la AEMA posibilita diferentes visiones sobre la elaboración de los datos. La Tabla 4.1 es un resumen de alto nivel de manera que resulta de clara utilidad si las cuentas pueden utilizarse para analizar con más detalle los patrones. Por ejemplo, teniendo en cuenta la disponibilidad de datos que se remontan a 1975 para la franja costera de 10 km, puede investigarse si las tasas de variación aumentan o disminuyen y si las tendencias contempladas en los SSE forman parte de un patrón más amplio. En la Figura 4.1 se presenta una visión general de algunas de las tendencias.

Muchas de las características de los datos mostrados en la Figura 4.1 son patentes y difieren de las de la Tabla 4.1 ya que cubren la franja costera de 10km en España, Francia e Italia y no sólo los SSE anteriores. Al comparar ambos periodos, el que va de 1975 a 1990 y el de 1990 al 2000, la velocidad general de la expansión urbana residencial a lo largo de la franja costera parece haberse ralentizado en Francia y en Italia, pero ha aumentado en España. Además, es evidente que gran parte de la conversión de humedales en agricultura, asociada o no con estos SSE, tuvo lugar en el primer periodo. España vuelve a destacar por seguir mostrando altas tasas de conversión de suelos seminaturales en agricultura después de 1990, en contraste con Francia e Italia.

Utilizando información obtenida por teledetección y disponible actualmente, las cuentas básicas de ecosistemas pueden elaborarse de forma rutinaria a escalas espaciales amplias. Estas cuentas resultan de utilidad para adoptar una visión general de la amplitud y el cambio en los recursos de un ecosistema básico y llevar a cabo un seguimiento de las tendencias. El análisis retrospectivo de la franja costera de 10 km del Mediterráneo también demuestra que, conforme aumenta la duración de estas series temporales,

también lo hace el valor de esta información para la detección de distintos patrones geográficos. Como se señaló en el Capítulo 3, la iniciativa GlobCover aportará una actualización semejante a la del estudio Corine en 2006. En un futuro, estas cuentas formarán parte de plataformas de cartografía en línea, como las que ha mostrado recientemente el proyecto GlobWetland⁽¹²⁾ de la Agencia Espacial Europea (AEE).

Potencial ecológico cambiante de los humedales costeros del Mediterráneo

Aunque es muy importante que las cuentas básicas documenten la ocupación y el cambio de los distintos elementos de la cobertura del suelo asociados a los humedales, también es fundamental que las cuentas de los ecosistemas aporten su perspectiva sobre la funcionalidad o integridad cambiantes de estos sistemas, así como, potencialmente, sobre las presiones que reciben. Los datos sobre los cambios en la cobertura del suelo que el estudio Corine proporciona también pueden utilizarse para disponer de indicadores físicos que evalúan el potencial del suelo para mantener la biodiversidad y los servicios ecosistémicos a escalas espaciales amplias. La base del enfoque consiste en observar las características vecinas de cada celda de 1 km x 1 km en la base de datos de la contabilidad, así como en obtener medidas de la influencia de las parcelas de alrededor, ponderadas por su distancia.

El método que sustenta el enfoque está descrito en *Land cover accounts for Europe, 1990–2000* (AEMA, 2006). El algoritmo CORILIS permite calcular medidas globales ponderadas a diversas escalas espaciales para tipos de cobertura del suelo concretos, como la del suelo urbano o agrícola. Las medias, por lo general, se han calculado sobre radios de 5, 10 y 20 km. Básicamente, los mapas resultantes muestran una superficie lisa para cada tipo de cobertura del suelo que mide la influencia general o el grado de presencia que tiene este tipo de cobertura en la zona a diferentes escalas. Cuando se aplican a los tipos de cobertura del suelo urbano o agrícola, se puede considerar que los mapas toman la «temperatura» urbana o de la agricultura de una zona en particular basándose en sus características vecinas.

Estas medidas físicas globales pueden utilizarse para elaborar cuentas que describan las variaciones en los factores de presión que podrían afectar a un ecosistema. Así forman parte del bloque de cuentas relativas al capital de los ecosistemas (Capítulo 1). En el contexto del estudio sobre los humedales estas cuentas se han utilizado para caracterizar cada uno de los SSE identificados:

⁽¹²⁾ www.globwetland.org/index.html.

Tabla 4.1 Flujos de conversión de la cobertura del suelo de 1990 a 2000 de los sistemas socioecológicos de los humedales mediterráneos

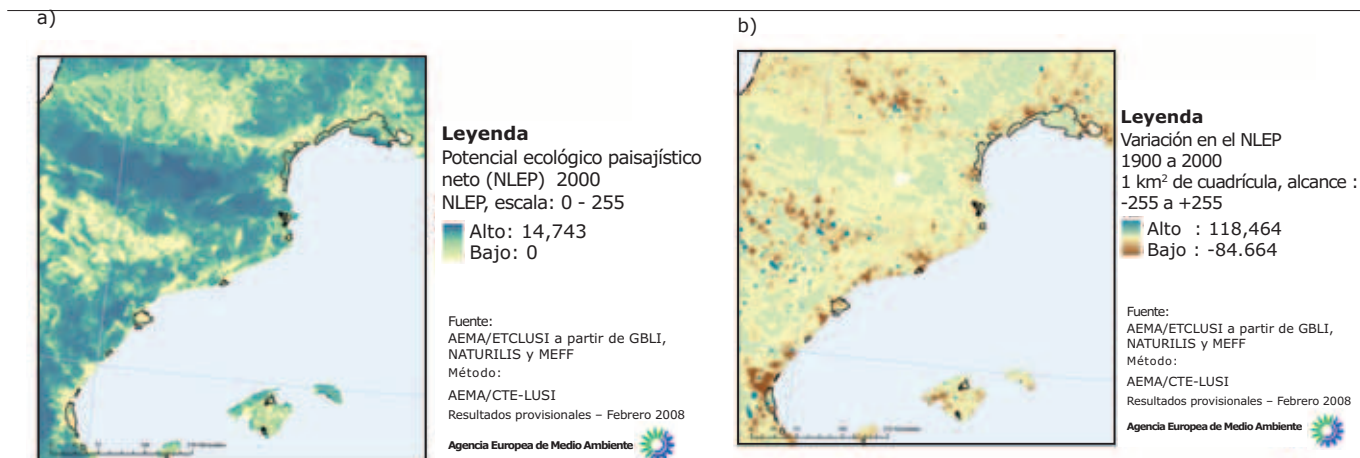
	Bulgaria		Montenegro	España		Francia
	BG1 SEVERNA BULGARIA	BG2 YUZHNA BULGARIA	CS (no hay NUTS)	ES5 ESTE	ES6 SUR	FR8 MÉDITERRANÉE
Icf11	Desarrollo urbano/superficie urbanizada			742	1.431	1.166
Icf12	Reciclaje de suelo urbano ya urbanizado			9.381	31.906	7.579
Icf13	Desarrollo de zonas verdes urbanas				1.590	
Icf21	Expansión residencial urbana densa			27.772	13.727	
Icf22	Expansión residencial urbana difusa			77.804	44.414	46.216
Icf31	Expansión de zonas industriales y comerciales			41.605	20.723	10.918
Icf32	Expansión de redes de transporte			10.547		
Icf33	Expansión de zonas portuarias			12.243	424	2.014
Icf34	Expansión de zonas aeroportuarias			6.254		
Icf35	Expansión de zonas de extracción minera				4.558	9.487
Icf36	Expansión de escombreras y vertederos				2.915	
Icf37	Construcción			23.267	41.552	11.872
Icf38	Expansión de instalaciones deportivas y recreativas			16.324	11.448	2.703
Icf41	Extensión de tierras retiradas, en barbecho y pastos			13.727	58.035	
Icf421	Conversión de tierras de labor a perímetros de riego permanente			1.431	727.849	2.756
Icf422	Otras conversiones internas de tierras de labor			8.639	151.368	
Icf433	Conversión de olivares a viñedos y frutales				1.802	15.211
Icf441	Conversión de cultivos permanentes a perímetros de riego permanente			583	41.764	5.512
Icf442	Conversión de viñedos y frutales a tierras de labor en secano				1.113	11.024
Icf443	Conversión de olivares a tierras de labor en secano				477	
Icf444	Conversión difusa de cultivos permanentes a tierras de labor			10.176	7.473	26.182
Icf451	Conversión de tierras de labor a viñedos o frutales		11.554	23.479	96.672	7.261
Icf452	Conversión de tierras de labor a olivares				2.067	
Icf461	Conversión de prados y praderas a perímetros de riego permanente					
Icf462	Conversión intensiva de prados y praderas a tierras de cultivo en secano					530
Icf463	Conversión difusa de prados y praderas a tierras de labor y cultivos permanentes			32.171	15.9530	15.158
Icf511	Conversión intensiva de bosques a agricultura			371	33.443	2.014
Icf512	Conversión difusa de bosques a agricultura			371	8.056	1.166
Icf521	Conversión intensiva de suelo seminatural a agrícola			4.611	435.925	23.267
Icf522	Conversión difusa de suelo seminatural a agrícola			2.438	49.555	4.77
Icf53	Conversión de humedales a agricultura				25.546	3.657
Icf54	Otras conversiones a agricultura			371	212	3.498
Icf61	Retirada de la agricultura con creación de zonas arboladas				2.332	
Icf62	Retirada de la agricultura sin creación significativa de zonas arboladas			8.533	66.303	10.971
Icf71	Conversión de zonas arboladas de transición en bosques		689		6.095	20.882
Icf72	Creación de nuevos bosques y zonas arboladas, forestación			3.445	28.408	24.804
Icf73	Conversiones internas de bosques				1.007	
Icf74	Talas recientes, repoblación y otros tipos de transición				67.204	14.204
Icf81	Creación de láminas de agua			1.060	795	159
Icf82	Gestión de las láminas de agua					
Icf91	Creación y rotación de suelo seminatural			2.120	5.830	6.148
Icf912	Rotación de suelo seminatural				15.741	3.498
Icf913	Extensión de cursos de agua					636
Icf92	Incendios forestales y de matorrales boscosos				265	24.486
Icf93	Erosión costera			6.625	1.272	1.537
Icf99	Otros cambios y flujos desconocidos			6.731	78.493	12.932
	Sin cambios		62.805	734.739		
Total	62.805	746.982	78.705	8.642.339	20.941.784	17.107.499

- la «temperatura urbana» da idea de la presión del uso de las zonas urbanas y las superficies terrestres artificiales dentro y en relación con los alrededores de cada una de las unidades identificadas en los humedales;
- la «temperatura de la agricultura intensiva» informa de las presiones de las grandes extensiones de tierras de labor y los cultivos permanentes en la zona.

Tabla 4.1 Flujos de conversión de la cobertura del suelo de 1990 a 2000 de los sistemas socioecológicos de los humedales mediterráneos (continuación)

	Grecia			Croacia	Italia				Rumanía	Eslovenia	
	GR1-VOREIA ELLADA	GR2 KEKENTRIKI ELLADA	GR4 NISIA AIGAILOU, KRITI	HR (no hay NUTS)	ITD NORD-EST	ITF SUD	ITE CENTRO	ITG ISOLE	RO0 (Sud Est)	S10 SLOVENIJA	
lcf11	Desarrollo urbano/ superficie urbanizada										
lcf12	Reciclaje de suelo urbano ya urbanizado								2 014		
lcf13	Desarrollo de zonas verdes urbanas										
lcf21	Expansión residencial urbana densa										
lcf22	Expansión residencial urbana difusa				8.215	954	2.067	56.392	7.314		
lcf31	Expansión de zonas industriales y comerciales	4.134	4.293		10.971	477		8.268	4.611		
lcf32	Expansión de redes de transporte							1.590			
lcf33	Expansión de zonas portuarias		1.166								
lcf34	Expansión de zonas aeroportuarias	1.908			2.597						
lcf35	Expansión de zonas de extracción minera		2.809					2.544	477		
lcf36	Expansión de escombreras y vertederos				1.961						
lcf37	Construcción	13.038	6.943						1.219		
lcf38	Expansión de instalaciones deportivas y recreativas			371	7.473	53			4.240		
lcf41	Extensión de tierras retiradas, en barbecho y pastos	5.141			7.791			424	2.438		
lcf421	Conversión de tierras de labor a perímetros de riego permanente	407.305	27.136		103.562			135.786			
lcf422	Otras conversiones internas de tierras de labor	753.819	82.044		41.764						
lcf433	Conversión de olivares a viñedos o frutales										
lcf441	Conversión de cultivos permanentes a perímetros de riego permanente										
lcf442	Conversión de viñedos y frutales a tierras de labor en seco	1.007			1.855			16.854	4.611		
lcf443	Conversión de olivares a tierras de labor en seco		583								
lcf444	Conversión difusa de cultivos permanentes a tierras de labor				3.710						
lcf451	Conversión de tierras de labor a viñedos y frutales				159						
lcf452	Conversión de tierras de labor a olivares							636			
lcf461	Conversión de prados y praderas a perímetros de riego permanente	10.123									
lcf462	Conversión intensiva de prados y praderas a tierras de cultivo en seco	9.911				3.975					
lcf463	Conversión difusa de prados y praderas a tierras de labor y cultivos permanentes	6.466			4.717						
lcf511	Conversión intensiva de bosques a agricultura										
lcf512	Conversión difusa de bosques a agricultura			795							
lcf521	Conversión intensiva de suelo seminatural a agrícola	7.367	2.279								
lcf522	Conversión difusa de suelo seminatural a agrícola		1.219								
lcf53	Conversión de humedales a agricultura	9.699	5.459						4.293		
lcf54	Otras conversiones a agricultura										
lcf61	Retirada de la agricultura con creación de zonas arboladas							5.194	477		
lcf62	Retirada de la agricultura sin creación significativa de zonas arboladas					1.219		81.461			
lcf71	Conversión de zonas arboladas de transición en bosques		3.286			1.855			17.808		
lcf72	Creación de nuevos bosques y zonas arboladas, forestación					1.166					
lcf73	Conversiones internas de bosques										
lcf74	Talares recientes, repoblación y otros tipos de transición		10.494		1.961	1.484	13.144		11.448		
lcf81	Creación de láminas de agua	265			1.696						
lcf82	Gestión de las láminas de agua	1.325									
lcf91	Creación y rotación de suelo seminatural				2.703	1.378		3.021			
lcf912	Rotación de suelo seminatural	5.936						6.413	5.406		
lcf913	Extensión de cursos de agua										
lcf92	Incendios forestales y de matorrales boscosos										
lcf93	Erosión costera	8.427	3.339		2.014	1.537					
lcf99	Otros cambios y flujos desconocidos	10.176	2.014		3.445				6.996		
	Sin cambios	11.266.104	7.953.021	490.303	1.264.209	13.217.829	160.5052	3.186.254	4.836.356	25.116.541	123.543
	Total	12.522.151	8.106.085	490.674	1.265.004	13.424.423	161.9150	3.201.465	5.154.939	25.189.893	123.543

Figura 4.2 (a) Potencial ecológico paisajístico neto en el año 2000 y (b) variación en el potencial ecológico neto, de 1990 al 2000, para los ecosistemas socioecológicos del Mediterráneo noroccidental



La particular ventaja del algoritmo CORILIS radica en que la manera en la que se calculan las medias para cada capa de cobertura del suelo supone que el proceso sea acumulativo. De este modo, a cualquier escala, las medias calculadas para todos los tipos de cobertura del suelo en una celda seguirán sumando el 100%, exactamente del mismo modo a como sucedería con los datos primarios. Esta propiedad puede utilizarse para calcular una tercera medida global llamada, por sus siglas en inglés, GBLI, *Green Background Landscape Index*, es decir, índice de “paisaje de fondo verde”.

El GBLI se calcula restando de 100 la suma de la «temperatura urbana» y la «temperatura de la agricultura». Se considera una medida del grado en el que el paisaje resulta “favorable para la naturaleza” dada la presencia de hábitats seminaturales en la zona y a la conectividad que tengan con zonas similares de su alrededor. El índice GBLI se considera un «primer indicador» de los potenciales paisajísticos relacionados con la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas.

Una limitación del GBLI radica en que se basa en imágenes obtenidas vía satélite y, aunque estas aportan una cobertura y alcance exhaustivos para realizar un seguimiento de las variaciones, debido a su naturaleza tosca tienden a pasar por alto la complejidad de los paisajes al detalle local, así como la riqueza biológica que contengan. Para superar el problema se desarrolló un indicador adicional, basado en la extensión de las zonas en la región designada para la conservación de la naturaleza a escala europea. Dado que estos espacios de la Red Natura 2000 se han identificado tras un intenso trabajo de campo, se asume que se seleccionan zonas de alto valor ecológico. Además, ya que también constituyen el destino de fondos públicos para asegurar su favorable estado de conservación, resultan de un interés considerable en el ámbito político.

Con el empleo de mapas de zonas concretas, se pueden calcular medias suavizadas que indiquen el potencial

ecológico de las propias zonas y sus alrededores a distintas escalas, aplicando el mismo método de CORILIS utilizado en el estudio Corine para la elaboración del índice NATURILIS.

Combinando el GBLI y el NATURILIS se puede obtener una idea más acertada del potencial ecológico del suelo. Específicamente, la medida combinada permite la identificación de:

- el “paisaje verde” que ha sido designado y que tiene el potencial del valor ecológico más alto;
- el “paisaje verde” que no ha sido designado pero que tiene algún valor en virtud de la presencia extendida de hábitats seminaturales más comunes, según la valoración del GBLI;
- espacios que han sido utilizados de manera intensiva, con valores del GBLI muy bajos, en los que, a pesar de todo, existe todavía un cierto interés en su conservación, como lo indica un alto valor del NATURILIS; y
- espacios que han sido utilizados de manera intensiva, que no han sido designados y que se considera que poseen un valor ecológico inferior según su GBLI.

Es evidente que todas estas medidas del potencial ecológico resultan simplificaciones de la realidad y es muy posible que incluso las perspectivas combinadas que aportan GBLI y NATURILIS no logren capturar suficientemente las propiedades funcionales (dinámicas espacio-temporales) del paisaje. Para superar este problema se ha desarrollado un indicador adicional de fragmentación, MEFF (*Mean Effective Mesh Size*, es decir, tamaño medio eficaz de malla). Puede interpretarse como el tamaño esperado de la zona que es accesible al iniciar un movimiento en un punto elegido de manera aleatoria desde un zona seminatural dentro de una unidad determinada (para los fines de este informe, una cuadrícula de 1 km), sin hallar ninguna barrera física

Tabla 4.2 Medición del potencial ecológico paisajístico neto y de las presiones externas de los humedales en el Mediterráneo

Agregados de LEAC — Sistemas socioecológicos (SSE) de los humedales costeros

Unidades	Valores medios por km ² en los SSE									
	Superficie de SSE de humedales costeros	Temperatura urbana 2000	Variación de temperatura urbana 1990-2000	Temperatura de agricultura intensiva 2000	Variación de temperatura de agricultura intensiva 1990-2000	Potencial ecológico paisajístico neto 2000	Variación del potencial ecológico paisajístico neto 1990-2000	Índice de denominación de zonas naturales (combinación de N2000 y de figuras nacionales)	Tamaño medio eficaz de malla en SSE 2005	Densidad de población (hab/km ²) 2000
	km ²	0-100	0-100	0-100	0-100	0-100	0-100	0-100	logN(MEFF)	habitantes
Regiones costeras con SSE de humedales	SURF_SES_WET1	URB_TEMP_2	URB_TEMP_9	XB_TEMP_20	XB_TEMP_90	LNEP2000	LNEP_90_00	NATURILIS	_LNMEFF	POPCLC_2_00
BG13 Severoiztochen	17	6	0,1	62	0,2	n.d.	n.d.	24	n.d.	25
BG23 Yugoiztochen	175	12	0,1	35	0,0	n.d.	n.d.	16	n.d.	267
CS Montenegro	452	1	n.d.	0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
ES51 Cataluña	695	8	1,0	60	- 0,2	46	- 2	8	122	112
ES52 Comunidad Valenciana	898	9	3,7	50	- 1,1	56	- 3	20	111	404
ES53 Illes Balears	203	4	1,1	42	- 1,3	60	- 1	20	104	115
ES61 Andalucía	3.444	4	0,4	47	2,5	74	- 6	17	163	188
ES62 Región de Murcia	622	6	1,6	55	- 0,7	30	- 1	15	92	145
FR81 Languedoc-Roussillon	1.636	8	0,2	30	0,7	75	- 2	31	112	140
FR82 Provence-Alpes-Côte D'Azur	1.601	7	0,2	22	0,7	83	- 2	35	121	154
FR83 Corse	195	6	0,1	25	- 0,5	72	- 1	11	107	44
GR11 Anatoliki Makedonia, Thraki	1.154	2	n.d.	60	n.d.	n.d.	n.d.	23	n.d.	32
GR12 Kentriki Makedonia	1.343	4	n.d.	77	n.d.	n.d.	n.d.	11	n.d.	75
GR14 Thessalia	51	5	n.d.	50	n.d.	n.d.	n.d.	12	n.d.	57
GR21 Ipeiros	442	2	n.d.	21	n.d.	n.d.	n.d.	29	n.d.	40
GR22 Ionia Nisia	67	7	n.d.	20	n.d.	n.d.	n.d.	14	n.d.	232
GR23 Dytiki Ellada	956	2	n.d.	41	n.d.	n.d.	n.d.	25	n.d.	44
GR24 Sterea Ellada	172	2	n.d.	60	n.d.	n.d.	n.d.	35	n.d.	82
GR25 Peloponnisos	138	4	n.d.	38	n.d.	n.d.	n.d.	10	n.d.	92
GR41 Voreio Aigaio	105	1	n.d.	43	n.d.	n.d.	n.d.	29	n.d.	21
GR42 Notio Aigaio	12	2	n.d.	7	n.d.	n.d.	n.d.	8	n.d.	44
HR Croatia	254	3	n.d.	9	n.d.	n.d.	n.d.	0	n.d.	108
ITD3 Veneto	1.416	5	0,2	32	0,1	86	- 2	24	147	180
ITD4 Friuli-Venezia Giulia	335	4	0,1	37	2,0	83	- 2	25	147	78
ITD5 Emilia-Romagna	917	4	0,2	65	- 0,1	47	- 3	17	141	93
ITE1 Toscana	345	7	- 0,3	27	0,6	75	- 2	34	115	131
ITF4 Puglia	673	3	0,3	50	- 1,8	67	- 1	24	129	118
ITG1 Sicilia	103	17	1,1	35	- 0,6	30	- 1	14	51	449
ITG2 Sardegna	1.034	10	1,2	42	- 0,8	63	- 1	13	133	250
RO02 Sud-Est	4.855	2	0,1	12	0,0	n.d.	n.d.	44	n.d.	25
SI00 Slovenia	27	8	0,6	2	- 0,2	n.d.	n.d.	12	n.d.	261

Nota: Los resultados de los sistemas socioecológicos se han agregado al nivel NUTS2.

(una carretera o una zona urbanizada). Los valores altos del MEFF señalarían las zonas menos fragmentadas.

La combinación de GBLI, NATURILIS y MEFF proporciona la base necesaria para una medida global de algunos aspectos considerados importantes de la integridad de los ecosistemas, el "potencial ecológico paisajístico neto" (*Net landscape ecological potential, NLEP*), que puede emplearse para realizar un

seguimiento de los cambios y, por lo tanto, identificar los cambios en el estado de distintos SSE.

La Figura 4.2 ilustra la naturaleza de estos agregados físicos con más detalle. Estos datos muestran los ecosistemas de humedal en la parte noroeste de la cuenca del Mediterráneo en un contexto más amplio, el de los otros hábitats de la franja costera. No solamente se pueden apreciar claras diferencias en cuanto al potencial existente (2000) (Figura 4.2 a), sino también

otras que surgen en relación con las variaciones en el potencial observado entre 1990 y 2000 (Figura 4.2 b).

Las medidas globales del potencial ecológico y las de las posibles presiones sobre éste procedentes de la agricultura y el desarrollo se calcularon para todas las unidades de SSE registradas en la base de datos Corine (Tabla 4.2). Los datos se han agregado al nivel NUTS2 y, en todos los casos, los índices se han calculado mediante el método CORILIS con un radio suavizado de 5km. También se incluye en el análisis una medida de población en los SSE para el año 2000. Para apoyarlo mediante comparaciones, todas las medidas se han normalizado sobre la base de la zona de los SSE en cada unidad NUTS y, de este modo, se expresan como valores medios por km². Los datos de la Tabla 4.2 sugieren que, para los SSE de los humedales costeros en España, la presión generada por la urbanización ha tendido a aumentar de manera más acentuada desde 1990 en comparación con otras zonas consideradas, mientras la presión de la agricultura ha disminuido ligeramente. Los patrones geográficos de las «temperaturas urbanas y de la agricultura intensiva en el nivel NUTS2 también se muestran en las Figuras 4.3 y 4.4. En general, parece que en cada una de las zonas de NUTS2 para las que existen datos ha tenido lugar una pérdida del potencial ecológico paisajístico neto para el periodo 1990-2000. La pérdida de este potencial ha sido especialmente acusada en Andalucía, donde las temperaturas de la agricultura también han aumentado, probablemente debido a la conversión de tierras de labor en tierras de riego permanente, así como de suelo seminatural en agricultura en este periodo (Tabla 4.1, España ES96 SUR).

Cuentas de los ecosistemas: desarrollo de una visión local

El análisis presentado hasta el momento se enmarca en una escala estratégica y amplia. Hay patrones geográficos claros a partir de los datos observados y las cuentas de los ecosistemas que pueden elaborarse con ellos ilustran el modo de seguir los cambios en la ocupación del suelo asociados a ciertos SSE. También señalan cómo evaluar algunas de las presiones sobre la conservación o la protección. La ventaja de utilizar estos datos tiene que ver con el hecho de que también pueden emplearse para analizar patrones a escalas más locales. Para explicarlo, este informe analiza las cuentas de los ecosistemas para un conjunto de lugares seleccionados como estudios de casos.

Se han seleccionado así cuatro humedales costeros, en concreto: Doñana en España, La Camarga en Francia, Amvrakikos en Grecia y el delta del Danubio en Rumanía. Se seleccionaron estos lugares dada su importancia en la región mediterránea, entendida bajo

su forma más amplia, y también porque todos están incluidos dentro de la zona cartografiada en el estudio Corine, para que así puedan hacerse evaluaciones jerarquizadas como se ha descrito en las primeras partes de este informe. Además, cada uno de ellos está siendo gestionado a efectos de conservación. Esto permitió que se explorase el contexto práctico de la contabilidad de los ecosistemas a nivel de cada espacio e, igualmente, implicó que otra información abundante sobre estos lugares pudiera reunirse de manera bastante rápida para los fines del estudio.

Como introducción, las Tablas 4.3, 4.4 y 4.5 proporcionan una visión general de la ocupación y los cambios en la cobertura del suelo analizados para estos lugares utilizando el mismo enfoque de contabilidad descrito anteriormente.

Doñana, aunque situada en la costa atlántica de España, en la desembocadura del río Guadalquivir, tiene un marcado carácter propio del Mediterráneo occidental. El centro del SSE es el Espacio Natural Doñana, establecido en 2005 como unión de las zonas protegidas del Parque Nacional y el Parque Natural de Doñana. Aunque la zona posee extensos humedales y zonas pantanosas, también hay amplias zonas boscosas de diversos tipos (Tabla 4.4). Históricamente, las cuestiones estudiadas tienen que ver con el impacto de la agricultura y la silvicultura sobre la biodiversidad, así como la influencia del desarrollo y la urbanización ligada al turismo a lo largo de la franja costera, más allá de la zona de humedales. Los datos de la Tabla 4.4 reflejan algunas de estas cuestiones. De los cuatro lugares, es evidente que la rotación de la cobertura del suelo entre 1990 y el 2000 es mucho más alta aquí que en las otras zonas del estudio con, aproximadamente, un 13% de la zona de los SSE sometida a algún tipo de cambio (Tabla 4.4). Más de la mitad de la rotación estaba relacionada con la tala y repoblación de las zonas boscosas y las conversiones en bosque, aunque la conversión del suelo seminatural a agricultura también fue significativa. Doñana tiene la valoración más alta de potencial ecológico paisajístico neto de los dos lugares para los que había datos disponibles, y muestra la mayor pérdida en el ejercicio contable (Tabla 4.5), reflejando la presión ejercida tanto por la agricultura como por el desarrollo.

La Camarga, en la desembocadura del Ródano en Francia, es el mayor delta en el Mediterráneo occidental. También es un espacio de importancia para la conservación a nivel internacional, y resulta de particular interés debido a las cuestiones que rodean la gestión hidrológica de la zona y las distintas necesidades de la conservación de la agricultura y la naturaleza. Los datos de las Tablas 4.3 y 4.4 sugieren que, mientras que la extensión de la conversión del suelo entre 1990 y el 2000 fue inferior a la de Doñana, la

Figura 4.3 Presión sobre los humedales derivada de la agricultura intensiva (a, 2000) y la variación (b, 1990-2000) resumida por regiones NUTS2.

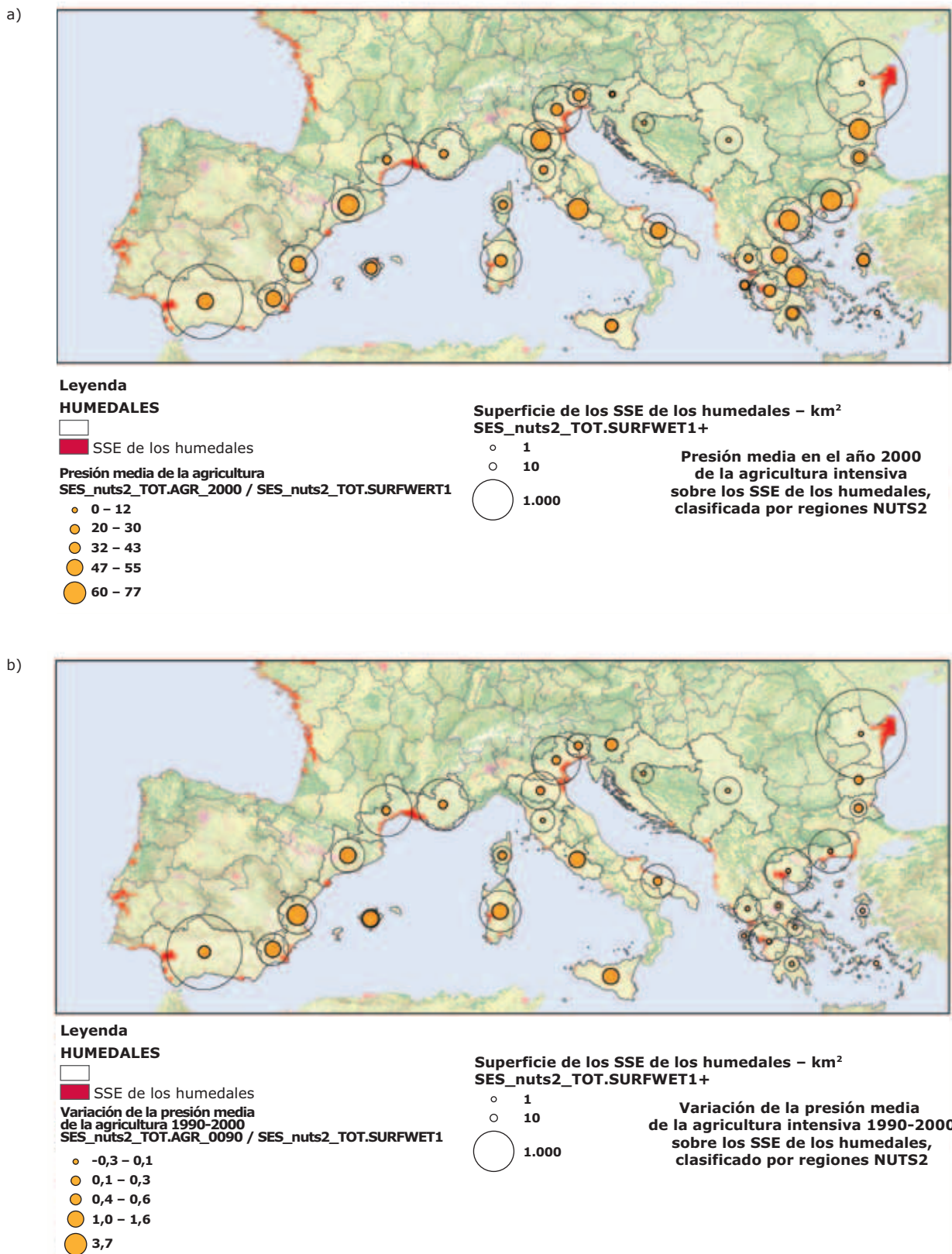


Figura 4.4 Presión sobre los humedales derivada de la proximidad urbana (a, 2000) y la variación (b, 1990-2000), resumida por regiones NUTS2

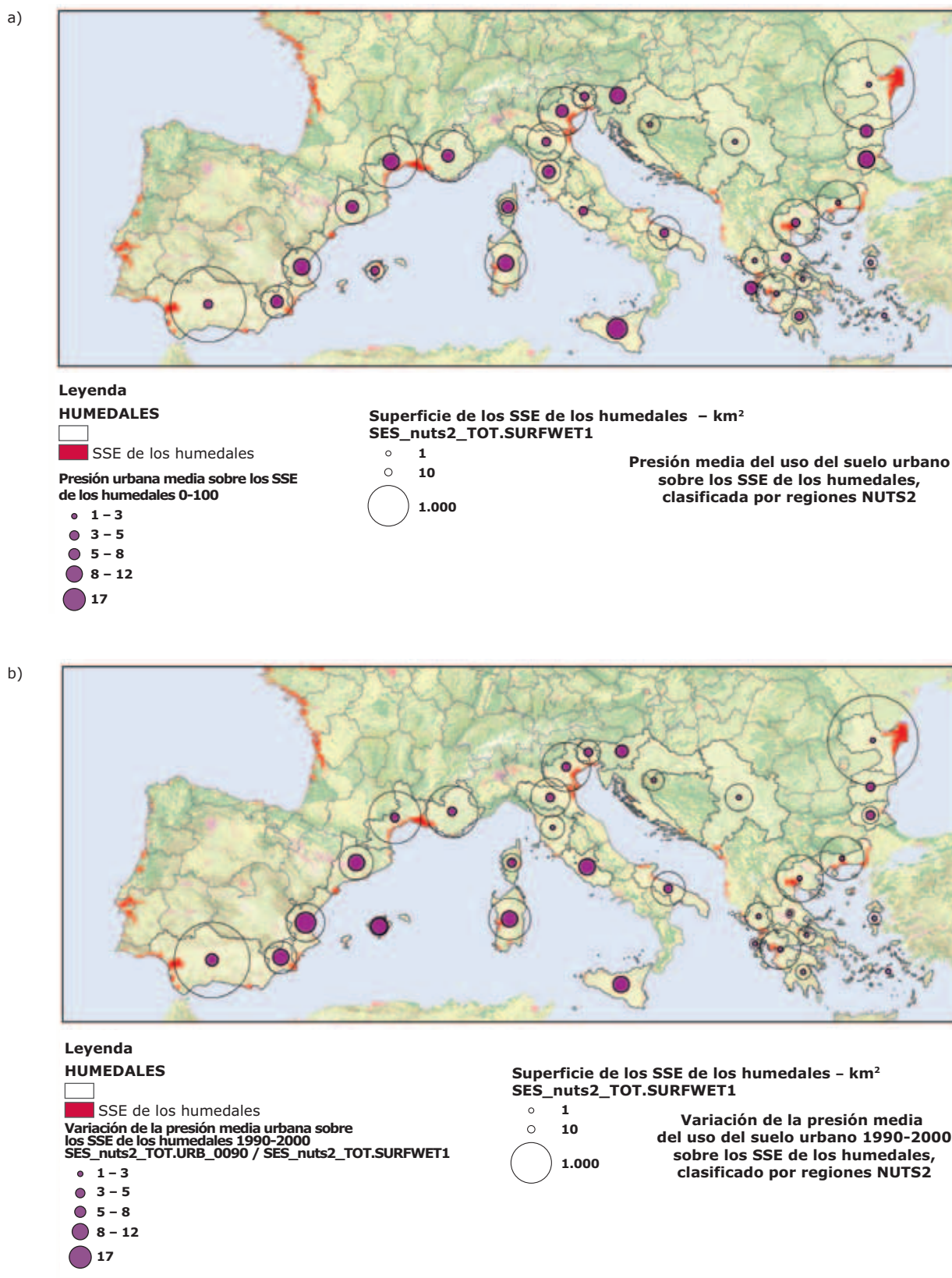


Tabla 4.3 Cuentas básicas de ocupación y cambio para los estudios de casos

	Doñana			La Camarga			Amvrakikos			Delta del Danubio		
	1990	2000	Variación neta	1990	2000	Variación neta	1990	2000	Variación neta	1990	2000	Variación neta
111 Tejido urbano continuo	110	118	8			0			0			0
112 Tejido urbano discontinuo	28	28	0	226	239	13	2.309	2.371	62	4.624	4.624	0
121 Zonas industriales o comerciales	25	38	13			0	570	788	218	421	447	26
122 Redes viarias, ferroviarias y terrenos asociados			0			0			0			0
123 Zonas portuarias			0			0			0	139	139	0
124 Aeropuertos			0			0	214	214	0			0
131 Zonas de extracción minera	253	263	10			0	115	138	23	193	193	0
132 Escombreras y vertederos	30		- 30			0			0	139	139	0
133 Zonas en construcción	43	67	24	19		- 19	3	126	123	56	56	0
141 Zonas verdes urbanas			0			0			0			0
142 Instalaciones deportivas y recreativas	18	61	43	26	26	0	35	35	0	140	179	39
211 Tierras de labor en secano	5.803	5.302	- 501	1.186	1.134	- 52	12.236	12.288	52	60.393	60.274	- 119
212 Terrenos regados permanentemente	3.139	4.302	1.163			0	5.713	5.700	- 13			0
213 Arrozales	2.792	3.144	352	19.925	20.174	249	406	396	- 10			0
221 Viñedos	30	30	0	208	168	- 40			0	623	584	- 39
222 Frutales y plantaciones de bayas	479	868	389	327	311	- 16	6.645	6.533	- 112	208	208	0
223 Olivares	831	806	- 25			0	4.115	4.130	15			0
231 Prados y praderas			0			0	98	98	0	2.447	2.408	- 39
241 Cultivos anuales asociados con cultivos permanentes	21		- 21			0			0			0
242 Mosaico de cultivos	589	883	294	3.857	3.846	- 11	27.753	27.535	- 218	898	898	0
243 Mosaicos de cultivos agrícolas con espacios significativos de vegetación natural	1.020	1.138	118			0	14.995	15.095	100	181	181	0
244 Sistemas agro-forestales	325	324	- 1			0			0			0
311 Bosques de frondosas	18.969	7.695	- 11.274	24	24	0	4.792	4.765	- 27	21.456	21.491	35
312 Bosques de coníferas	29.661	29.610	- 51	157	157	0	213	209	- 4			0
313 Bosque mixto	1.556	1.370	- 186			0	807	807	0			0
321 Pastizales naturales	3.243	3.174	- 69	1.169	1.087	- 82	11.342	11.278	- 64	18.355	18.253	- 102
322 Landas y matorrales mesófilos			0			0			0			0
323 Matorrales esclerófilos	12.601	11.127	- 1.474			0	21.594	21.688	94			0
324 Matorral boscoso de transición	13.571	25.646	12.075	38	38	0	7,3-25	7.342	17	3.253	3.218	- 35
331 Playas, dunas y arenales	4.324	3.629	- 695	1.205	1.233	28	222	274	52	6.008	6.110	102
332 Roquedo			0			0			0			0
333 Espacios con vegetación escasa			0			0	309	309	0	7.174	7.174	0
334 Zonas quemadas	93		- 93			0	188		- 188			0
335 Glaciares y nieves permanentes			0			0			0			0
411 Humedales y zonas pantanosas	31.471	31.666	195	703	703	0	675	672	- 3	210.151	210.283	132
412 Turberas y prados turbosos			0			0			0			0
421 Marismas	1.088	1.088	0	22.929	22.900	- 29	6.873	6.808	- 65	815	815	0
422 Salinas	4.811	4.872	61	1.750	1.750	0	120	120	0			0
423 Zonas llanas intermareales			0			0			0			0
511 Cursos de agua	742	510	- 232	735	735	0	366	298	- 68	8.008	8.008	0
512 Láminas de agua (lagos y embalses)	7.500	7.416	- 84	178	178	0	1.000	1.016	16	42.179	42.179	0
521 Lagunas costeras			0	26.700	26.687	- 13	7.329	7.329	0	68.732	68.732	0
522 Estuarios	1.793	1.793	0			0			0			0
523 Mares y océanos	9		- 9	57	29	- 28			0			0
Total	146.968	146.968	0	81.419	81.419	0	138.362	138.362	0	456.593	456.593	0

Tabla 4.4 Cuentas básicas de flujos para los estudios de casos

Código	Flujos de 1990 a 2000	Doñana	La Camarga	Amvrakikos	Delta del Danubio
Icf12	Reciclaje de suelo urbano ya urbanizado	15			
Icf21	Expansión residencial urbana densa	8			
Icf22	Expansión residencial urbana difusa		13	62	
Icf31	Expansión de zonas industriales y comerciales	6		218	26
Icf35	Expansión de zonas de extracción minera	10		115	
Icf37	Construcción	23		123	
Icf38	Expansión de instalaciones deportivas y recreativas	43			39
Icf412	Extensión de tierras retiradas, en barbecho y pastos	331		9	
Icf421	Conversión de tierras de labor a perímetros de riego permanente	327	52		
Icf422	Otras conversiones internas de tierras de labor	248			
Icf433	Otras conversiones entre viñedos y frutales	12			
Icf441	Conversión de cultivos permanentes a perímetros de riego permanente	18	61		
Icf442	Conversión de viñedos y frutales a tierras de labor en secano				39
Icf444	Conversión difusa de cultivos permanentes a tierras de labor		24		
Icf451	Conversión de tierras de labor a viñedos y frutales	186	16		
Icf463	Conversión difusa de prados y praderas a tierras de labor y cultivos permanentes	35	35	52	
Icf511	Conversión intensiva de bosques a agricultura	435			
Icf512	Conversión difusa de bosques a agricultura	73		10	
Icf521	Conversión intensiva de suelo seminatural a agricultura	1.079	82	38	
Icf522	Conversión difusa de suelo seminatural a agricultura	300		86	
Icf53	Conversión de humedales a agricultura	223	29	28	
Icf54	Otras conversiones a agricultura	22	19		
Icf62	Retirada de la agricultura sin creación significativa de zonas arboladas	308			
Icf71	Conversión de zonas arboladas de transición en bosques	1.170			330
Icf72	Creación de nuevos bosques y zonas arboladas, forestación	1.323			
Icf73	Conversiones internas de bosques	121			
Icf74	Talas recientes, repoblación y otros tipos de transición	12.526		22	295
Icf81	Creación de láminas de agua	8			
Icf91	Creación y rotación de suelo seminatural	323		349	102
Icf93	Erosión costera		29		
Icf99	Otros cambios y flujos desconocidos	70	57	65	132
	Sin cambios	127.725	81.002	137.185	455.630
	Total	146.968	81.419	138.362	456.593

transformación de zonas seminaturales en agricultura aún resultaba considerablemente significativa, junto con la conversión de cultivos permanentes a agricultura de regadío. El SSE de La Camarga es mucho más pequeño que el de Doñana, pero aunque los cambios en la zona asociados con la agricultura sean menores, la zona francesa muestra un aumento mucho más alto en el indicador de la presión que ejerce la agricultura: la temperatura de la agricultura (Tabla 4.5).

En comparación con las dos áreas anteriores, los humedales de Amvrakikos en Grecia son más característicos del Mediterráneo oriental. Están situados en la desembocadura de los ríos Louros y Arachthos y las cuestiones de interés versan principalmente sobre las interrelaciones entre los humedales y los sistemas

marinos. No obstante, los datos que aparecen en las Tablas 4.3 y 4.4 sugieren que, mientras que la extensión de la conversión del suelo entre 1990 y el 2000 ha sido limitada, la principal variación interna ha supuesto una expansión asociada a las explotaciones mineras y a los emplazamientos industriales. En el 2000, Amvrakikos tenía la máxima densidad de población de las cuatro zonas consideradas en el estudio de casos. Lamentablemente, el cálculo del potencial ecológico paisajístico neto no pudo llevarse a cabo en este caso. Sin embargo, el índice de denominación de zonas naturales (en inglés, *Nature Designation Index*) sugiere que esta zona quizá tenga el menor valor de conservación de la naturaleza de las cuatro (Tabla 4.5).

El último lugar considerado para el estudio es el delta del Danubio, el más grande de Europa, con

una larga historia de ocupación humana. Este caso fue seleccionado para aportar conocimiento de las condiciones en el mar Negro. Como muestran las Tablas 4.3 y 4.4, es la más amplia de las cuatro zonas consideradas y la que experimentó la rotación del suelo más baja entre 1990 y el 2000. Tanto las temperaturas urbanas como las de la agricultura han aumentado (Tabla 4.5) y las tendencias podrían resultar claramente significativas teniendo en cuenta la alta importancia desde el punto de vista de la conservación de la zona, como señala su índice de denominación de zonas naturales.

Medición detallada del funcionamiento de los ecosistemas

Aunque la medida de la variación del potencial ecológico neto ofrece perspectivas sobre el modo en el que la situación ecológica de determinados lugares podría estar cambiando, debe tenerse en cuenta que el conjunto de sistemas de medición disponibles en la actualidad es limitado.

Hace falta trabajar más, tanto para relacionar estos tipos de indicadores con información recogida sobre el terreno como para ampliar las formas en que otras clases de datos obtenidos por teledetección se utilizan para medir el funcionamiento de los ecosistemas. Este informe incluye un trabajo de exploración añadido, utilizando los lugares del estudio de casos, para ilustrar cómo puede conseguirse.

El primer ejercicio incluyó un estudio piloto sobre los humedales de Doñana, y analizó las relaciones entre el potencial ecológico paisajístico, los patrones de la riqueza de especies y el “índice normalizado diferencial de la vegetación” (NDVI). Este último constituye una medida de la actividad fisiológica de la cobertura de la vegetación que puede elaborarse utilizando datos multiespectrales obtenidos por teledetección. El lugar del estudio se dividió en celdas de 10km x 10km y por cada una de ellas se determinó el número de especies de vertebrados comunes y amenazados junto al de las plantas amenazadas, a partir de datos de un estudio de campo (Figura 4.4). Los valores medios del “potencial ecológico paisajístico” (LEP, por sus siglas en inglés,

Tabla 4.5 Variación de presiones y potencial ecológico de los lugares de estudios de casos

	Unidades	Doñana	La Camarga	Amvrakikos	Delta del Danubio	
Valores totales en los SSE	Superficie de los SSE de humedales costeros	km ²	1.473	827	1.802	5.858
	Temperatura urbana 2000	0-100	739	268	2.879	7.411
	Variación de la temperatura urbana 1990-2000	0-100	74	14	318	194
	Temperatura de la agricultura intensiva 2000	0-100	19.690	20.701	28.538	69.049
	Variación de la temperatura de la agricultura intensiva 1990-2000	0-100	995	814	182	1.295
	Potencial ecológico paisajístico neto 2000	0-100	180.982	83.228	n.d	n.d
	Variación en el potencial ecológico paisajístico neto 1990-2000	0-100	- 4.098	- 1.513	n.d	n.d
	Índice de denominación de zonas naturales (combinación de la N2000 y de las figuras nacionales)	0-100	117.894	79.452	38.696	531.461
	Tamaño eficaz de malla 2005	logN(MEFF)	278.560	124.672	n.d	n.d
	Población 2000	habitantes	11.023	21.917	104.357	43.702
Valores medios por km ² en los SSE	Temperatura urbana 2000	0-100	0,5	0,32	1,6	1,27
	Variación de la temperatura urbana 1990-2000	0-100	0,05	0,02	0,22	0,03
	Temperatura de la agricultura intensiva 2000	0-100	13,37	25,03	15,84	11,79
	Variación de la temperatura de la agricultura intensiva 1990-2000	0-100	0,68	0,98	0,1	0,22
	Potencial ecológico paisajístico neto 2000	0-100	122,87	100,64	n.d	n.d
	Variación en el potencial ecológico paisajístico neto 1990-2000	0-100	- 2,78	- 1,83	n.d	n.d
	Índice de denominación de zonas naturales (combinación de la N2000 y de las figuras nacionales)	0-100	80,04	96,07	21,47	90,72
	Tamaño medio eficaz de malla en los SSE 2005	logN(MEFF)	189,11	150,75	n.d	n.d
	Densidad de población (habitantes/km ²) 2000	habitantes	7	27	58	7

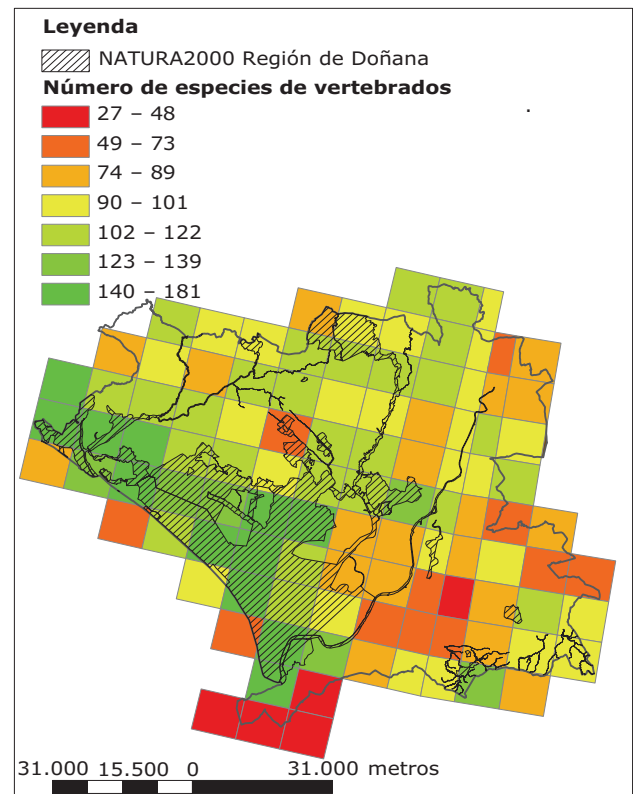
obtenido a partir de datos de cobertura del suelo solamente) y el “potencial ecológico paisajístico neto” (NLEP, obtenido a partir de datos de cobertura del suelo y de Natura 2000) se calcularon para cada celda. También se determinaron los valores correspondientes del NDVI de julio y noviembre de 2000 para cada celda.

Como cabría esperar, el LEP y el NLEP guardan una estrecha correlación entre sí, pero resulta más interesante comprobar que ambos muestran una importante correlación positiva con el número de especies de vertebrados en cada celda (para el LEP $r = 0.526$, $p < 0.000$, $n = 113$) y el número de plantas amenazadas (para el LEP $r = 0.438$, $p < 0.000$, $n = 113$) en cada celda. Las asociaciones que presentaron ambos sistemas de medición con el NDVI resultaron complejas, ya que, mientras que la correlación con el NDVI de noviembre fue significativa (para el LEP $r = 0.437$, $p < 0.000$, $n = 113$), no sucedió lo mismo con la de julio. Una investigación preliminar de los patrones sugiere que la débil asociación que tuvo lugar en verano podría reflejar que se trataba del periodo de sequía, en el que las superficies de vegetación natural se encuentran en estado de reposo. Sólo las zonas agrícolas de regadío mostraron valores altos en este periodo. Por tanto, los resultados preliminares sugieren que medidas comparativas y a gran escala como el LEP y el NLEP probablemente estén recopilando información importante sobre las diferencias entre distintos lugares y podrían, potencialmente, utilizarse para realizar una evaluación inicial de las implicaciones ecológicas del cambio si se miden a lo largo del tiempo.

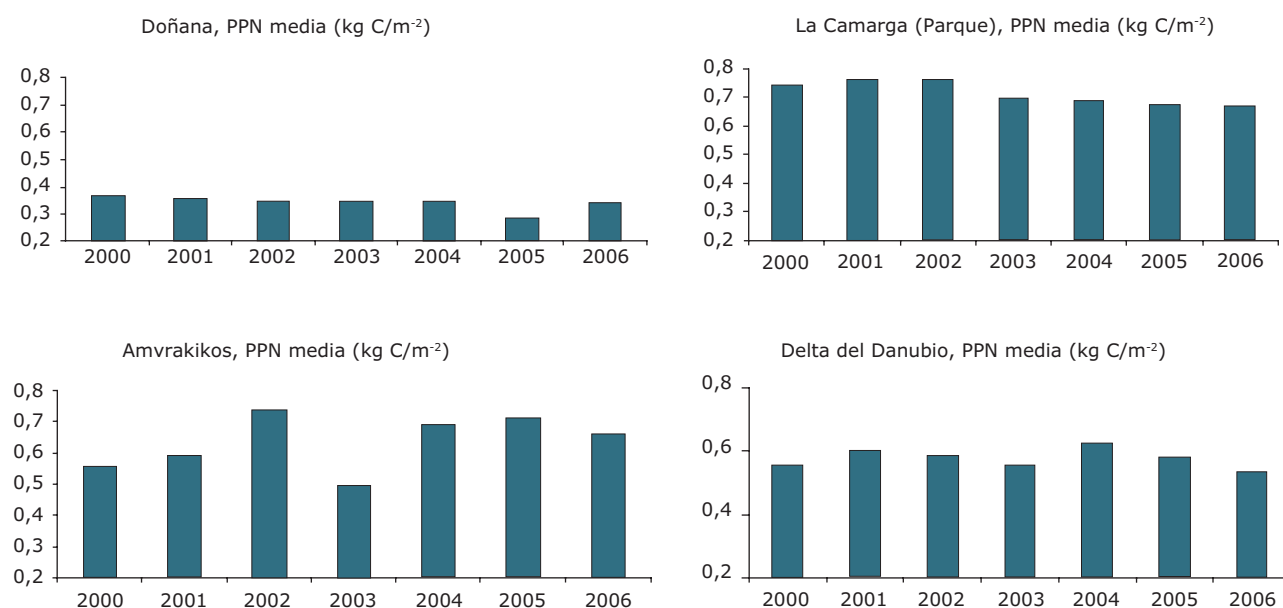
Un segundo ejercicio de exploración incluye datos obtenidos de MODIS por teledetección y por satélite para estimar la productividad primaria neta (PPN) y la producción primaria bruta (PPB) para cuatro emplazamientos de SSE (Doñana, La Camarga, Amvrakikos y Delta del Danubio). El trabajo se basó en la aplicación del algoritmo MODIS-GPP (por las siglas en inglés de la PPB) descrito por Gebremichael y Barros (2006), que emplea un enfoque de eficiencia del empleo de la luz y que relaciona de manera lineal la PPB con la radiación fotosintéticamente activa absorbida (FRFAA). Los datos de entrada del algoritmo incluyen la reflectancia de las bandas del rojo y del infrarrojo cercano, el área del lugar, la radiación solar, la humedad y temperatura relativas del aire y un coeficiente para el tipo de vegetación que refleja la cantidad de carbono que puede producir un tipo específico de vegetación por unidad de energía.

La Figura 4.6 muestra los resultados del análisis. Para cada uno de los lugares considerados se aportan las estimaciones de la PPN. Lamentablemente, las mediciones sobre el terreno sobre la productividad

Figura 4.5 Riqueza de especies en la región de Doñana



de los lugares estudiados no se encuentran disponibles para comprobar las estimaciones obtenidas a partir de los datos de MODIS, o para comparar las diferencias relativas en las estimaciones de la productividad entre los diferentes lugares. Para la validación debe confiarse en estudios como el de Turner *et al.* (2006), que indica que, a escalas mundiales, tanto la PPN como la PPB obtenidas a partir de MODIS son responsables de las tendencias generales de la magnitud de la PPN y la PPB asociadas al clima local y usos del suelo. No obstante, aunque los resultados de este análisis sean preliminares, surgen algunos patrones interesantes que apoyan una investigación adicional. Por ejemplo, los factores que provocan la variación interanual de la PPN deben de investigarse. El año 2005 fue especialmente seco en Doñana y esto podría explicar los bajos valores observados en ese tiempo y lugar, en comparación con otros años. La disminución a más largo plazo en la PPN observada en La Camarga también precisa de una investigación adicional. Por último, la diferente variabilidad interanual que estos sistemas muestran también merece una mayor atención. Amvrakikos presenta una variación mucho mayor de un año a otro que los otros sistemas.

Figura 4.6 Estimaciones de productividad primaria neta (PPN) de cuatro sistemas socioecológicos de humedal costero calculadas con el algoritmo MODIS-GPP.


Elaboración de las cuentas de los ecosistemas a diferentes escalas

Este capítulo ha mostrado cómo la información sobre la cobertura del suelo puede utilizarse para elaborar cuentas básicas del territorio sobre la ocupación y el cambio a distintas escalas espaciales. También ha mostrado de qué modo los indicadores del cambio de la situación ecológica pueden deducirse utilizándose nuevas fuentes de datos disponibles de observación de la Tierra. La conexión entre escalas en este trabajo es especialmente importante, dado que los humedales costeros mediterráneos implican a distintas jurisdicciones y los datos locales pueden variar en su contenido y calidad. Así, resulta a menudo difícil elaborar una imagen coherente con el uso de fuentes de información obtenidas a escala local. La perspectiva de escala múltiple, que puede elaborarse con los distintos tipos de datos de cobertura de suelo aquí descritos, implica que puede disponerse de un marco básico de cuentas de ecosistemas para todos los lugares, y así analizarse sus dinámicas en un contexto geográfico amplio. Estas cuentas podrían contribuir significativamente a los sistemas de información

de nueva generación ahora en desarrollo, como GlobWetland II⁽¹³⁾, que pretende proporcionar un abanico de datos que caractericen el estado ecológico y las dinámicas de humedales específicos a los usuarios a través de Internet.

Sobre el uso de las cuentas para ayudar a calcular los costes de la pérdida de biodiversidad, debe tenerse en cuenta, no obstante, que el abanico de datos descrito es limitado. Uno de los problemas consiste en que el periodo de tiempo en que puede hacerse el seguimiento del cambio es limitado, y que la información sobre muchos aspectos del funcionamiento de los ecosistemas y de la biodiversidad sólo puede obtenerse actualmente a escalas más locales, con datos de investigación sobre el terreno. Un problema concreto que debe abordarse es el valor de los servicios de los ecosistemas en distintos lugares concretos, así como hasta qué punto se satisfacen todos los costes del mantenimiento del flujo de estos servicios. Así, la parte siguiente de este informe analiza el modo en que el marco de contabilidad aquí descrito puede desarrollarse como una herramienta para orientar debates sobre la economía de los ecosistemas y la biodiversidad.

⁽¹³⁾ www.emwis.net/initiatives/fo1060732/globwetland-follow.

5 Contabilidad de los ecosistemas y costes de mantenimiento a escalas locales

Introducción

El objetivo de elaborar un conjunto de cuentas ambientales es el de conocer si el valor reconocido al “capital natural” que representa un ecosistema está cambiando con el tiempo. En el contexto de este informe, el ecosistema que interesa es el de los humedales costeros y el objetivo consiste en determinar si éstos se mantienen y renuevan con el tiempo y de qué modo están cambiando sus servicios. En particular, las cuentas pueden ayudar a discernir si los servicios reconocidos (tanto de mercado como ajenos al mismo) satisfacen las necesidades o expectativas de la sociedad. También es importante establecer si el coste total de mantenimiento de ese capital natural queda cubierto por los precios actuales de los bienes y servicios de los ecosistemas que la sociedad está dispuesta a pagar. Como se vió en el Capítulo 1, parece que la diferencia entre los servicios y el nivel de éstos que exige la sociedad puede expresarse de forma clara en términos físicos como un conjunto de cuentas de ecosistemas, y que la elaboración de dichas cuentas constituye el primer paso hacia la cuantificación de los costes monetarios de la pérdida de biodiversidad, y por tanto, el valor (del seguro) de la resiliencia. La resiliencia se refiere en este conjunto de cuentas al nivel mínimo de capital natural necesario para ofrecer los servicios finales asociados con el propio sistema socioecológico SSE y los servicios intermedios que requieren los sistemas posteriores dependientes, teniendo en cuenta la variación ambiental que llevan asociada.

Si se considera el SSE como una unidad de contabilidad y se quiere calcular su valor anual de manera que se tengan completamente en cuenta tanto la contribución del ambiente como el daño que las actividades humanas provocan en él, se necesitarían dos pasos. En primer lugar, debe partirse del ingreso generado a partir del capital artificial asociado al SSE y sumarlo al valor de los servicios de los ecosistemas ajenos al mercado para ofrecer una estimación del «producto interior completo» (IDP, por sus siglas en inglés) del SSE. En segundo lugar, debe ajustarse dicha estimación a las pérdidas que se han producido debido al consumo tanto de capital artificial como natural, y restarlo del IDP local para calcular el producto interior neto para el SSE.

Elaborar un conjunto de cuentas de ecosistemas que describa tanto los valores asociados a la producción de servicios como los costes de mantenimiento es una tarea ardua. Los resultados mostrados en el último capítulo no hicieron más que mostrar de qué modo es posible desarrollar algunos indicadores de las reservas y condiciones de los ecosistemas. Pero, en la actualidad, las perspectivas de que estos indicadores contesten realmente a la pregunta de la “integridad de los ecosistemas” son bastante limitadas. Gran parte de los datos que se necesitan sencillamente no están disponibles a una escala estratégica tan amplia. Así que debe dirigirse la atención a situaciones locales y examinar con más detalle los cuatro estudios de caso de humedales seleccionados. El objetivo sería probar, de un modo general, la solidez de la «visión estratégica» mencionada mediante los datos de cobertura del suelo disponibles y a gran escala, así como estudiar con más detalle de qué modo esta información podría integrarse con otros datos, más específicos localmente, para determinar si estos activos de los ecosistemas se mantienen a lo largo del tiempo.

El marco conceptual de este análisis se muestra en la Figura 5.1. Este gráfico fue diseñado para entender que los costes de la pérdida de biodiversidad no son simplemente calcular la variación en los valores marginales asociados a los servicios que produce un ecosistema a consecuencia del impacto de factores externos sobre la «salud» o el vigor del sistema. Hay que ser conscientes de estas variaciones y de las posibles pérdidas debidas a daños a la integridad de los sistemas ecológicos. Como señalan Kontogianni *et al.* (2008), esos valores pueden cambiar por una serie de factores asociados a la oferta y la demanda. Su revisión sugirió que existían pocas pruebas concluyentes para demostrar que los valores WTP permanecían estables durante un periodo de tiempo de corto a medio plazo, y que era probable que cambiasen a largo plazo. Concluyeron que esto hacía muy compleja la tarea de modelizar la dinámica de las preferencias. Podría añadirse que también las hace ser una base inestable y, a lo sumo, parcial, al estimar la contribución que llevan a cabo los ecosistemas para el bienestar humano, sin estar claro que reflejen los costes subyacentes de mantenimiento de esa integridad. Algunos de los servicios de aprovisionamiento asociados a los SSE de

humedal podrían, por ejemplo, incluir intercambios relacionados con otros servicios y, en particular, con las funciones de apoyo de las que dependen muchos otros productos.

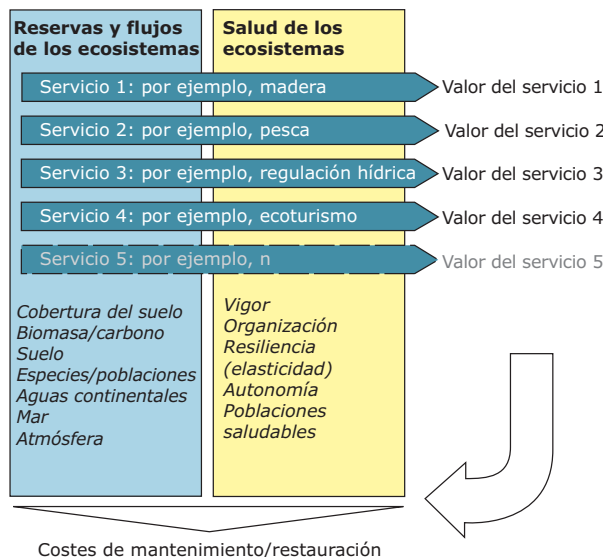
En este capítulo se consideran las cuatro zonas de estudios de casos con más detalle y se analizan las perspectivas que actualmente hay sobre la comprensión de estos costes de mantenimiento. Dado que los datos son limitados, el análisis tiene carácter cualitativo, pero puede utilizarse como experiencia para futuros trabajos. Para cada uno de los ámbitos de estudio, se aporta una visión general de su historia reciente y las cuestiones que rodean actualmente al mantenimiento de los activos del capital natural.

Sistema socioecológico de Doñana

Ubicación e historia de la zona

El sistema socioecológico de los humedales de Doñana, localizado en el suroeste de España, en la desembocadura del río Guadalquivir, a veces se denomina sistema fluvio-litoral de Doñana (Montes *et al.*, 1998). Incluye cuatro unidades principales (Figura 5.2): terrenos litorales del estuario, sistema de dunas costeras del oeste (estabilizadas y móviles) y dos humedales - el estuario del Guadalquivir y marisma de Doñana o llanura aluvial del río.

Figura 5.1 Equilibrio entre servicios, mantenimiento del ecosistema y costes de restauración



La Figura 5.3 presenta el alcance de la superficie que correspondería al SSE de Doñana. El mapa de cobertura del suelo, elaborado a partir de los datos del estudio Corine 2000, muestra las unidades seminaturales principales y también la manera en que los límites de la unidad en cuestión se extienden más allá de la misma para incluir bosques, brezales, pastizales y áreas de matorral esclerófilo hacia el oeste.

Figura 5.2 Sistema fluvio-litoral de Doñana

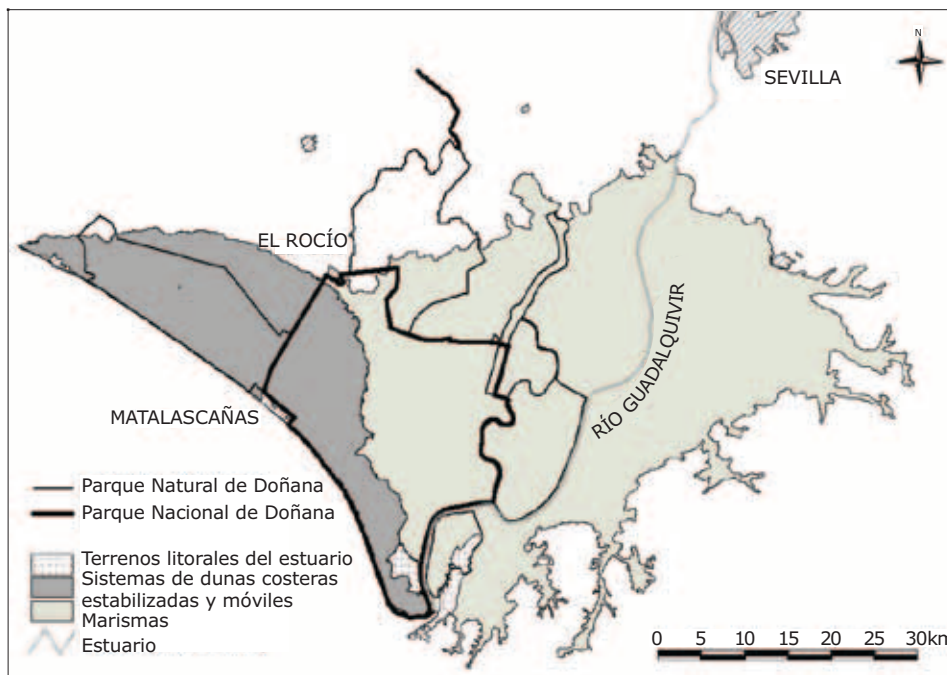
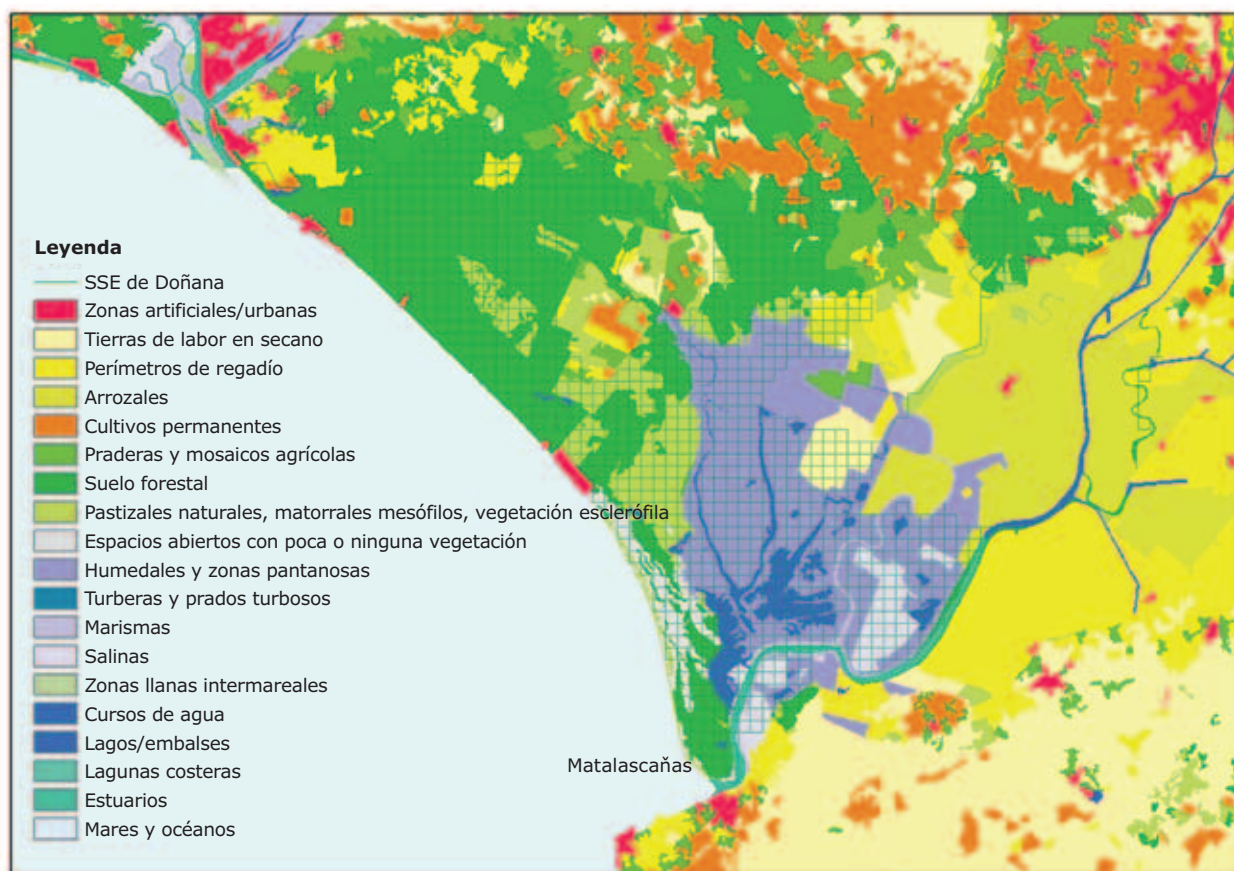


Figura 5.3 Cobertura del suelo en el territorio de Doñana en el año 2000



A principios del siglo XX, la población humana de la zona era escasa y el ecosistema de humedal estaba casi intacto. El área sustentaba una economía de subsistencia a escala local que dependía de una serie de servicios de aprovisionamiento. Esta situación comenzó a cambiar aproximadamente a partir de 1930 debido a los esfuerzos por establecer una economía más basada en el mercado, teniendo lugar un cierto desarrollo de la agricultura intensiva. Entre los años 1929 y 1956 algunas empresas privadas desecaron zonas de marismas para poder cultivar arroz y, sobre todo, desde 1959 hasta 1978 hubo otro tipo de transformaciones agrícolas a iniciativa de la FAO y el Estado español. El Plan Almonte-Marismas, un gran proyecto para regar cultivos con aguas subterráneas, se aplicó en los años 70 y dio lugar a la creación de 8.000 ha de terrenos regados permanentemente. Durante el mismo periodo, el Estado también promovió plantaciones forestales extensivas, en las que se introdujo el eucalipto y el pino en las zonas de dunas para la producción de celulosa y madera. Al mismo tiempo, las presiones derivadas de la actividad turística a lo largo de la costa también aumentaron desde, aproximadamente, 1970 hasta hoy. Las playas de la zona fueron declaradas de «interés turístico nacional», lo que derivó en el gran desarrollo urbano

de Matalascañas, situada al borde del Parque Nacional de Doñana y dentro de la zona Natural (Figura 5.3).

Cambios del ecosistema

La escala de estas transformaciones a largo plazo se resumen en la cuenta básica de la cobertura del suelo mostrada en la Tabla 5.1. Los datos se han obtenido de fuentes locales y muestran de qué modo la base del capital natural de Doñana disminuyó debido a la simplificación del ecosistema, a su vez consecuencia de orientaciones del uso del suelo para aumentar la productividad agraria en toda la zona.

Más de la mitad de la zona original de marisma no transformada se ha perdido junto con, aproximadamente, un 90% de las lagunas estacionales de escasa profundidad. Algunas zonas restantes de marismas no transformadas se han aislado debido a la construcción de barreras contra inundaciones (Ministerio de Asuntos Sociales, 1989) y su funcionalidad se ha visto reducida. Además, más de la mitad de los bosques de alcornos han sido destruidos debido a la forestación (Montes, 2000). La regulación hidrológica, función de gran importancia para la marisma y la recarga de acuíferos, también ha resultado afectada por las altas tasas de

Tabla 5.1 Cambios en la cobertura del suelo en el periodo de 1956 a 2006

Cobertura del suelo (ha)	1956	1977	1988	2006
Zonas artificiales				
Infraestructuras del agua	0	0	164	291
Zonas urbanas	138	501	928	928
Zonas agrícolas				
Acuicultura	0	0	3.608	3.482
Arrozales	5.040	27.740	40.751	40.751
Regadíos		23.407	45.193	45.182
Tierras en secano	6.922	14.770	18.581	14.913
Agricultura de invernadero	0	0	162	154
Marismas desecadas	54.743	41.894	15.033	10.189
Salinas	156	930	1.304	1.304
Zonas naturales				
Caudal de agua de las marismas	5.734			
«Lucios» (lagos estacionales de escasa profundidad)	6.417	546	565	565
Marismas restauradas	0	0		7.952
Marismas no transformadas	77.508	46.300	30.205	30.783
Playas fluviales	1.371	4.711	3.288	2.885
Cursos de agua y de estuario	5.740	4.315	4.303	4.706
Otros	1.810	431	1.494	1.494
Total	165.579	165.579	165.579	165.579

Fuente: Modificado a partir de datos de Zorrilla, 2006.

evapotranspiración de las plantaciones de eucaliptos y la extracción excesiva de agua del acuífero para fines de riego (Custodio, 1995). Al mismo tiempo han aumentado las tasas de sedimentación en el estuario. Mientras la tasa habitual de los últimos 2.500 años ha sido aproximadamente de 1mm/año, en los últimos 50 años ha sido de 3-6 mm/año, Rodríguez Ramírez *et al.*, 2005). La capacidad de almacenamiento de agua de las marismas se ha reducido en 26 hm³ en los últimos 50 años.

Algunos de los aspectos más significativos de la pérdida de integridad ecológica pueden basarse en cambios de biodiversidad detectados en la zona. Como especies emblemáticas, el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) y, sobre todo, el lince ibérico (*Lynx pardinus*), ambos antes con poblaciones notables dentro de la zona natural de Doñana ahora protegida, se encuentran en la actualidad en peligro de extinción (Ferrer y Negro, 2004) por la persecución humana y la alteración de sus hábitats (Nowell y Jackson, 1996). La disminución de ambas especies también podría deberse en parte a una reducción significativa de la abundancia de presas, entre ellas el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*). En general, el conejo está considerado como una especie fundamental. Debido a la especificidad de su dieta, la conservación de muchas especies de aves rapaces depende de la estabilidad de las poblaciones de conejos (Delibes-Mateos *et al.*,

2007). El número de conejos europeos en Doñana se redujo considerablemente en el siglo XX debido a enfermedades, y es sabido que el águila imperial y el lince ibérico se alimentan preferentemente de conejos en esta zona.

Otra pérdida notable en la zona fue el esturión del Guadalquivir (*Acipenser sturio*), que se había explotado comercialmente hasta mediados de los años 70. Sus poblaciones se habían reducido de forma significativa desde principios de los años 60 y en la actualidad se consideran en grave peligro. Se han propuesto una serie de razones para esta disminución, incluida la construcción de la presa de Alcalá, la sobrepesca, la contaminación de las aguas, la extracción de grava en los lugares de desove y la reducción de los caudales.

Las características de la biodiversidad de la zona también se han transformado a consecuencia de la introducción de especies exóticas. Hay siete especies de peces introducidas en el río Guadalquivir, en particular: la carpa (*Cyprinus carpio*), el pez rojo (*Carassius auratus*), la gambusia (*Gambusia holbrooki*), el blachás (*Micropterus salmoides*), el fúndulo (*Fundulus heteroclitus*) y la perca-sol (*Lepomis gibbosus*). El galápagos de florida (*Trachemys scripta elegans*), el cangrejo de río americano (*Procambarus clarkii*), y el helecho acuático (*Azolla filiculoides*) son también, entre algunas otras, especies consideradas invasoras

de ambientes acuáticos que afectan en mayor o menor medida al SSE. Las especies exóticas pueden reemplazar a las nativas por competencia con ellas, depredación, parasitismo, etc., alterando las dinámicas funcionales del sistema y, por tanto, el abastecimiento de los servicios de estos ecosistemas.

Servicios del SSE de Doñana

En un intento por determinar al menos la importancia relativa de los distintos tipos de servicios de los ecosistemas, se hizo una revisión para definir los valores actuales. Estaban disponibles varias fuentes y, dependiendo del servicio en cuestión, se utilizaron métodos de análisis de mercado y de valoración contingente.

Los servicios de los ecosistemas de mercado más significativos en Doñana, en cuanto a los ingresos que suponen, son la agricultura, la acuicultura, el turismo, la ciencia y la educación ambiental (Tabla 5.2). Los servicios de aprovisionamiento incluyen la agricultura (arroz, fresas, frutas, viñedos y cereales) y, en menor medida, la ganadería vacuna, la pesca, el marisco, acuicultura, productos forestales (madera, piñón, esencias, miel) y la caza. Sin embargo, actualmente la mayoría de ellos se producen fuera de la zona protegida del SSE, debido a restricciones sobre las actividades extractivas. Un servicio cultural de gran importancia es el ecoturismo y, como fuentes de ingresos indirectas, la educación ambiental y, en cierto modo, la ciencia.

Tabla 5.2 Valor de servicios de los ecosistemas asociados al SSE de Doñana

Tipo de servicio	Valor anual total (millones EUR en 2006)	Fuente
Servicios de aprovisionamiento		
Agricultura	239,98	Anuario de Estadísticas Agrarias y Pesqueras de Andalucía
Cultivos sostenibles	0,03	
Ganado vacuno	69,45	Anuario de Estadísticas Agrarias y Pesqueras de Andalucía/ Informes anuales de las actividades del Parque Nacional de Doñana
Pesca de cangrejo	2,81	Consejería de Agricultura y Pesca (2001)
Recursos marinos costeros (pesca de altura y bajura)	11,43	Informe anual de las actividades del Parque Nacional de Doñana
Pesca en estuario	13,08	Anuario de Estadísticas Agrarias y Pesqueras de Andalucía
Pesca de coquinas	1,41	
Apicultura en el Parque Nacional	0,13	Informe anual de las actividades del Parque Nacional de Doñana
Recolección de piñas	0,09	Informe anual de las actividades del Parque Nacional de Doñana Informe anual de las actividades del Parque Natural de Doñana
Otros recursos forestales	0,07	Informe anual de las actividades del Parque Natural de Doñana
Servicios de aprovisionamiento en total	338,44	
Servicios de regulación		
Pastoreo	0,01	Informe anual de las actividades del Parque Natural de Doñana
Control de especies exóticas e introducidas	0,23	García-Llorente <i>et al.</i> (presentada)
Otros servicios de regulación	26,00	Martín-López <i>et al.</i> (2007)
Servicios de regulación en total	26,1	
Servicios culturales		
Turismo		
Turismo de playa	5,94	Martín-López <i>et al.</i> (2009)
Turismo cultural	21,01	Martín-López <i>et al.</i> (2009)
Turismo de naturaleza	36,74	Martín-López <i>et al.</i> (2009)
Valores estéticos	85,84	Martín-López <i>et al.</i> (2007)
Servicios culturales en total	206,06	
Valor económico detectado	570,6	

En cuanto a los servicios de los ecosistemas ajenos al mercado, los más importantes en los humedales de Doñana serían los relacionados con la regulación ecológica. Incluyen el mantenimiento del balance de sedimentos, la prevención de inundaciones, el ciclo de nutrientes, el tratamiento de residuos y el refugio para la biodiversidad. En el caso del estuario, parece que los más importantes son el mantenimiento de la red alimentaria y los criaderos, el tratamiento de residuos y el control de la erosión. Los servicios socioculturales ajenos al mercado incluyen la belleza paisajística y los conocimientos ecológicos tradicionales, que se pierden una vez disminuyen las actividades económicas tradicionales relacionadas con la naturaleza. Los servicios espirituales y religiosos también son importantes en Doñana, debido a la peregrinación al poblado de El Rocío, que atrae cada año a unos dos millones de visitantes.

Costes de la pérdida de biodiversidad y de alteración del ecosistema

En la segunda mitad del siglo XX, la gestión de Doñana se orientó claramente a la conservación. Hacia 1990, sus efectos empezaron a hacerse más evidentes en los cambios advertidos sobre el uso del suelo en la

zona. Desde que ésta fuese declarada Parque Nacional en 1969, el área protegida de Doñana se ha ampliado hasta ocupar ahora unas 110.000 ha. Este aumento del tamaño de la zona protegida de las aproximadamente 6.784 ha en 1964 a su actual extensión (Tabla 5.3) también representa parcialmente un coste creciente de mantenimiento, al menos en los términos físicos de aquello que la sociedad está dispuesta a aceptar y en los términos de los beneficios asociados con su situación desprotegida, ya inexistentes. Muchas de las actividades socioeconómicas dentro de las zonas protegidas se han prohibido, con excepción de las relacionadas con el ecoturismo y los usos tradicionales de la población local, de manera que la degradación ecológica se ha ralentizado. La urbanización de la costa y la insistente reclamación de las marismas naturales que aún quedan se han detenido, mientras se han llevado a cabo nuevos esfuerzos para prevenir el desarrollo de infraestructuras que lleven a la fragmentación de hábitats y, lo más importante en este contexto, se han restaurado importantes zonas de marismas.

En 1998, el Ministerio de Medio Ambiente español lanzó el «Proyecto Doñana 2005», cuyo objetivo era restaurar la hidrología del parque (Saura Martínez *et*

Tabla 5.3 Historia de la ampliación de la zona protegida de Doñana

Año	Acontecimiento/figura de conservación	Zona protegida (ha)	Aumento (ha)	Área protegida total (ha)
1964	Reserva Biológica de Doñana	6.784	6.784	6.784
1969	Parque Nacional de Doñana (PND)	34.625	27.841	34.625
1979	Ampliación del PND	50.720	16.095	50.720
1980	Doñana, Reserva de la Biosfera	77.260	26.540	77.260
1982	Espacio Ramsar	50.720	0	77.260
1988	ZEPA	50.720	0	77.260
1989	Zona barrera para el PND (Parque Natural de Doñana)	53.709	27.169	105.765
	Brazo del este (Paraje Natural)	1.336	1.336	
1991	Reserva Natural Concertada de la Cañada de los Pájaros	5	5	105.770
1997	Parque Natural de Doñana	53.835	126	105.896
2000	Reserva Natural Concertada de La Dehesa de Abajo	617	617	106.513
2001	Monumento Natural Acantilado del Asperillo	11,85	0	106.513
	Declaración del Monumento Natural Acebuches del Rocío	0,64	0	
2002	Ampliación de la ZEPA	104.555	0	106.513
2004	Ampliación del PND (también ajustes en el Parque Natural de Doñana)	54.250	3.858	110.043

al., 2001) para consolidar la base de su conservación. El propósito consistía en controlar la explotación del acuífero mediante la construcción de instalaciones de tratamiento de aguas residuales, reformando los canales de drenaje que entraban al Parque. Entre sus objetivos también se contaban las tareas de restauración de las zonas degradadas y la compra de terrenos agrícolas abandonados para continuar el trabajo de restauración y ceder al águila imperial y al lince ibérico terrenos de caza apropiados (García-Novo *et al.*, 2007). El presupuesto medio gastado entre 1998 y 2005 en este proyecto de restauración fue de 83,5 millones de euros⁽¹⁴⁾.

Otro de los programas de restauración y protección fue la restauración del Corredor Verde del Guadiamar que, junto a los demás, suman una inversión de más de 165 millones de euros en la última década. La necesidad de llevar a cabo estas iniciativas fue provocada por uno de los desastres ambientales más graves que han tenido lugar en España: la ruptura de la presa minera de Aznalcóllar en 1998, situada aguas arriba de Doñana.

El Parque Nacional de Doñana y el Departamento de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía también han invertido recursos en erradicar y controlar las especies invasoras en Doñana. En los últimos 20 años, la cantidad invertida sólo en este propósito ha rondado los 3,7 millones de euros. En los tres años más recientes de ese periodo, la asignación a proyectos para lidiar con las especies invasoras representó alrededor del 12 % del presupuesto para conservación.

Además de multitud de programas de gestión y restauración, también se han invertido importantes fondos en investigación. En el contexto de la calidad y la cantidad del agua, el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) ha invertido en los últimos siete años casi 1,9 millones de euros en investigación del acuífero de Doñana (Almonte-Marismas) (Manzano *et al.*, 2005). Entre 2004 y 2006, este Parque Nacional y el Departamento de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía asignaron más de una cuarta parte de su presupuesto de investigación a los problemas asociados a las especies exóticas.

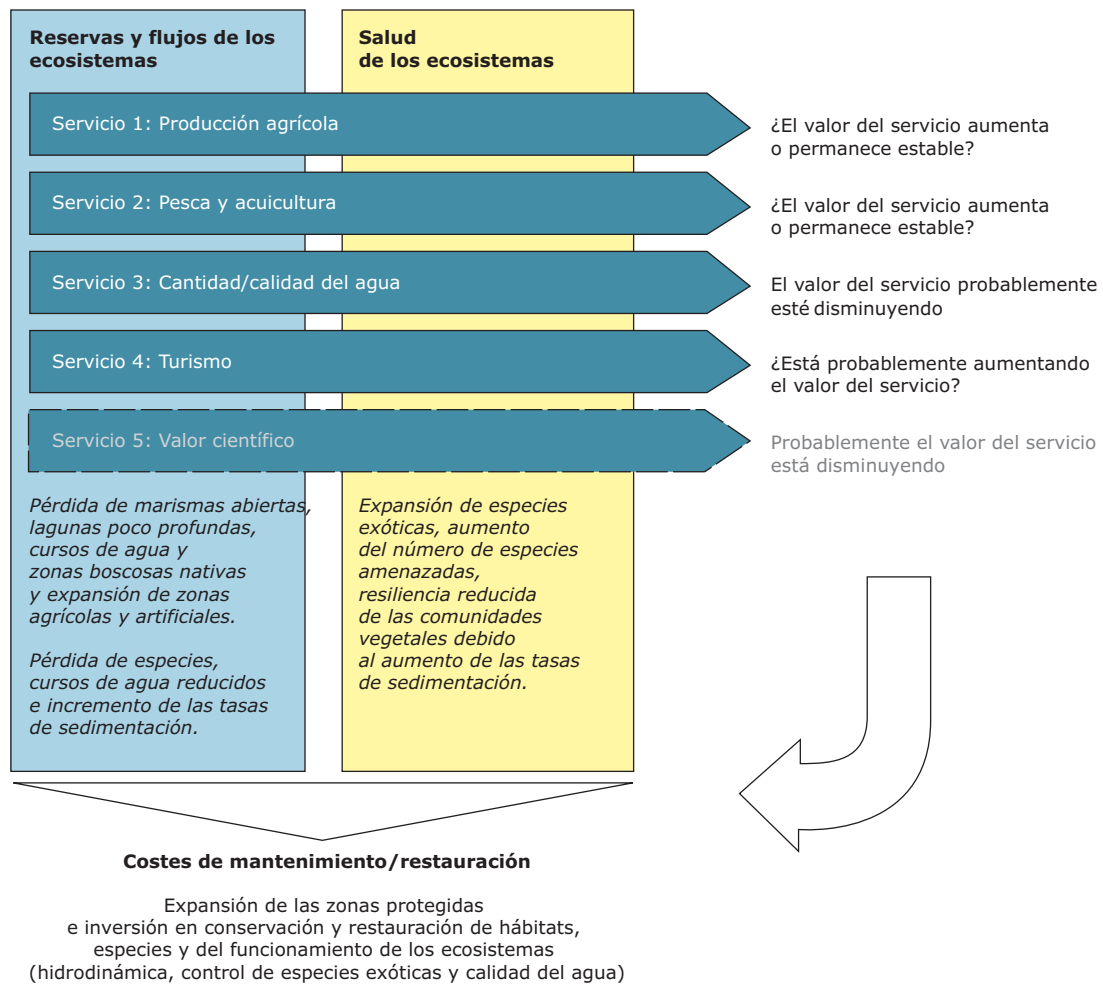
Pero, a pesar de estas cantidades, los costes no representan aún los de mantenimiento completo del SSE de Doñana. Muchas actividades humanas, tanto en la zona como aguas arriba, siguen influyendo en la integridad ecológica, particularmente en relación con la llegada de agua a los humedales. En la práctica, esto implica lo siguiente:

- En los últimos años ha tenido lugar el desarrollo del cultivo de fresas en los alrededores de la zona protegida, especializado en el cultivo de la fruta «fuera de temporada» para los consumidores del norte de Europa. Se ha sabido⁽¹⁵⁾ que la captación de agua para el riego, a menudo a través de perforaciones ilegales, ha reducido el caudal de algunos de los ríos que entran en Doñana hasta un 50 %, lo que provoca la desecación de algunas zonas de los humedales. Estas actividades también han causado la pérdida de hábitats naturales y han cortado corredores de migración considerados vitales para especies como el lince ibérico.
- La producción de arroz en Doñana también ha sido una actividad adversa para la disponibilidad de agua en los humedales. Alrededor de 35.000 ha se dedican a este cultivo sobre terrenos que una vez fueron marisma abierta. Para reducir cargas de contaminación difusa, los agricultores de arroz han adoptado recientemente métodos de producción «integrados», pero el cultivo de arroz sigue necesitando grandes aportes de agua. Se ha argumentado (15) que mientras que estos cultivos se han revelado como importantes para las aves acuáticas, sería beneficioso reducir la superficie total del cultivo e introducir un tipo de cultivo más diversificado. El impacto ambiental del cultivo de arroz podría reducirse aún más si se introdujesen sistemas de riego más eficaces y si se asumieran métodos de cultivo ecológico.
- Se cree que la introducción en los años 40 del eucalipto (en concreto, *E. camaldulensis* y *E. globulus*) en la zona de Doñana también ha tenido una incidencia notable en el suministro de agua de los humedales. Dado que sus raíces son profundas, estas especies pueden provocar un descenso importante de la capa freática, desplazar a la vegetación considerada natural y reducir los cursos que van a los humedales. Este problema resultaba grave en algunos sitios (El Abalario, La Mediana y La Rocina), donde desapareció gran parte de la descarga de la capa freática natural en los humedales de Ribetehilos, La Mediana y otras lagunas aisladas. Desde los años 80, las plantaciones de eucalipto están desapareciendo en el Parque Nacional y en el Parque Natural y, aunque esto pueda considerarse positivo para el servicio de aprovisionamiento de agua al SSE, los servicios de aprovisionamiento asociados a estas plantaciones, como los productos forestales y entre ellos la miel, están disminuyendo en la actualidad.
- De forma paralela a los caudales reducidos, las tasas de sedimentación han aumentado en estos

⁽¹⁴⁾ See also: www.unep-wcmc.org/sites/wh/donana.html.

⁽¹⁵⁾ http://assets.panda.org/downloads/rz_oemn_factsheet_donana.pdf.

Figura 5.4 Equilibrio entre servicios, mantenimiento del ecosistema y costes de restauración en Doñana



humedales en los últimos años, lo que se ha considerado también un coste en la integridad del ecosistema. Se han señalado algunas causas, que incluyen la canalización y el crecimiento de las tasas de descarga, la retirada de la cubierta de vegetación natural y, paradójicamente, la de los frutales y viñedos en las zonas que vierten aguas a los humedales. El aumento de la sedimentación ha reducido la pérdida de las tasas de germinación de la cubierta vegetal y ha causado una liberación de fósforo, que a veces funciona como un detonante de efectos umbral o de cambios en el régimen del estado del agua de transparente a turbia.

La Figura 5.4 resume las cuestiones relacionadas con el mantenimiento y la restauración del capital natural de Doñana utilizando el marco conceptual antes descrito. No es posible hacer un cálculo más completo por falta de más información, pero es evidente que la valoración de únicamente la producción de servicios y los cambios marginales de su valor a consecuencia de los intercambios entre ellos, no aportarán una visión

completa. Sobre la base del modelo de contabilidad del Capítulo 1, se sugiere que el objetivo sea:

- utilizar las cuestiones anteriormente descritas como la premisa inicial;
- elaborar un conjunto de cuentas básicas que describa las variaciones en las reservas y flujos principales del ecosistema;
- elaborar un conjunto de cuentas que describan los flujos de servicios del SSE;
- elaborar un tercer bloque de cuentas sobre las variaciones del capital ecológico y los costes de su mantenimiento.

Sistema socioecológico de La Camarga

Ubicación de la zona y características del ecosistema

La Camarga, situada en el sur de Francia, en la zona del Mediterráneo, contiene un socioecosistema que, desde el punto de vista estructural, puede dividirse en

Figura 5.5 La Camarga

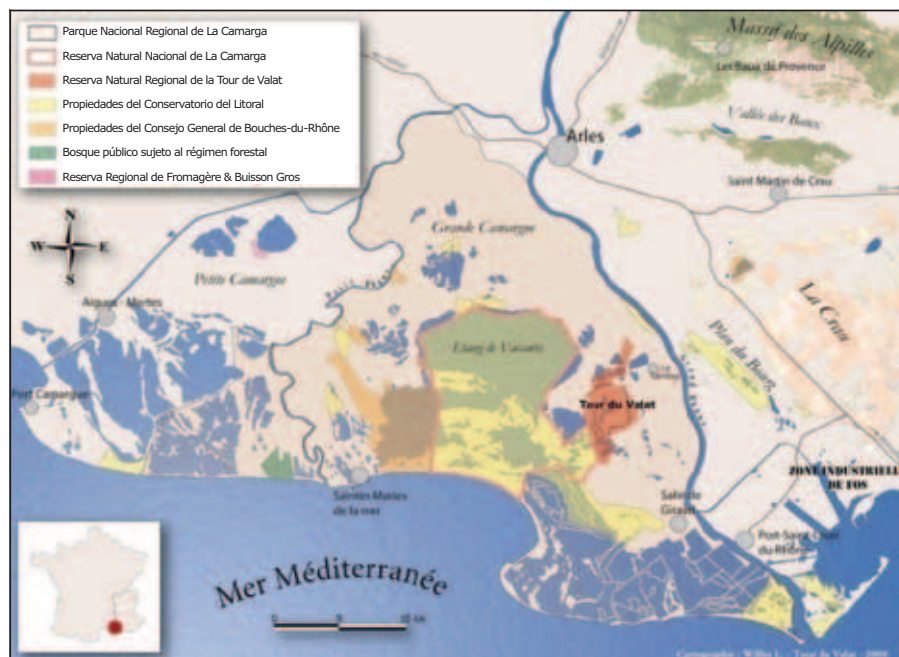
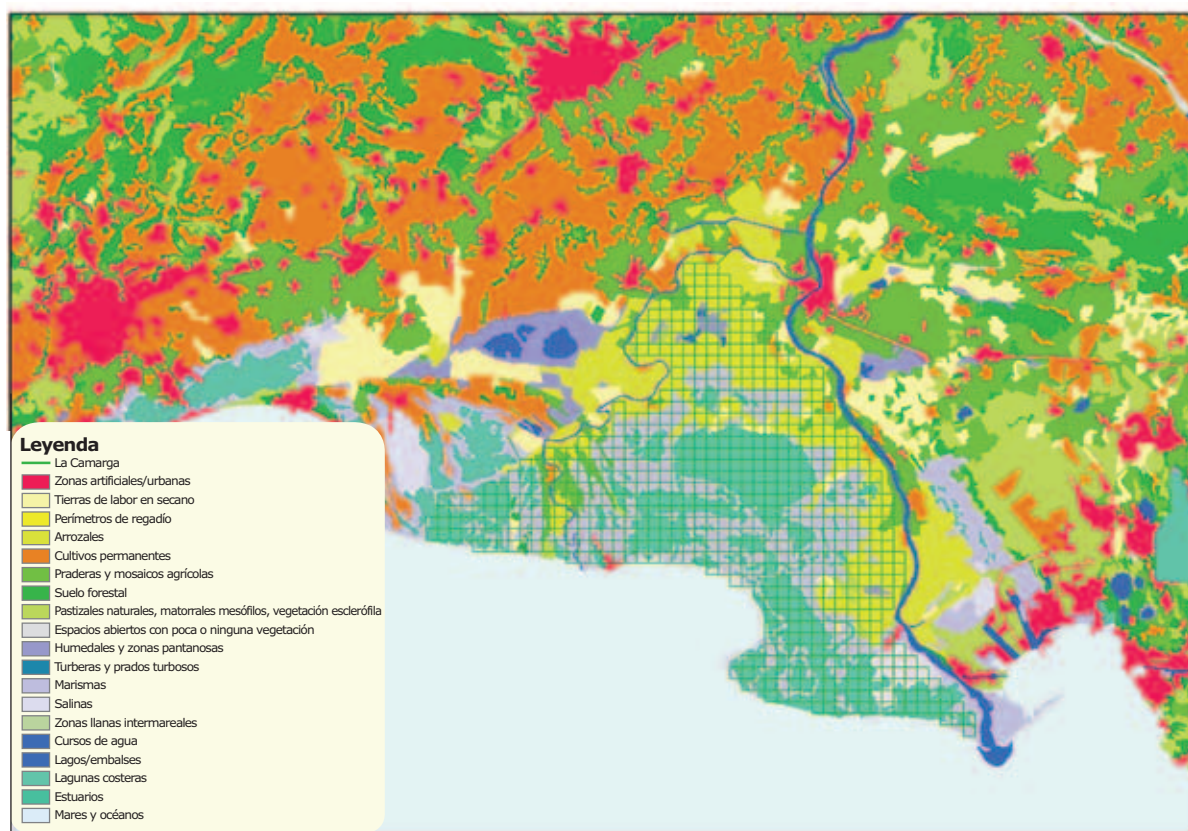


Figura 5.6 Cobertura del suelo en La Camarga



tres partes separadas por los brazos del río Ródano. La zona entre los brazos del río se llama la *Grande Camargue*, la situada hacia el oeste es la *Petite Camargue* y la situada al este es el *Plan du Bourg* (Figura 5.5).

El SSE en su mayor parte se relaciona con el Parque Natural Regional de La Camarga (PNRC) y está considerado un humedal de importancia internacional por la gran diversidad de sus especies y hábitats y por

Tabla 5.4 Cambios en la cobertura del suelo, de 1942 a 1984, para la región más amplia de La Camarga

Cobertura del suelo (ha)	1942	1953	1976	1984
Láminas de agua (lagos, embalse)	21.675	21.200	14.500	14.450
Marismas temporales	7.650	6.475	3.175	3.025
<i>Sansouïre</i> , pastizales	33.875	27.825	15.500	15.200
Humedales y zonas pantanosas	29.375	29.950	19.625	18.625
Bosque	4.425	4.200	3.375	3.100
Salinas	5.625	6.875	22.150	20.950
Agricultura	33.950	19.850	42.950	41.975
Suelo industrial *	575	650	5.825*	8.550*
Arrozales	300	20.000	8.500	10.000
Otros	7.550	7.975	9.400	9.125
Total	145.000	145.000	145.000	145.000

Nota: * Debe considerarse que las cantidades del periodo de 1976 a 1984 incluyen superficies destinadas a desarrollo industrial, y no zonas realmente desarrolladas. En 2008, todavía grandes partes de estas zonas siguen cubiertas por humedales (semi) naturales.

Fuente: Tamisier, 1990.

el papel que juega en los flujos migratorios de las aves europeas. Las dos principales unidades funcionales de los ecosistemas son el sistema de humedales de agua dulce fluvial y ribereño en la parte superior de La Camarga y el sistema de humedales de agua salada, marino y ribereño, de las zonas del centro y del sur.

En cuanto al uso del suelo, es posible identificar tres amplias franjas principales (Figura 5.6). El núcleo es la zona de protección de la naturaleza compuesta por las lagunas centrales. La actividad pesquera está sometida aquí a un estricto control. Alrededor de la periferia se extiende una zona de producción intensiva; en el sur se produce sal y en el norte, este y oeste se practica

la agricultura. Entre estas dos zonas, hay una franja donde es más extensivo el uso del suelo vinculado a actividades asociadas con el turismo, la ganadería vacuna, la protección de la naturaleza, la caza, la pesca y la explotación de cañaverales (Beaune, 1981). No obstante, el modelo de agricultura ha evolucionado con el tiempo. La producción de vino alcanzó su punto más alto a finales del siglo XIX, pero fue superada en importancia por la producción de sal y arroz en el siglo XX (ARPE-PACA, 1992). A pesar de que la producción de arroz ya no es lo que era, esta zona sigue siendo la más importante para este tipo de cultivo en Francia.

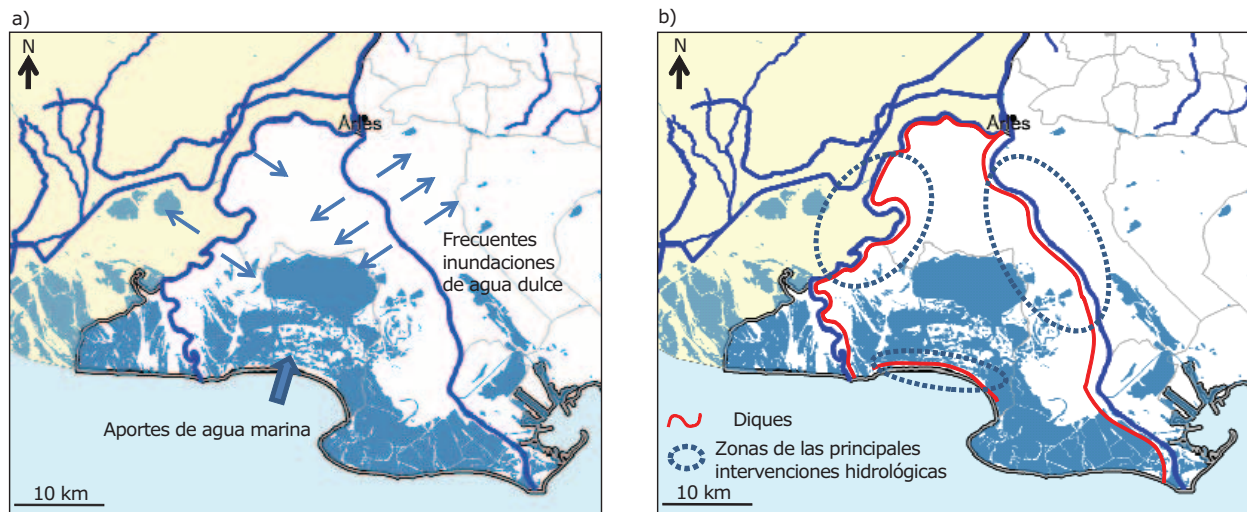
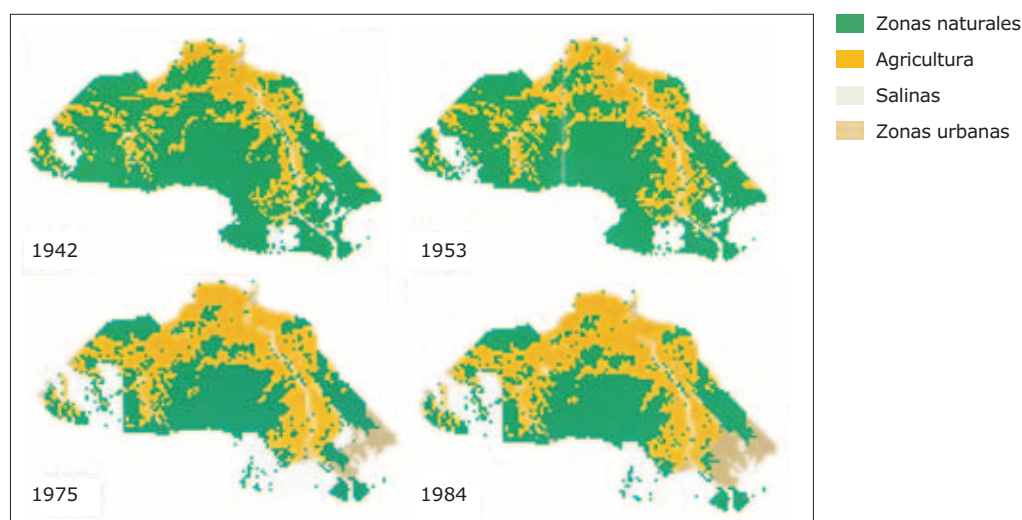
Figura 5.7 Dinámica hidrológica de La Camarga antes (a) y después (b) de la construcción de diques a finales del siglo XIX y principios del XX


Figura 5.8 Cambios en la cobertura del suelo de La Camarga entre 1942 y 1984


Fuente: Tamisier, 1990.

Cambios del ecosistema

Aunque la zona tiene una larga historia de ocupación humana, solamente se desarrolló una gestión hidrológica a gran escala a partir de 1850 (Bethemont, 1972) (Figura 5.7). El primero de una serie de diques aisló los humedales del sur de los aportes de agua marina, y una segunda serie de diques fueron construidos para acondicionar los dos brazos principales del Ródano para proteger las tierras bajas de las inundaciones.

El principal periodo de cambio tuvo lugar, sin embargo, después de la Segunda Guerra Mundial. El impulso del crecimiento económico durante las llamadas tres «décadas gloriosas» (1950–1980) tuvo como consecuencia la expansión de las zonas urbanas, industriales y agrícolas a expensas de los hábitats seminaturales (PNRC, 1999). Entre 1942 y 1984, se perdieron 40.000 ha (alrededor del 28 %) de la superficie de los humedales naturales (Tabla 5.4 y Figura 5.8).

Las intervenciones hidrológicas han servido para reducir el agua fluvial y las aportaciones de sedimentos asociadas a las inundaciones estacionales, así como la influencia del mar sobre las marismas. También han interrumpido los principales procesos geomorfológicos que modelaron el delta del Ródano. En la actualidad, los cursos de agua en los humedales están gestionados por entero. Los niveles de agua en las lagunas dependen principalmente del bombeo de agua dulce que los agricultores llevan a cabo para los cultivos de arroz. Los niveles de agua y la salinidad también pueden regularse mediante el agua salada que entra a través de la barrera marina en Grau de la Fourcade, el único punto en el que la laguna intercambia agua con el mar. Para el riego, el agua del

río Ródano se bombea a una densa red de canales que conectan todas las cuencas superiores (PNRC, 1999).

Los esfuerzos por conservar el capital natural de la zona comenzaron en 1927, con la creación de la Reserva Nacional de Vaccarès en la zona de la laguna central. Desde entonces, y especialmente desde los años 50, se han creado una serie de zonas protegidas bajo diferentes figuras que se solapan con frecuencia. Hoy en día, las zonas protegidas con un estricto régimen de protección abarcan 23.52 ha (Perennou y Aufray, 2007) y las zonas restantes se encuentran sometidas a figuras de protección “menos severas” como Natura 2000, Ramsar o MaB.

La Tabla 5.5 muestra las transformaciones de la cobertura del suelo registradas en La Camarga desde 1970, según información del Parque Natural Regional de La Camarga. Resulta complicado elaborar una imagen precisa de todos los cambios, ya que los métodos utilizados para recopilar la información no han sido coherentes a lo largo del tiempo. Estos problemas corresponden especialmente al periodo de 1991 a 2001. No obstante, probablemente aporten cierta perspectiva sobre la magnitud y la dirección del cambio.

Estos datos muestran que las variaciones más importantes tuvieron lugar en los ejercicios contables anteriores. Entre 1970 y 1991, aproximadamente el 8 % de la zona cambió de un tipo principal a otro. El ritmo del cambio pareció ralentizarse a partir de 1991, y solamente un 3 % del suelo sufrió cambios en el periodo hasta 2001. Desde 1991, las zonas dedicadas al cultivo de arroz han disminuido, mientras que los cereales (principalmente el trigo) se han expandido. El índice de cambio más bajo apreciado en el periodo más tardío se debió probablemente al aumento

Tabla 5.5 Cambios en la cobertura del suelo en La Camarga

	1970	1991	2001	2006
Total (ha)	84.556	84.556	84.556	84.556
de las cuales				
Zonas agrícolas	22.370	24.299	25.365	22.440
Zonas naturales	46.919	43.607	43.578	43.870
Salinas	12.292	13.338	14.137	14.760
Zonas urbanas	1.310	1.698	1.445	1.230
de las cuales				
Terrenos regados permanentemente				
Arrozales	9.970	13.583	11.928	8.774
Playas, dunas y llanuras de arena	2.067	1.834	1.643	1.710
Roquedo	0	0	0	0
Humedales y zonas pantanosas	9.493	9.004	10.142	10.385
Salinas	12.292	13.338	14.137	14.760
Zonas llanas intermareales	0	0	0	
Cursos de agua	3.114	3.114	3.114	3.114
Láminas de agua (lagos, embalses)	0	0	0	0
Lagunas costeras y marismas	15.447	14.758	14.300	14.213
Estuarios	0	0	0	0
Tipos de cobertura del suelo agrícola y natural más importantes de La Camarga				
Cereales (principalmente trigo)	6.530	4.805	5.376	5.924
Estepas salinas (<i>sansouïre</i>)	10.754	10.165	5.376	5.924
Pradera	1.460	1.014	1.168	1.369
Barbecho	NA	3.463	6.200	4.982
Césped	3.561	3.108	1.837	1.710
Bosque	1.690	1.624	2.373	2.606

de la superficie de suelo de propiedad estatal y al desarrollo de medidas contractuales y reguladoras para la conservación a través de Natura 2000, así como varios programas agroambientales. Sin embargo, es importante señalar que los datos mencionados en la Tabla 5.5 solamente muestran la variación neta. En este último periodo, ciertas zonas destinadas a la agricultura fueron convertidas en marismas (722 ha) para apoyar la caza y la producción de caña, aunque al mismo tiempo otras 659 ha fueron transformadas para uso agrícola. La aparente reducción de las zonas urbanas tampoco parece que refleje fielmente la situación real en cuanto a las presiones que ejerce el desarrollo, ya que desde 1991 muchos municipios han registrado un aumento de población y una expansión de actividades relacionadas con el turismo.

La biodiversidad de La Camarga es alta y por ello ésta fue designada como un humedal de importancia internacional bajo el Convenio de

Ramsar. La información sobre los cambios en la biodiversidad está altamente sesgada a especies de aves asociadas; la zona es bien conocida como uno de los emplazamientos fundamentales para aves europeas migratorias. La Camarga es importante para algunas especies de garzas, cuyas poblaciones están aumentando en la actualidad debido a determinadas medidas de protección, tras una considerable disminución a comienzos del siglo XX. La zona también destaca por el flamenco común, cuyas poblaciones también han aumentado en los últimos años, los patos que hibernan y las fochas, así como especies de zancudas y gaviotas. Aunque la caza ha influido en las poblaciones de algunas especies de patos, la restauración de marismas y la cría en cautividad parecen poder ayudar a las poblaciones de varias especies.

Las tierras bajas de La Camarga saladas e inundadas con frecuencia, siempre se han utilizado para el

pastoreo extensivo. Las vacas, las ovejas y los caballos constituyen un elemento esencial del paisaje cultural. Han aumentado los tamaños de las manadas de bovinos y equinos desde los años 70, debido a la demanda turística, las medidas de apoyo proporcionadas por las autoridades del Parque y el reconocimiento oficial de las razas locales. Durante el mismo periodo de tiempo, el número de ovejas ha disminuido a consecuencia de la extensión de los cultivos y la reducción de la demanda de lana (Boulot, 1991; Beaune, 1981). El aumento de la cantidad de vacas, junto a la reducción de la zona disponible para el pastoreo se ha traducido en que algunos prados y praderas hayan sido sometidos a un pastoreo elevado y que haya aumentado la incidencia de las enfermedades (Boulot, 1991; Beaune, 1981). Habitualmente, se deja al ganado en las tierras bajas saladas (marismas y *sansouïre*) en verano y se llevan en invierno a prados y praderas elevados, no susceptibles de inundarse, o bien se les desplaza fuera de la zona del delta. No obstante, dado que algunas zonas se han usado en parte para el cultivo de arroz, la situación se ve incluso más agravada por el hecho de que alrededor de un 60 % de las tierras tradicionalmente empleadas para el pastoreo no pertenecen a los ganaderos (PNRC, 1999).

Servicios de los ecosistemas de La Camarga

Debido a su amplia variedad de hábitats, su alta disponibilidad de agua, su vinculación con el paisaje mediterráneo y el lugar que ocupa en la red de las aves migratorias europeas, en La Camarga tienen lugar funciones ecológicas clave, como la provisión de hábitat, el mantenimiento de una diversidad específica (aves, insectos y anfibios) y el ciclo de nutrientes, así como la depuración del agua (Isenman, 2004). Así, la zona proporciona importantes servicios ecosistémicos, muchos de ellos significativos en relación con la economía local y regional (Tabla 5.6) (Mathevet, 2000; Perennou y Aufrey, 2007). La elevada productividad primaria de la zona sustenta los servicios de aprovisionamiento en forma de producción agraria (especialmente arroz), las marismas de agua dulce sustentan la caza y la pesca, mientras que la producción de sal es relevante para las lagunas salinas. Además, algunos de los servicios de regulación más importantes incluyen la depuración del agua. Existen una serie de depuradoras biológicas de agua locales, basadas en cultivos de la caña *Phragmites*. Las actividades relacionadas con el turismo se cuentan entre los servicios culturales más importantes.

Tabla 5.6 Principales funciones del SSE y servicios ecológicos identificados en La Camarga

Tipo de servicio	Categoría	Servicio	Localización específica (de haber)
Aprovisionamiento	Alimentos	Caza	Marismas de agua dulce
		Producción de sal	Lagunas transformadas en salinas, cerca del mar
		Pesca	Lagunas (y el río Ródano y la costa, no detallados aquí)
		Ganado	Prados y praderas saladas (<i>sansouïre</i> y césped)
		Agricultura	En la periferia, principalmente las tierras altas del norte/oeste/este
		Materiales	Producción de caña
Regulación	Ciclos	Retención del suelo	
		Regulación hidrológica	
		Polinización de plantas útiles	
		Regulación climática	Lagunas
	Sumideros	Purificación del suelo	
		Depuración del agua	Lagunas, zanjas de drenaje
Prevención		Prevención de plagas	
		Prevención de especies invasoras	
		Calidad del aire	
Socioculturales	Ocio	Turismo	Agroecoturismo en playas y en el interior
		Belleza paisajística	
	Didáctico	Educación/Interpretación	Marismas de agua dulce - lagunas
		Investigación científica	Zonas seminaturales y lagunas
De apoyo		Conocimientos ecológicos tradicionales	
		Ciclo de nutrientes	
		Formación de suelo	
		Producción primaria	

Fuente: Mathevet, 2000; Perennou y Aufrey, 2007.

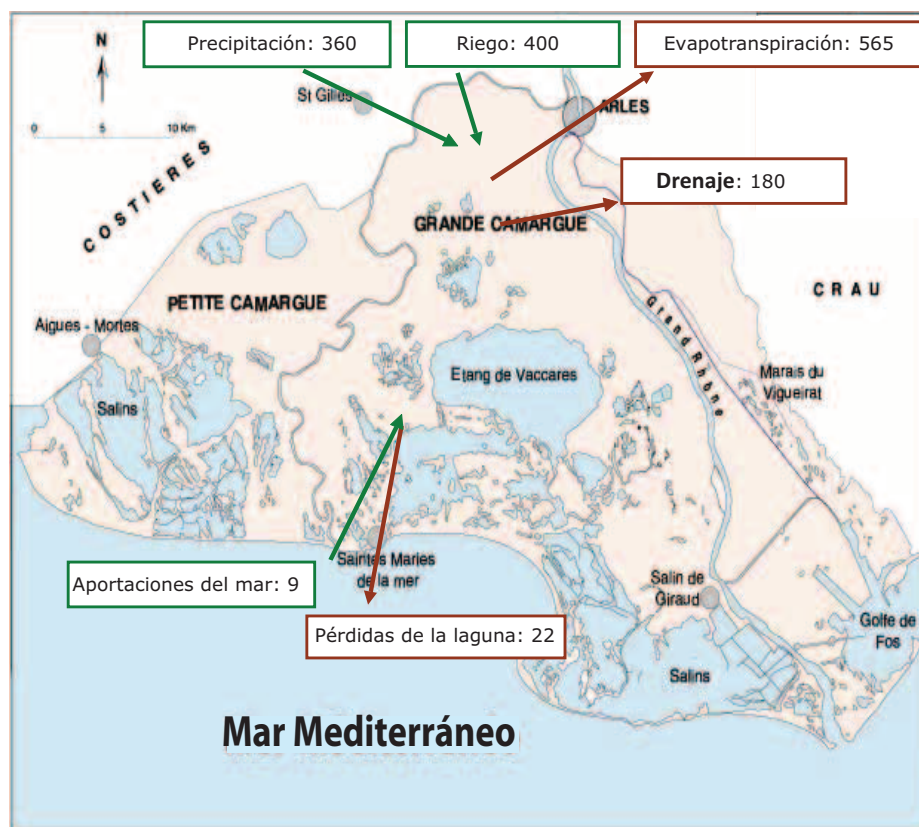
Tabla 5.7 Valores de uso directo e indirecto para servicios ecosistémicos asociados a la Grande Camargue cuando ha sido posible

Servicios de aprovisionamiento	Unidades físicas 1		Unidades físicas 2		Precio de mercado	Precios virtuales	Renta de recursos
	1	2	1	2	3	5	6
Pesca y actividades relacionadas							
Pesca	104,5	toneladas	1	especie	627.000		
Acuicultura		toneladas					
Capturas ilegales		toneladas					
...		toneladas					
Cultivo de algas		toneladas					
Caza		toneladas	117.241	número	3.837.742		2.415.960
Recolección de combustible, madera y otros productos							
Cañas	402.000	bundles		toneladas	767.820		138.000
Leña		m ³					
Madera		m ³					
Arroz	45.537	toneladas			8.652.081		
Productos de origen tradicional/orgánico		toneladas					
Otros productos agrícolas	13.465	toneladas			1.989.979		
Ganadería							
Vacuno		toneladas	6.455	número			
Caballos		toneladas	3.000	número			
Ovejas, cabras		toneladas	20.000	número			
Otros animales		toneladas		número			
Servicios culturales							
Turismo y actividades relacionadas							
Turismo en su conjunto	311.918	visitantes	#####	noches	#####		
Turismo normal		visitantes		noches			
Ecoturismo		visitantes		noches			
Actividades relacionadas con el turismo							
Conocimientos							
Tradicional							
Ciencia	40	visitantes	41	publicaciones			
Servicios de regulación							
Provisión de hábitat para la pesca y otras especies							
Aguas de desove/costeras		ha					
Zonas de reproducción/desove en humedales		ha					
Criadero y hábitat juvenil		ha					
Hábitat adulto		ha					
...							
Protección contra los fenómenos naturales							
Filtrado		ha	100	km ³			
Mitigación de las inundaciones		ha		número			
...							
...							
Servicios de conservación de la Naturaleza							
Funciones de regulación hídrica		ha		m ³			
Mantenimiento de hábitats		ha		número			
...							

Clave

- 1 Cantidad, número de unidades
- 2 Unidad de medida
- 3 Materias primas al precio de los productores (sin IVA)
- 4 Productos empleados en la producción: combustible, forrajes, semillas, fertilizantes, alimentos preparados en restaurantes, pequeñas herramientas...
- 5 Medición de los servicios ajenos al mercado, según la disposición a pagar de los usuarios o funciones de producción equivalentes.
- 6 En economía, la renta es un valor excedentario después de que se hayan contabilizado todos los costes, es decir, la diferencia

Figura 5.9 Presupuesto hidrológico simplificado para La Camarga (millones de m³)



Fuente: Modificado por PNRC, 2007, de P. Chauvelon, Tour du Valat.

Las actividades tradicionales como la pesca y la recolección de cañas aún tienen lugar en La Camarga, aunque el número de personas que dependen de ellas es ya escaso. Las explotaciones de cañaverales más importantes se localizan principalmente en las zonas del delta fuera del SSE. No obstante, de nuevo muy pocas personas dependen de ello. Las ayudas agroambientales de las autoridades del parque sustentan estas actividades y las organizan porque los cañaverales constituyen un hábitat natural de gran importancia para muchas especies protegidas.

Los servicios de mercado más significativos en el SSE de La Camarga en términos de ingresos, son la agricultura, la caza y el turismo (Tabla 5.7). Los servicios para los que se conocen las diferencias entre el valor de mercado y la renta de recursos, son la extracción de caña y la caza (Mathevet, 2000). Estas estimaciones sugieren que existe una marcada diferencia entre el ingreso calculado y los costes de producción. Sin embargo, debe señalarse que todas las cantidades que se muestran son aproximadas, dado que este tipo de información es difícil de recopilar. Los datos sobre caza, por ejemplo, probablemente solo

aporten una perspectiva de la magnitud del ingreso relacionado con esta actividad, ya que es complicado obtener información precisa de este sector por su propio secretismo. De modo similar, los datos sobre turismo deberían de interpretarse con cuidado, dado que no existe una sola fuente de información sobre la frecuencia de visitantes a La Camarga.

Una notable deficiencia de los datos al estimarse el valor de los servicios tiene que ver con la regulación de la calidad y la cantidad del agua y su importancia para el resto de servicios. En la Figura 5.9 se muestra un presupuesto simplificado para los flujos hidrológicos. El balance hidrológico en general es negativo, debido a la elevada evapotranspiración, favorecida por las altas temperaturas y el viento. En conjunto, los niveles de aguas y de salinidad en las lagunas se encuentran ampliamente impulsados por la cantidad de agua dulce que se drena de los arrozales, aunque factores naturales, como las inundaciones, también desempeñan un papel importante. En la actualidad, parte del agua dulce se ha desviado a la marisma como parte del plan de gestión de la caza y, en menor medida, para la conservación de

la naturaleza. Existen dos estaciones hidrológicas: de abril a septiembre, cuando los cultivos de arroz se riegan de manera intensiva (el 70 % del agua se bombea en julio y agosto), y de octubre a marzo, cuando el bombeo del agua se detiene y las lluvias resultan suficientes para la agricultura (PNRC, 1999). Esta utilización de agua dulce impone un ritmo hidrológico invertido en La Camarga, donde existe una alta disponibilidad de agua en verano, mientras que la mayor parte de los humedales del Mediterráneo están habitualmente secos. El hidrosistema cerrado de las salinas incluye el bombeo de, aproximadamente, 80 hm³ de agua del mar al año para producir 0,8 millones de toneladas de sal de la «Grande Camargue» (PNRC, 1999).

La calidad del agua que llega a La Camarga ha disminuido y la reciente contaminación del Ródano por PCB ha tenido como consecuencia la prohibición de la pesca en el río. La afección de los peces está bien documentada en las lagunas (Oliveira *et al.*, 2008; Roche *et al.*, 2000), a pesar de que escasea la información sobre su impacto ecológico. Las lagunas también están contaminadas por los pesticidas utilizados en la producción de arroz (Comoretto *et al.*, 2008).

En el siglo pasado tuvo lugar una importante reducción en la carga de sedimentos arrastrados a la zona del delta por el río Ródano, consecuencia de la construcción de presas y diques (Sabatier y Provansal, 2002). También ha tenido lugar una notable erosión costera (PNRC y EID, 2006). Estos efectos, sumados a los de la elevación del nivel del mar, suponen que ciudades como Saintes-Maries de la Mer se encuentran en serio riesgo de sufrir inundaciones.

Costes de la pérdida de biodiversidad y de la alteración del ecosistema

El Parque de La Camarga se creó en 1970 y es uno de los más antiguos de Francia. Se estableció porque el Gobierno francés quería contar con una zona protegida en La Camarga por estar reconocida como un humedal importante a nivel internacional. Los actores locales clave estuvieron de acuerdo con su creación, siempre y cuando la dirección del parque fuese gestionada por una fundación privada. Esta situación era excepcional en Francia, la transición a una estructura institucional más «normal» comenzó en 2002. Desde entonces y hasta 2004, el parque fue dirigido en parte por un *Groupement d'Intérêt Public*, una estructura administrativa de transición formada por entidades públicas y privadas. Desde 2005, un *Syndicat Mixte* ha gestionado el Parque. Este cambio no fue aprobado por todos los grupos interesados y se emprendieron acciones legales contra la nueva administración del parque. La situación se resolvió mediante la aprobación de una ley especial en 2007, que aseguró que los propietarios privados de tierras aún formaran parte de la estructura de gestión, aunque fuera en minoría.

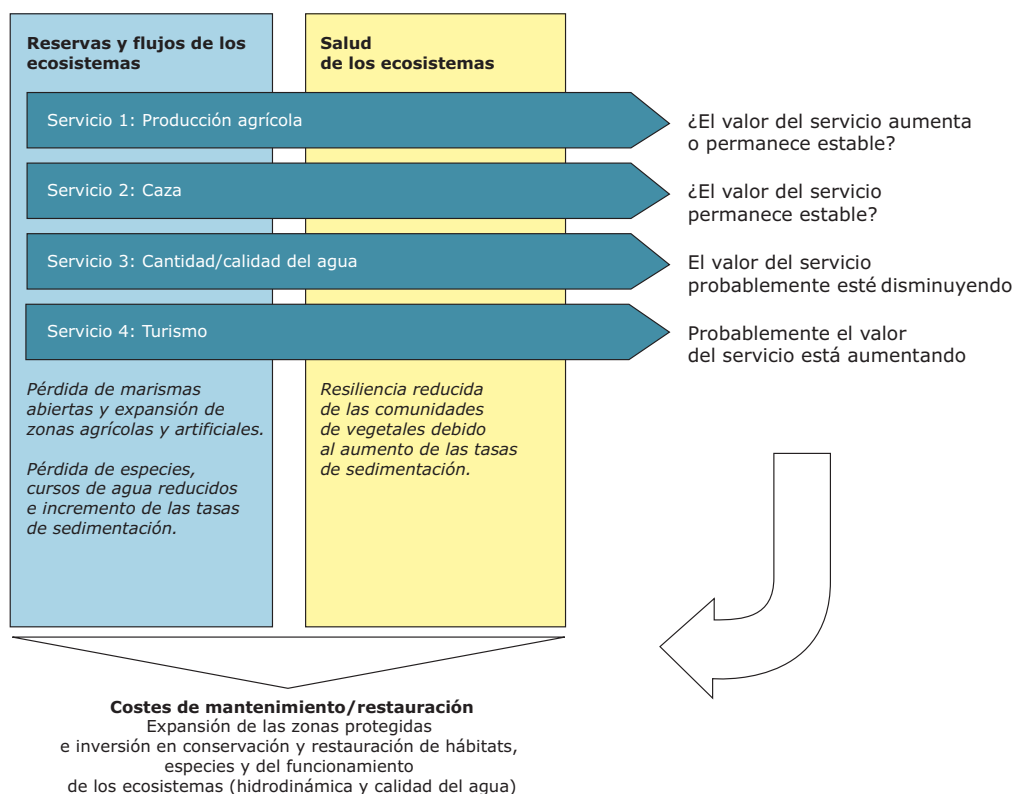
La Tabla 5.8 muestra el aumento gradual del tamaño de la zona que fue sometiéndose a alguna forma de protección desde 1930. Con todo, el gasto anual total en la protección de la naturaleza en La Camarga se encuentra entre 14-15 millones de euros, aunque esta cifra pudiera haberse subestimado. No se han incluido algunas ayudas agroambientales que, por ejemplo, el parque concede a las dos ciudades de la zona para gestionar sus residuos y sus aguas residuales. El realizar estimaciones precisas es incluso más difícil debido a que el parque no está incluido dentro de los

Tabla 5.8 Extensión de las zonas protegidas dentro del Parque Natural Regional de La Camarga

Año	Superficie de las zonas protegidas (ha)
1920	0
1930	13.117
1940	13.117
1950	14.705
1960	14.705
1970	17.635
1980	19.426
1990	19.887
2000	20.937
2008	23.528

Fuente: Perennou y Aufray, 2007.

Figura 5.10 Equilibrio entre servicios, mantenimiento del ecosistema y costes de restauración en La Camarga



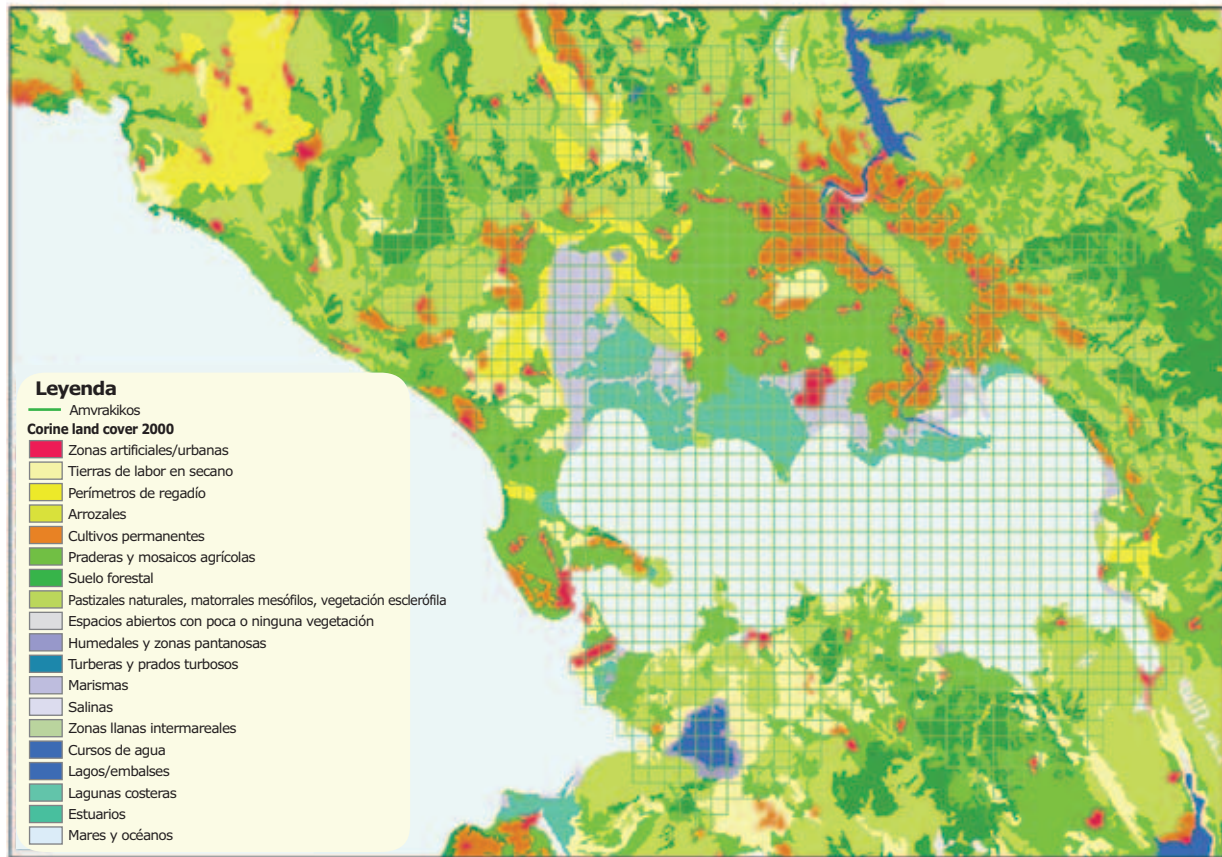
límites administrativos locales; por ejemplo, solamente la zona rural de Arles está dentro del parque. Esto hace que el empleo de estadísticas Municipales sea problemático. Se han gastado 3 millones de euros más en investigación y desarrollo.

Es importante destacar que unas dos terceras partes del gasto total se han dedicado al mantenimiento de los diques, tanto en los brazos del Ródano como en la costa del Mediterráneo, para proteger la agricultura y las infraestructuras. Se inició un esfuerzo notable sobre la gestión del agua tras las importantes inundaciones de 2003 y 2004, así que este nivel de gasto es relativamente nuevo. Se podría decir que estos trabajos de protección resultan contradictorios, ya que alteran aún más el funcionamiento «natural» del delta.

Deberían tenerse en cuenta los intercambios entre los servicios mostrados en las Tablas 5.6 y 5.7 para disponer de una perspectiva de las implicaciones de la pérdida de biodiversidad en La Camarga. Históricamente, la expansión agrícola ha tendido a deteriorar la calidad del agua y esto ha ido representando un coste en los servicios de pesca y caza. La agricultura también afecta a la disponibilidad

de agua en el SSE y distorsiona sus funciones de regulación hidrológica, la salinidad en las lagunas (afectando así a la biodiversidad y la pesca) y los tamaños de población de especies plagas, como los mosquitos. Se desconocen las consecuencias sobre los servicios de apoyo.

La expansión del turismo también ha causado impactos a la biodiversidad, a través de la urbanización y las alteraciones del entorno. Las actividades turísticas, que alcanzan su punto más alto en verano, hacen que aumenten tanto la demanda estacional de agua como la generación de residuos, lo que afecta al gasto público y a la calidad del agua. Por otra parte, ha aumentado la producción ganadera, estimulando la demanda de actividades tradicionales. El problema que esto ha provocado debido a un pastoreo excesivo se ha señalado más arriba (véase PNRC, 1999 sobre el impacto del turismo). La caza también ha producido efectos contradictorios. Por un lado, la gestión de las marismas para la caza de patos tiende a aumentar la disponibilidad del hábitat y los alimentos para estas especies y para otras aves acuáticas. Al mismo tiempo, aumenta la mortalidad directa e indirecta de la fauna, modifica

Figura 5.11 Área del SSE de Amvrakikos


las comunidades vegetales y los hábitats naturales y crea una competencia por el suelo empleado tradicionalmente para el pastoreo del ganado.

En la Figura 5.10 se resumen las cuestiones relacionadas con el mantenimiento y restauración del capital natural de La Camarga, que utiliza el marco conceptual descrito antes en este mismo capítulo. De nuevo, no es posible hacer en este momento un cálculo completo, dada la falta de información, pero es evidente que la valoración de, únicamente, la producción de los servicios (así como los cambios marginales en su valor a consecuencia de los intercambios entre ellos) no aportarán una imagen completa de los costes de la pérdida de biodiversidad en esta zona.

Sistema socioecológico de Amvrakikos

Ubicación de la zona y características del ecosistema

El Golfo de Amvrakikos es una zona cerrada del mar Mediterráneo en la costa occidental de Grecia (Figura 5.11). Los ríos Louros y Arachthos llegan al golfo desde el norte y forman un delta doble que alberga algunas de las zonas más extensas de humedales en el Mediterráneo europeo. Estos humedales se

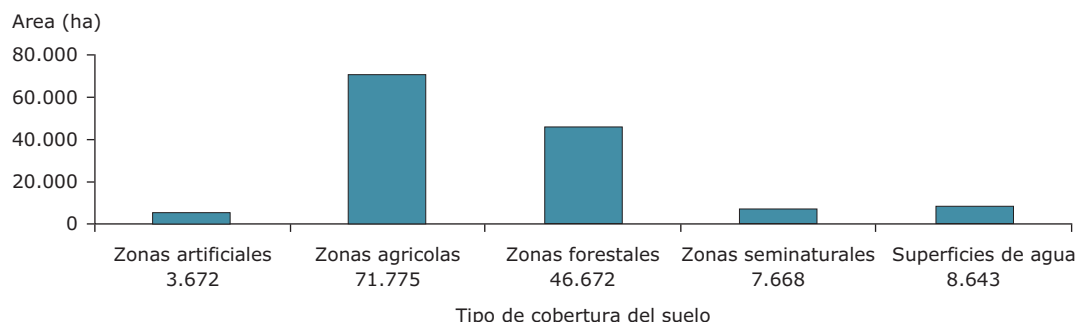
caracterizan por una gran diversidad de hábitats, entre otros, extensas marismas tanto de agua dulce como salada y lagunas. Las aguas marinas de Amvrakikos también aportan un importante caladero para la pesca comercial de bajura y una zona para la acuicultura.

La mayor parte del SSE está formada por el Parque Nacional de Amvrakikos, que abarca una zona de aproximadamente 1.800 km² y que también incluye las aguas marinas del Golfo de Amvrakikos y las lagunas costeras adyacentes, marismas de agua dulce y salada, colinas y bosques ribereños remanentes, así como zonas de amortiguación con terrenos agrícolas y pueblos. No obstante, la cuenca hidrográfica que alimenta el Golfo es mucho mayor y se extiende en 300.000 ha.

Al SSE de Amvrakikos lo dominan tres grandes lagunas naturales: Rodia, Tsoukalio y Logarou. Amplias zonas de marismas, cañaverales y prados estacionalmente inundados con agua salobre bordean las lagunas. La marisma de Rodia es uno de los cañaverales más grandes de Europa sudoriental.

En líneas generales, la vegetación esclerófila del Mediterráneo es, junto con los pastizales naturales, las marismas y las lagunas costeras, el tipo dominante de cobertura del suelo seminatural (Figura 5.12). Los

Figura 5.12 Cobertura del suelo en Amvrakikos



valles de los ríos Louros y Arachthos también albergan algunos pequeños remanentes de bosques ribereños. Además de las lagunas, los hábitats más importantes y extensos son las comunidades halófitas de *Arthrocnemum* y las praderas húmedas con *Juncus*. Existen escarpadas colinas de piedra caliza adyacentes a los humedales y en Mavrovouni hay robledales reliécticos.

La cobertura del suelo agrícola es un complejo mosaico que incluye tierras de labor en secano, huertos de frutales y olivares, además de cierta superficie de regadío. El análisis de los cambios en la cobertura del suelo entre 1990 y el 2000 sugiere que la zona ha permanecido bastante estable durante ese periodo. Los principales cambios han incluido la expansión urbana y transiciones de distintos tipos de vegetación seminatural.

Cambios del ecosistema

La zona lleva tiempo bajo los efectos de actividades humanas que han estado causando cambios en la integridad ecológica del SSE. Las captaciones de agua han provocado cambios en el balance hidrológico y, en la actualidad, la principal aportación de agua dulce a las lagunas y zonas de vegetación ribereña es a través de las precipitaciones y no de descargas. El río Louros ya no se desborda, sino que fluye directamente hasta el mar por estar regulado por un sistema de riego cuyo funcionamiento se ve seriamente obstruido por la sedimentación. Los desbordamientos del río Arachthos también han cesado y su curso también se dirige al mar, ya que está regulado por un presa hidroeléctrica y de riego. La calidad del agua fluvial se encuentra dentro de los estándares de la acuicultura y el baño, pero se ha advertido un aumento de los niveles de salinidad en las lagunas.

En 1990, se declaró espacio Ramsar a una parte de este territorio, lo que restringió algunos usos del suelo y actividades humanas, aunque, en general, la calidad de los humedales siguió deteriorándose. Entre 1998 y 2003, se iniciaron medidas de conservación mediante un proyecto LIFE-Naturaleza, cofinanciado por la

Comisión Europea y la Región de Epirus. El objetivo consistía en mantener el valor de conservación de la naturaleza de la zona, que por entonces ya estaba considerada como parte de la Red Natura 2000. Estas medidas se centraron en restaurar el estado de conservación de las lagunas y otros tipos de hábitat, declarando como hábitat crítico el de seis especies de aves consideradas prioritarias. También se enfocaron hacia la conservación de la tortuga boba, una especie también prioritaria en el ambiente marino. En 2007, la zona fue declarada Parque Nacional y el Ministerio Helénico del Ambiente estableció una autoridad de gestión del parque.

Una de las lecciones clave extraídas del estudio de los cambios advertidos en este SSE es el papel vital que juegan las cuentas ambientales del agua al desarrollar estrategias de gestión sostenibles. El balance hidrológico de la cuenca hidrográfica de Amvrakikos se ha calculado y publicado dos veces: en 1985 y 1997, y otros estudios fueron encargados por el Ministerio del Ambiente. Lamentablemente, algunos de los supuestos sobre los que se calcularon los primeros balances resultaban defectuosos y, a consecuencia de ello, los recursos hídricos siguieron utilizándose de forma insostenible.

En los cálculos de 1985 (Tabla 5.9), las necesidades de agua potable, el riego, la industria y el turismo simplemente se sumaron y después se sustrajeron del caudal total anual del río. Dado que el resultado fue positivo, se concluyó que existe una cantidad adecuada de agua para las funciones de los ecosistemas. En los cálculos de 1997, se calculó y añadió a las necesidades un hipotético caudal mínimo, que equivalía a una tercera parte del caudal mínimo medio anual del Louros y el Arachthos, un ejercicio que aún presentaba un resultado positivo cuando se sustraía de las cantidades de agua disponibles que se habían calculado. No se hizo ningún esfuerzo por calcular las necesidades de agua reales para las funciones de los ecosistemas. La conclusión del estudio de 1985 fue que la cuenca hidrográfica tenía los recursos hídricos adecuados para sustentar la

Tabla 5.9 Balance hidrológico de la cuenca hidrográfica de Amvrakikos realizado en 1985

Año	Necesidades de agua					Balance hidrológico anual
	Agua potable	Riego	Turismo	Industria	Total	
1981	(166.000 habitantes) 10.900.000 m ³					calculado sobre la base de un total de 2.784.900 m ³ disponible en el Louros y el Arachthos.
1984	(168.000 habitantes) 11.700.000 m ³	129.500.000 m ³	0,1	4,3	145,9	
Proyección 2000	(180.000 habitantes) 22.400.000 m ³	244.500.000 m ³	0,3	9,9	277,7	

producción de energía hidráulica, el riego de las zonas destinadas a la agricultura y el sector de la pesca.

Estudios posteriores mostraron en 1994 que las cantidades de agua que llegaban al mar eran mucho menores que aquellas hipotéticas necesidades mínimas de determinados periodos del año. También se advirtió que solamente una sexta parte de la cantidad media inicial del agua fluvial del Louros llegaba hasta el mar. Se revisaron los cálculos en el estudio de 1997 tomando en consideración los anteriores años secos. Aunque se redujeron las estimaciones de agua disponible anualmente hasta 1.980.000 m³ y se aumentaron las de la demanda, se llegó a la misma conclusión: existía un balance hidrológico positivo. Los caudales mínimos para el Louros y el Arachthos se estimaron como una tercera parte del caudal mínimo medio anual.

Estudios más recientes llevados a cabo a una escala más detallada han concluido que los caudales de los ríos que entran en este territorio han sido mucho menores que los indicados por los cálculos asumidos previamente. Estos estudios explicarían gran parte de la pérdida progresiva de diversidad en los hábitats de la laguna causada por el aumento de la salinidad, la disminución de la producción pesquera de la laguna y el descenso en las poblaciones de ciertas especies de aves. En la actualidad se están aplicando regímenes de gestión del agua más sostenibles. En 2003, como parte de un proyecto piloto, se alcanzó un acuerdo con los usuarios locales para controlar los volúmenes de agua dulce que entran en las zonas de humedales. Se acordó que la restauración de las aportaciones de agua dulce se nutriría de todas las fuentes disponibles, incluidas las aguas superficiales de los ríos y algunos canales de drenaje, así como del bombeo de las aguas subterráneas. La fase piloto real se llevó a cabo en el verano de 2003 y su objetivo fue mantener ciertos niveles de salinidad en las lagunas y marismas, permitiendo la entrada de 3.080.000 m³ en los humedales.

Las estrategias de gestión aplicadas en la segunda mitad del siglo XX supusieron un cambio considerable en el funcionamiento ecológico de los humedales. Los principales componentes de los cambios son los siguientes:

- (1) Un aumento de los niveles de salinidad y una circulación de agua insuficiente en las lagunas de Tsoukalio, Rodia y Logarou, que han afectado a la estructura de sus hábitats, causando, por ejemplo, una acentuada reducción de la abundancia de macrofitos sumergidos.
- (2) Una transformación de la característica estructura en mosaico de los pastizales húmedos, así como de la vegetación de las marismas y su reemplazo por comunidades dominadas casi en exclusiva por cañas del género *Phragmites*, de baja diversidad de especies y de estructuras y limitados para poder satisfacer las necesidades de alimentación y reproducción de gran parte de las especies de aves de los humedales.
- (3) Este cambio en la estructura de las marismas ha contribuido a la disminución de la población reproductora más grande en Grecia del porrón pardo (*Aythya nyroca*). La inadecuada gestión del agua de la marisma y la degradación del hábitat está afectando también al avetoro común (*Botaurus stellaris*), un ave que pasa el invierno en la zona, probablemente el único lugar en Grecia donde se reproduce, y al cormorán *Phalacrocorax pygmeus*, que también hiberna aquí.
- (4) La alteración del régimen hidrológico constituye un factor limitante para la conservación y el crecimiento de la colonia del pelícano dalmata o ceñudo (*Pelecanus crispus*). Además, la erosión de los islotes naturales en las lagunas y la actual escasez de residuos de madera y sedimentos (que solían entrar en el sistema durante los desbordamientos del río Louros y a través de entradas naturales en las barreras de las lagunas, en la actualidad reforzadas con diques) suponen la amenaza de una rápida disminución del

hábitat de anidamiento. Consecuentemente está disminuyendo el número de islotes donde anidan estos pelícanos, así como otras especies incluidas en el Anexo I, como charranes, otras aves acuáticas, entre ellas zancudas, etc.

Una cuestión añadida fue la pérdida de búfalos de agua que, como en otros humedales del Mediterráneo, pastaban tradicionalmente en las marismas de agua dulce. Debe señalarse que la situación se ve agravada en cierta medida por el hecho de que a principios de los años 70 se retiraron de Amvrakikos, en un intento por modernizar los sistemas de cría de ganado. Se introdujeron razas importadas y mejoradas debido a su supuesto valor de mercado, aunque se descubrió enseguida que las nuevas razas no podían soportar las condiciones climáticas y la elevada salinidad de los humedales, y se mantuvieron en granjas o se llevaron a pastar en las colinas y zonas adyacentes. La extinción de los búfalos de agua en Amvrakikos, así como la falta de gestión de los cañaverales, produjo una expansión de éstos en las lagunas, lo que hizo disminuir su calidad como hábitat de anidamiento y alimentación para las aves.

Desde 2001 ha comenzado un pequeño programa de reintroducción y se registran actualmente los efectos

del pastoreo sobre la estructura de la vegetación para poder analizar la efectividad de las medidas de restauración. Parece que los búfalos de agua han demostrado ser una herramienta de restauración y gestión muy útil, en especial si se combinan con un aporte y circulación añadida de agua dulce en las lagunas. También resultan una atracción turística importante y han proporcionado algunos ingresos marginales a los responsables de la gestión de tierras, debido a los mercados en alza de la carne, el queso y la mantequilla de búfalo.

Servicios del SSE de Amvrakikos

No hay disponible un estudio sistemático de los servicios del SSE de Amvrakikos, por lo que los datos que aquí se muestran son limitados.

En cuanto a los servicios de aprovisionamiento, muchas especies de peces comerciales (*Anguilla anguilla*, *Mugil spp.*, *Solea spp.*, *Gobius niger*, *Sparus aurata*, *Dicentraurachus labrax*) se han explotado de manera tradicional en las lagunas, en las que entran desde el mar estacionalmente. En las Tablas 5.10 y 5.11 se muestran las cuentas simplificadas de la pesca tanto en las lagunas como en las aguas continentales. Aunque los datos no se aplican hasta la actualidad, en

Tabla 5.10 Cuentas de la pesca en las lagunas de Amvrakikos

Laguna	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1993	1994	1995
Tsoukalio (2.880 ha)	162,5	179,7	179,7	161,0	159,1	208,0	166,4	74,9	74,1	84,4
Logarou (2.500 ha)	146,6	135,0	130,4	159,9	183,2	205,6	188,8	100,3	102,7	139,3

Tabla 5.11 Cuentas de pesca en aguas continentales de Amvrakikos

Año	Variación en las capturas	Toneladas totales de la cuenca hidrográfica	Número total de pescadores en la cuenca hidrográfica	Variación en el número de pescadores
1983	100		1.127	100
1984	106		1.144	101
1985	97	637	1.116	99
1986	108	423	1.200	106
1987	82	457	1.153	102
1988	80	521	1.058	94
1989	86	500	1.097	97
1990	112	1.050	1.200	106
1991	83	508	1.184	105
...				
1993				

general parece haberse producido una reducción de las capturas en la laguna de aproximadamente 10-15% en el periodo 1980-1995. También hay pruebas de una disminución de las capturas en aguas continentales.

En términos del valor de conservación y de los servicios relacionados con la biodiversidad, el área alberga poblaciones de aves acuáticas cada invierno, como ya se dijo. A pesar del cambio provocado en estos sistemas en el pasado, las lagunas siguen constituyendo un hábitat de alimentación importante para 40 de las 78 especies de aves presentes en la zona incluidas en el Anexo I. Las marismas de agua salada constituyen importantes hábitats de alimentación y reproducción para 47 de estas especies,

y las zonas con agua dulce y las praderas tienen un valor considerable para 56 de ellas. Estas últimas incluyen valiosas colonias a nivel nacional de *Platalea leucorodia* (35 parejas), *Plegadis falcinellus* (20 parejas) y *Ardea purpurea* (20 parejas). Los bosques ribereños remanentes son importantes para 31 de las especies del Anexo I y los robledales para cuatro de ellas.

Costes de la pérdida de biodiversidad y de alteración del ecosistema

Debido a la limitada información sobre los servicios ecosistémicos de Amvrakikos, es complicado realizar estimaciones de los costes relacionados con la pérdida de biodiversidad y alteración de los ecosistemas. Sin

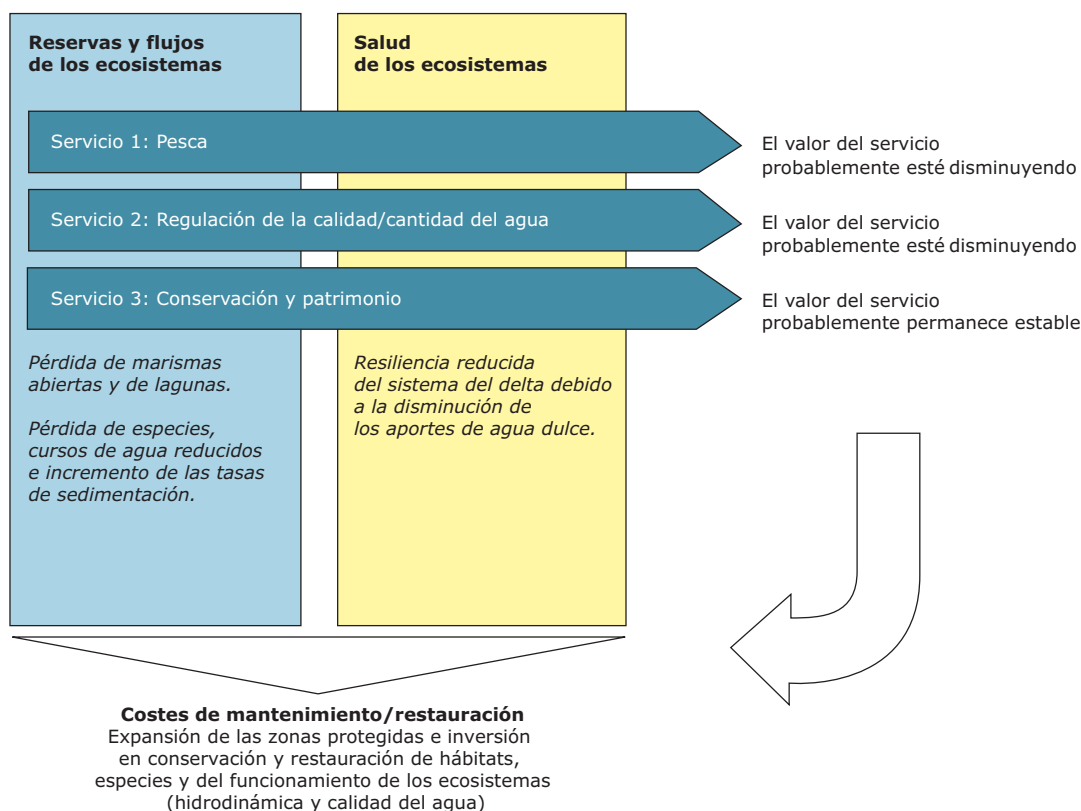
Tabla 5.12 Gasto en restauración (2003) propuesto por el proyecto ETANAM (Amvrakikos)

Categoría	Acciones	Presupuesto preliminar, en EUR
Proyectos de mejora de infraestructuras generales	Dragados en los puertos, mejora de las instalaciones de pesca	6.660.650
	Restauración del equilibrio hidráulico en el golfo y en los humedales	7.726.122
Proyectos para fortalecer la protección y la gestión del ambiente	Protección y seguimiento de la biodiversidad	7.100.000
	Compra de suelo en reservas con un régimen estricto	523.000
	Restauración de lagunas	5.248.454
	Tratamiento de aguas residuales y reubicación de plantas de procesamiento	41.284.741
	Gestión de residuos sólidos	8.258.958
Proyectos de mejora de lugares de importancia	Reducción y gestión de la escorrentía de las tierras agrícolas	8.791.794
	Hacer que los lugares resulten atractivos a los visitantes	7.885.793
	Promoción del lugar para el turismo y gestión de visitantes	10.923.178
Total		104.402.690

Tabla 5.13 Resumen de las asignaciones más importantes en el presupuesto de Amvrakikos: conservación, investigación y restauración

Tema	Concepto	Inversión, en EUR	Años	Fuente
Conservación	Proyecto LIFE Nature (para la parte costera del norte)	1.945.400	1999-2003	Presentación del Proyecto LIFE Nature a la Comisión Europea
	Protección y seguimiento de la biodiversidad (Operaciones totales de la Autoridad de Gestión del Parque Nacional)	1.024.400	2007-2013	Ministerio de Medio Ambiente, Programa Operativo para el Medio Ambiente
Investigación	Obras hidráulicas para el control de la contaminación y la sedimentación	410.000	2007-2013	Ministerio de Medio Ambiente, Programa Operativo para el Medio Ambiente
	Gestión del aporte de agua dulce y de la restauración en las lagunas	7.000.000		Informe final del proyecto LIFE Nature (ya presentada para su financiación)
Costes de mantenimiento y restauración de los recursos naturales	Retirada de peces muertos	340.000	2008	Informes de prensa

Figura 5.13 Equilibrio entre servicios, mantenimiento del ecosistema y costes de restauración en Amvrakikos



Nota: Basado en datos limitados

embargo, hay disponible cierta información sobre los gastos para el ambiente que sugiere que se necesita hacer un gasto considerable para restablecer en cierto modo el funcionamiento ecológico.

En 2003, ETANAM, el proyecto de LIFE-Naturaleza antes mencionado, propuso una serie de inversiones para el desarrollo sostenible de la zona. Las propuestas destacaron la necesidad de medidas combinadas que pudieran fijarse como objetivo más de una función o servicio de los ecosistemas y abarcar el aprovisionamiento de alimentos, la conservación de la naturaleza, el ocio, el turismo y la investigación (Tabla 5.12). Alrededor del 68 % de los gastos propuestos incluían intervenciones directas para la gestión o protección del ambiente.

Algunas de estas propuestas se incluyeron en el Programa Operativo para el Ambiente adoptado por el Ministerio de Medio Ambiente para el periodo 2007-2013 (Tabla 5.13).

Dada la naturaleza limitada de la información disponible para los servicios ecosistémicos en Amvrakikos, la evaluación del equilibrio entre los productos de los servicios y los costes de mantenimiento está incompleta (Figura 5.13). Sin

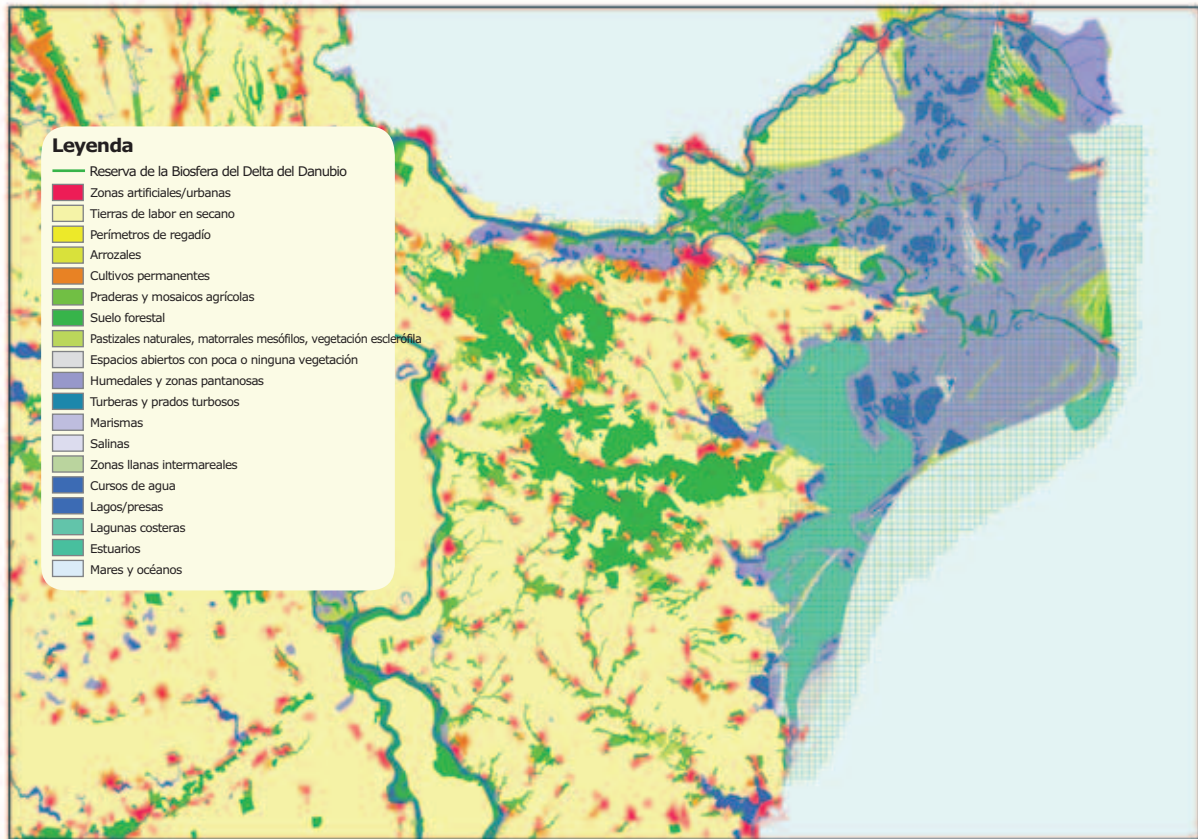
embargo, parece evidente la necesidad de una inversión considerable para restaurar y mantener las funciones del SSE.

Sistema socioecológico del delta del Danubio

Ubicación de la zona y características del ecosistema

El delta del Danubio está situado en el sureste de Rumanía. Abarca 5.800 km², una zona que incluye el delta propiamente dicho, la llanura aluvial del Danubio situada aguas arriba y el río Danubio entre la región de Cotu Pisicii e Isaccea, el sistema de lagunas salobres del lago Razim-Sinoe y la zona de aguas marinas con una profundidad de hasta 20 m.

El SSE depende de una amplia serie de tipos de cobertura del suelo y sistemas asociados (Figura 5.14). Además de la extensa cobertura de hábitats seminaturales, que incluyen humedales, lagunas, zonas pantanosas, pastizales naturales y bosques de frondosas, se han transformado grandes zonas en cultivos.

Figura 5.14 Cobertura del suelo en el delta del Danubio


La diversidad de hábitats, junto al hecho de que está situado en la intersección de las principales rutas migratorias de las aves europeas, conceden a este lugar una considerable importancia ecológica. El centro de la zona lo constituye la Reserva de la Biosfera del Delta del Danubio, establecida en 1990 de conformidad con el Convenio sobre la Protección del Patrimonio Mundial, Cultural y Natural (1990), el Convenio sobre los Humedales de Importancia Internacional (Convenio Ramsar, 1991) y la Red Mundial de las Reservas de la Biosfera (UNESCO, Programa sobre el Hombre y la Biosfera, MaB). Además de su importancia para la biodiversidad, el área proporciona una serie de funciones ecológicas importantes y servicios que incluyen la regulación hidrológica y la retención de nutrientes y sedimentos. La zona también tiene un valor cultural y patrimonial considerable y es importante desde el punto de vista económico para la agricultura y la pesca.

Cambios en los ecosistemas

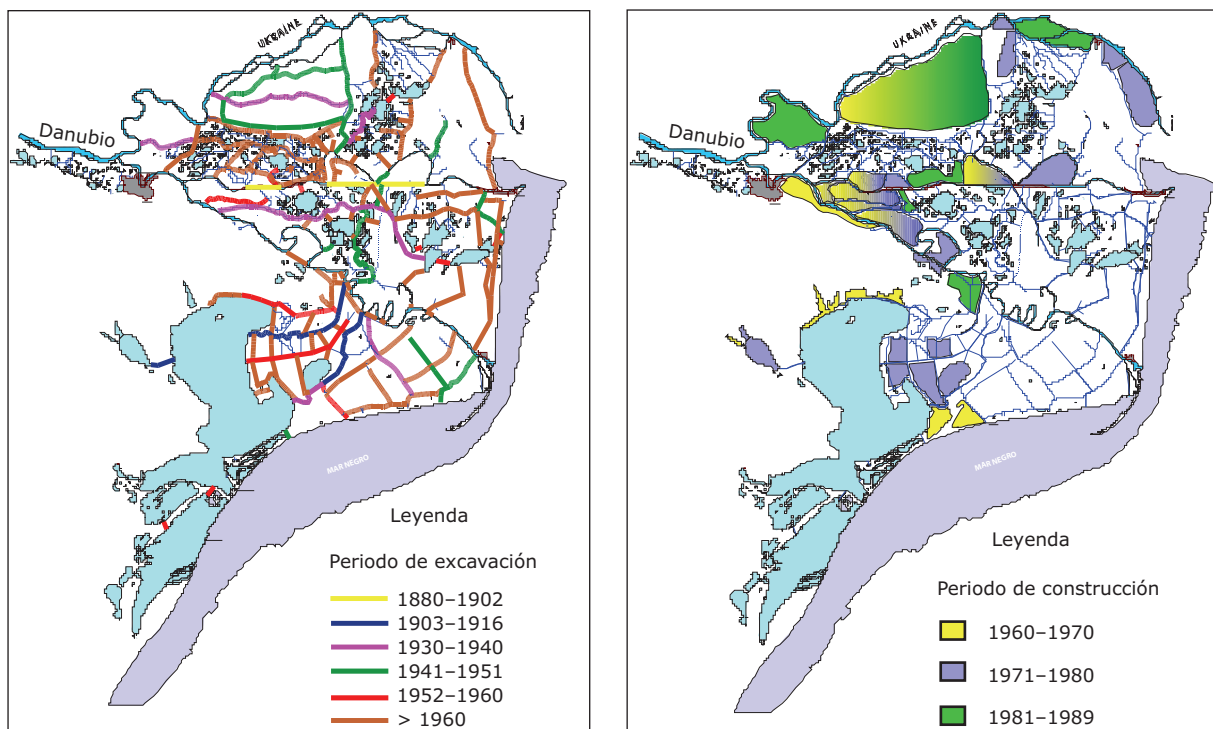
Aunque la zona cuenta con una larga historia de ocupación humana, el ritmo de cambio en el paisaje cultural aumentó durante los siglos XIX y XX. Por ello, muchos de los servicios de los ecosistemas asociados a la zona han resultado perjudicados o dañados.

Los elementos clave en este proceso de transformación fueron las medidas introducidas a finales del siglo XIX para mejorar la navegación en el brazo Sulina del Danubio. Entre 1862 y 1902, el canal se hizo más corto y profundo para permitir la navegación marítima y que los barcos pudieran acceder a puertos aguas arriba, como Galati y Braila. En esta época, muchos canales también se estaban dragando hacia el interior del delta, para aumentar la producción de peces, mejorar el transporte y suministrar agua dulce al Sistema del Lago de Razim-Sinoe. A mediados del siglo XX se construyó un canal más importante, que dio lugar a la densa red de canales de drenaje que se aprecia en la actualidad (Figura 5.15, izquierda).

Esta red se construyó para albergar piscifactorías, zonas agrícolas y terrenos, así como cañaverales y bosques que sustentan otras actividades económicas. Estas obras de ingeniería han ejercido un cambio notable del sistema natural de circulación de agua y han tenido consecuencias importantes para otra serie de procesos naturales.

La cobertura del suelo también cambió durante este periodo, especialmente en la segunda mitad del siglo XX, los años bajo el antiguo régimen comunista. Durante este periodo, el delta fue gestionado por

Figura 5.15 Historia hidrotécnica del delta del Danubio (izquierda) e historia de la recuperación del suelo (derecha)

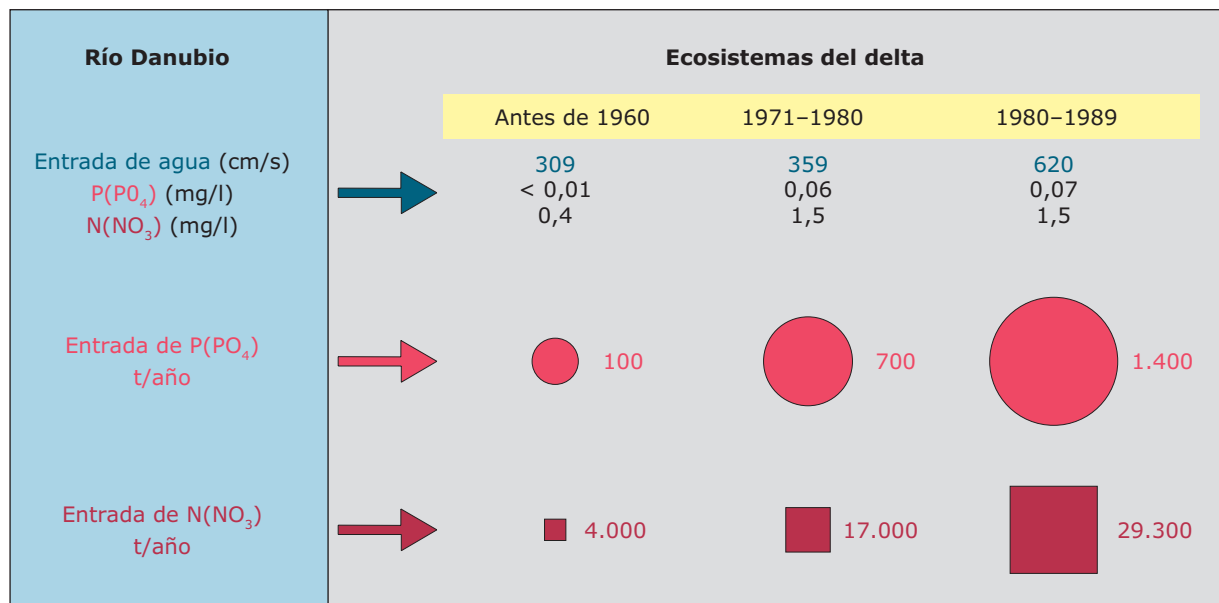


el consorcio estatal, que impulsó la explotación de recursos en la zona en actividades como la pesca, la agricultura y la recolección de caña (Figura 5.15, derecha). Así pues, durante el periodo de 1960 a 1970, se hizo un gran esfuerzo en aumentar la producción de caña, construyéndose presas en algunas zonas para regular y optimizar los niveles de agua. También se cortaron canales para facilitar la recolección de caña y su transporte a una fábrica de celulosa, en especial la construida aguas arriba, cerca de Braila. Después de 1970 la atención se centró en la producción de peces y, durante ese periodo, se construyeron diques en algunas zonas, se cerraron y se utilizaron para la producción comercial de peces, mientras que a partir de 1980 se crearon una serie de nuevos pólderes para apoyar la agricultura.

La intervención humana a gran escala en los siglos XIX y XX alteró de manera considerable los paisajes del SSE y el funcionamiento del ecosistema del delta. Cuando las obras se detuvieron a principios de los 90, después de que tuviesen lugar una serie de cambios políticos en Rumanía, la zona donde se habían construido diques ocupaba alrededor de 97.408 ha y aproximadamente una tercera parte de la zona estaba dedicada a la agricultura (Staras, 2001). Estos cambios se vieron acentuados por el hecho de que las infraestructuras hidrológicas habían transformado casi 400.000 ha de las tierras situadas aguas arriba, expuestas a inundaciones naturales (Baboianu, 2002).

Desde 1990, los pólderes agrícolas han ido utilizándose de forma menos intensiva, debido a varios factores económicos y al clima seco de la zona. Además, muchas de las piscifactorías no resultan adecuadas para el objetivo por el que se construyeron debido a sus capas orgánicas profundas. Por ello, la productividad es reducida y los costes de bombeo elevados (Staras, 2001).

Las actividades humanas en la zona han supuesto un considerable cambio en su funcionamiento natural. Algunos aspectos clave se resumen en la Figura 5.16, en la que se comparan algunas variaciones en el régimen hidrológico durante el periodo de tiempo de 1960 a 1990. En ese tiempo, el volumen del agua que entra en el sistema se ha más que duplicado. También se produjo un cierto aporte de nutrientes en forma de nitrógeno y fósforo. El equilibrio natural entre la fauna planctónica, la bentónica y la pesquera fue, por tanto, alterada y la floración de algas (cianobacterias) se convirtieron en un problema crónico durante los meses de verano (Baboianu, 2002). El aumento de los vertidos también tuvo lugar en un momento en el que la capacidad de almacenamiento de agua del sistema era reducida, lo que causó problemas asociados de caudales más elevados y erosión. Estos problemas en la actualidad se unen al hecho de que el aporte de sedimentos también ha disminuido por la construcción de presas aguas arriba. Entre 1921 y 1960, se estimó que la cantidad de aluvión arrastrada

Figura 5.16 Variaciones en el intercambio de agua y nutrientes entre el río y las llanuras aluviales


por el Danubio en la entrada del delta era de alrededor de 67,5 millones de toneladas anuales. Después, especialmente tras la construcción de las presas de la Puerta de Hierro, la descarga media anual de sedimentos suspendidos se redujo notablemente de 41.300.000 t en el periodo de 1971 a 1980 a 29.200.000 t entre 1981 y 1990 (Bondar, 1970).

Servicios del SSE del delta del Danubio

La pesca, tanto comercial como de subsistencia, es la forma de vida más importante dentro del delta. En 2004, se concedieron 1.375 licencias profesionales de pesca, pero casi todos los hogares de la zona también tienen licencias para el consumo familiar. Algunas empresas estatales contrataron a pescadores hasta mediados de los 90, pero tras la quiebra de éstas, las responsabilidades recayeron, a un coste considerable, sobre los pescadores a nivel individual. Muchos no fueron capaces de movilizar los recursos necesarios y por tanto sintieron que estaban siendo excluidos gradualmente de esta actividad generadora de ingresos. Probablemente la rentabilidad de las actividades de los pescadores locales descendió de manera significativa después de 2003, a consecuencia de las restricciones introducidas con el sistema de concesiones, aunque resulta complicado estimar rentas medias.

Además de la pesca, la agricultura constituye una importante fuente de ingresos para esta región. Mientras que algunas localidades tienen acceso a importantes recursos además de los agrícolas, otras carecen de más opciones. Aunque la agricultura

proporciona recursos de subsistencia familiar esenciales, constituye una fuente de ingresos en efectivo mucho más escasa que la pesca. La ganadería también se practica para satisfacer necesidades de subsistencia, más que para fines comerciales. A menudo los animales se crían en estado silvestre, incluso durante el invierno, cuando sufren altas tasas de mortalidad. El potencial para la apicultura de los bosques en el delta del Danubio se estimó en 1.200 t de miel, de las cuales 200 eran de rocío de miel, producido sólo de manera esporádica (en intervalos de cuatro a cinco años).

El elevado coste de transporte es un obstáculo importante para la producción ganadera comercial. Los comerciantes desean acudir a la zona y comprar el ganado de los pueblos, pero los residentes se quejan de los bajos precios y muchos prefieren conservar a sus animales para consumo propio o para necesidades futuras que no se especifican. Dado que los gastos de desplazamiento resultan prohibitivos para el comercio, la única opción es vender pequeñas cantidades de productos a través de familiares o conocidos en las ciudades, enviándolos paquete por paquete por transporte fluvial.

El turismo, que también incluye la pesca deportiva y la caza, es posible que se convierta en una fuente importante de ingresos para la zona. Las empresas que operan en el delta están obligadas a utilizar solamente las rutas turísticas establecidas, en las que desarrollan, únicamente con licencia, sus actividades turísticas. El acceso a las zonas situadas fuera de las rutas turísticas solamente se permite utilizando embarcaciones de

remo. Para desarrollar sus actividades en el territorio de la Reserva de la Biosfera del Delta del Danubio (DDBR, por sus siglas en inglés), los operadores turísticos deben respetar las «normas para el desarrollo del turismo en la DDBR», que les obligan legalmente a respetar las medidas tomadas para proteger el ecosistema del delta.

Después de 1989, el turismo en el delta ha disminuido de forma notable. Esto se debe a varios factores, entre ellos la caída del turismo organizado por el Estado y los modelos de turismo cambiantes a nivel nacional. Los hoteles construidos en el delta en la época comunista se cerraron y su privatización resultó un fracaso. No obstante, en la actualidad alrededor del 99 % de los turistas que visitan el país se desplazan al delta del Danubio (Apolon, 2003) y el turismo ha empezado a desarrollarse de nuevo. Tras un ligero aumento en 2001, las cifras se estabilizaron en 2003 y 2004 y parecen estar aumentando otra vez.

Tanto la población local como los responsables políticos están de acuerdo en que el turismo, en particular el turismo rural, tiene el potencial de constituir una importante alternativa a la pesca y la agricultura en el delta y de convertirse en una fuente de bienestar para la región. Los últimos años han dado cuenta de un desarrollo gradual de ofertas turística rurales, con un creciente número de hogares que invierten en ello. También se ha producido un reciente aumento en la cantidad de ofertas turísticas gestionadas por empresas privadas.

Costes de la pérdida de biodiversidad y de alteración del ecosistema

Uno de los principales objetivos para la gestión de la DDBR como se estableció en 1994 con la ayuda de la UICN y de la UNESCO fue el de «mantener o restaurar las funciones y funcionamiento natural del ecosistema del delta». Se propuso que las obras de restauración ecológica deberían llevarse a cabo allí donde el carácter natural o seminatural de la zona se hubiese perdido a consecuencia de la actividad humana. Se emprendieron medidas para:

- formular el criterio para identificar lugares y aplicar proyectos de restauración basados en las mejores prácticas internacionales en ecología de la restauración, e
- idear y aplicar una estrategia para la restauración ecológica o la creación de hábitats en polders abandonados, teniendo en cuenta cualquier tipo de valor ecológico reconocible.

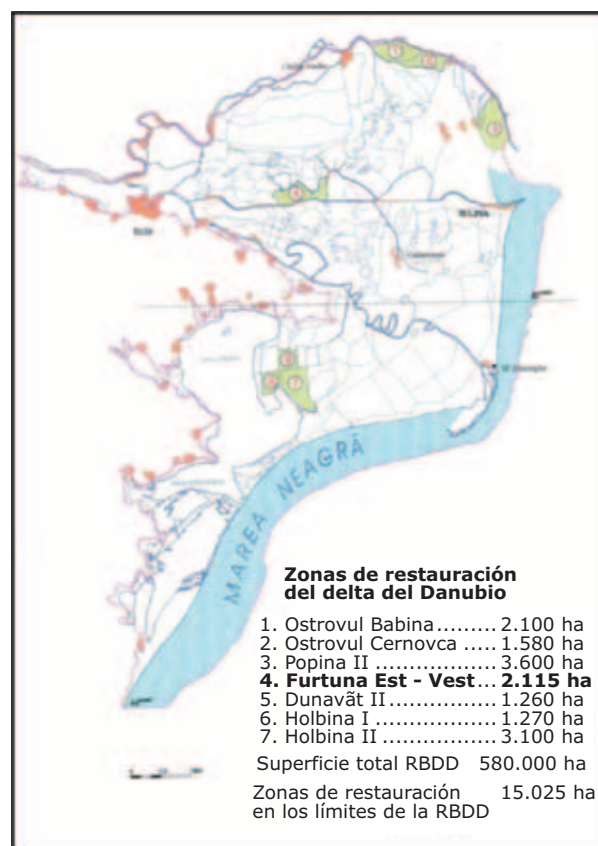
El programa de restauración del delta del Danubio comenzó en 1992 (Figura 5.17). Las medidas de restauración ecológica en la Reserva de la Biosfera

del Delta del Danubio (Gomoiu y Baboianu, 1992) persiguen, en general, los siguientes objetivos:

- idear una «filosofía» de restauración que reconozca la naturaleza deltaica de la zona y la estructura inicial de los ecosistemas;
- identificar el óptimo ecológico para cada caso de restauración ecológica (óptimo hidrológico, químico, económico, etc.);
- analizar cada zona propuesta para la restauración ecológica en comparación con el resto del delta y comparar la proporción individual holística en cuanto a ambas estructuras y las funciones de los ecosistemas;
- tener en cuenta el importante papel de la calidad de las aguas del Danubio al llevar a cabo la restauración ecológica de todos los sistemas acuáticos, lo que hace necesario que esta calidad aumente en toda la cuenca del Danubio.

El año 1993 fue testigo del comienzo de un proyecto piloto que se centraba en la rehabilitación de los polders agrícolas de Babina (2.200 ha) y de Cernovca (1.580 ha). Pretendía ser el primero de una serie de futuros proyectos comunes de rehabilitación. Para sacar adelante el proyecto, era necesario:

Figura 5.17 Obras de restauración aplicadas en el delta del Danubio



- investigar la estructura y estado de los ecosistemas terrestres y acuáticos;
- determinar el grado de alteraciones estructurales en la biocenosis y procesos físicos en comparación con su estado anterior;
- analizar la situación ecológica sobre la base de las especies características, para elaborar previsiones sobre el posible desarrollo del ecosistema; y
- desarrollar un sistema de seguimiento ecológico y asegurar su aplicación para comprobar el grado de éxito de las medidas introducidas.

crear pequeñas aberturas en el dique de contención. El objetivo consistía en permitir que se produjesen las inundaciones descontroladas al mismo tiempo que se utilizaba la red de canales existente para el llenado y vaciado de los pólderes. En la Figura 5.18 se resumen los beneficios asociados con la restauración de la zona agrícola de pólderes de Babina.

Las correlaciones entre los valores de los servicios, el mantenimiento de los ecosistemas y los costes de restauración se resumen en la Figura 5.19.

La solución propuesta para restaurar las condiciones casi naturales de las inundaciones descontroladas fue

Figura 5.18 Beneficios de la restauración de la zona agrícola de pólderes (estudio del caso de Babina)

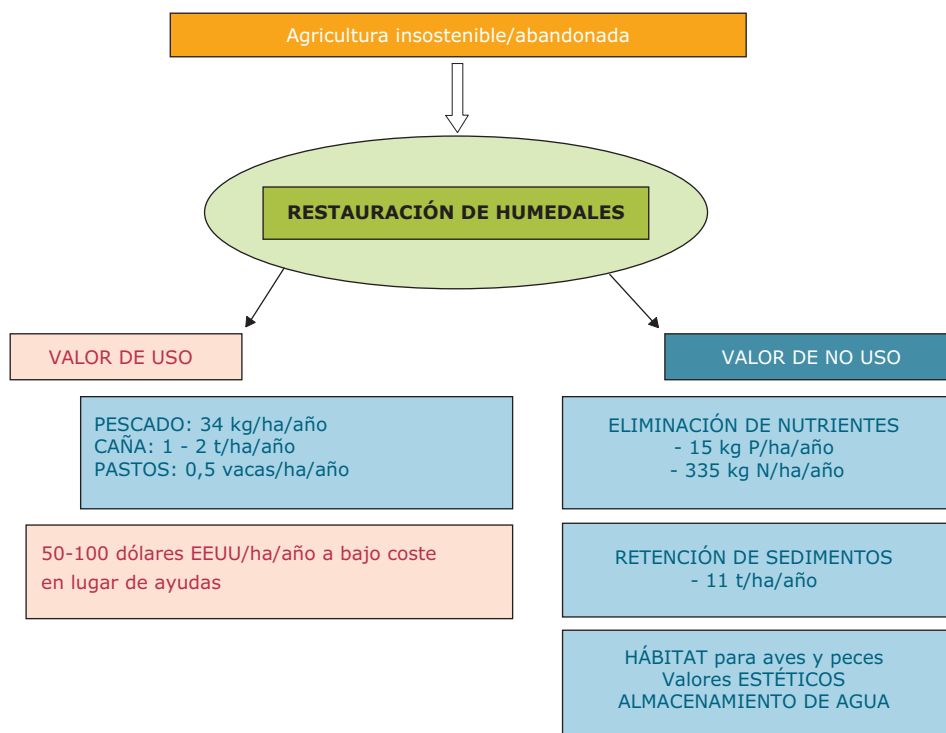
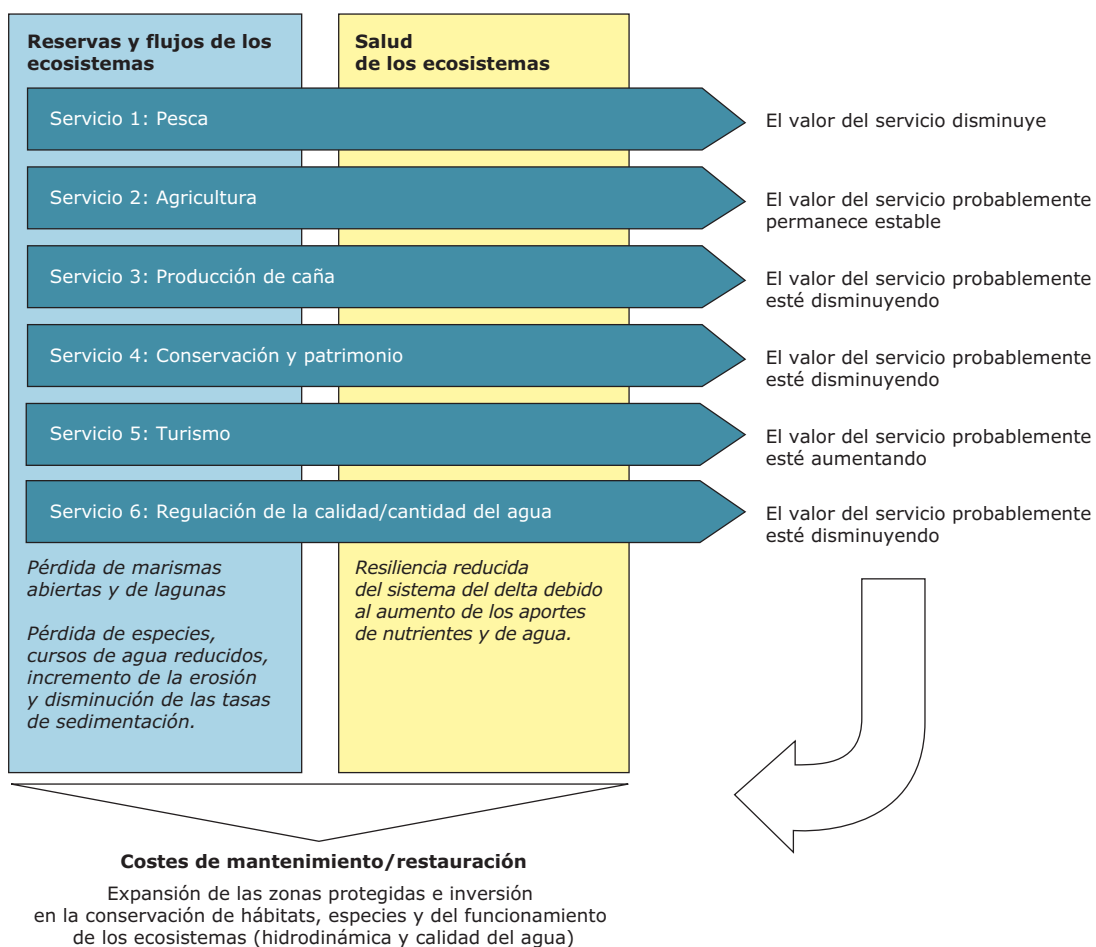


Figura 5.19 Equilibrio entre servicios, mantenimiento del ecosistema y costes de restauración en el SSE del Danubio



6 Contabilidad de los ecosistemas y pérdida de biodiversidad

¿Por qué llevar a cabo una contabilidad de los ecosistemas?

Los ecosistemas y los beneficios que producen no se registran adecuadamente en la contabilidad económica nacional. En la actualidad, solamente se contabiliza su contribución cuando su valor se incluye en el precio de algunos productos. Cuando su precio de mercado es cero, lo que sucede a menudo, sencillamente no se considera en la contabilidad nacional. Como consecuencia, pueden ser integrados en la producción o sencillamente degradados sin que queden registrados. Por tanto, una parte de servicios de los ecosistemas que sustentan la producción se convierten en «externalidades» y todos los espacios de esparcimiento y servicios de regulación gratuitos que proporcionan los ecosistemas ricos quedan en gran medida fuera del cálculo del concepto de «riqueza» considerado en los indicadores convencionales como el PIB.

En este informe hemos argumentado que estos servicios gratuitos de los ecosistemas deberían, de algún modo, medirse, valorarse y añadirse a los actuales indicadores económicos, como el PIB, para así proporcionar mejores medidores agregados que guíen las decisiones de los responsables políticos, las empresas y los consumidores. Desde que comenzó el proyecto TEEB (*La economía de los ecosistemas y la biodiversidad*), se ha considerado la contabilidad como una componente necesaria debido a que la protección y el mantenimiento de los bienes públicos, como son las funciones vitales que proporcionan los servicios de los ecosistemas, resultan fundamentales en el concepto del desarrollo sostenible. Como un paso más hacia el desarrollo de dicha contabilidad, este informe ha analizado la posible contribución que podría llevar a cabo la contabilidad ambiental en general y la contabilidad de los ecosistemas en particular a la economía de los ecosistemas y la biodiversidad. A continuación se presentan nuestros principales hallazgos.

1. **Las cuentas de ecosistemas pueden aplicarse en una serie de escalas geográficas relevantes para impulsar los modelos de gobernanza y las consideraciones sobre bienestar social.** Las escalas básicas son la mundial/continental, la nacional/regional y la local. Cada una de ellas se

corresponde con un marco de gobernanza distinto. La escala mundial/continental es aquella que corresponde a los objetivos generales establecidos por los convenios internacionales. Requiere una contabilidad simplificada que pueda utilizarse para realizar un seguimiento de las principales tendencias y distorsiones en todos los países. La escala nacional/regional es aquella que prevalece en la aplicación de políticas y normativas ambientales. Esta aplicación se hace efectiva a través de agencias de medio ambiente, ministerios de economía, oficinas de estadística y tribunales. La escala local corresponde a acciones de administración local, actividades localizadas, gestión, proyectos, estudios de caso y empresas. Esta es la escala en la que la evaluación y la valoración de los servicios de los ecosistemas son tan esenciales como viables, ya que los actores con información pueden expresar sus verdaderas preferencias.

2. **Desde el punto de vista de la formulación de políticas y la recopilación de datos, debería darse prioridad a la contabilidad de los ecosistemas desde una perspectiva de arriba a abajo y no de abajo a arriba** ⁽¹⁶⁾. Para cada una de las tres escalas de gobernanza anteriormente mencionadas, se puede asignar un objetivo, un acceso a los datos y un plazo. Si existe alguna oportunidad de integrar el medio ambiente en la toma de decisiones económica, la estrategia debería tomar en consideración los tres niveles interconectados y su viabilidad, aunque, sobre todo, las decisiones locales tienen que tener cada vez más en cuenta los contextos mundiales. Por tanto, como han demostrado nuestros estudios de casos locales, mientras las cuestiones pueden variar de una localidad a otra, rara vez existen los suficientes recursos de datos o -conocimientos para obtener una imagen completa a microescala. No obstante, las evaluaciones regionales y mundiales pueden proporcionar un marco en el que las decisiones locales pueden tomarse considerando los beneficios y los costes de las intervenciones.
3. **Las cuentas de los ecosistemas simplificadas y a escala mundial**, actualizadas anualmente, pueden utilizarse para evaluar las pérdidas del potencial ecológico total en unidades físicas y, en última instancia, los costes de restituir la capacidad de los

⁽¹⁶⁾ Las dificultades de *Accounting for Ecosystems*, empezando por los estudios de casos y la valoración de los servicios de los ecosistemas, se han tenido en cuenta en un artículo reciente de Mäler *et al.* (2008). Los autores afirman en las conclusiones que «cuando hablamos sobre los servicios de los ecosistemas, nosotros, los analistas y economistas, debemos descubrir cuáles son los precios para la contabilidad a partir del conocimiento que poseemos del funcionamiento de cada ecosistema. Por tanto, es imposible diseñar un modelo normalizado para elaborar un sistema de contabilidad basado en la riqueza para los ecosistemas, al menos por el momento. Debemos desarrollar este sistema de contabilidad paso a paso, yendo de un ecosistema a otro».

ecosistemas para producir los servicios ambientales de un año para otro. Este coste de mantenimiento implica un consumo de capital de los ecosistemas, que puede registrarse de dos maneras:

- para ayudar a calcular el valor de los productos interiores e importados a su coste total, además de a su precio de compra; y
- para restar al Producto Nacional Bruto y calcular un nuevo indicador agregado (incluido el consumo del capital fijo), la Renta Nacional Disponible Ajustada (RNDA).

Sugerimos que las cuentas de ecosistemas simplificadas y a escala mundial pueden elaborarse en un plazo breve basándose en los programas de seguimiento mundiales y las estadísticas internacionales.

4. **La integración de las cuentas nacionales económicas-ambientales con las cuentas de los ecosistemas.** La primera tarea consiste en calcular el consumo de capital de los ecosistemas y utilizar estos datos para obtener la RNDA sobre la base de las estadísticas nacionales socioeconómicas y los sistemas de seguimiento. La segunda tarea consiste en integrar dichas cuentas de los ecosistemas con las matrices de contabilidad nacional y con los indicadores físicos y monetarios empleados para la formulación de políticas. El proceso de aplicación de esta contabilidad nacional constituye la revisión del SCAEI de la ONU para 2012-13.
5. **Los actores locales y privados** cada vez exigen una mayor orientación para así poder considerar el medioambiente en sus decisiones diarias, a la hora de desarrollar proyectos de distintos tipos. Como muestra el estudio sobre los Humedales del Mediterráneo, la contabilidad de ecosistemas resultaría de gran utilidad para planificar departamentos y agencias de protección del medio ambiente, así como para incorporar sistemáticamente las consideraciones ambientales, por ejemplo, en los costes y beneficios de las propuestas de desarrollo. Las empresas también están interesadas, como demuestra su respuesta a la contabilidad del carbono y el reciente interés en las consideraciones relativas a la biodiversidad. El progreso en esta escala podría producirse mediante el desarrollo de directrices basadas en principios generales, pero adaptadas a las necesidades de distintas comunidades de usuarios.
6. **Los sistemas socioecológicos constituyen las unidades analíticas adecuadas para esta contabilidad.** Estos sistemas reflejan niveles más altos de interacción entre los ecosistemas y las personas. Los stocks y los flujos de cobertura del suelo, del agua, de la biomasa/carbono y de las especies/biodiversidad constituyen las cuentas prioritarias. Deberían desarrollarse principalmente para poder calcular el potencial ecológico de

muchos socioecosistemas terrestres. Dependiendo de los objetivos operativos, las escalas y la disponibilidad de los datos, las fórmulas utilizadas podrían ser simplificadas o más sofisticadas.

Los servicios de los ecosistemas constituyen los resultados de sus funciones, que son utilizadas directa o indirectamente por las personas. Para poder llevar este trabajo más allá, el PNUMA y la AEMA están avanzando en el desarrollo de una clasificación internacional normalizada de los servicios de los ecosistemas que pueden utilizarse de modo más general en la contabilidad ambiental y en las evaluaciones de los ecosistemas.

7. **La valoración de activos es tan factible como útil en el contexto de las evaluaciones de costes y beneficios de los impactos que causan los proyectos.** Los enfoques basados en la contabilidad pueden ayudar a los responsables políticos a comparar entre los posibles beneficios futuros derivados de los nuevos desarrollos, con respecto a los beneficios actuales totales derivados de los recursos naturales con valor de mercado más los principales servicios ecológicos ajenos al mercado. Así, pueden comprobar si los beneficios compensan las pérdidas. En el caso de la contabilidad nacional ordinaria, el método incluye varios riesgos. El principal tiene que ver con los valores de no uso, a menudo de un bien natural público, que tienden a ignorarse o a valorarse de modo inadecuado debido a los problemas anteriormente mencionados. La valoración de los stocks no es siquiera necesaria para los activos renovables. Lo que importa principalmente es que los ecosistemas sean capaces de autorrenovarse, que sus múltiples funciones se puedan mantener en el tiempo, sea cual sea la actual preferencia por uno u otro servicio que ellos producen. Si la degradación de los potenciales ecológicos se puede observar y medir en unidades físicas, entonces es posible calcular un coste de restauración. Esto puede estimarse de dos maneras. Una por el coste medio de mantenimiento y otra por las pérdidas de beneficios derivadas de reducir la extracción o la recolección hasta un nivel compatible con la resiliencia de los sistemas socioecológicos. Los estudios de casos aquí presentados ilustran ambos aspectos.
8. **El mantenimiento del capital de los ecosistemas constituye otro enfoque de valoración.** El enfoque debatido en este informe considera, de una manera holística, la capacidad de los ecosistemas para producir servicios en el presente y en el futuro. Se destacan dos elementos:
 - los gastos reales para la protección del medio ambiente y la gestión de recursos;
 - los costes adicionales necesarios para mitigar la degradación de los ecosistemas.En el caso de que los gastos de protección no resulten suficientes a la hora de mantener el ecosistema, quizás

sea necesario incluir costes adicionales y asignar adecuadamente los valores. Esto es lo que se hace en las cuentas nacionales y de empresas bajo las expresiones: «coste de mantenimiento del capital» o «consumo de capital fijo». Una estimación del «consumo del capital de los ecosistemas» debería calcularse del mismo modo que el «consumo de capital fijo», y después sumárselo. Este procedimiento permitirá ajustar los cálculos de los beneficios de una empresa o de la renta nacional. En cuanto al capital fijo, dicho ajuste medirá lo que debería reinvertirse para poder mantener la capacidad de la producción (y en el caso de los ecosistemas, de reproducción) equivalente del activo. Esto es lo que debería reservarse en el final del ejercicio contable y hacerse disponible al comienzo del siguiente para así poder restablecer las capacidades. Se trata de una importante medida de contabilidad que puede apoyar acciones tales como la reducción en la distribución de dividendos y, en consecuencia, la reducción de los impuestos sobre los beneficios.

Satisfacer las demandas de los responsables políticos mediante la información existente

Este informe ha demostrado que el principal obstáculo a la hora de avanzar en la contabilidad de los ecosistemas es la falta de datos. Esta cuestión exige una respuesta estratégica. El lado positivo es que en los últimos 30 años se ha llevado a cabo un gran progreso en cuanto a la recopilación de datos, con el desarrollo de satélites de observación de la tierra, sistemas de posicionamiento terrestre, monitorización en tiempo real in situ, bases de datos, sistemas de información geográfica e Internet. A consecuencia de esto, tanto organizaciones públicas como privadas poseen ahora capacidades y redes que hacen posible dar los primeros pasos hacia una contabilidad completa de los ecosistemas.

No obstante, existen dos principales obstáculos que frenan el progreso. El primero tiene que ver con la falta de directrices a la hora de llevar a cabo una contabilidad de los beneficios y los costes de los ecosistemas, especialmente al nivel de administraciones, agencias y empresas locales. Por ejemplo, lo que ilustra el estudio de caso del Mediterráneo es que los datos se recopilan con regularidad por los organismos de los parques naturales, pero reunirlos en un marco integrado constituye un enorme esfuerzo. Lo más recomendable sería progresar en la redacción de unas directrices de contabilidad como las ya mencionadas a nivel local, que partan en primer lugar de la necesidad que tienen los actores locales de información del estado físico y de los costes y los beneficios económicos en relación con sus competencias.

La segunda dificultad tiene que ver con las restricciones de acceso a la información impuestas por parte de algunos organismos públicos. Mientras se trate de información pública pagada con el dinero de los contribuyentes, no se debería permitir que continuara esta situación. De nuevo desde un punto de vista positivo, esta situación es abordada por las nuevas políticas de información de las principales agencias territoriales, la política de libre acceso adoptada por la mayoría de las agencias ambientales y por las iniciativas para facilitar el acceso a conocimientos y datos científicos. Las oficinas de estadística también han mejorado considerablemente el acceso a sus bases de datos y han desarrollado las estadísticas a nivel local. Sin embargo, hace falta un mayor progreso, por ejemplo fusionando más datos estadísticos y de SIG, y también en relación con el desarrollo de bases de datos espaciales.

Los métodos de recopilación de datos solamente se desarrollarán si satisfacen las necesidades de los responsables políticos, las empresas y del público. De las interacciones entre oferta y demanda surge un nuevo producto. El lado de la oferta une la intuición sobre la necesidad con las capacidades técnicas necesarias para satisfacerla, elabora bocetos, diseña modelos, prototipos, etc. El lado de la demanda expresa necesidades, preferencias y, por último, valida el producto que se proporciona, utilizándolo. Las metodologías de contabilidad para el medio ambiente se llevan diseñando de manera efectiva durante las últimas tres décadas y ahora pueden probarse en diferentes contextos. A pesar del progreso que está teniendo lugar actualmente, aún no hemos satisfecho los requisitos de la demanda, como lo expresan las iniciativas como la de «más allá del PIB» (2007), el TEEB, la Iniciativa por la Economía Verde del PNUMA (2008) o las iniciativas nacionales como la Comisión para la Medición del Rendimiento Económico y el Progreso Social en Francia de Stiglitz, Sen y Fitoussi.

Todas estas iniciativas (surgidas antes de las actuales crisis económicas y financieras) hablan de una urgente necesidad de reflejar de un modo más fiel las interacciones sociales y ambientales del desarrollo económico. La crisis actual aumenta esta necesidad. Todas las iniciativas reconocen que los indicadores físicos constituyen parte de la respuesta. Todas sugieren, pues, la necesidad de nuevos indicadores monetarios. Por tanto, resulta esencial para el lado de la oferta el empezar a desarrollar estas nuevas medidas sobre la base de datos ya existentes. Al principio estas medidas resultarán simples y toscas, pero ayudarán a los usuarios a cambiar su punto de vista.

Conclusiones

Teniendo en cuenta la escala y el ritmo del cambio económico y social del ambiente a nivel mundial, el concepto de «escenario sin cambios» ya no es una alternativa. No obstante, las crisis pueden aportar el contexto y la justificación necesarios para nuevos tipos de acciones de transformación. La historia contiene muchos ejemplos de lo que es posible hacer en esta clase de situaciones. El enfoque de contabilidad que aquí hemos descrito podría ser de difícil aplicación en la actualidad y quizás no consiga reflejar completamente aquello que debiera conocerse, pero la perfección no debería ser enemiga de lo bueno (SNA1953). El impulso

político del proyecto TEEB, junto a los recientes avances metodológicos y la mejora de los datos, proporcionan un contexto propicio en el que podemos estar seguros de tener éxito si se dan las condiciones adecuadas. Los medios para elaborar contabilidades de los ecosistemas están actualmente disponibles y resulta evidente la voluntad por hallar nuevos marcos para la toma de decisiones.

El desafío consiste ahora en crear, a partir de estudios de casos y aplicaciones reales, la demanda de este tipo de herramientas y la capacidad para usarlas, así como, finalmente, asegurar que se apoyen las iniciativas, tanto política como económicamente.

Bibliografía

- AEMA, 2006. *Land accounts for Europe 1990–2000: Towards integrated land and ecosystem accounts*, Informe de la AEMA nº 11/2006. http://reports.eea.europa.eu/eea_report_2006_11/en.
- Allen, B. P. y Loomis, J. B., 2006. «Deriving values for the ecological support function of wildlife: an indirect valuation approach», *Ecological Economics*, vol. 56, págs. 49–57.
- Apolon, A., 2003. «Turismul în județul Tulcea în anul 2003», *Raport nepublicat*, Ministerul Transportului și Turismului, Tulcea.
- ARPE-PACA, 1992. *Le Parc Naturel Régional de Camargue: Occupation du sol en 1991 et évolution depuis 1970*, Éditions de l'ARPE - PACA, Aix-en-Provence.
- Beaune, G., 1981. *Zones d'équilibre, conservation de la nature et maintien des activités traditionnelles en Camargue*. Informe no publicado. Arles: Parc Naturel Régional de Camargue.
- Bethemont, J., 1972. *Le thème de l'eau dans la vallée du Rhône : essai sur la genèse d'un espace hydraulique*, Tesis doctoral no publicada, Universidad de Saint Étienne, Saint Étienne.
- Boulot, S., 1991. *Essai sur la Camargue : Environnement, état des lieux et prospective*, Actes Sud, Arles.
- Carson, R. T., 1991. «Constructed markets», en Braden, J. y Kolstad, C., (eds.), *Measuring the demand for environmental quality*, Elsevier Press, Ámsterdam, Países Bajos.
- Comoretto, L.; Arfib, B.; Talva, R.; Chauvelon, P.; Pichaud, M.; Chiron, S. y Höhener, P., 2008. «Runoff of pesticides from rice fields in the Île de Camargue (Rhône River delta, France): Field study and modelling», *Environmental Pollution*, nº 151, págs. 486–493.
- Comunidades Europeas, 2008. *La economía de los ecosistemas y la biodiversidad*, Informe provisional. http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/pdf/teeb_report.pdf.
- Costanza, R. et al., 1997. «The value of world's ecosystem services and natural capital», *Nature*, nº 387, 253–260.
- Costanza, R.; Waignern, L.; Folke, C. y Maler, K. G., 1993. «Modeling complex ecological economic systems: toward an evolutionary dynamic understanding of people and nature», *Bio Science*, vol. 43, 1993, págs. 545–555.
- Costanza, R. y Folke, C., 1997. *Valuing ecosystem services with efficiency, fairness and sustainability as goals*, Island Press, Washington, D. C.
- Custodio, E., 1995. «La explotación de las aguas subterráneas y su problemática asociada», en el VI Simposio de Hidrogeología: Hidrogeología y recursos hidráulicos, vol. XX, 1995, págs. 297–313.
- Daily, G. C., (ed.), 1997. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington, D. C.
- Daily, G. C., et al., 1997. «Ecosystem services: Benefits supplied to human species by natural ecosystems issues», *Ecology*, vol. 1, nº 2; págs. 1–18.
- Dasgupta P. y Maler, K. G., 2004. «Environmental and Resource Economics: Some Recent Developments», *SANDEE Working Paper*, nº 7–04, Katmandú.
- Dasgupta, P. y Maler, K. G., (eds.), 1997. *The Environment and Emerging Developmental Issues*, vols. 1 y 2, Clarendon Press, Oxford.
- Dasgupta P. y Maler, K. G., 1994. «Poverty Institutions and the Environmental Resource base», *World Bank Environment Paper*, nº 9, Banco Mundial, Washington, D. C.
- Dasgupta P. y Maler, K. G., 2000. «Net national product, wealth and social well-being», *Environment and Development Economics*, vol. 5, págs. 69–93.
- Dasgupta, P. 2001. *Environment and Human Well-being*, Oxford University Press, Oxford.
- De la Torre, I. y Batker, D. K., 2004. *Prawn to Trade, Prawn to Consume*, Un proyecto conjunto del ISA Net y APEX, EE. UU.
- Delibes-Mateos, M.; Redpath, S. M.; Angulo, E.; Ferreras, P. y Villafuerte R., 2007. «Rabbits as a keystone species in southern Europe», *Biological Conservation*, vol. 137, nº 1, págs. 149–156.

Duarte, C., (ed.), 2007. «Pérdida global de hábitats costeros», Fundación BBVA, Madrid, 10 de octubre de 2007. Un vídeo de la conferencia se encuentra disponible en: www.fbbva.es/coastalhabitats.

Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005. *Findings from Condition and Trends Working Group*, Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, Island Press, Washington, D. C.

Ferrer, M. y Negro, J.J., 2004. «The Near Extinction of Two Large European Predators: Super Specialists Pay a Price», *Conservation Biology*, vol. 18, nº 2, pág. 344.

Folke, C.; Colding, J. y Berkes, F., 2003. «Synthesis: building resilience and adaptive capacity in social-ecological systems», en: Berkes, F.; Colding, J. y Folke, C. (eds.) *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*, Cambridge University Press, Cambridge

Freeman, A. M., 1991. «Valuing environmental resources under alternative management regimes», *Ecological Economics*, vol. 3, 1991, págs. 247–256.

Freeman, A. M., 1998. «The economic value of biodiversity», *Bioscience*, vol. 48, nº 5, pág. 339.

García-Novo, F.; García, J. C. E.; Carotenuto, L.; Sevilla, D. G. y Lo Faso R. P. F., 2007. «The restoration of El Partido stream watershed (Doñana Natural Park): A multi-scale, interdisciplinary approach», *Ecological Engineering*, vol. 30, nº 2, págs. 122–130.

Gunawardena, M. y Rowan, J. S., 2005. «Economic valuation of a mangrove ecosystem threatened by shrimp aquaculture in Sri Lanka», *Environmental Management*, vol. 36, nº 4, págs. 535–550.

Hanemann, W. M., 1998. «Economics of Biodiversity», en Wilson, E. O. y Peter, F. M. (eds.), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington, D. C.

Harzallah, A. y Chapelle, A., 2002. «Contribution of climate variability to occurrences of anoxic crises "malaïgues", in The Thau lagoon (southern France)», «Influence de la variabilité climatique sur l'apparition de crises anoxiques ou 'malaïgues' dans l'étang de Thau (sud de la France)», *Oceanologica Acta* 25: págs. 79–86.

Hein, L.; van Koppen, K.; de Groot, R. S.; van Ierland, E.C., 2006. «Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services», *Ecological Economics*, vol. 57, págs. 209–228.

Holling, C. S., 2001. «Understanding the complexity of economic, ecological and social systems», *Ecosystems*, vol. 4, págs. 390–405.

Isenmann, P., 2004. *Les oiseaux de Camargue et leurs habitats. Une histoire de cinquante ans 1954–2004*, París: Éditions Buchet – Chastel Écologie.

Kinzig, A. P. et al., 2006. «Resilience and regime shifts: assessing cascading effects», *Ecology and Society*, vol. 11, nº 1, pág. 20.

Kontogianni, A.; Skourtos, M. y Harrison, P. A., 2008. *Review of the dynamics of economic values and preferences for ecosystem goods and services*, www.rubicode.net/rubicode/RUBICODE_Review_on_Dynamics_of_Values.pdf

Limburg, K. y Folke, C., 1999. «The ecology of ecosystem services: introduction to the special issue», *Ecological Economics*, vol. 29, págs. 179–182.

Limburg, K. E.; O'Neill, R. V.; Costanza, R.; Farber, S., 2002. «Complex systems and valuation», *Ecological Economics*, vol. 41, págs. 409–420.

Lomas, P. L.; Gómez-Baggethun, E.; Martín-López, B.; Zorrilla, P.; Sastre, S.; García-Llorente, M.; Borja, P. y Montes, C., 2007. *Hacia la elaboración de un modelo de gestión sostenible en la Comarca de Doñana*, Informe Final del Proyecto, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.

Loreau, M., Nayeem, S. e Inchausti P., (eds.), 2002. *Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspective*, OUP, Oxford.

Malayang, B. H.; Thomas, H. y Kumar, P., 2005. *Responses to Ecosystems Change and Their impact on Human Well Being*, Evaluación Submundial, MA, Island Press, Washington, D. C.

Mäler, K-G.; Aniyar, S. y Jansson, A., 2008. *Accounting for ecosystem services as a way to understand the requirements for sustainable development*, Actas de la Academia Nacional de Ciencias, vol. 105, nº 28, pág. 9501.

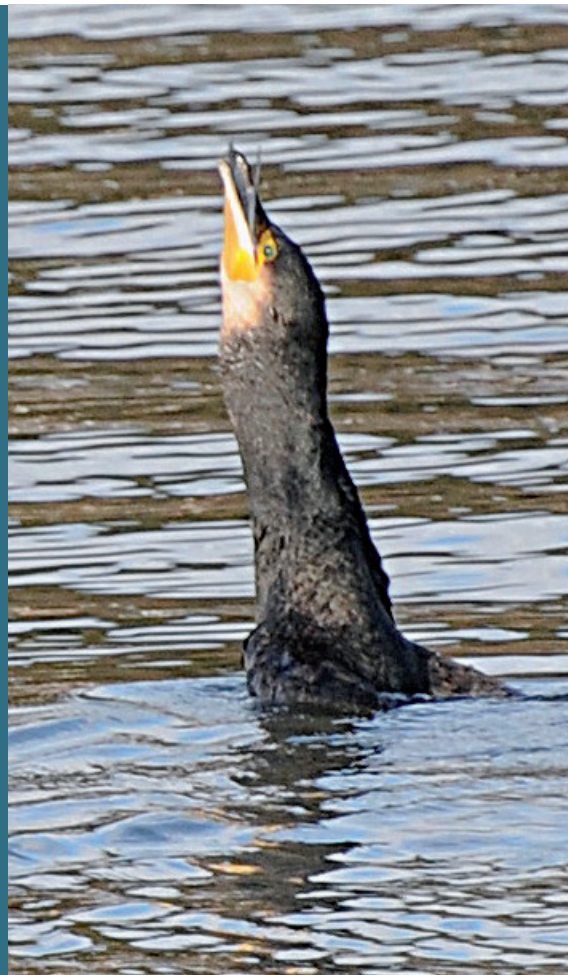
Mathevet, R. 2000. *Usages des zones humides camarguaises : Enjeux et dynamique des interactions Environnement/ Usagers/Territoires*, Tesis doctoral no publicada. Universidad Jean Moulin, Lyon.

Manzano, M.; Custodio, E.; Mediavilla, C. y Montes, C., 2005. «Effects of localised intensive aquifer exploitation on the Doñana wetlands (SW Spain)». En: Sahuquillo, A., Capilla, J., Martínez-Cortina, L., Sánchez-Vila, X., (eds.), *Groundwater extensive use, AIH, Selected Papers*, vol. 7, Balkema, Leiden, págs. 209–219.

Mesnager, V.; Ogier, S.; Bally, G.; Disnar, J. R.; Lottier, N.; Dedieu, K.; Rabouille, C. y Copard, Y., 2007.

- «Nutrient dynamics at the sediment-water interface in a Mediterranean lagoon (Thau, France): Influence of biodeposition by shellfish farming activities». *Marine environmental research*, vol. 63, nº 3, págs. 257–277.
- Montes, C.; Borja, F.; Bravo, M. y Moreira, J. M., 1998. *Doñana: una aproximación ecosistémica*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla, España.
- Montes, C., 2000. *The Guadalquivir River Basin and the Doñana Wetlands, Southern Spain – the potential for achieving 'Good Water Status' through integrated management of multiple functions and values*. En: WWF (ed.), *Aplicación de la Directiva Marco del Agua de la UE: Serie de Seminarios sobre el agua*, WWF Freshwater Program, Copenhagen.
- Nowell, K. y Jackson, P., 1996. *Wild Cats: Status Survey and Conservation Action Plan*, Publicaciones de la UICN, The Burlington Press, Cambridge, Reino Unido.
- Oliveira Ribeiro, C. A.; Vollaire, Y.; Coulet, E. y Roche, H., 2008. «Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls in the eel (*Anguilla anguilla*)», *Environmental pollution*, vol. 153, págs. 424–431.
- ONU, CE, FMI, BM y la OCDE, 2003. *Integrated Environmental and Economic Accounting (SEEA2003)*, División de Estadísticas de la ONU, Nueva York. <http://unstats.un.org/UNSD/envAccounting/seea2003.pdf>.
- Pagiola Stefano *et al.*, 2004. *Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation*, TNC-UICN-BM, Washington, D. C.
- Parc Naturel Régional de Camargue & EID, 2006. *Étude et définition des enjeux de protection du littoral sableux en Camargue*, último acceso el 1 de octubre de 2008, del PNRC, www.parc-camargue.fr/Francais/download.php?categorie_id=97
- Pearce, D. W. y Warford, J. J., 1993. *World without end*. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.
- Perennou, C. y Aufray, R., 2007. *L'évolution de la Camargue depuis 60 ans : synthèse des données quantifiées*, último acceso el 1 de octubre de 2008, de la Tour du Valat, www.tourduvalat.org/nos_programmes/observatoires_biodiversite_et_politiques_publicques/suivi_de_la_camargue
- PNRC, 1999. «Usages de l'eau et équipements hydrauliques en Camargue», *Courrier du Parc*, págs. 48–49.
- Primavera, J. H., 1993. «A critical review of shrimp pond culture», *Reviews in Fisheries Sciences*, vol. 1, págs. 151–201.
- Primavera, J. H., 2000. *Integrated Mangrove – Aquaculture Systems in Asia*, Aquaculture Department, Centro de Desarrollo de la Pesca en el Sudeste Asiático, Tigbauan, Filipinas.
- Pritchard, L.; Colding, J.; Birkes, F.; Svedin, U. y Folke, C., 1998. *The Problem of Fit Between Ecosystems and Institutions*, Programa Internacional sobre las Dimensiones Humanas del Cambio Ambiental Mundial.
- Rapport, D. J., 2007a. «Sustainability science: and ecohealth perspective», *Sustainability Science*, vol. 2, págs. 77–84.
- Rapport, D. J., 2007b. «Healthy Ecosystems: An Evolving Paradigm». En Pretty, J.; Ball, A.; Benton, T.; Guivant, J.; Lee, D.; Orr, D.; Pfeffer, M. y Ward, H. (eds.), *Handbook of Environment and Society*, Sage, Londres.
- Rapport, D. J., 2006. *Avian Influenza and the Environment: An Ecohealth Perspective*, informe para el PNUMA/DEWA (con contribuciones de John Howard, Luisa Maffi y Bruce Mitchell).
- Rees, W. y Wackernagel, M., 1994. «Ecological footprint and appropriated carrying capacity», en Jansson, A. M. *et al.* (eds.), *Investing in Natural Capital*, Island Press, Washington, D. C., págs. 362–390.
- Resilience Alliance, 2007a. *Assessing and managing resilience in social-ecological systems: A practitioner's workbook*, vol. 1, versión 1.0., Resilience Alliance. www.resalliance.org/3871.php.
- Resilience Alliance, 2007b. *Assessing and managing resilience in social-ecological systems: A scientist's workbook*, Resilience Alliance. www.resalliance.org/3871.php.
- Resilience Alliance, 2007c. *Bounding the System: Describing the Present*, Resilience Alliance. http://wiki.resalliance.org/index.php/Bounding_the_System_-_Level_2.
- Roche, H.; Buet, A.; Jonot, O. y Ramade, F., 2000. «Organochlorine residues in European eel (*Anguilla anguilla*), Crussian carp (*Carassius carassius*) and catfish (*Ictalurus nebulosus*) in Vaccarès lagoon (French National Nature Reserve Naturelles of Camargue)», *Aquatic Toxicology*, vol. 48, págs. 443–459.
- Sabatier, F. y Provansal, M. 2002. «La Camargue sera-t-elle submergée?», *La Recherche*, vol. 355, págs. 72–73.
- Saura Martínez, J.; Bayán Jardín, B.; Casas Grandes, J.; Ruiz de Larramendi, A. y Urdiales Alonso, C., 2001.

- Documento Marco para el Desarrollo del Proyecto Doñana 2005, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, págs. 201.
- Schuyt, K. y Brander, L., 2004. *Living waters: Conserving the source of life: The economic values of the world's wetlands*, WWF, Gland, Suiza. Elaborado con el apoyo de la Agencia Suiza para el Medio Ambiente, los Bosques y el Paisaje (SAEFL, por sus siglas en inglés).
- Spehn, E. M. et al., 2005. «Ecosystem Effects of biodiversity manipulations in European grasslands», *Ecological Monographs*, vol. 75, nº 1, págs. 37–63.
- Tamisier, A., 1990. *Camargue. Milieux et paysages, évolution de 1942 à 1984*, Éditions de l'Association ARCANE, Arles.
- UE, 2007. *Más allá del PIB: midiendo el progreso, la verdadera riqueza y el bienestar de las naciones*, Actas de conferencia, UE, 2007. www.beyond-gdp.eu/proceedings/bgdp_proceedings_full.pdf.
- UICN, 2002. *Integrated Water Management to Address Environmental Degradation in the Mediterranean Region*.
- UICN, Nature Conservancy y el Banco Mundial, 2004. *How Much is an Ecosystem Worth?*, Banco Mundial, Washington, D. C.
- Valiela y Fox, 2008. *Science*, vol. 319, págs. 290–291.
- Wackernagel, M. y Rees, W., 1996. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impacts on the Earth*, New Society, Gabriola Press, Columbia Británica, Canadá.
- Walker, B. H. y Pearson, L., 2007. «A resilience perspective of the SEEA», *Ecological Economics*, vol. 61, nº 4, págs. 708–715.
- Weber, J.-L., 2007. «Implementation of land and ecosystem accounts at the European Environment Agency», *Ecological Economics*, vol. 61, nº 4, 15 de marzo de 2007, págs. 695–707.
- Wilson, M. A. y Howarth, R. B., 2002. «Discourse based valuation of ecosystem services: Establishing fair outcomes through group», *Ecological Economics*.
- Winkler, R. 2006. «Valuation ecosystem goods and services: Part I and II», *Ecological Economics*.
- Woodward, R. T. y Wui, Y.-S., 2001. «The economic value of wetland services: a meta-analysis», *Ecological Economics*, vol. 37, págs. 257–270.



ISBN 978-84-491-1229-4



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE