

Del desarrollo sostenible a los servicios de los Ecosistemas

monográfico

Editorial Invitada:

Del desarrollo sostenible a los servicios de los ecosistemas	1
--	---

Revisiones:

Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía	4
Restauración del Capital Natural: sin reservas no hay bienes ni servicios	15
La apropiación humana de producción primaria neta (AHPPN) como aproximación al metabolismo económico	25
La síntesis emergética: una valoración de los servicios de los ecosistemas con base termodinámica	37
Etnoecología: punto de encuentro entre naturaleza y cultura	46
Modelos de interacción humano-ambiental: el enfoque de la Biocomplejidad	56
Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional	69
Los servicios ambientales de los bosques	81
Enfoque integral para esquemas de pago por servicios de ecosistemas forestales	91
Componentes del valor del paisaje mediterráneo y el flujo de servicios de los ecosistemas	97
Análisis de la gestión de las plantas exóticas en los espacios naturales españoles	109
Nuevos retos y oportunidades para la financiación de los servicios de uso público en los espacios naturales protegidos	125
La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano.	137

Apuntes:

El ecologismo popular	148
-----------------------	-----

Ecopoemas:

Pablo Neruda y una familia de lobos	152
-------------------------------------	-----

otros contenidos

¿Cómo gestionar una planta prácticamente inaccesible y en peligro de extinción?	155
Cartografía de defoliación en los pinares de pino silvestre (<i>Pinus sylvestris</i> L.) y pino salgareño (<i>Pinus nigra</i> Arnold.) en la Sierra de los Filabres.	163
<i>Juniperus thurifera</i> : una especie dioica, vecera y relíctica	172
¿Por qué no formuló un español la teoría de la evolución por selección natural?: de "Mambrú" a Darwin pasando por Birmingham	186
Los creadores del clima	189

Del desarrollo sostenible a los servicios de los ecosistemas

C. Montes

Laboratorio de Socio-Ecosistemas, Departamento de Ecología, C. Darwin 2, Edificio de Biología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049. Madrid, España.

La edición de este número de la revista **Ecosistemas** coincide con el 20 aniversario de la publicación, en 1987, del informe para Naciones Unidas titulado *Nuestro futuro común*, pero conocido popularmente como el "Informe Brundtland", ya que fue coordinado por la entonces Primera Ministra de Noruega, Gro Harlem Brundtland. Aunque el término Desarrollo Sostenible ya había aparecido en otros informes en los años 70 y principios de lo 80, es aquí donde adquiere repercusión internacional y se pone moda en los foros ambientales. El *Informe Brundtland* define el Desarrollo Sostenible como aquel que "permite satisfacer nuestras necesidades actuales sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer las suyas".

Durante estas dos décadas, Desarrollo Sostenible ha sido, y todavía sigue siendo, la palabra rey en los debates sobre política ambiental. Se ha convertido en el *mantra* de los políticos y los tomadores de decisiones, así como en uno de los centros de atención prioritarios de los medios de comunicación y del debate social. Este término, que apela por unas relaciones amigables entre humanos y naturaleza, y por la búsqueda de un equilibrio entre la conservación y el desarrollo, ha tenido tanto éxito no por su novedad, sino por su ambigüedad. Tal y como se definió y se usa normalmente, puede significar cualquier cosa, por eso no ha servido, como se esperaba, para articular modelos de gestión que sirvieran para parar la crisis ecológica, generada por el metabolismo de la economía mundial, y en la que el planeta se ve envuelto desde hace décadas. Para el economista Jose Manuel Naredo, la expresión hace "las veces de burladero para escapar a la problemática ecológica y a las connotaciones éticas que conlleva el crecimiento económico". (Naredo, 1996).

La banalidad de este término rey de la problemática ambiental está permitiendo que emerja un nuevo vocablo que, poco a poco, lo está destronado. La palabra emergente es "servicios de los ecosistemas". Como su predecesora, comienza a ponerse de moda en el mundo científico (**Fig. 1**), pero también en los sectores gubernamentales y no gubernamentales relacionados con la conservación, así como en el sector privado y empresarial.

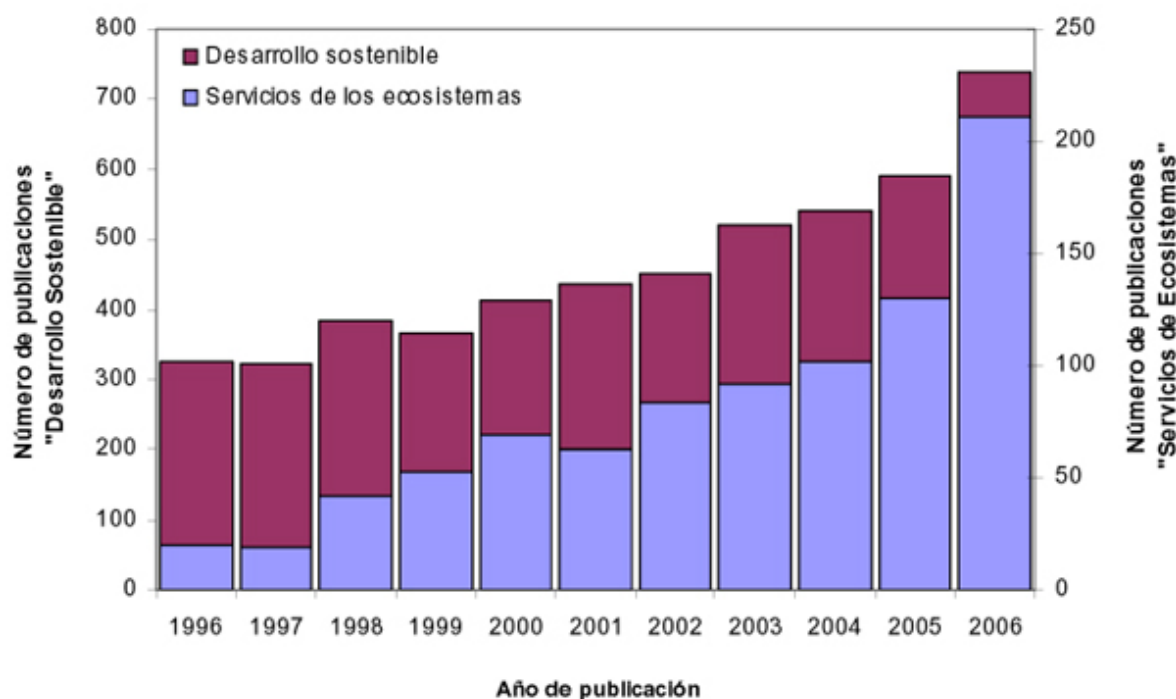


Figura 1. Tendencia de las publicaciones registradas en el [ISI web of knowledge](http://www.isinet.org/) usando las palabras clave “servicios de los ecosistemas” (ecosystem services) y “desarrollo sostenible” (sustainable development), así como sus términos relacionados. Se observa cómo, a pesar de que todavía existe una clara diferencia en el número total de publicaciones anuales que emplean cada uno de los términos, la tasa de aumento del número de artículos científicos que incluyen el estudio de servicios de los ecosistemas en los últimos años es sensiblemente superior.

Dado que el término “servicios de los ecosistemas” está creciendo rápidamente y se ha incorporado a la jerga estereotipada, tanto de científicos como de gestores, corre el peligro de convertirse en una palabra blanda, una etiqueta genérica que signifique todo y no diga nada, como ya está ocurriendo en muchos discursos y escritos a los que se le añade la coletilla, a modo de letanía, de “bienes y servicios” o “servicios ecosistémicos”.

Pero hay que tener en cuenta que, a diferencia del término “desarrollo sostenible” -que tiene su génesis en el ámbito de la gestión, la palabra “servicios de los ecosistemas” emergió en el mundo científico. Por tanto, hay un gran interés en generar una base teórica y práctica robusta que evite el uso de una palabra vacía en contenido, y estimule la aplicación de un concepto que cada vez adquiere un mayor protagonismo en el mundo de la gestión de los sistemas naturales.

La expresión “servicios de los ecosistemas” como un término “paraguas”, que trata de recoger la idea del valor social de la naturaleza, tiene su origen a comienzos de los años 70. Pero donde el vocablo ha adquirido su mayoría de edad y se ha convertido en un concepto-fuerza emergente, con un gran potencial actual y futuro en la conservación de la naturaleza, ha sido durante el desarrollo del Programa Científico Internacional, promovido por las Naciones Unidas, denominado la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (ver Montes y Sala en este monográfico).

Este Programa, que tiene como piedra angular los vínculos que existen entre los servicios de los ecosistemas y el bienestar humano, ha supuesto la mayor auditoria socioecológica que se ha realizado sobre los ecosistemas del planeta. Ha creado información científica contrastada sobre el estatus, tendencias y escenarios plausibles de 24 servicios de 13 grandes ecosistemas, con el objetivo de apoyar la toma de decisiones de los gestores. Pero sobre todo, ha puesto de manifiesto cómo el impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas tiene importantes consecuencias en el bienestar humano.

La primera formalización científica, desde la Ecología, del término “servicios de ecosistemas” la encontramos en el libro titulado “servicios de la naturaleza” (Daily, 1997). En este texto entiende como *servicios de los ecosistemas* a las condiciones y procesos a partir de los cuales los ecosistemas y las especies mantienen y satisfacen la vida humana. La Evaluación del Milenio (MA, 2003) prefiere una definición más sencilla y directamente relacionada con la sociedad, definiéndolos como los servicios que las personas reciben de los ecosistemas.

Pero tal vez la definición que más se ajusta a su concepción multidimensional es la elaborada por Díaz *et al.* (2006), que los explica como los beneficios que suministran los ecosistemas que hacen que la vida de los humanos sea posible y merezca la pena. Esta definición separa los materiales necesarios para el mantenimiento de la vida humana de los servicios relacionados con las libertades y las opciones para progresar individual y socialmente.

Asociado a los *servicios de los ecosistemas* se encuentra el concepto de *capital natural* que, desde una perspectiva sistémica, se refiere a aquellos ecosistemas que tienen integridad y resiliencia ecológica, por lo que mantienen sus funciones, o lo que es lo mismo, su capacidad para generar un flujo de servicios a la sociedad. Desde la lente del capital natural se intenta cambiar la mente de los defensores a ultranza de los modelos de conservación basados únicamente en los valores intrínsecos de la naturaleza. El significado del concepto de capital natural centra el debate de la conservación de la naturaleza en sus valores instrumentales, sin olvidar, por supuesto, sus valores intrínsecos. Los ecosistemas son conceptuados como una “fábrica de servicios” que afectan directa o indirectamente al bienestar de múltiples actores sociales. La sociedad debe implicarse en la gestión (conservación/restauración) de los ecosistemas del planeta para no caer en los errores del pasado, que nos enseñan cómo se ignoró su valor instrumental hasta que su pérdida o alteración hicieron evidente sus efectos en el bienestar humano.

Por último, los conceptos de capital natural y servicios de los ecosistemas están sirviendo de herramienta para promover un maridaje entre las ciencias biogeofísicas y las ciencias sociales, para construir el cuerpo de conocimiento de la ciencia de la sostenibilidad. Esta ciencia emergente supone una nueva aproximación interdisciplinaria que se centra en la exploración de las interacciones complejas que se establecen entre los sistemas naturales y humanos. Nos recuerda que existimos y nos desarrollamos dentro de un sistema socioecológico (humanos en la naturaleza).

Bajo esta trama conceptual general, se justifica el contenido de este monográfico de la revista **Ecosistemas**. Un monográfico que bajo el título de “Del Desarrollo Sostenible a los Servicios de los Ecosistemas” trata de impulsar, en el mundo de habla hispana, diferentes aspectos que se incluirían dentro del marco de las ciencias socio-ecológicas. Los autores, expertos de reconocido prestigio, procedentes de diferentes áreas profesionales (la Ecología , la Economía Ecológica, la Etnoecología , la Ética Ambiental o la Gestión Ambiental), exploran las interacciones entre la naturaleza y la sociedad, tratando de cambiar los mapas de un pensamiento científico tradicional que ha trazado líneas divisorias entre las ciencias biogeofísicas, sociales y tecnológicas, así como entre el mundo de la investigación y la gestión. Para finalizar este monográfico, el ante todo, “pensador sistémico” Jorge Riechmann nos entrega algunos de sus ecopoemas, que parecen reclamar una “Ecología del Interior”, la cual demanda un cambio individual para el cambio social.

Referencias

- Daily, C.G. (ed) 1997. *Nature's services: Societal dependence on ecosystem services*. Island Press. Washington.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S., Tilman, D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PloS Biology* 4: 1300-1305.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2003. *Ecosystem and human well-being: A framework for assessment*. Island Press. Washington. D.C.
- Naredo, J.M. 1996. Sobre el origen, el uso y el contenido del término sostenible. *Documentación Social* 102: 129-147.

Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía

E. Gómez-Baggethun¹, R. de Groot²

(1) Laboratorio de Socio-Ecosistemas, Departamento de Ecología, C. Darwin 2, Edificio de Biología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049. Madrid, España.

(2) Environmental Systems Analysis Group, Wageningen University, PO Box 47, 6700 AA Wageningen, Holanda.

Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. La naturaleza es a la vez fuente de recursos y sumidero de los residuos generados por el sistema económico. Otros beneficios se obtienen directamente de los ecosistemas sin pasar por procesos de transformación ni por los mercados, como en el caso del aire limpio. Así, la buena salud de la economía y el bienestar humano están en el largo plazo supeditados al mantenimiento de la integridad y la resiliencia de los ecosistemas que la engloban. El que la teoría económica estándar haya ignorado este hecho, ha sido identificado como una causa fundamental de la actual crisis ecológica. Aproximaciones como la economía ecológica y ambiental tratan de poner coto a este tipo de carencias analíticas, desarrollando conceptos y formas de contabilidad que incorporen el papel de la naturaleza y los costes ecológicos derivados del crecimiento económico. Conceptos como el capital natural o las funciones y servicios de los ecosistemas están jugando un papel fundamental en la articulación de una nueva forma de entender la economía. Este artículo ofrece una breve revisión de dichos conceptos y discute posibles aproximaciones para medir su importancia (valor).

Palabras clave: capital natural, servicios de los ecosistemas, valoración económica, economía ecológica.

Natural capital and ecosystem functions: exploring the ecological basis of the economy. Natural ecosystems provide both resources and act as a sink of wastes generated by the economic system. Other benefits are obtained directly from nature without passing through transformation processes or the mediation of markets, as in the case of clean air. Economic health in the long term thus depends on the maintenance of the integrity and resilience of the natural ecosystems in which it is embedded. The fact that standard economic theory neglects this aspect has been identified as a main cause of the current environmental problems and ecological crises. Approaches such as ecological and environmental economics attempt to deal with these shortcomings of standard economics through the development of concepts and accounting methods that better reflect the role of nature in the economy and the ecological costs derived from economic growth. Concepts such as natural capital, ecosystem functions and ecosystem services are playing a key role in the articulation of a new form of understanding economics. This paper will give a brief overview of these concepts and discuss possible ways to measure their importance (value).

Key words: natural capital, ecosystem services, economic accounting, ecological economics.

Bases ecológicas del bienestar humano: los esfuerzos por volver a conectar naturaleza y economía

Pese a que la conciencia sobre la crisis ecológica global cuenta ya con más de tres décadas de historia, la economía convencional sigue mostrando una fuerte reticencia a revisar sus fundamentos teóricos sobre bases más sostenibles. Paradójicamente, algunas escuelas económicas del pasado mostraron más preocupación por incorporar el papel de la naturaleza dentro de su marco analítico que la teoría económica hoy dominante.

En el siglo XVII, los fisiócratas, primera escuela unificada del pensamiento económico, consideraba la tierra como fuente de toda riqueza y orientaban la gestión desde una perspectiva física. Los economistas clásicos de los siglos XVIII y XIX consideraron el trabajo y la tierra como los factores limitantes de producción, entendiendo el capital como un derivado de los

anteriores. El reconocimiento más claro de los límites al crecimiento lo expuso John Stuart Mill, al vaticinar que, dado el carácter finito del planeta, la economía estaba abocada a tender hacia un estado estacionario. El propio Marx, pese a su optimismo tecnológico y su afán por el incremento de las fuerzas productivas, fue explícito en señalar la naturaleza como la fuente de los valores de uso y por tanto de la riqueza material (Marx, 1891). Si bien ya con los economistas clásicos, el factor tierra empezó a perder peso en el análisis económico con respecto a los factores trabajo y capital, el desentendimiento definitivo de la consideración de límites físicos a la economía y de la consideración de la naturaleza como fuente de valor, no tiene lugar hasta la consolidación de la economía neoclásica como teoría económica dominante durante las últimas décadas del siglo XIX y las primeras del siglo XX (Naredo, 2003).

A partir de los años 70, al calor de acontecimientos como la crisis del petróleo, el informe Meadows sobre los Límites del crecimiento o la Conferencia de Estocolmo, el despertar de la conciencia ecológica pondría en evidencia las carencias de la teoría económica a la hora de considerar límites al crecimiento económico y de incorporar el deterioro ecológico dentro de su marco analítico. A lo largo de las tres últimas décadas, enfoques como la economía ambiental y la economía ecológica han tratado de volver a conectar el sistema económico con el sistema ecológico que lo sustenta: la primera valorando las externalidades ambientales de cara su incorporación en la contabilidad económica al uso; la segunda cuestionando los fundamentos y axiomas sobre los que reposa la economía neoclásica y tratando de desarrollar un nuevo marco conceptual y metodológico de análisis que refleje e incorpore los costes físicos de la actividad económica.

La dependencia humana de los ecosistemas en distintos contextos socio-económicos

La naturaleza genera numerosos bienes y servicios para el bienestar humano (**Fig. 1**). Algunos de los beneficios que nos generan los ecosistemas se obtienen a través de los mercados, mientras que otros son consumidos o disfrutados por los humanos sin la mediación de transacciones mercantiles.

La dependencia humana de los ecosistemas se aprecia de manera evidente en economías de subsistencia ligadas al medio natural, donde las comunidades humanas toman directamente de los ecosistemas todo lo que necesitan para vivir. Sin embargo, en países con economías de mercado consolidadas y crecientemente *terciarizadas* (basadas en el sector servicios), dicha dependencia no siempre se aprecia de forma tan evidente. En estos países, las actividades productivas directamente dependientes de los ecosistemas situados dentro de su territorio, tienden a ser cada vez más marginales debido al actual proceso de deslocalización industrial, es decir debido al creciente desplazamiento de los sectores productivos y extractivos hacia países de la periferia. En los países ricos, los servicios de los ecosistemas no suelen llegar de manera directa a las personas, sino que tienen que ser adquiridos a través de los mercados, a menudo tras haber sido transportados a largas distancias y atravesado múltiples escalones de la cadena productiva.

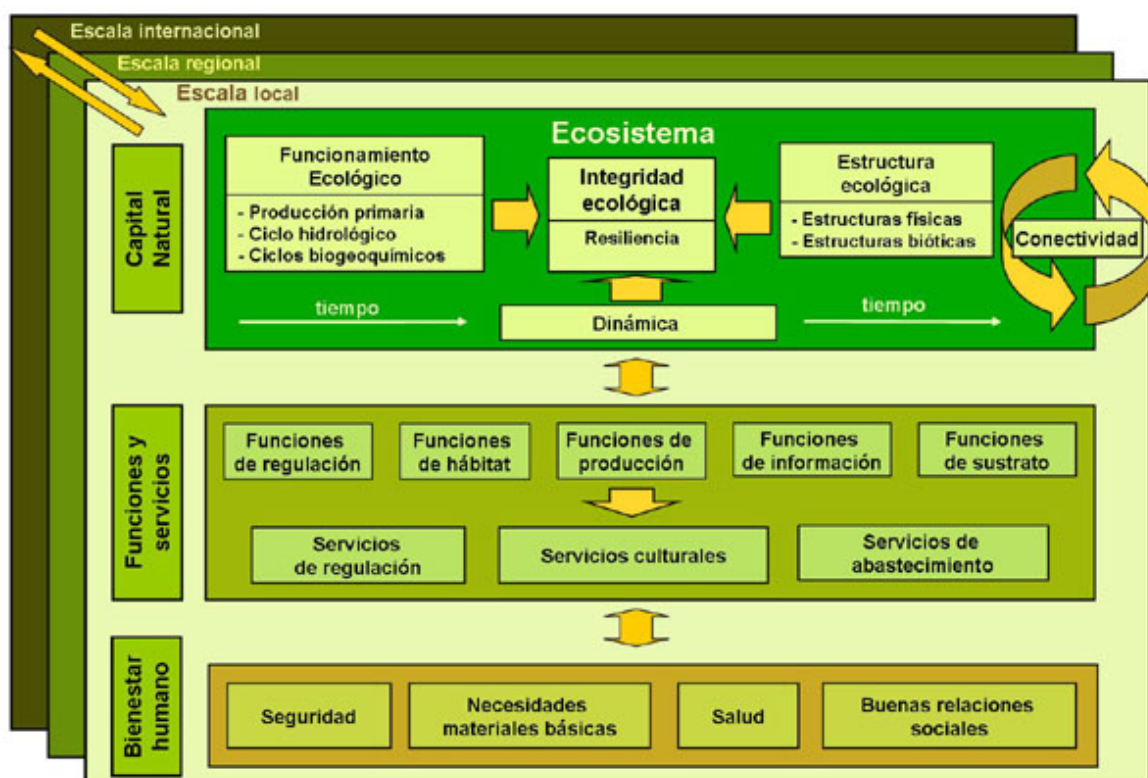


Figura 1. Capital natural y bienestar humano. Las funciones de los ecosistemas permiten generar todo un flujo de servicios de los ecosistemas con incidencia en todas las componentes básicas del bienestar humano.

De esta manera, es corriente que en los países del Norte se haya extendido la noción de un progresivo desacoplamiento entre los sistemas sociales y naturales, plasmada en teoría de la *desmaterialización* de las economías. Esta teoría se basa en la hipótesis de que una vez superado un cierto umbral de riqueza, el crecimiento económico sería cada vez menos contaminante y dependiente del capital natural (Grossman y Kruger, 1995). En efecto, factores como la creciente disponibilidad de tecnología, la expansión del sector servicios, la deslocalización industrial, o la omnipresencia de la mediación de los mercados en el disfrute de los servicios de los ecosistemas, han extendido la falsa noción de que la modernidad ha permitido a los sistemas socioeconómicos emanciparse o desacoplarse de los ecosistemas que tradicionalmente les habían sustentado. Sin embargo, dicho desacoplamiento solo puede darse a escala local, ya que en última instancia todos los bienes y servicios de los que gozan las sociedades humanas, incluso las más terciarizadas, dependen plenamente de transformaciones de materiales y energía que solo pueden ser obtenidos de la naturaleza. El hecho de que en los países ricos pueda satisfacerse una demanda creciente de consumo a la vez que sus territorios son explotados con menor intensidad no se debe a que se esté dando una *desmaterialización* de la economía, sino al hecho de que el actual sistema de libre comercio internacional permite a los consumidores de dichos países obtener servicios de los ecosistemas de todo el globo a través de los mercados globalizados (Naredo, 2005). El crecimiento del PIB del Norte se hace así posible al apoyarse sobre las fuentes de recursos (ej. petróleo) y los sumideros de residuos (ej. atmósfera) de un capital natural ubicado principalmente más allá de sus territorios.

El reconocimiento de este hecho, implica asumir que el desarrollo económico y social dependerá en el largo plazo del adecuado mantenimiento de los sistemas ecológicos que los sustentan, y que constituyen el capital natural del planeta. La sostenibilidad de las economías está supeditada a la sostenibilidad de los ecosistemas que las engloban. Desde un punto de vista económico esto supone quizás un acicate más fuerte para la conservación de los ecosistemas que los motivos éticos tradicionalmente alegados por el grueso del movimiento conservacionista, los cuales han mostrado una capacidad de influencia limitada en las políticas de gestión y la toma de decisiones. El proyecto de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MA, 2003) impulsado por la ONU en el marco de los Objetivos del Milenio parece ser consciente de este hecho. La conservación de la naturaleza no se plantea ya únicamente en términos de un deber ético de cara a las generaciones futuras ni como un *consumo de lujo* que sólo está al alcance de las mal llamadas sociedades post-materialistas. Los ecosistemas y su mantenimiento son aquí reconocidos como la base de nuestra subsistencia así como del desarrollo económico y social del que depende nuestro bienestar.

El capital natural como concepto fuerza

Como hemos explicado en el apartado anterior, todo sistema económico reposa sobre los cimientos de la naturaleza. Por una parte, los ecosistemas son la fuente de todos los materiales y la energía procesados a lo largo del sistema productivo hasta su transformación en bienes o servicios de consumo. Por otra parte, los ecosistemas son el sumidero al que van a parar todos los residuos derivados del metabolismo socioeconómico, tanto en sus fases productivas como consuntivas. La necesidad de reflejar este hecho erige la noción de capital natural como concepto clave para poner de relieve el papel que juegan los ecosistemas en el sustento de las economías, permitiendo su articulación en el lenguaje económico.

El concepto de capital natural tiene un antecedente claro en el factor de producción *tierra* considerado por la economía clásica. Asimismo, podemos encontrar alusiones metafóricas al concepto de capital natural desde hace más de un siglo. Walras habló ya en el S. XIX de las tierras como “capitales naturales y no artificiales o producidos” (Walras, 1874). La moderna noción de capital natural se intuye también en la obra de Vogt (1948), quien señaló que al consumir nuestro verdadero capital, el de los recursos naturales, reducimos la posibilidad de que algún día consigamos pagar la deuda que hemos contraído con la naturaleza. La mención explícita aparece 25 años después en la obra de Schumacher (1973), que utilizó dicho concepto en referencia a los combustibles fósiles. Sin embargo, la noción de capital natural no quedaría formalizada hasta principios de los años 90, gracias a trabajos desarrollados en los campos de la economía ambiental y la economía ecológica (véase Pearce y Turner, 1990; Costanza y Daly, 1992).

Costanza y Daly (1992) definieron capital natural como todo stock que genera un flujo de bienes y servicios útiles o renta natural a lo largo del tiempo. Dicha definición, ha persistido hasta la actualidad en la literatura con pequeñas variaciones o matices. No obstante, desde una perspectiva ecológica, el capital natural no puede ser concebido como un simple stock o agregación de elementos. A parte de estos componentes (*estructura* del ecosistema), el capital natural engloba todos aquellos procesos e interacciones entre los mismos (*funcionamiento* del ecosistema) que determinan su integridad y resiliencia ecológica.

Funciones y servicios del capital natural

Al igual que los ecosistemas pueden ser analizados desde una perspectiva económico ecológica como capital natural, los productos de su estructura y funcionamiento con incidencia *potencial* o *real* en el bienestar humano pueden ser conceptualizados respectivamente como funciones y servicios de los ecosistemas (**Fig. 1**). Pasamos a continuación a aclarar estos términos.

Los ecosistemas nos abastecen de bienes tales como agua, madera, material de construcción, energía, medicinas, recursos genéticos, etc. Asimismo, ponen a nuestra disposición de forma gratuita toda una serie de servicios tales como la regulación del clima, el procesamiento de contaminantes, la depuración de las aguas, la actuación como sumideros de carbono, la prevención contra la erosión y las inundaciones, etc. (Daily, 1997). Lo que la ciencia económica ha tratado tradicionalmente en términos de bienes y servicios, ha sido reconceptualizado desde las ciencias de la sostenibilidad en un sentido más amplio como *servicios de los ecosistemas* (MA, 2003), englobando también todos aquellos beneficios de los ecosistemas que sin pasar por los mercados (y por tanto careciendo de precios asociados), tienen una incidencia directa o indirecta en las diferentes componentes del bienestar humano (**Fig. 1**).

No obstante, la existencia de los servicios de los ecosistemas está supeditada a que previamente se den las condiciones ecológicas necesarias para su generación. En este sentido, entendemos por *funciones de los ecosistemas* (De Groot, 1992) todos aquellos aspectos de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas con capacidad de generar servicios que satisfagan necesidades humanas de forma directa o indirecta.

Los beneficios *potenciales* asociados a las funciones de los ecosistemas se concretizan en beneficios *reales* una vez que son demandados, usados o disfrutados por las personas, es decir, una vez que las sociedades humanas les asignan valores instrumentales. Es entonces cuando las funciones pasan a ser reconceptualizadas, ya dentro de un marco meramente antropocéntrico, como servicios de los ecosistemas. Así, en un bosque en el que no se produzcan talas, la función de producción de madera podrá estar presente, mientras que el servicio de abastecimiento de madera sólo se dará en el momento en que la madera de dicho bosque sea objeto de explotación.

El concepto de funciones de los ecosistemas nos ofrece el así el eslabón o puente de conexión entre la ecología y la economía, al hacer referencia a la capacidad ecológica de sustentar la actividad económica, y es una herramienta conceptual clave para poder desarrollar una teoría del capital natural con base ecológica.

Una vez aclarados los términos, un primer paso para hacer operativa la evaluación de las funciones y servicios de los ecosistemas implica traducir la complejidad ecológica (estructura y funcionamiento) a un número limitado de funciones y servicios de los ecosistemas (De Groot *et al.*, 2002) (Fig. 1). Uno de los primeros marcos estandarizados para el análisis de funciones y servicios lo encontramos en la ya citada obra de De Groot y otros, que ofrece una clasificación de 23 funciones básicas de los ecosistemas agrupadas en cuatro grandes grupos: funciones de regulación de hábitat, de producción y de información, de la cual ofrecemos una versión ampliada en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Funciones, bienes y servicios de los ecosistemas. Fuente: De Groot (2006), adaptado de De Groot (1992) y Costanza *et al.* (1997).

Funciones	Componentes y procesos de los ecosistemas	Ejemplos de bienes y servicios
<i>Funciones de regulación</i>		
1. Regulación atmosférica	Mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos (equilibrio CO ₂ /O ₂ , capa de ozono, etc.)	Protección del ozono frente a los rayos UVA y prevención de enfermedades Mantenimiento de la calidad del aire Influencia en el clima
2. Regulación climática	Influencia sobre el clima ejercida por coberturas de suelo y procesos biológicos (ej. producción de dimetilsulfato)	Mantenimiento de un clima adecuado (temperatura, precipitaciones) para la salud, la agricultura, etc.
3. Amortiguación de perturbaciones	Influencia de las estructuras ecológicas en la amortiguación de perturbaciones naturales	Protección frente a tormentas (Ej. Arrecifes de coral) o inundaciones (Ej. bosques y marismas)
4. Regulación hídrica	Papel de la cobertura del suelo en la regulación de la escorrentía mediante las cuencas de drenaje	Drenaje e irrigación natural

5. Disponibilidad hídrica	Percolación, filtrado y retención de agua dulce (ej. acuíferos)	Disponibilidad de agua para usos consuntivos (bebida, riego, industria)
6. Sujeción del suelo	Papel de las raíces de la vegetación y fauna edáfica en la retención del suelo	Mantenimiento de zonas roturadas Prevención de la erosión Control del balance sedimentario
7. Formación del suelo	Meteorización de la roca madre y acumulación de materia orgánica	Mantenimiento de la productividad de los cultivadas Mantenimiento de la productividad natural de los suelos
8. Regulación de nutrientes	Papel de la biodiversidad en el almacenamiento y reciclado de nutrientes (ej. N, P y S)	Mantenimiento de la salud del suelo y de los ecosistemas productivos
9. Procesado de residuos	Papel de la vegetación y la fauna en la eliminación y procesado de nutrientes y contaminantes orgánicos	Detoxificación y control de la contaminación Filtrado de aerosoles (calidad del aire) Atenuación contaminación acústica
10. Polinización	Papel de la fauna en la dispersión de gametos florales	Polinización de especies silvestres Polinización de cultivos y plantaciones
11. Control biológico	Control de poblaciones mediante relaciones tróficas dinámicas	Control de pestes, plagas y enfermedades Reducción de la herbivoría (control de daños a cultivos)
Funciones de hábitat		
12. Función de refugio	Provisión de espacios habitables a la fauna y flora silvestre	Mantenimiento de la biodiversidad (y por tanto de la base de la mayor parte de las funciones restantes) Mantenimiento de especies de explotación comercial
13. Criadero	Hábitats adecuados para la reproducción	Mantenimiento de la biodiversidad (y por tanto de la base de la mayor parte de las funciones restantes) Mantenimiento de especies de explotación comercial
Funciones de producción		
14. Comida	Conversión de energía solar en animales y plantas comestibles	Caza, recolección, pesca Acuicultura y agricultura de subsistencia y pequeña escala

15. Materias primas	Conversión de energía solar en biomasa para construcción y otros usos	Material para construcciones y manufacturas Combustibles y energía Piensos y fertilizantes naturales
16. Recursos genéticos	Material genético y evolución en animales y plantas silvestres	Mejora de los cultivos frente a pestes y agentes patógenos Otras aplicaciones (p. ej. salud)
17. Recursos medicinales	Sustancias bio-geoquímicas	Medicinas y otras drogas Modelo y herramientas químicas
18. Elementos decorativos	Especies y ecosistemas con usos decorativos potenciales	Materias para artesanía, joyería, adoración, decoración, pieles, etc.
Funciones de información		
19. Información estética	Oportunidades para el desarrollo cognitivo, característ. estéticas de los paisajes	Disfrute paisajístico
20. Función recreativa	Variedad de paisajes con uso recreativo potencial	Ecoturismo
21. Información artística y cultural	Variedad de características naturales con valor artístico	Expresión de la naturaleza en libros, películas, cuadros, folclore, arquitectura
22. Información histórica	Variedad de características naturales con valor histórico y espiritual	Uso de la naturaleza con fines históricos o culturales (herencia cultural y memoria acumulada en los ecosistemas)
23. Ciencia y educación	Variedad de características naturales con valor científico y educativo	Naturaleza como lugar para la educación ambiental Usos con fines científicos
Funciones de sustrato		
24. Vivienda	Provisión de un sustrato adecuado para el desarrollo de actividades e infraestructuras humanas. Dependiendo del uso específico del suelo, se requerirán distintas cualidades ambientales (p. ej. estabilidad del suelo, fertilidad, clima, etc.	Espacio para vivir, ya sea en pequeños asentamientos o en ciudades
25. Agricultura		Comida y materias primas provenientes de cultivos agrícolas y acuícolas
26. Conversión energética		Energías renovables como la eólica, la solar o la hidráulica
27. Minería		Minerales, petróleo, metales preciosos
28. Vertedero		Vertedero de residuos sólidos
29. Transporte		Trasporte por agua y tierra
30. Facilidades turísticas		Actividades turísticas (turismo de playa, deporte al aire libre, etc.)

Cuantificación y valoración del capital natural y los servicios de los ecosistemas

La teoría del valor ha sido referida por Stratton (2006) como la piedra filosofal de la ciencia económica. En efecto, todo proceso de toma de decisiones está condicionado a hacer alguna forma u otra de valoración que permita elegir entre distintas alternativas.

En una influyente publicación, Costanza *et al.* (1997) plantearon que la infravaloración de la dimensión ecológica en la toma de decisiones puede explicarse en gran parte por el hecho de que los servicios generados por el capital natural no son adecuadamente cuantificados en comparación con aquellos servicios obtenidos del capital producido por el hombre. Desde entonces, gran parte de los esfuerzos académicos por la sostenibilidad ambiental se han centrado en el desarrollo de métodos que permitan visualizar el papel de aquellos servicios del capital natural cuyo valor era sistemáticamente subestimado o ignorado por los mercados y la toma de decisiones.

No obstante, la teoría del valor permanece hoy en día sin consensuar, y sus interpretaciones y diversas formulaciones reposan sobre las ontologías, epistemologías y marcos metodológicos propios de cada enfoque. Sin pretensión de ser exhaustivos, planteamos a continuación la existencia de dos aproximaciones fundamentales al valor en el seno de las ciencias socioecológicas, que a nuestro entender pueden ser complementarias y no excluyentes (**Fig. 2**):

A) Aproximaciones basadas en las preferencias humanas:

1. **Aproximaciones al valor desde la teoría de mercado.** La economía neoclásica limita su análisis al estudio de aquellos bienes y servicios que gocen de precio, lo que supone considerar solamente un pequeño subconjunto de los servicios de los ecosistemas. Dado que la formación de precios está supeditada a la existencia previa de relaciones de oferta y demanda, todo impacto en el bienestar humano que carezca de mercados asociados será invisible a la contabilidad económica y por tanto a la toma de decisiones basada en consideraciones monetarias (p. ej. análisis coste-beneficio). Son las llamadas *externalidades*, piedra angular de la economía ambiental. Así, esta disciplina centra sus esfuerzos en la valoración de las externalidades de cara a su incorporación en la contabilidad económica. Con este fin plantea la existencia de formas de valor no captadas por el mercado (valores de uso indirecto y de no uso), proponiendo métodos de valoración capaces de captar dichos valores, a menudo mediante la simulación de mercados hipotéticos. La economía ambiental complementa así el marco analítico neoclásico pero sin transgredir las fronteras reservadas al ámbito de la crematística, es decir, el ámbito de la valoración monetaria.
2. **Aproximaciones basadas en la percepción socio-cultural y la deliberación grupal.** Los valores y percepciones sociales juegan un papel fundamental en la valoración que las personas hacen del capital natural. Aspectos como la educación, la diversidad y la identidad cultural, la libertad y los valores espirituales han sido señalados como factores moldeadores de las preferencias humanas (Chiesura y De Groot, 2003; Kumar y Kumar, 2007). Este tipo de métodos no exige necesariamente recurrir a la monetarización de las distintas opciones de cara a su comparación, ya que permiten orientar la toma de decisiones en base a la ordenación de preferencias a la que lleguen los actores tras un proceso de deliberación, ya sea este individual o grupal.

B) Aproximaciones basadas en costes físicos:

Las aproximaciones basadas en los costes físicos reposan principalmente sobre el primer y segundo principio de la termodinámica y sobre la ecología de sistemas. Algunos antecedentes pueden encontrarse en la obra de autores como Podolinsky o Frederick Soddy (véase Martínez Alier, 1995) y más tarde en Georgescu Roegen (1971) y Odum (1971). Aquí consideraremos tres grandes grupos:

1. **Cuantificación de los requerimientos de materiales o de superficie terrestre requerida por el metabolismo económico.** Estudiadas principalmente desde la ecología industrial. Ejemplos de ello son los Análisis del Flujo de Materiales y los Análisis de Ciclo de Vida (Carpintero, 2005) o los análisis de huella ecológica (Wackernagel y Rees, 1997).
2. **Cuantificación del coste energético o exergético de los procesos.** En el primer caso, se analizan los costes energéticos invertidos en un determinado proceso, siendo el Análisis de Energía Incorporada (Costanza, 1990) el método más conocido. En el segundo caso, se analiza el coste exergético de reposición (costes en energía utilizable o no disipada) que implica la utilización del capital natural (Naredo, 2001).
3. **Aproximación biogeofísica del valor.** Destaca la *síntesis emergética* de Odum (1996) basada en la ecología de sistemas, y cuya principal diferencia frente a otras versiones de análisis energético reside en su capacidad de discernir entre distintas calidades de energía y hacer explícita las relaciones entre el sistema económico y el sistema biogeofísico (Álvarez *et al.*, 2006).



Figura 2. Esquema gráfico referente a las distintas aproximaciones para la cuantificación del capital natural. El valor es una propiedad multidimensional y su estimación puede abordarse desde distintas perspectivas. El análisis multicriterio nos permite considerar distintas formas de valor irreducibles entre sí e incorporarlas como distintos criterios a ser considerados en la toma de decisiones. Fuente: Modificado de Martín-López *et al.* En revisión.

La polémica sobre la conmensurabilidad de distintos tipos de valor

La búsqueda de un patrón común de medida ha sido muchas veces la meta buscada para el esclarecimiento de la teoría del valor. Economistas clásicos como Marx y Ricardo trataron de buscar la sustancia común del valor en el *trabajo*, algunos pensadores de las ciencias naturales propusieron la *energía* o alguno de sus derivados como la exergía, mientras que los economistas neoclásicos vieron en el concepto de *utilidad* la sustancia común del valor, asumiendo su mensurabilidad y convertibilidad en dinero. Todos ellos buscaron por tanto una teoría del monovalor.

No obstante, las teorías del monovalor han sido a menudo tildadas de reduccionistas, al considerarse que sólo captan una dimensión del valor (Georgescu Roegen, 1983; Martínez Alier y Schlüpmann, 1991). En la actualidad, dentro de aproximaciones transdisciplinares como la economía ecológica, se plantea la naturaleza multidimensional del valor, o la existencia de valores plurales (monetario, ecológico, cultural) que pueden ser *inconmensurables* entre sí, es decir, que no necesariamente pueden ser reducidas a una única unidad de medida común.

No obstante, como argumentan Martínez Alier *et al.* (1998), la inconmensurabilidad de valores no implica que no se puedan comparar decisiones alternativas sobre una base racional. La incorporación de valores inconmensurables de cara a su consideración en la toma de decisiones puede operacionalizarse mediante ciertas maneras de evaluación multicriterial (Fig. 2).

¿Cuándo, cómo y por qué hablar de capital natural?

Existe un importante consenso entre los economistas ambientales y ecológicos en la idea de que gran parte de la crisis ecológica se explica por la vigencia de un sistema (de contabilidad para los primeros, económico para los segundos) que hace invisible la degradación ecológica que a menudo acompaña a la actividad económica. En este sentido, parece lógico apostar por el desarrollo de herramientas conceptuales que permitan reflejar la importancia del papel que juegan los

ecosistemas en el bienestar humano, no solo cuando son objeto de explotación, sino también cuando son conservados. Conceptos como el de capital natural o servicios de los ecosistemas son claros ejemplos de este tipo de herramientas.

Pese al gran potencial que ofrecen las diversas formas de valoración económico-ecológica de cara a reorientar la toma de decisiones sobre bases más sostenibles, es importante señalar que la valoración de los servicios de los ecosistemas no llevará por sí misma a una situación de sostenibilidad. Por un lado, los seres humanos dependen de los servicios de los ecosistemas independientemente de que esto sea reconocido o no por las preferencias humanas (Pritchard *et al.*, 2000). Por otra parte, las técnicas actuales de valoración tienen una validez muy limitada ante los comportamientos no lineales en los ecosistemas. La existencia de umbrales de cambio que pueden suponer cambios bruscos en los flujos de servicios de ecosistemas, demandan el desarrollo de nuevas técnicas de valoración desarrolladas desde la teoría de los sistemas complejos (Limburg *et al.*, 2002).

La valoración de los ecosistemas y sus servicios no debe ser entendida como un fin en sí mismo, sino como una herramienta pragmática que busque la consideración de la naturaleza y los costes asociados a su degradación dentro de la toma de decisiones. El papel de la conceptualización de la naturaleza en términos de capital natural y servicios no debería buscar la suplantación de los valores intrínsecos por los valores instrumentales como acicate para la conservación, sino la complementariedad de los mismos, haciendo llegar argumentos conservacionistas a foros donde a menudo han sido ignorados.

La defensa de la naturaleza puede plantearse desde distintas perspectivas y lenguajes de valoración (Martínez Alier, 2002 y en este monográfico). Naturaleza, ecosistemas y capital natural son conceptos que pertenecen respectivamente al lenguaje convencional, a la ecología y a la economía. La utilización de uno u otro lenguaje será especialmente adecuada en función del contexto en el que se inscriba y de los interlocutores implicados. La conceptualización de los ecosistemas y sus procesos en términos híbridos como capital natural, funciones o servicios, supone una adaptación de determinados conceptos de la ecología al lenguaje que en la actualidad domina la toma de decisiones: el económico.

En este sentido, plantear la conservación o el uso racional de los ecosistemas en torno a los conceptos de capital natural y servicios, puede ser apropiado a la hora de exponer argumentos a gestores metropolitanos presionados por la consideración de los aspectos económicos (y por tanto de valores instrumentales), pero inapropiada a la hora de tratar, por ejemplo, con comunidades rurales del Sur, quienes a menudo conciben la naturaleza como sustento de vida, asociándola a valores sociales, religiosos y espirituales.

Referencias

- Álvarez, S., Lomas, P. L., Martín, B., Rodríguez, M. y Montes, C. 2006. *La síntesis emergética: integrando energía, ecología y economía*. Fundación González Bernáldez, Madrid, España.
- Carpintero, O. 2005. *El metabolismo de la economía española. Recursos naturales y huella ecológica (1955–2000)*. Fundación César Manrique, Islas Canarias, España.
- Chiesura, A. y De Groot, R.S. 2003. Critical natural capital: a socio-cultural perspective. *Ecological Economics*, 44: 219-231.
- Costanza, R. 1980. Embodied energy and economic valuation. *Science*, 210: 1219-1024.
- Costanza, R. y Daly, H. 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6: 37–46.
- Constanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, G.R., Sutton, P. y van der Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Daily, G. (ed.) 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC, Estados Unidos.
- de Groot, R.S. 1992. *Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Wolters-Noordhoff BV, Groningen, Holanda.
- de Groot, R.S., Wilson, M. y Boumans, R. 2002. A typology for the description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- de Groot, R.S. 2006. Function analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-

functional landscapes. *Landscape and urban Planning* 75: 175-186.

Georgescu-Roegen, N. 1971. *The entropy law and the economic process*. Harward University Press, Londres, Reino Unido. Consulta a la 1ª ed. española de 1996, La ley de la entropía y el proceso económico. Fundación Argentaria, Madrid, España.

Georgescu-Roegen, N. 1983, La teoría energética del valor económico: un sofisma económico particular. *El Trimestre Económico*, 198:829-834.

Grossman, G.M. y Kruger, A.B. 1995. Economic growth and environment. *Quarterly Journal of Economics*, 110: 353–377.

Kumar, M. y Kumar, P. 2007 Valuation of the ecosystem services: a psycho-cultural perspective. *Ecological Economics*, En prensa.

Limburg, K.E., O'Neill, R.V., Costanza, R. y Farber, S. 2002. Complex systems and valuation. *Ecological Economics*, 41: 409-420.

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., González, J. Lomas, P. y Montes, C. A comprehensive framework for the assessment of ecosystem services provided by biodiversity: implications for conservation planning. *En revisión*.

Martínez Alier, J. (ed.) 1995. *Los principios de la economía ecológica*. Textos de P. Geddes, S. Podolinsky y F. Soddy, Fundación Argentaria, Madrid, España.

Martínez Alier, J. 2002 *The environmentalism of the poor: a study of ecological conflicts and valuation*. Edward Elgar, Cheltenham, UK. (edición español 2005 en Icaria. FLACSO. Barcelona.)

Martínez Alier, J. y Schlüpmann, K. 1991. *La ecología y la economía*. FCE, Madrid, España.

Martínez Alier, J., Munda, G. y O'Neill, J. 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics* 26: 277-86.

Marx, C. 1891. *Kritik des Gothaer programms*. *Die neue zeit*, 18, t I. Cita a la ed. en castellano de 1969, Crítica al programa de Gotha. En: Marx y Engels: obras escogidas. Progreso, Moscú, Rusia. p.336.

Millennium Ecosystem Assessment, 2003. *Ecosystems and human well-being. A framework for assessment*. Island Press.

Naredo, J.M. 2003 *La economía en evolución: Historia y perspectivas de las características básicas del pensamiento económico*. 3ª ed. Siglo XXI de España, Madrid, España.

Naredo, J.M. 2001. Quantifying natural capital: beyond monetary value. En: *The sustainability of long term growth: socioeconomic and ecological perspectives*, (eds.) M. Munasinghe y O. Sunkel E. Elgars. Cheltenham, Northampton MA, Reino Unido

Naredo, J.M. 2005. *Las raíces económicas del deterioro económico y social*. Siglo XXI de España editores, Madrid, España.

Odum, H.T. 1971 *Environment, power and society*. John Wiley and Sons, Nueva York, Estados Unidos.

Odum, H.T. 1996. *Environmental Accounting: Emery and decision making*. John Wiley. Nueva York, Estados Unidos.

Pearce, D. y Turner, R. 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. John Hopkins University Press, Baltimore, Estados Unidos.

Pritchard, L., Folke, C. y Gunderson, L. 2000. Valuation of ecosystem services in institutional context. *Ecosystems* 3: 36-40.

Schumacher, E. F. 1975. *Small is beautiful: economics as if people mattered*. Harper & Row, Nueva York, Estados Unidos. (edición española 1990. Hermann Blume ediciones)

Straton, A. 2006 A complex systems approach to the value of ecological resources. *Ecological Economics* 56: 402-411.

Vogt, W. 1948. *Road to survival*. Sloane Associates, Londres, Reino Unido.

Wackernagel, M. y Rees, W.E. 1997. Perceptual and structural barriers to investing in natural capital: economics from an ecological footprint perspective. *Ecological Economics* 20: 3-24.

Walras, L. 1874. *Elements of pure economy or the theory of social wealth*. Cita a la ed. española de 1987, *Elementos de economía política pura (o teoría de la riqueza social)*. Alianza DL, Madrid, España.p. 373

Restauración del Capital Natural: sin reservas no hay bienes ni servicios

J. Aronson¹, D. Renison², J.O. Rangel-Ch.³, S. Levy-Tacher⁴, C. Ovalle⁵, A. Del Pozo⁶

(1) Centre d' Ecologie Fonctionnelle et Evolutive. (C.N.R.S.-UMR 5175), 1919, Route de Mende, 34293 Montpellier, France, y Missouri Botanical Garden, EE.UU.

(2) Cátedra de Ecología, Universidad Nacional de Córdoba, C.C. 122, 5000 Córdoba, Argentina.

(3) Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.

(4) Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México

(5) Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Quilamapu, Casilla 426, Chillán, Chile.

(6) Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Talca, Casilla 747, Talca, Chile.

Restauración del Capital Natural: sin reservas no hay bienes ni servicios. Una de las ideas más innovadoras y atractivas que se están acuñando en la actualidad está relacionada con la necesidad que tiene la humanidad de preservar y manejar los recursos naturales – o capital natural – remanente e invertir en la restauración del capital natural (RCN) degradado para reincorporarlo a la cadena de bienes y servicios que la sociedad requiere. En este artículo, presentamos definiciones y conceptos básicos, para mostrar como la RCN es un enfoque más amplio en relación al propuesto en la restauración ecológica de ecosistemas naturales. Damos a conocer estudios de caso, como ejemplos del enfoque de la RCN, y su impacto sobre el suministro de bienes y servicios en Argentina, Colombia, México y Chile. Terminamos con una breve discusión y algunas recomendaciones para la investigación y el desarrollo de la RCN a nivel local, regional y global.

Palabras clave: restauración del capital natural, bienes y servicios, restauración ecológica, Argentina, Chile, Colombia, México.

Restoring Natural Capital: without reserves, no goods and no services. One of the most innovative and attractive ideas to emerge in recent years is the call for humanity to preserve and manage what remains of our natural resources, or natural capital, and to invest in the restoration of degraded natural capital (RNC), in order to replenish the reserves which assure the flows of natural goods and services that society requires. In this paper, we present definitions and basic concepts to show that RNC is a broader approach than that of the ecological restoration of degraded ecosystems. We present case studies from Argentina, Colombia, Mexico and Chile explaining in each case the RNC approach and the impact on ecosystem services. We conclude with a brief discussion and some recommendations for research and development of RNC at local, regional and global scales.

Key Words : restoring natural capital, ecological restoration, ecosystem services, Argentina, Chile, Colombia, Mexico.

Introducción

Desde hace más de 20 años la noción de biodiversidad y de su papel en el funcionamiento de los ecosistemas ha tomado cada vez mayor importancia a nivel mundial. Desde esa época, los científicos y los periodistas comenzaron a utilizar los términos capital natural y servicios ecosistémicos. Sin embargo, fue a partir de la preocupación sobre el cambio climático y sus efectos devastadores, cuando se reconoció la importancia del vínculo entre la ecología y la economía, fundamento básico para interpretar la actual crisis ecológica, así como la formulación de posibles soluciones.

Dado el crecimiento demográfico rápido y el enorme consumo del capital natural, si no se produce un cambio en las formas de aprovechamiento y manejo de dicho capital, los problemas ambientales serán inminentes, inevitables y sus consecuencias gravísimas. La ciencia y la política de la conservación y de la restauración, así como la ciencia económica, deben asociarse en la búsqueda de nuevas trayectorias para un mundo sobrepoblado en donde el consumo per cápita es muy elevado en los países ricos y dramáticamente bajo en los pobres. Una de las ideas más importantes que emerge de esta colaboración es la posibilidad concreta de que invirtamos como sociedad y comunidad mundial en la restauración del capital natural degradado (RCN).

En términos económicos, el capital natural representa las reservas, ganancias e intereses generados a partir de los bienes naturales, es decir los flujos de bienes y servicios de los cuales dependen las sociedades y economías para su supervivencia.

Hay cuatro tipos de capital natural: 1) renovable (especies vivas, ecosistemas), 2) no renovable (petróleo, carbón, diamantes), 3) recuperable (atmósfera, agua potable, suelos fértiles) y 4) cultivado (áreas y sistemas de producción agropecuaria y silvoculturales). El capital natural incluye todos los ecosistemas perdurables, así como, los paisajes culturales de los cuales obtenemos servicios y productos (bienes) que permiten nuestro sustento y bienestar sin costos directos de producción. Es importante precisar que la totalidad de las reservas de capital natural cultivado y capital de manufactura humana se derivan de las otras formas de capital (natural renovable, no renovable y recuperable).

En este artículo, se presentan definiciones y conceptos básicos, para mostrar cómo la RCN presenta un enfoque más amplio que la restauración ecológica tal como fue definida por la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER, 2002). Se pretende ofrecer nuevas perspectivas en relación a la tendencia actual de pérdida masiva de bienes y servicios naturales. Por último, damos a conocer estudios de caso, como ejemplos del enfoque de la RCN, y de su impacto sobre el suministro de bienes y servicios ecosistémicos en Argentina, Colombia, México y Chile.

Definiciones y conceptos básicos

¿Qué es la Restauración del Capital Natural?

La Restauración del Capital Natural (RCN) recoge una serie de conceptos y herramientas que pretenden integrar de manera armónica a la sociedad con el ambiente a nivel local, regional, nacional y mundial. La RCN se relaciona directamente con el incremento, la inversión o la recuperación de las reservas de capital natural, con la finalidad de promover el bienestar humano y la conservación de los ecosistemas a largo plazo (Cairns, 1993; Janzen, 2002; Milton *et al.*, 2005; Clewell y Aronson, 2006, 2007; Aronson *et al.*, 2006, 2007; Gómez-Baggethun y De Groot en este monográfico; <http://www.rncalliance.org>).

¿Cuáles son las razones para invertir en la recuperación de las reservas de capital natural? De manera simple, podría decirse que es para procurar y mejorar la generación y el abastecimiento de los bienes y servicios naturales de los cuales dependemos para nuestra propia supervivencia y bienestar (Westman, 1977; Daily, 1997; Ekins *et al.*, 2003; MA, 2005). Las actividades de RCN incluyen acciones de restauración e integración de sistemas de producción y sistemas naturales dentro de un mismo paisaje. Lo anterior implica la restauración de ecosistemas naturales y agroecosistemas dañados, degradados o destruidos. La meta principal es mejorar los aspectos físicos, socio-económicos y culturales relacionados con la calidad de vida; lo cultural tiene una vertiente incluso psicológica -es por esto que el término RCN se refiere también a la restauración de relaciones positivas y evolutivas entre la humanidad y los paisajes que habita. La RCN reconoce explícitamente el capital humano y social, y se centra en la mejora los servicios generados en los ecosistemas y agroecosistemas mediante el reabastecimiento y mantenimiento de su capital natural. A diferencia de lo señalado en la definición oficial sobre restauración ecológica propuesta por la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER, 2002), la RCN tiene una aproximación más global, al incorporar los sistemas naturales, los sistemas de producción y los sistemas urbanos junto con la economía, la ingeniería ambiental y la restauración ecológica.

El diseño de proyectos de RCN implica el buen funcionamiento de los ecosistemas, la conservación de la biodiversidad, los múltiples servicios de los ecosistemas, la sostenibilidad, y los beneficios sociales. Entre los ejemplos de este tipo de proyectos figuran: la restauración de bosques auto-sostenibles para la producción maderera, o la restauración de pastos semi-naturales para la producción ganadera en explotaciones mineras a cielo abierto abandonadas (Tongway y Ludwig, 1996; Mentis, 2006). En igual sentido se consideran la eliminación manual de árboles invasores exóticos, o la reforestación con especies nativas en cuencas para aumentar la provisión de agua en las ciudades, y al mismo tiempo generar empleo y restaurar ecosistemas biodiversos (Van Wilgen *et al.*, 2002; Renison *et al.* 2005; Woodworth, 2006); el uso de árboles para reducir la salinización en cultivos de trigo (Yates y Hobbs, 1997), y la reintroducción de prácticas agrícolas tradicionales ecológicamente compatibles y económicamente factibles (Levy-Tacher y Aguirre, 2005; Ovalle *et al.*, 1999).

La RCN integra la economía y la ecología en una forma que beneficie a la gente y mejore la calidad del ambiente que les sostiene (y de todos los organismos). Los proyectos de RCN apuntan a restaurar los sistemas naturales y a rehabilitar tierras cultivables y otros sistemas de producción de manera sostenible. Los proyectos apoyan, y pueden inclusive mejorar, la conservación de la biodiversidad local, y al mismo tiempo mejoran la oferta de servicios y bienes a la gente.

Estudios de caso

Consideraremos dos proyectos de RNC cuya finalidad es la restauración del capital natural de los sistemas naturales, y dos en el contexto de los sistemas de producción. En los cuatro casos de estudio los paisajes muestran diferente grado de alteración antrópica, persistiendo remanentes originales de diversa extensión.

a) *Ecosistemas naturales I – Sierras Grandes del centro, Argentino*

Estas montañas brindan importantísimos servicios y bienes para la población de la región. Allí nacen los ríos que proveen de agua a la agricultura, industrias, y más de dos millones de personas. Existe una importante actividad turística alimentada por sus bellezas paisajísticas, y se encuentra una biodiversidad muy singular con gran número de endemismos (Luti *et al.*, 1979; Heil *et al.*, 2007). Debido a 400 años de uso en la ganadería extensiva y en menor escala agricultura y minería, el capital natural de estas sierras se encuentra altamente empobrecido. Sus bosques nativos de *Polylepis* se redujeron en, por lo menos, una cuarta parte (Cingolani *et al.*, 2004; Renison *et al.*, 2006). Los suelos se están perdiendo en forma acelerada y, en consecuencia, más del 20% de toda la superficie ahora es roca madre expuesta por la erosión (Cingolani *et al.*, 2003, 2004). Varias especies exóticas se escaparon de los jardines y plantaciones forestales e invadieron el paisaje. Como consecuencia, la zona ahora soporta cargas ganaderas y poblaciones humanas muy reducidas con respecto a las encontradas hace 100-200 años. En un esfuerzo que aún continúa, durante la década de 1990 se concretó la creación de un Parque Nacional, una Reserva Hídrica y múltiples proyectos que tuvieron como finalidad restaurar el capital natural que poseían estas sierras, y en consecuencia el flujo de bienes y servicios que proveen a los habitantes del centro Argentino (agua, bellezas paisajísticas, productividad ganadera, biodiversidad incluyendo especies de utilidad medicinal y económica). En el Parque Nacional se expropiaron las tierras y se contrató a los pobladores que las habitaban como empleados del parque. Se redujo la erosión de los suelos y se fomentó la expansión de los bosques, excluyendo o reduciendo las cargas ganaderas. Con el fin de mantener la biodiversidad y los procesos ecosistémicos se están re-introduciendo camélidos nativos y re-forestando sitios degradados (Tavarone, 2004; Renison *et al.*, 2005; García *et al.*, en prensa). En la reserva hídrica, el dominio de las tierras sigue siendo privado, pero numerosas instituciones gubernamentales y no-gubernamentales han sumado sus esfuerzos para trabajar con los productores locales en un desarrollo más sostenible de la zona. Con el objeto de crear áreas demostrativas y aprender técnicas, algunos sitios muy degradados que ya prácticamente no tienen interés para la producción ganadera se están restaurando activamente mediante re-vegetación y reforestación con especies nativas (Fig. 1; Renison *et al.*, 2002, 2005). Se comenzaron estudios tendientes a evaluar y combatir la invasión de especies exóticas. Todas las actividades han estado acompañadas por un fuerte componente de educación ambiental – con el fin de que la población comprenda la necesidad de restaurar el capital natural de la zona – y guiadas por un plan de manejo y de monitoreo (Cabido *et al.*, 2003). Las perspectivas para el futuro son prometedoras, pero es considerable lo que queda por hacer; se requerirá mucho trabajo, constancia e imaginación para continuar con el proceso de RCN iniciado hace una década.





Figura 1. Detalle de la evolución de un sitio muy degradado de las sierras de Córdoba, Argentina, inmediatamente antes (1997, fotografía superior) y después (2006, fotografía inferior) de comenzar su restauración para incrementar la capacidad del sitio y sus suelos para proveer de agua a los ríos, sustentar a la biodiversidad y las actividades ganaderas que causaron su destrucción. Fuente: D. Renison.

b) Ecosistemas naturales II – humedales en una zona periurbana – Bogotá, Colombia

La región de alta montaña en el Norte de los Andes, presenta una de los mayores valores de biodiversidad en el mundo a nivel de especies, comunidades y ecosistemas (Rangel, 2000). Antes de la irrupción de los españoles, los indígenas utilizaron los abrigos rocosos comunes en estos ambientes como medio de protección y de resguardo, e igualmente los lagos y lagunas como sitios inherentes a su cosmología (Rangel, 2006). El consumo de la oferta ambiental era mínimo, pequeños mamíferos como curies y conejos. En algunos casos, como en la Sierra Nevada de Santa Marta (Colombia), la cultura *kogui* tuvo como fuente básica de plantas medicinales a la flora del páramo. En su historia natural, nunca han tenido un valor de uso directo en actividades pecuarias o en insumos para la producción.

En la actualidad, la demanda sobre el capital natural de la alta montaña ha llegado a situaciones alarmantes. Ésta incluye el uso directo de los bosques achaparrados como combustible casero y en cercas (especies de *Polylepis*, *Gynoxys*, *Diplostephium*), y el uso de hierbas y pastos nativos en ganadería, techos de las casas (especialmente *Calamagrostis*) y como ornamentales. Estos usos se están intensificando sin disponer de información básica sobre manejos sostenibles (Hofstede, 1995). La minería a cielo abierto y el urbanismo -con progresión de los límites de las ciudades en páramos de baja altitud (sabana de Bogotá), son factores adicionales de perturbación. A mayor altura, la agricultura de la papa y la desecación de lagos y lagunetas, cuyo contenido de materia orgánica permite la retención de gran cantidad de agua (Parra, 2005) aceleran la pérdida del capital natural. Además, la liberación de altas concentraciones de CO₂ por las razones anteriormente mencionadas, contribuirá al cambio climático global.

Los servicios ecológicos de la alta montaña se relacionan con la regulación hídrica, ya que es el área del sistema montañoso donde mejor opera la economía hídrica. En el caso de Colombia, con una población humana ubicada mayormente en los Andes, el 70% de la misma depende del agua que se encuentra depositada en lagos, lagunas y suelos del páramo. Bogotá, la capital de la república de Colombia, con cerca de 7,000.000 de habitantes, depende para su suministro hídrico de las reservas del páramo de Chingaza (Cundinamarca). Al ritmo del crecimiento de la población, con cerca de 500 a 600.000 inmigrantes anuales, es lógico esperar que en pocos años se necesiten nuevas fuentes de suministro hídrico. Quizás tendrá que ser utilizada entonces la región de páramo más extensa que existe en toda su área geográfica, el páramo de Sumapaz, donde hay numerosas lagunas, charcas y pantanos, y sectores en los cuales la alta pluviosidad (>4.000 mm al año) garantiza un suministro adecuado para el mantenimiento de los niveles de agua en las lagunas. Sin embargo, para asegurar este propósito se requiere ejecutar acciones que permitan la conservación del remanente de capital natural y la restauración de las partes degradadas. En síntesis, es necesario promover interacciones positivas entre capital económico, natural y humano que perpetúen la prestación de bienes y servicios fundamentales en cualquier plan de desarrollo.

c) Sistema de producción I – contexto de agricultura tropical – Chiapas, México

En menos de cinco décadas, la selva lacandona –último reducto de selva alta perennifolia en México y Norteamérica – perdió más del 50% de su superficie boscosa (Mendoza y Dirzo, 1999; Mas *et al.*, 2004). La vegetación original fue sustituida por extensos pastizales y por un mosaico de ambientes modificados por la actividad humana, frecuentemente dominados por helechos y otras especies vegetales invasoras, que impiden su utilización agropecuaria y dificultan su regeneración natural (Levy-Tacher y Aguirre, 2005).

Ante este escenario, resulta indispensable encontrar estrategias que permitan frenar el deterioro ecológico de la región, lo cual puede alcanzarse con la restauración del capital natural (RCN) mediante el uso de técnicas tradicionales de los mayas. En el estado de Chiapas, México, los indios lacandones son uno de los pueblos del grupo maya que posee el conocimiento tradicional más detallado de la flora y la ecología regional, y que por generaciones han manejado la selva sin destruirla (Nations y Night, 1980; Marion, 1991; de Vos, 1988).

Este grupo étnico conserva una técnica ancestral que permite la acelerada recuperación de áreas aprovechadas en la agricultura. Esta técnica se sustenta en la utilización del árbol *chujúm* (*Ochroma pyramidale*), una especie de interés comercial y amplia distribución en América (Longwood, 1962; Ascer, 1975), y rápido crecimiento, que es capaz de enriquecer los suelos agotados por la agricultura y la ganadería, así como de rehabilitar áreas degradadas como consecuencia de las quemas frecuentes (Levy, 2000; Levy y Duncan, 2004).

Cuando se trasplantaron plántulas de *chujúm* cultivadas en vivero a parcelas con un aprovechamiento agrícola intensivo (*milpa*) y a sitios dominados por *Pteridium aquilinum*, se lograron tasas altas de supervivencia (**Fig. 2; Fig. 3**). La siembra directa igualmente dio buenos resultados (Douterlungne, 2005; Douterlungne *et al.*, 2007). Después de un año, el suelo de las parcelas restauradas se cubrió con una densa capa de hojarasca; se empezó a observar la presencia de aves y murciélagos (fauna dispersora de semillas), y el reclutamiento natural de vegetación leñosa. Levy y Duncan (2004) encontraron que el manejo tradicional de este árbol les permite a los lacandones acelerar la recuperación del ecosistema selvático, al identificarse un aumento de 5% de la materia orgánica del suelo bajo la copa de densas poblaciones de *chujúm*, en comparación con áreas cercanas a otras especies nativas. Los datos obtenidos son muy alentadores y reafirman la posibilidad de que esta técnica permite la RCN y del ecosistema selvático a largo plazo. El uso del *chujúm* es una opción viable para que los campesinos de la región rehabiliten terrenos que tradicionalmente se han considerado perdidos para la agricultura, con una planta que, además, tiene valor económico.

En una época dominada por la modificación genética de especies y la tecnificación agrícola, estrategias sencillas, derivadas de prácticas tradicionales, pueden llegar a tener un impacto importante en las regiones tropicales. La recuperación de suelos degradados permitirá la creación de corredores biológicos para conectar áreas aisladas de vegetación madura, proporcionará fuentes de aprovechamiento forestal persistentes que eliminarán la necesidad de talar la selva, y le darán una oportunidad a las comunidades agrarias para hacer un uso más racional y prolongado de sus terrenos agrícolas y potreros.



Figura 2. *Ochroma pyramidale* con seis meses de crecimiento en la parcela experimental dominada por *Pteridium aquilinum*, en Lacanhá Chansayab, Chiapas, México. Fuente: S. Levy Tacher.



Figura 3. *Ochroma pyramidale* con un año de crecimiento en la parcela experimental dominada por *Pteridium aquilinum*, en Lacanhá Chansayab, Chiapas, México. Fuente: S. Levy Tacher.

d) Sistemas de producción II – contexto agropecuario de la zona de clima mediterráneo de Chile

En la región central de Chile, al igual que en otras áreas con ecosistemas frágiles y semiáridos del mundo, ni los habitantes rurales ni las clases dirigentes han valorado la riqueza que estas zonas guardan, y el valor que poseen como patrimonio natural único, prestadores de servicios ecológicos, como conservación de la biodiversidad, producción limpia, paisajes culturales, funcionamiento de cuencas hidrográficas, y conservación de suelos y aguas. En el pasado imperó la explotación excesiva de los recursos naturales debido a la aplicación del modelo de agricultura europea cerealista, con una intensidad de explotación de los recursos incompatible con la capacidad de carga y productividad biológica de esos ambientes. En los últimos 30 años la región mediterránea de Chile ha presentado un cambio drástico en el uso del suelo, de agrícola/ganadero a forestal (Ovalle *et al.*, 1999; Aronson *et al.*, 2002). Ambos extremos han tenido consecuencias graves en términos de conservación del capital natural. La agricultura provocó una fuerte degradación de los suelos, cuya consecuencia más grave ha sido la erosión intensa. Cuando el suelo y la vegetación se destruyeron, ya no fue posible sostener a la población rural y sobrevino entonces la segunda “ola de transformación”, con la proliferación de plantaciones industriales de pinos y eucaliptos para la producción de madera y pulpa para papel. Con este segundo cambio, si bien la erosión de los suelos se tiende a detener, se pierden paisajes, especies, patrimonio cultural (costumbres y tradiciones, etc.). Además, debido a la gran tasa de evapotranspiración de las plantaciones, disminuyen los niveles freáticos que sustentan a los ríos de la zona y proporcionan agua potable para humanos y animales. Esta tendencia tiene, para el país, consecuencias ecológicas y culturales que aún no han sido correctamente evaluadas. La pregunta que surge es si es posible pensar en una vía alternativa de desarrollo a los modelos actuales. ¿Qué ayudas, instrumentos o herramientas de fomento sería necesario para apoyar a los agricultores y ganaderos a permanecer en el campo y a no abandonar y enajenar sus tierras? Variadas alternativas han sido evaluadas en los últimos 30 años y varias de ellas se están aplicando con éxito. La recuperación de suelos degradados es ya una realidad a partir de un programa específico, desarrollado por el Ministerio de Agricultura, tendiente a corregir la acidez edáfica y el agotamiento del nivel de fósforo, lo cual permite el establecimiento de praderas de leguminosas fijadoras de nitrógeno (Fig.

4), produciendo un mejoramiento de la fertilidad de los suelos, elevando el potencial productivo de las praderas, lo que se traduce en un aumento de la productividad y rentabilidad de la producción ganadera de ovino en la región. De manera análoga, la restauración de los espinales chilenos - una formación silvopastoral seminatural, junto con ayudas para evitar y controlar la erosión, tales como la "labranza cero", el manejo de los rastrojos, la construcción de barreras físicas y biológicas para el control de cárcavas, todas medidas para la RCN. Las perspectivas para el futuro son auspiciosas, pero requerirán de toda nuestra imaginación para desarrollar nuevas alternativas para generar recursos económicos, tales como el turismo rural para el desarrollo de una economía con nuevos productos regionales de alto valor (**Fig. 5**).



Figura 4. Parcelas experimentales mostrando el excelente comportamiento de leguminosas forrajeras anuales en suelos degradados del secano interior. Al igual que algunos árboles leguminosos, estas plantas son capaces de fijar altas cantidades de N atmosférico, permitiendo iniciar procesos de restauración de la fertilidad de los suelos. Fuente: C. Ovalle



Figura 5. Espinales degradados con una baja abundancia de espino y donde muy pocas especies arbóreas pueden crecer. En el fondo se aprecian arbustos, los de hoja caduca son espinos y los de hoja perenne son matorrales típicos de suelos degradados, en este caso tebos (*Trevoa trinervis*; *Rhamnaceae*) Fuente: C. Ovalle.

Discusión y perspectivas

En todo el mundo, los recursos naturales han sufrido fuertes y continuados procesos de degradación debido al aprovechamiento intensivo y al manejo irracional al que han sido sometidos. Esta tendencia puede revertirse mediante la implementación de programas de restauración de los ecosistemas degradados y protección de los remanentes naturales, bajo la perspectiva integradora de la ecología y la economía. Una acción así, exige un concepto de trabajo a nivel del paisaje, en estrecha colaboración con las poblaciones locales. La presentación y discusión de las experiencias mencionadas en el texto, nos conducen inevitablemente a la necesidad de plantear acciones concretas para conservar y recuperar el capital natural. Estas experiencias también nos muestran la necesidad de extender los beneficios de la RCN a la población humana. Se pretende generar mejores opciones para la comprensión de las nuevas concepciones de la relación 'ser humano/naturaleza', en las cuales el marco teórico del manejo del capital económico puede ser tomado como un modelo que facilite la persistencia del capital natural; éste sería el caso de las Sierras Grandes del centro Argentino y de la alta-montaña del norte de los Andes.

Otra opción igualmente atractiva se relaciona con la recuperación del capital natural agotado o explotado en exceso, ya sea mediante la incorporación de conocimientos ancestrales (Chiapas) o la utilización de conocimientos generados recientemente, en el caso chileno. Los dos procesos apuntan hacia el fundamento de la filosofía de la RCN: recuperar para reintroducir este capital al ciclo de manejo sobre la premisa esencial de conservar los depósitos naturales, consumir las ganancias y extender los beneficios a la mayoría de la población. El compromiso que resulta de las consideraciones anteriores en todos los centros de la alianza RCN puede resumirse en la siguiente frase: *Una Economía en la cual la Naturaleza cuenta y una Ecología donde los Hombres cuentan*. Esta frase queda plasmada en el concepto de RCN mediante la incorporación de la palabra 'capital' al concepto pre-existente de restauración ecológica, lo cual enfatiza la conexión entre economía y ecología.

Agradecimientos

Gracias a Christelle Fontaine por su ayuda con el manuscrito y a Paddy Woodworth por sus comentarios. DR agradece el apoyo financiero de dos Rufford Small Grants y la Agencia Córdoba Ambiente SE a sus proyectos, los cuales permitieron madurar las ideas vertidas en este texto.

Referencias

- Aronson, J., Ovalle, C., Avendaño, J., Longeri, L., y Del Pozo, A., 2002. Agroforestry tree selection in central Chile: biological nitrogen fixation and plant growth in six dryland species. *Agrofor. Syst.* 56: 155-166.
- Aronson, J., Blignaut, J.N., Milton, S.J., y Clewell, A.F., 2006. Natural capital: the limiting factor. *Ecol.* 28:1-5.
- Aronson, J., Milton, S., y Blignaut, J., eds, 2007. *Restoring natural capital: Science, business, and practice*, Island Press, Washington, D.C.
- Ascer, R., 1975. Balsa wood in boat construction. *Revue du Bois et de ses Applications* 30:59.
- Cabido, M., Antón, A., Cabrera, M., Cingolani, A.M., Di Tada, I., Enrico, L., Funes, G., Haro, G., Polop, J., Renison, D., Rodríguez, V., Roqué Garzón, J., Rosacher, C., y Zak, M., 2003. *Línea de Base y Programa de Monitoreo de la biodiversidad del Parque Nacional Quebrada del Condorito y la Reserva Hídrica Provincial Pampa de Achala*.
- Cairns, J. Jr., 1993. Ecological restoration: Replenishing our national and global ecological capital. En *Nature conservation 3: Reconstruction of fragmented ecosystems* (eds. Saunders, D, Hobbs, R. y Ehrlich, P.), pp. 193-208, Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, NSW, Australia.
- Cingolani, A.M., Cabido, M.R., Renison, D., y Solís Neffa, V., 2003. Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. *J. Veg. Sci.* 14: 223-232.
- Cingolani, A.M., Renison, D., Zak M.R., y Cabido, M.R., 2004. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using Landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sens. Environ.* 92: 84-97.
- Clewell, A. F., y Aronson, J., 2006. Motivations for the restoration of ecosystems. *Conserv. Biol.* 20: 420--428.

Clewell, A. F., y Aronson, J., 2007. *Ecological restoration: Principles, values, and structure of an emerging profession*, Island Press, Washington, DC.

Daily, G.C., 1997. *Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington, DC.

de Vos, J., 1988. *Oro verde. La conquista de la selva Lacandona por los madereros tabasqueños, 1822-1949*, Instituto de Cultura de Tabasco/Fondo de Cultura Económica, México, D. F.

Douterlungne, D., 2005. *Establecimiento de acahuals a través del manejo tradicional lacandón de Ochroma pyramidale Cav.* Tesis de Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. ECUSUR.

Douterlungne, D., Levy-Tacher, S., Golicher, D., y Román-Dañobeytia, F., 2007. Applying indigenous knowledge to the restoration of degraded tropical rain forest dominated by bracken. (*Inédito*).

Ekins, P., Folke, C., y De Groot, R., 2003. Identifying critical natural capital. *Ecol. Econ.* 44, 159-163.

García, C., Renison, D., Cingolani, A.M., y Fernández-Juricic, E. En prensa. Avifaunal changes as a consequence of large scale livestock exclusion in the mountains of Central Argentina . *J. App. Ecol.*

Heil, L., Fernández-Juricic, E., Renison, D., Nguyen, V., Cingolani, A.M., y Blumstein, D.T., 2007. Avian responses to tourism in the biogeographically isolated high Córdoba Mountains, . *Biodivers. Conserv.* 16:1009-1026.

Hofstede, R., 1995. *Effects of burning and grazing on a Colombian páramo ecosystem*. Ph.D. Thesis. University of Amsterdam, Amsterdam.

Janzen, D.H., 2002. Tropical dry forest: area de conservacion Guanacaste, northwestern Costa Rica. En *Handbook of ecological restoration. Vol. 2. Restoration in practice* (eds. Perrow, M. y Davy, A.), pp. 559-584, Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.

Levy T., S., 2000. *Sucesión causada por roza-tumba-quema en las selvas de Lacanhá, Chiapas*. Tesis Doctor en Ciencias. Colegio de Posgraduados, montecillo estado de México.

Levy, S.I.T., & Duncan, J.G., 2004. How predictive is Traditional Ecological Knowledge? The case of the Lacandon Maya fallow enrichment system. *Interciencia* 29:496-503.

Levy-Tacher, S., & Aguirre, R., 2005. Successional pathways derived from different vegetation use patterns by Lacandon Mayan Indians. *J. Sustainable Agric.* 26:49-82.

Longwood, F.R., 1962. *Present and potential commercial timbers of the Caribbean*. Agric. Handb. 207. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC.

Luti, R., Solis, M, Galera, F., Ferreira, N., Berzal, M., Nores, M., Herrera, M., y Barrera, J., 1979. Vegetación. En *Geografía física de la provincia de Córdoba* (eds.Vázquez, J. B., Miatello, R. A. y Roqué, M. E.), pp. 297–368, Ed. Bolett, Buenos Aires.

Marion, M.O., 1991. *Los hombres de la selva, un estudio de tecnología cultural en medio selvático*. Instituto Nacional de Antropología e Historia, México, D. F. 287 p.

Mas, J.F., Velázquez, A., Díaz, J.R.G., Mayorga, R.S., Alcántara, C., Bocco, G., Castro, R., Fernández, T., y Pérez, A.V., 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico. *Int. J. of Appl. Earth Observ. Geoinf.* 5:249-261.

Mendoza, E., y Dirzo, R., 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiv. Conserv.* 8:1621-1641.

Mentis, M.T., 2006. Restoring native grassland on land disturbed by coal mining on the Eastern Highveld of South Africa. *South African J. Sci.* 102:193-197.

Millennium Ecosystem Assessment (MA), 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. and Covelo, Ca.

- Milton, S.J., Aronson, J., y Blignaut, J.N., 2005. Restoring natural capital – shared visions for ecology and economy. *Quest* (South African Academy of Science) 2:39-41.
- Nations, J.D., y Night, R.B., 1980. The evolutionary potential of Lacandon Maya sustained-yield tropical rain forest agriculture. *J. Antropol. Res.* 36:1-33.
- Ovalle, C., Aronson, J., Del Pozo, A., y Avendaño, J., 1999. Restoration and rehabilitation of mixed espinales in central : 10-year report and appraisal. *Arid Land Res. Manage.* 13:369-381.
- Ovalle, C., del Pozo, A., Zagal, E., y Aronson, J. (in prep.). *Restoring natural capital in central Chile: annual legume pasture mixtures and new multipurpose trees can repair a degraded agroforestry system*. Agric. Ecosyst. Environ.
- Parra-S., L.N., 2005. *Análisis facial de alta resolución en el páramo de Frontino*. Tesis de Doctor. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia.
- Rangel-Ch., J. O. 2000 (ed.). *Colombia Diversidad Biótica III. La región Paramuna*. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Instituto A. Von Humboldt, Bogotá. D.C.
- Rangel-Ch., J.O. 2006. *The biodiversity of the Colombian paramo region and its relation to antropogenic impact*. En *Land use change and mountain biodiversity* (eds. Spehn, E., Liebermann, M. & C. Korner, C.), pp. 103-118, CRC Press, Boca Raton , FL.
- Renison, D., Cingolani, A.M., y Suarez, R., 2002. Efectos del fuego sobre un bosquecillo de *Polylepis australis* (Rosaceae) en las montañas de Córdoba, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 75:719-727.
- Renison, D., Cingolani, A.M., Suarez, R., Menoyo, E., Coutsiere, C., Sobral, A., y Hensen, I., 2005. The restoration of degraded mountain forests: effects of seed provenance and microsite characteristics on *Polylepis australis* seedling survival and growth in Central Argentina. *Restor. Ecol.* 13:129-135.
- Renison, D., Hensen, I. , Suarez, R., y Cingolani, A.M., 2006. Cover and growth habit of *Polylepis* woodlands and shrublands in the mountains of central Argentina: human or environmental influence? *J. Biogeogr.* 33:876-887.
- SER, 2002. The SER primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International, Science and Policy Working Group, <http://www.ser.org/>.
- Tavarone, E.G., 2004. Análisis de la factibilidad de reintroducción del guanaco (*Lama guanicoe*) en el Parque Nacional Quebrada del Condorito. Master thesis. Universidad Nacional de Córdoba.
- Tongway, D.J., y Ludwig, J.A., 1996. Rehabilitation of semiarid landscapes in . I. Restoring productive soil patches. *Restor. Ecol.* 4:388-397.
- Van Wilgen, B.W., Marais, C., y Magadlela, D., 2002. Win-win-win: South Africa's Working for Water Programme. En *Mainstreaming biodiversity in development: Case studies from South Africa* (eds. Pierce, S. M., Cowling, R. M., Sandwith, T. y MacKinnon, K.), pp. 5-20, World Bank, Washington, DC.
- Westman, W., 1977. How much are nature's services worth? *Science* 197:960-964.
- Woodworth, P., 2006. *Working for Water in : Saving the world on a single budget?* *World Policy Journal* 31-43, 2006a.
- Yates, C.J., y Hobbs, R.J., 1997. Woodland restoration in the Western Australian wheatbelt: A conceptual framework using a state and transition model. *Restor. Ecol.* 5:28-35.

La apropiación humana de producción primaria neta (AHPPN) como aproximación al metabolismo económico

O. Carpintero

Departamento de Economía Aplicada, Universidad de Valladolid. Av. Valle Esgueva, 6. 47011 Valladolid

La apropiación humana de producción primaria neta (AHPPN) como aproximación al metabolismo económico. La economía ecológica entiende que el sistema económico es un subsistema dentro de un sistema más amplio como es la biosfera, y la sostenibilidad debe ser vista como una cuestión de escala o tamaño del sistema económico dentro de esa Biosfera. Una de las formas de medir ese tamaño o escala en términos físicos, cuantificando los flujos de energía, materiales y residuos que atraviesan una economía y conforman su metabolismo. En efecto, al igual que los organismos vivos que ingieren energía y alimentos para mantenerse y permitir su crecimiento y reproducción, una economía convierte materias primas, energía y trabajo en bienes finales de consumo —más o menos duradero—, infraestructuras y residuos. Una parte importante de este metabolismo lo constituyen los recursos renovables procedentes anualmente de la fotosíntesis (Producción Primaria Neta, PPN) que permiten mantenerse, crecer y reproducirse a todos los organismos heterótrofos, incluidos los seres humanos. Un buen indicador para saber el impacto del metabolismo económico y social sobre esta fracción lo constituye la Apropiación Humana de Producción Primaria Neta (AHPPN). En este artículo se exploran las posibilidades que ofrece esta herramienta para la evaluación de la sostenibilidad económico-ecológica de las sociedades industriales, así como las estimaciones que se han realizado de la AHPPN a escala planetaria (que se sitúan entre el 20 y el 40 por 100), y su influencia en el estudio de las relaciones economía y naturaleza desde el punto de vista histórico.

Palabras clave: Apropiación humana de producción primaria neta, metabolismo económico, sostenibilidad, economía ecológica

Human appropriation of net primary productivity (HANPP) as an approach to economic metabolism. Ecological economics points out that the economy has to be seen as a sub-system of the environment and sustainability is basically a "scale issue", that is, it refers to the size occupied by the economic system inside the Biosphere. This "scale" can be measured in physical terms, i.e., by quantifying the flows of energy, materials and wastes that constitute the metabolism of the economy. Just like a living organism ingests energy and food to provide for its own maintenance and reproduction, the economic system converts raw materials, energy and labor into finished products, infrastructures and wastes. Renewable resources and products of photosynthesis are an important part of the economic metabolism because are the basis for maintenance, growth and reproduction of all heterotrophs (human beings included). For this reason, we can use the Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP) to measure the ecological impact of economic metabolism on this key fraction of resources. In this paper, we explore the possibilities of this tool for evaluating the ecological-economic sustainability of industrial societies, and estimations of HANPP at world level (from 20% to 40%) are analyzed. The influence of such an indicator for describing the nature-economy relationships are considered too.

Key words: Human appropriation of Net Primary Production, economic metabolism, sustainability, ecological economics

"El paradigma ecológico aísla la actividad humana dentro de una caja etiquetada como "perturbaciones". Por su parte, el paradigma económico, aísla la dinámica de los ecosistemas en una caja que lleva por título "externalidades". Ambas abstracciones son exitosas siempre y cuando se dé el supuesto de que la actividad humana se produce en una escala relativamente pequeña. Pero el supuesto se vulnera claramente cuando la actividad humana alcanza las dimensiones globales de la última mitad del siglo XX".

Robert V. O'Neill y James R. Kahn (2000)

Introducción

La interesante constatación de Robert O'Neill y James Kahn con la que se ha querido encabezar este texto obliga, seguramente, a dos cosas: a una matización y a un reconocimiento. La primera tiene que ver con el "paradigma económico" al que se alude, y conviene advertir que esa manera de representar las relaciones economía-naturaleza —aunque dominante— no es la única entre los economistas: de hecho, comienza poco a poco a tambalearse. Y en lo que atañe al segundo aspecto, al reconocimiento, parece claro que el tamaño, "escala", e impacto alcanzados por las actividades humanas en el último medio siglo son tales que resulta complicado seguir hablando de naturaleza virgen o no humanizada. Se comprende, así, que tengan también razón O'Neill y Kahn cuando sugieren que la especie humana —o más concretamente el *Homo economicus*—, se ha convertido en una "especie clave" (*keystone species*) tal y como suele entenderse ésta en teoría ecológica, a saber: aquella que controla el medio ambiente y con ello determina también qué otras especies pueden sobrevivir en su presencia. El problema, sin embargo, surge al comprobar que el paradigma hegemónico en Ecología no considera la especie humana en estos términos, sino más bien como una "perturbación externa" al ecosistema natural.

Afortunadamente, en los últimos veinte años ha ido cuajando una larga tradición histórica de economistas, ecólogos y otros científicos naturales descontentos con el tratamiento que sus respectivas disciplinas otorgaban a estos asuntos. Ello ha redundado en el fortalecimiento de un enfoque transdisciplinar que tiende puentes entre la ciencia económica y esa economía de la naturaleza que es la ecología, pero también entre la ciencia económica y esa economía de la física que es la termodinámica. Así pues, planteamientos como la *Economía Ecológica*, o la *Ecología Industrial* —a través, por ejemplo, de revistas como *Ecological Economics* o *Journal of Industrial Ecology*— están sirviendo como cobijo para estas aproximaciones que, en general, descansan sobre dos supuestos importantes: a) el sistema económico es un subsistema dentro de un sistema más amplio (Biosfera) y, por tanto, su funcionamiento está restringido y condicionado por las leyes que gobiernan el funcionamiento de la propia biosfera (esto es, las leyes de la termodinámica y de la ecología); y b) la sostenibilidad ambiental de ese subsistema económico dependerá, en gran medida, del tamaño o "escala" que dicho subsistema ocupe en el total de la Biosfera, y de la capacidad, tanto para abastecerse de recursos renovables, como para cerrar los ciclos de materiales convirtiendo los residuos en nuevos recursos aprovechables (véase, por ejemplo, entre la abundante literatura: Naredo, 1987; Georgescu-Roegen, 1971, 2007; Daly, 1996; Martínez Alier y Roca, 2000; Ayres y Ayres, eds., 2002).

Ahora bien, ¿cómo medir esa escala o tamaño ambiental de manera razonable? Los economistas ecológicos han respondido a esta cuestión aportando dos alternativas. Por un lado, hacerlo en términos *físicos*, cuantificando los flujos de energía, materiales y residuos que atraviesan una economía y conforman su particular metabolismo. Pues, al igual que los organismos vivos que ingieren energía y alimentos para mantenerse y permitir su crecimiento y reproducción, una economía convierte materias primas, energía y trabajo en bienes finales de consumo —más o menos duradero—, infraestructuras y residuos (Ayres, 1989; Ayres y Simonis, 1994; Fischer-Kowalski y Haberl, 1993; Adriaanse, *et al.*, 1997; Mathews, *et al.*, 2000; Carpintero, 2005, y, en general, los trabajos del Wuppertal Institut alemán y del Instituto de Ecología Social de Viena [\(1\)](#)).

La otra posibilidad consiste en cuantificar el tamaño o escala en términos *territoriales*, esto es, estimando el espacio que un país, región o ciudad necesita para satisfacer su modo de producción y consumo, y para absorber sus residuos. Indicadores como la huella ecológica (Wackernagel and Rees, 1996; WWF, 2000), y los derivados de análisis como el *Land Use-Land Cover*, estarían dentro de esta categoría. Ambas aproximaciones permiten, de todos modos, obtener información sobre la capacidad de los ecosistemas para proporcionar recursos y absorber los residuos, y es esta complementariedad físico-territorial la que ha llevado a algunos investigadores a tender puentes entre ambas opciones metodológicas con resultados notables para el análisis de la sostenibilidad. Análisis que, por ejemplo, vinculan mutuamente los cambios en el uso del suelo con las modificaciones del metabolismo socioeconómico (véanse, a este respecto, los artículos aparecidos en el número monográfico de la revista *Land Use Policy* 21, 2004).

Medir, pues, el tamaño o escala. Para este esfuerzo, una de las posibles líneas de colaboración entre economistas ecológicos y ecólogos surge al analizar *el componente renovable del metabolismo económico, especialmente la biomasa*. Parece claro que uno de los límites *ecológicos* que se presentan a la expansión y el crecimiento económico viene de la mano de la Producción Primaria Neta (PPN) generada anualmente por los ecosistemas, esto es, la producción de la vegetación una vez descontada la gastada en la respiración de las plantas, y que, por ello mismo, constituye la base para el mantenimiento de todos los seres vivos heterótrofos (consumidores y descomponedores).

Es fácil entender que un indicador como la AHPPN no sea ajeno a los afanes de la economía ecológica y a la evaluación de la (in)sostenibilidad. Por ejemplo, Herman Daly (1992) ya propuso a comienzos de los noventa su utilización al caracterizar nuestra economía como la de "un mundo lleno", donde la AHPPN certificaba la expansión del sistema económico dentro de una biosfera finita. De hecho, es a lo único que -en sentido estricto- podemos llamar *producción neta*, habida cuenta que la conversión de

energía en materia orgánica por parte de las plantas verdes a través de la fotosíntesis se puede considerar claramente como aquella fracción que —en términos económicos— “podemos consumir sin empobrecernos”. Además, su carácter renovable permite repetir el proceso período tras período. Sin embargo, en ese “consumir sin empobrecernos” están incluidas *todas* las especies animales, seres vivos y ecosistemas enteros que dependen también de dicha PPN para su supervivencia y estabilidad.

Metabolismo económico y AHPPN en perspectiva histórica

Caben pocas dudas de que la apropiación humana de la producción primaria neta (AHPPN) está muy relacionada con el metabolismo socio-económico. En cualquier sociedad tendremos, en primer lugar, los *flujos materiales* por unidad de tiempo, que incorporan los insumos procedentes del medio ambiente que pasan al sistema económico (en toneladas o Kg/año) y que una vez transformados en bienes y servicios, regresan de nuevo al medio ambiente como residuos. Por otro lado está el *flujo de energía* necesario para poner en marcha la maquinaria económica (combustibles fósiles, biomasa, solar, etc.). Ahora bien, *al menos*, todas las sociedades necesitan un flujo de energía y materiales en consonancia con las “demandas biológicas” de sus respectivas poblaciones, lo que viene a suponer, *por habitante y día*, unos 12 MJ de energía, 10 kg de aire, entre 2 y 4 kg de agua, y de 2 a 3 kg de biomasa para un adulto medio (Fischer-Kowalski y Haberl, 1997).

A partir de aquí, el metabolismo socioeconómico dependerá de los requerimientos de energía y materiales que cada economía demande para fabricar y consumir bienes y servicios, que serán diferentes cuantitativa y cualitativamente, según estemos hablando de sociedades cazadoras-recolectoras (2), agrarias o industriales (Tabla 1). No en vano, en términos totales, las economías industriales requieren entre 4 y 20 veces más energía por habitante y año que las sociedades de base agraria o cazadora-recolectora; a la vez que demandan entre 5 y 20 veces más insumos materiales. Este crecimiento en las exigencias de las modernas sociedades se ha venido apoyando en un progresivo proceso de “colonización” humana de la naturaleza para sus propios fines, que da sus primeros pasos con la agricultura y se modifica cualitativamente con la civilización industrial apelando no sólo a la biomasa sino a los recursos proporcionados por la corteza terrestre (Fischer-Kowalski y Haberl, 1993; 1997) (3).

Tabla 1. Metabolismo económico por habitante y año de diferentes modos de producción. Fischer-Kowalski y Haberl (1997, 70). La sociedad industrial se refiere a Austria durante 1990. m.s: materia seca.

	Sociedades cazadoras y recolectoras	Sociedades agrarias	Sociedades industriales
Input Energético (GJ/hab/año)	10-20 (comida, leña, ...)	65 (aprox.) alimentación: 3 piensos: 50 leña: 12	223 energía fósil: 125 hidroeléctrica: 23 leña y madera: 33 biomasa agrícola: 42
Input Material (tn/hab/año)	1 (aprox.) (comida, leña, ...)	4 (aprox.) alimentación: 0,5 pienso (m.s): 2,7 madera: 0,8	21,5 biomasa agrícola: 3,1 madera: 3,3 energía fósil: 3,0 arena, grava, ...: 9,0 otros: 3,2

De igual modo, dentro de ese metabolismo, la parte considerada PPN y su apropiación humana también tiene una importancia desigual. En el caso de las sociedades cazadoras-recolectoras, se estima que la AHPPN se encuentra entre el 0,001 y el 0,01 por 100, mientras que el salto a sociedades agrícolas implica ya un 20 por 100 de AHPPN (Haberl, 2002), llegándose a porcentajes del 40-50 por 100 cuando hablamos de sociedades industriales como, por ejemplo, la austriaca (Haberl, 1995; 1997; 2002; Krausmann, 1999; 2001; 2003).

Estos planteamientos y resultados han tenido aplicación concreta en el caso austriaco, gracias a la iniciativa del Instituto de Ecología Social, bajo la dirección e impulso de Helmut Haberl en esta cuestión. Ya desde sus primeros trabajos Haberl (1995, 1997) planteó una definición de AHPPN que presenta mucho interés aunque tampoco esté exenta de problemas y críticas, a saber: se considera AHPPN a la diferencia entre la PPN de la vegetación potencial (denominada PPNo esto es, en ausencia de intervención humana en el ecosistema) y la fracción de PPN que permanece en el ecosistema después de producirse la cosecha o recolección (PPNt). Esta última se obtiene, a su vez, restando de la PPN en ese momento determinado, la PPN cosechada o desechada como consecuencia de la recolección (PPNh). Otra forma de obtener ese mismo resultado es sumar a la PPN cosechada, la variación en la PPN consecuencia de los cambios en los usos del suelo. Pero, sin duda, uno de los aspectos polémicos de esta definición es la cuantificación de la PPN potencial (es decir, en ausencia de intervención humana), tanto por el propio concepto, como por el margen de incertidumbre que conlleva su cálculo. Sin embargo, también presenta la ventaja de registrar un par de hechos importantes: a) las variaciones en la AHPPN consecuencia de cambios en usos del suelo respecto a la vegetación potencial, y b) hasta qué punto los cambios tecnológicos en la agricultura pueden aumentar considerablemente la

PPN cosechada un año, aunque este incremento no tenga necesariamente que traducirse en una reducción de la PPN que permanece en el ecosistema después de la cosecha o recolección.

Este resultado general se enriquece al contemplar la evolución histórica en un país determinado. Fridolin Krausman ha presentado estimaciones para el mismo caso austriaco entre 1830 y 1995 (Krausmann 1999, 2001) en las que emerge algún elemento de sorpresa en el análisis. Como revelan dichos trabajos, aunque *la biomasa extraída se ha incrementado en el período un 70 por 100, la apropiación de la PPN ha descendido ocho puntos porcentuales desde comienzos del siglo XIX*. Las razones hay que buscarlas en el “aumento” de la productividad agrícola y forestal por la intensificación de las labores. De hecho, como reconoce Krausman, en la actualidad las diferencias de productividad de la actual vegetación son muy pequeñas respecto a las de la potencial. Pero, a la vez que se produjo este fenómeno, la reducción de la PPN por el efecto del crecimiento de la urbanización en 4,7 veces desde 1830, se vio más que compensado por el aumento de la superficie y rendimiento forestal.

Este “sorprendente” resultado en el que el incremento de la productividad agraria y forestal no conlleva necesariamente un incremento de la AHPPN relativiza, a juicio de Krausmann (2001), la afirmación general de que las sociedades industrializadas han incrementado su presión sobre los ecosistemas medida en términos de AHPPN. Sin embargo, lo cierto es que esta cautela no se cumple en otros casos. Por ejemplo, al aplicar análisis similares a la evolución de ecosistemas particulares de gran interés como los deltas de los ríos (Day, *et al.*, 1997; Cardoch, *et al.*, 2002), *las conclusiones son curiosamente las contrarias*. Esto es precisamente lo que ha ocurrido en el caso del delta del Ebro, donde la AHPPN ha experimentado un aumento considerable ligada a los usos socioeconómicos, teniendo en cuenta el paso desde una vegetación hipotética previa a la intervención humana, a la PPN apropiada con los usos históricos del delta y llegando hasta el estado actual en que dicha apropiación alcanza el 32 por 100 (Cardoch, *et al.*, 2002).

La especie humana como fuerza geológica...

Cuando ampliamos la lente e intentamos considerar el metabolismo socioeconómico a escala planetaria, los resultados son también reveladores en dos sentidos. En primer lugar porque muestran que la especie humana actúa desde hace tiempo como la principal fuerza *geológica* y *biológica* por su intervención sobre el territorio y la corteza terrestre (Hooke, 1994; Azard, *et al.*, 1996; Douglas y Lawson, 1997; 1998; 2002; Naredo y Valero, 1999). Y, en segundo lugar, que la civilización industrial, vista en perspectiva histórica, constituye una auténtica rareza en la historia de la humanidad.

Efectivamente, como ya se apuntaba a finales de los noventa, la actual civilización industrial movilizaba en 1995 un total de 104 mil millones de toneladas de energía y materiales diversos, incluyendo tanto biomasa, como rocas y minerales (Naredo y Valero, 1999). De ahí que la intervención humana sobre el territorio lleve a que, en muchas sustancias, el tonelaje movilizado por nuestra especie para sus propios fines supere ampliamente las cantidades que mueve la naturaleza a través de sus ciclos biogeoquímicos. Por ejemplo, *la civilización industrial extrae de la corteza terrestre anualmente un 40 por 100 más de hierro, 24 veces más cobre, 12 veces más plomo y 8,5 veces más molibdeno que el movilizado de forma natural por la biosfera. De hecho, las cantidades de estas sustancias extraídas de la litosfera hasta 1990 igualaban ya a las contenidas en la corteza terrestre en el caso del hierro, pero la superaban en casi siete veces en el caso del cinc, en 19 veces en el caso del plomo y 23 en el del cobre* (Azard *et al.*, 1996). Qué duda cabe que esto supone una ruptura drástica a escala mundial, habida cuenta de que la extracción de rocas y minerales de la corteza terrestre triplica al tonelaje de los productos derivados de la fotosíntesis, y los combustibles fósiles igualan por sí solos a la extracción de biomasa total, aunque triplican a la energía consumida en forma de alimentos (Naredo y Valero, 1999).

...y también biológica

Pero no sólo los datos de la especie humana como fuerza geológica resultan esclarecedores para el deterioro de los ecosistemas. A pesar de que la biomasa renovable representa una fracción menor en el volumen total de energía y materiales movilizados, la especie humana también se está comportando socioeconómicamente como una auténtica *fuerza biológica* por su intervención en los procesos y productos derivados de la fotosíntesis.

Desde que se conocieron los primeros resultados sobre estimaciones de la PPN a escala mundial y su distribución territorial llevadas a cabo a mediados de los años 70 —gracias a la iniciativa del IBP (International Biological Program; Lieth y Whittaker, 1975)—, sólo era cuestión de tiempo cruzar estos datos con la utilización que la humanidad hacía de los productos derivados de la fotosíntesis, obteniendo, así, una primera aproximación del porcentaje de PPN que acaparaba una sola especie. Y de ahí a interpretar esta información en clave de sostenibilidad de los modos de producción y consumo sólo faltaba un paso.

Un primer toque de atención al respecto lo proporcionó hace ahora dos décadas —y justo un año antes del célebre Informe Brundtland— el equipo de biólogos encabezado por Peter Vitousek en un célebre trabajo sobre la apropiación humana de la producción primaria de los ecosistemas (Vitousek *et al.*, 1986). Esta aportación ha estado en la base de futuros desarrollos, y las investigaciones posteriores han venido dialogando con ella desde entonces. Vitousek y colaboradores partieron de una estimación de PPN global de 224,5 Pg (m.s.)/año ($224,5 \cdot 10^{15}$ g (m.s.)/año), de las que 132,1 Pg (59%) procedían de ecosistemas terrestres,

y 92,4 Pg (41%) de ecosistemas acuáticos. A partir de aquí, y como es sabido, realizaron una triple estimación de la apropiación humana de esa PPN (baja, intermedia y alta; véase **Tabla 2**). Globalmente obtuvieron un rango que iba desde aproximadamente el 4% de la PPN *terrestre* (3,2% de la PPN *global*) en la estimación más baja; al 30,7% (20% de la PPN *global*) en la estimación intermedia; finalizando con el 39% (24,8% de la PPN *global*) en la estimación más ambiciosa. Así pues, cuando una sola especie controla bajo su administración tal cantidad de recursos, su impacto sobre la evolución de la biosfera difícilmente puede pasar desapercibido (4) .

A partir del estudio elaborado por Vitousek *et al.* (1986), desde la década de los noventa hemos sido testigos de una efervescencia importante en este ámbito, con decenas de estudios y estimaciones diferentes tanto de la PPN terrestre a escala planetaria, como de diferentes ecosistemas mundiales, lo que ha reforzado sin duda los enfoques de la ecología global (Cramer *et al.*, 1999; Alesandrov *et al.*, 1999; Romano, 1999, 2003; Esser *et al.*, 1997; Rojstaczer *et al.*, 2001; Imhoff *et al.*, 2004, Imhoff y Bounoua, 2006; Haber *et al.*, 2007). Ahora bien, tanto la heterogeneidad de los métodos (sobre datos de vegetación o a partir modelos con parámetros ambientales) como la disparidad e incertidumbre de los resultados obtenidos en estos cálculos reclaman una estandarización no sólo metodológica, sino también de los sistemas de información y su tratamiento. La mejor prueba de ello la dio Rojstaczer *et al.* (2001), al subrayar la incertidumbre que rodea la estimación de la AHPPN consecuencia de los sesgos en la estimación de variables tales como la superficie y productividad de las tierras agrícolas, la biomasa deforestada permanentemente por causa del aumento de la población y la colonización, o la proporción de cultivos agrícolas en los bosques tropicales. De ahí dedujeron que la AHPPN se encontraba en un intervalo entre el 10 y el 55%. Este resultado provocó entre los ecólogos cierta sorpresa y críticas sensatas (Field, 2001; Haberl *et al.*, 2002) que matizaban y relativizaban el grado de error obtenido por Rojstacze *et al.* (2001).

Referencia	Definición de AHPPN	AHPPN (%)	Estimación PPN
Vitousek et al. (1986)	Baja: apropiación de PPN a través del uso directo de la especie humana en forma de alimento, combustible y madera. Intermedia: Suma a lo anterior los productos derivados de actividades agrícolas y del uso de energía necesario para realizar dichas actividades, así como la PPN cooptada por la humanidad (materiales que los seres humanos usan directamente o que es utilizado —en los ecosistemas dominados por los humanos— por comunidades de organismos diferentes de aquellos a los que corresponden los ecosistemas naturales). Alta: Suma a lo anterior, las pérdidas de la capacidad productiva derivadas de los cambios en el uso del suelo (conversión de terrenos en ciudades, carreteras y otras infraestructuras)	Baja: 4 % (terrestre) y 3,2 % (global) Intermedia: 30,7 % (terrestre), y 20 % (global) Alta: 39 % (terrestre) y 24,8 % (global)	Terrestre: 132,1 Pg Acuática: 92,4 Pg Total = 224,5 Pg
Christensen y Pauly (1995)	PPN acuática necesaria para alimentar las capturas pesqueras	8 %	Acuática: 99,5 Pg
Romano (1999, 2003)	PPN cosechada y talada incluyendo restos de cultivos y talas, pero no PPN subterránea.	12 %	Terrestre: 132,1 Pg Acuática: 100,8 Pg
Rojstaczer et al. (2001)	Igual que la intermedia de Vitousek et al., (1986)	32 % (terrestre)	Terrestre: 120 Pg
Imhoff et al. (2004)	PPN requerida para producir siete categorías de productos: alimentos vegetales, carne, leche, huevos, madera, papel y fibra. Con tres aproximaciones (baja, intermedia y alta) en función de los coeficientes aplicados para la obtención los residuos de cosechas y productos. No incluye cambios de usos del suelo ni quema de superficie forestal.	Baja: 14,10 % Intermedia: 20,32 % Alta: 26,07	Terrestre = 56,8 Pg C
Haberl et al. (2007)	Diferencia entre la PPN potencial hipotética y la PPN que permanece en el ecosistema después de la cosecha o recolección.	23,8 % de la PPN potencial	PPN terrestre potencial = 65,51 Pg C PPN terrestre actual = 59,22 Pg C

Tabla 2.
Algunas estimaciones de AHPPN a escala mundial.

Dos iniciativas de largo alcance

El mayor refinamiento metodológico, junto con la explotación exhaustiva de la información estadística, de los sistemas de información geográfica y de los satélites han permitido realizar recientemente dos estimaciones a escala planetaria que han afinado considerablemente los cálculos de la PPN, a la vez que han reducido las incertidumbres (Imhoff *et al.*, 2004; Imhoff y Bounoua, 2006; Haber *et al.*, 2007). Sin embargo, las diferencias principales entre estas dos estimaciones —y entre ellas y las anteriores— tienen que ver, sobre todo, con algunos supuestos metodológicos y con la definición de AHPPN manejada (véase la **Tabla 2**). En cada caso, sin embargo, se aporta información muy valiosa para entender el metabolismo económico mundial y los límites a su expansión.

Imhoff *et al.* (2004a) e Imhoff y Bounoua (2006) adoptaron un enfoque de “oferta” y “demanda” que permitía comparar hasta qué punto el consumo de ciertas zonas se sufragaba con la PPN de dichos territorios o los superaba. Para este propósito, definieron la AHPPN como aquella parte de la PPN terrestre “demandada” por la especie humana para abastecerse de alimentos y madera, incluida también la materia orgánica que se desecha en la cosecha y en el procesamiento de las plantas y los productos. En este sentido eligieron siete categorías de productos aplicadas a 230 países durante 1995: alimentos vegetales, carne, huevos, leche, madera (para construcción y combustible), papel y fibra (5). Varios aspectos merece la pena destacar.

En primer lugar, y tal y como recoge la **Tabla 3**, el consumo de la población en el Centro y Sur de Asia era equivalente al 80% de la AHPPN en su región, siguiéndole Europa Occidental con el 72%. Ambos, muy alejados de África (12%), o Sudamérica (6%). Por otro lado, las diferencias en términos *per capita* entre países ricos y países pobres resultaban también notorias: 3,2 tm C/habitante frente a 1,8 tm C/habitante, esto es, casi el doble. De hecho, para que los países pobres igualaran a los primeros en AHPPN, sería necesario un incremento en la AHPPN mundial del 75% (Imhoff *et al.*, 2004), alcanzando entonces la AHPPN el 35% a escala global. Pero al apoyarse sobre cifras de consumo (producción doméstica + importaciones – exportaciones) y compararlas con la PPN de cada región, lo que se estaba haciendo era calcular cuánta AHPPN sería necesaria para abastecer a esa población *si toda la biomasa saliera de esa misma región*. Esto, que es una ventaja y una prometedora línea de investigación, tiene también un inconveniente: los cálculos así obtenidos atribuyen la AHPPN al lugar donde se consume esa biomasa y no al lugar exacto donde se produce la apropiación o extracción. Sin embargo, en muchas ocasiones, dicho consumo induce una AHPPN que se realiza más allá de las propias fronteras, o lo que es lo mismo, que el comercio internacional permite que la PPN de una región sirva para abastecer a la población de otro continente y viceversa. Esta es, precisamente, una laguna que cubre el segundo trabajo que a continuación comentamos.

La segunda iniciativa de largo alcance (Haberl *et al.*, 2007) es la culminación, a escala planetaria, de los trabajos llevados a cabo sobre esta materia en el Instituto de Ecología Social en Viena. Aplicando la definición de AHPPN comentada páginas atrás, Haberl *et al.* (2007) cifraron en 15,6 Pg C la AHPPN en el año 2000 (incluida también la parte subterránea de la PPN en forma de raíces, etc.). Esta cantidad supone el 23,8 por 100 de la PPN potencial en ese año, de la que aproximadamente dos tercios (10,2 Pg C) tienen que ver con la PPN superficial, y por tanto con un especial impacto sobre el metabolismo socioeconómico. En conjunto, *la biomasa cosechada o recolectada supone el 53% de la AHPPN, mientras que los cambios de uso del suelo con las modificaciones de productividad consiguientes han sido responsables del 40%. Finalmente, los fuegos provocados por la especie humana han contribuido en un 7% al total.*

Zona	Superficie (millón km ²)	Población (millones)	AHPPN per capita (tm)	PPN (Pg C)	AHPPN (Pg)	AHPPN (%)
África	31,1	742	2,08	12,50	1,55	12,40
Asia oriental	11,9	1.400	1,37	3,02	1,91	63,25
Asia central y del sur	10,9	1.360	1,21	2,04	1,64	80,39
Europa occidental	1,20	181	2,86	0,72	0,52	72,22
América del Norte	19,7	293	5,40	6,67	1,58	23,69
Sudamérica	18,4	316	3,11	16,10	0,98	6,09

Tabla 3.
AHPPN por la
población de
diferentes
zonas del
planeta.
Imhoff *et al.*
(2004). Véase
lo dicho en el
texto para la
correcta
interpretación.

Varios aspectos llaman la atención de las cifras de Haberl *et al.* (2007). En primer lugar, la gran contribución que los usos humanos del suelo han provocado en la AHPPN, reduciendo globalmente la capacidad de la PPN potencial en un 9%. Sin embargo, estos usos del suelo han contribuido de manera diferente al total de la AHPPN. Tal y como muestra la **Tabla 4**, los cultivos agrícolas suponen casi la mitad de la AHPPN, a pesar de representar apenas el 12% de la superficie terrestre total.

Tabla 4. AHPPN según usos del suelo, 2000. Haberl *et al.* (2007).

Categoría	PPNo grC/m ² /año	PPNact grC/m ² /año	PPNh grC/m ² /año	PPNt grC/m ² /año	AHPPN en % de cada categoría	Δ PPN _{LC} (%)	Contribución a la AHPPN total (%)
Cultivos	611	397	296	101	83,5	35,0	49,8
Pastos	486	433	41	392	19,4	11,0	28,5
Bosques	720	720	48	673	6,6	0,0	10,6
Infraestructuras	586	221	63	158	73,0	62,3	3,7
Tierras virgenes	229	229	n.a	229	n.a.	n.1.	0,0
Media global	502	454	63	391	22,1	9,6	92,7(*)

(*) El 7,3% restante se debe a los fuegos provocados por la especie humana.

PPNo: producción primaria neta de la vegetación natural hipotética. PPN act: idem para la vegetación actual.

PPNe: la parte de la actual extraída por la especie humana. PPNt: aquella parte que permanece en el ecosistema. PPNa: la apropiada por la especie humana como diferencia entre la hipotética potencial y la que permanece en los ecosistemas.

Δ PPN_{LC} es el porcentaje de reducción de la PPNt respecto de la PPNo consecuencia de los cambios en el uso del suelo.

De todas maneras, y como cabía esperar, las diferencias en la AHPPN son también importantes por regiones. Pero, a diferencia de Imhoff *et al.* (2004), las cifras de AHPPN territorializadas sí que informan sobre la apropiación realizada en cada región. Y esta va, desde el 63% en el caso del sur de Asia, al 52% en el este y sureste de Europa, o el 40% en Europa occidental. No obstante estas cifras hay que complementarlas con el impacto que los usos del suelo han provocado en la reducción de la productividad. Así, mientras en el caso de Europa occidental el porcentaje de AHPPN coincide con altos rendimientos agrícolas y por ello la reducción respecto a la productividad potencial es sólo del 7%, el sur y este de Europa presenta una mayor AHPPN con una estrategia más extensiva de ocupación del territorio (Haberl *et al.*, 2007). Aunque esto pueda dar la impresión de que globalmente existen amplias posibilidades para expandir una agricultura intensiva, conviene tener en cuenta las exigencias energéticas, hídricas y de contaminación difusa que esta estrategia provocaría sobre los ecosistemas. Lo que, de paso, debería ponernos también sobre aviso frente a los proyectos de incrementar el recurso a la biomasa para usos energéticos (biocombustibles, agrocarburos) por su considerable aumento de la AHPPN y de la grave presión adicional sobre los ecosistemas (Haberl *et al.*, 2007; Carpintero, 2006b). Pues no hay que olvidar que, esto se sumaría a un proceso de rápido crecimiento de la AHPPN consecuencia de la pavimentación del suelo con cargo a infraestructuras o crecimientos urbanos. De hecho, en algunos países como Estados Unidos esto ha supuesto una pérdida de PPN equivalente al requerimiento energético alimenticio anual de 16,5 millones de personas, es decir, el 6% de la población de dicho país (Imhoff *et al.*, 2004b).

Por otro lado, si nos fijamos en la biomasa cosechada y realmente utilizada (12,1 Pg de m.s.), las cifras dicen también mucho sobre la gran ineficiencia con que funciona el metabolismo económico "endosomático" a escala planetaria: apenas el 12% de esa cantidad sirve directamente para la alimentación humana, mientras que el 58% se destina a alimentación para ganado, el 20% como materias primas y el 10% restante como combustible (Krausmann *et al.*, en prensa). Esto de manera global, pero el rango de variación de utilización de biomasa *per capita* y territorialmente se encuentra en razón de 1 a 10: de las 0,3 tm/ha/año del norte de África y el Asia occidental, a las 2,7 de Europa occidental; o de 1 tm/cap/año norte de África y el Asia occidental, a las 11,7 de Oceanía (Krausmann *et al.*, en prensa). Sin embargo, a pesar de estas variaciones, ambas resultan inferiores a las diferencias territoriales en consumos de combustibles fósiles *per capita* (factor de 20), o de minerales industriales (factor de 70). Y, a diferencia de los dos últimos, que están muy afectados por el nivel de renta relativo, las diferencias en el uso de la biomasa por regiones no responden mucho a las diferencias de renta (países ricos frente a países pobres), y sí lo hacen más a factores históricos y culturales relacionados con el suelo, la densidad de población, o la pauta alimentaria. En este sentido, la ingesta y cría de ganado, que utiliza entre el 30% y el 75% de la biomasa cosechada, influye considerablemente en el consumo a escala regional. Lo que también pone sobre el tapete la importante relación entre el modelo alimentario y el impacto ecológico de la dieta (Goodland, 1997; Carpintero, 2005).

Conclusión

Parece claro que, con estas cifras y argumentos, los problemas relacionados con la sostenibilidad tienen mucho que ver con la dinámica del metabolismo económico puesta en práctica por las economías industriales, y con las presiones que la estrategia “colonizadora” humana está imponiendo sobre la PPN a escala planetaria. El ritmo de utilización de recursos agotables nos abocará, más pronto que tarde, a problemas de escasez creciente por el lado de los *inputs*, pero también a inconvenientes graves por el lado del *output*. Reflejar con sensatez estos hechos es, obviamente, el primer paso para modificarlos.

Agradecimientos

Este artículo se ha elaborado en el marco del proyecto SEJ-15219/ECON sobre 'Metabolismo social: conflictos y tendencias', del Ministerio de Educación y Ciencia, cuya financiación se agradece.

Notas

(1) No se abundará aquí, sin embargo, en la descripción de antiguos precedentes de finales del siglo XIX y principios del XX como P. Geddes, S. Podolinsky, J. Popper-Lynkeus, o F. Soddy (Martínez Alier 1991, 1995) con quienes enlazarán décadas más tarde las preocupaciones de científicos y economistas como Abel Wolman, Kenneth Boulding, Georgescu-Roegen, Herman Daly, o R.U. Ayres (Fischer-Kowalski y Hütler, 1999; Carpintero, 2005). [Volver](#)

(2) La consideración de este tipo de sociedad es más relevante históricamente de lo que pueda parecer. Sobre todo si pensamos que más del 90% del tiempo que la especie humana ha pasado sobre este planeta ha vivido en esta clase de civilización (Fischer-Kowalski y Haberl, 1994). [Volver](#)

(3) Pero el cuadro no es todavía completo, pues, en el caso de las sociedades industriales, las cifras anteriores sólo incorporan, en general, los flujos físicos que han recibido valoración monetaria. Si, además de estos flujos *directos*, se contabilizan también los flujos *ocultos*, esto es, el conjunto de materiales renovables y no renovables que, a pesar de no recibir valoración monetaria, es preciso remover o extraer para acceder a los recursos u obtener la biomasa final (estériles mineros, restos de cultivos, erosión, etc.), el tonelaje supera ampliamente la cifras anteriores. Así, para Estados Unidos, estaríamos hablando de unos Requerimientos Totales de Materiales (RTM) de 84 tm/hab, para Alemania de 76 tm/hab, para Holanda de 67 tm/hab, o, en el caso de Japón, de 45 tm/hab (Adriaanse *et al.*, 1997). España, presentaba en 2000 una cifra de 37 tm/hab (Carpintero, 2005). No mejora tampoco el cuadro general cuando vemos que, si los más de 6.000 millones de habitantes que pueblan la tierra decidiesen utilizar la cifra media de RTM de los cuatro primeros países (67 tm/hab) para alimentar su modo de producción y consumo serían necesarios 400 mil millones de toneladas al año. *En el caso de que este volumen fuera transportado por ferrocarril, el tren resultante tendría una extensión que daría 3.250 vueltas a la Tierra* (Brigenzu, 1997). [Volver](#)

(4) El estudio de Vitousek *et al.* (1986) se centraba sobre todo en la PPN *terrestre* habida cuenta que la apropiación de PPN en ecosistemas acuáticos poco productivos —medida a partir de producción primaria necesaria para alimentar a las capturas de pesca realizadas— arrojaba cifras poco significativas a escala global (apenas el 2% de la PPN de ecosistemas acuáticos). Sin embargo, a comienzos de los ochenta, algunos trabajos llamaron la atención sobre la actividad fotosintética de organismos marinos inferiores en tamaño a una micra —presentes sobre todo en ecosistemas tropicales del océano Pacífico— y que eran los responsables de la producción de entre el 25% y el 90% de la biomasa, y entre el 20% y el 80% de la fijación de carbono. Esto, de hecho, los convertía en verdaderas células autótrofas, y no meramente en fragmentos de otras células (Li *et al.*, 1983). Pauly y Christensen (1995) tomaron nota y, junto a otras mejoras, corrigieron la estimación de la PPN acuática y elevaron la AHPPN en este medio hasta el 8% entre 1988-1991, esto es, cuatro veces más que la estimación de Vitousek *et al.* (1986). [Volver](#)

(5) Por su parte, la PPN a escala planetaria fue estimada como una media combinando datos de clima e índices de vegetación para el período 1982-1998 a partir de observaciones de satélite. El resultado fue 56,8 Pg C/año (119,6 Pg/año de materia orgánica) —lo que se encontraba en línea con otros cálculos previos— de la que, en una estimación intermedia, el 20,3% era considerado AHPPN. Esta cifra, aparte de no incorporar la PPN perdida como consecuencia de los cambios en el uso del suelo, clareos, etc., escondía, no obstante, una heterogeneidad territorial muy notable. [Volver](#)

Referencias

Adriaanse, A., Bringenzeu, S., Hammond, A., Moriguchi, Y., Rodenburg, E., Rogich, D. y Schütz, H. 1997. *Resource flows: the material basis of industrial economies*, World Resources Institute, Wuppertal Institute, Netherland Ministry of Housing Spatial Planning and Environment, National Institute of Environmental Studies.

Alexandrov, G.A., Oikawa, T. y Esser, G. 1999. Estimating terrestrial NPP: what the data say and how they may be interpreted? *Ecological Modelling* 117: 361-369.

Ayres, R.U. y Ayres, L.W. (eds.) 2002. *Handbook of Industrial Ecology*, Cheltenham, Edward Elgar.

Ayres, R.U. 1989. Metabolismo industrial y cambio mundial. *Revista Internacional de Ciencias Sociales* 121: 391-402.

Ayres, R.U. y Simonis, U. (eds.) 1994. *Industrial Metabolism: restructuring for sustainable development*, United Nations University Press.

Azar, , Holmberg, J. y Lindgren, K. 1996. Socio-economic Indicators for Sustainability. *Ecological Economics* 18: 89-112.

Bringezu, S. 1997. Comparison of the Material Basis of Industrial Economies, en: Bringezu, S., M. Fischer-Kowalski, R. Kleijn, V. Palm. Eds. 1997. *Analysis for Action: Support for Policy towards Sustainability by Material Flow Accounting*, Wuppertal Special 6: 57-66.

Cardoch, L., Day, J.W. y Ibañez, C. 2002. Net Primary Productivity as an Indicator of Sustainability in the Ebro and Mississippi Deltas. *Ecological Applications* 12 (4): 1044-1055.

Carpintero, O. 2005. *El metabolismo de la economía española: Recursos naturales y huella ecológica (1955-2000)*, Lanzarote, Fundación César Manrique.

Carpintero, O. 2006a. *La bioeconomía de Georgescu-Roegen*. Montesinos, Barcelona.

Carpintero, O. 2006b. Biocombustibles y uso energético de la biomasa: un análisis crítico. *El Ecologista* 49.

Cramer, W., Kicklighter, D.W., Bondeau, A., Moore III, B., Churkina, G., Nemry, B., Ruimy, A. y Schloss, A.L., 1999. Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): overview and key results. *Global Change Biology* 5: 1-15.

Daly, H.E., (1999): *Ecological Economics and the Ecology of Economics*, Cheltenham, Edward Elgar.

Daly, H.E., 1996: "De la economía del mundo lleno a la economía del mundo vacío", en: Goodland, R. et al., eds. *Medio ambiente y desarrollo sostenible*. Trotta, Madrid. Pp. 37-50.

Day, J., Martín, J.F., Cardoch, L. y Templett, P.H. 1997. System functioning as a basis for sustainable management of deltaic ecosystems. *Coastal Management* 25: 115-153.

Douglas, I. y Lawson, N. 1998. Problems associated with establishing reliable estimates of materials flows linked to extractive industries. En: R. Kleijn et al., eds. *Ecologizing Societal Metabolism*. Third ConAccount Meeting, CML, report 148: 127-134.

Douglas, J. y Lawson, N. 2002. Material Flows due to mining and urbanization. En: R.U. Ayres y L.W. Ayres, eds. *Handbook of Industrial Ecology*, pp. 351-364. Cheltenham, Edward Elgar.

Esser, G., Lieth, H., Scurlock, J.M. y Olson, R.J. 1997. Worldwide estimates of Net Primary Productivity derived from pre-1982 publications. ORNL/EOSDIS.

Field, C.B. 2001. Sharing the Garden. *Science* 294: 2490-2491.

Fischer-Kowalski, M. y Haberl, H. 1993. Metabolism and Colonisation: Modes of Production and the Physical Exchange between Societies and Nature, *IFF- Schriftenreihe Soziales Ökologie*, Band, 32.

Fischer-Kowalski, M. y Haberl, H. 1994. On the Cultural Evolution of Social Metabolism with Nature, *IFF-Schriftenreihe*, Band 40.

Fischer-Kowalski, M. y Haberl, H. 1997. Tons, Joules and Money: Modes of Production and the Sustainability Problems. *Society and Natural Resources* 10: 61-85.

Fischer-Kowalski, M. y Hüttler, W. 1999. Society's Metabolism. The Intellectual History of Material Flow Analysis, Part II, 1970-1998. *Journal of Industrial Ecology* 2: 107-136.

Georgescu-Roegen, N. 1971. *The Entropy Law and the Economic Process*. Harvard University Press (existe versión española : La

ley de la entropía y el proceso económico, Madrid, Visor-Fundación Argentaria.)

Georgescu-Roegen, N. 2007. *Ensayos bioeconómicos*. Edición de Óscar Carpintero, Madrid, Los Libros de la Catarata.

Goodland, R. 1997. Environmental sustainability in agriculture: diet matters. *Ecological Economics*. 23: 189-200

Haberl, H. 1995. Menschliche Eingriffe in den natürlichen Energiefluss von Ökosystemen, *IFF Schriftenreihe Soziale Ökologie*, Band 43.

Haberl, H. 1997. Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: Implications for sustainable development. *Ambio* 26: 143-146.

Haberl, H. 2002a. The energetic Metabolism of Societies. Part II: Empirical Examples. *Journal of Industrial Ecology* 5: 71-88.

Haberl, K., Krausmann, F. y Schulz, N.B. 2002b. Human Appropriation of Net Primary Production. *Science* 296: 1968.

Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., Gingrich, S., Lucht, W. y Fischer-Kowalski, M. 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* (www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0704243104).

Hooke, R. 1994. On the efficacy of humans as geomorphic agents. *GSA Today* 4: 223-225.

Imhoff, M.L., Bounaua, L., Ricketts, T., Loucks, C., Harriss, R. y Lawrence, W.T., 2004a. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429: 870-873.

Imhoff, M.L., Bounaua, L., DeFries, R., Lawrence, W.T., Stutzer, D., Tucker, C.J. y Ricketts, T. 2004b. The consequences of urban land transformation on net primary productivity in the *Remote Sensing of Environment* 89: 434-443.

Imhoff, M.L. y Bounaua, L. 2006. Exploring global patterns of net primary production carbon supply and demand using satellite observations and statistical data. *Journal of Geophysical Research* 111: 1-8.

Krausman, F. 1999. Terrestrial Ecosystems and Industrial Transformation: Long Term Dynamics of Social Biomass-Metabolism, Land Use and Human Appropriation of Net Primary Production in 1830-1995. En: "Nature Society and History", *Third Con Account Meeting*, Viena.

Krausmann, F. 2001. Land use and industrial modernization: an empirical analysis of human influence on the functioning of ecosystems in 1830-1995. *Land Use Policy* 18: 17-26.

Krausmann, F., Erb, K.H., Gingrich, S., Lauk, C. y Haberl, H. (en prensa). Global patterns of socioeconomic biomass flows in the year 2000: A comprehensive assessment of supply, consumption and constraints. *Ecological Economics*.

Krausmann, F., Haberl, H., Schulz, N.B., Erb, K.H., Darge, E. y Gaube, V. 2001: Land-Use change and socio-economic metabolisms in —Part I: driving forces and land-use change: 1950-1995. *Land Use Policy* 20: 1-20.

Lieth, H. y Whittaker, R.K. (eds.). 1975. *Primary Productivity of the Biosphere*, New York, Springer Verlag.

Martínez Alier, J. (ed.). 1995. *Los principios de la economía ecológica. Textos de P. Geddes, S.A. Podolinsky y F. Soddy*, Madrid, Fundación Argentaria-Visor Distribuciones.

Martínez Alier, J. y Roca, J. 2000. *Economía ecológica y política ambiental*, México, FCE.

Martínez Alier, J. y Schlupmann, K. 1991. *La economía y la ecología*, México, FCE.

Matthews, E., Aman, C., Bringezu, S., Hütler, Wklejin, R., Moriguchi, Y., Ottke, C., Rodenburg, E., Rogich, D., Schandl, H., Schütz, H., Van der Voet, E. y Weisz, H. 2000. *The Weight of Nations. Material Outflows from Industrial Economies*, Washington, World Resources Institute.

Naredo, J. M. 1987. *La economía en evolución*, Madrid, Siglo XXI (2 ed. 1996, 3ª edición, 2003).

Naredo, J. M. y Valero, A. (dirs.). 1999. *Desarrollo económico y deterioro ecológico*, Madrid, Fundación Argentaria-Visor Distribuidores.

O'Neill, R.V. y Kahn, J.R. 2000. Homo economus as a keystone species. *Bioscience* 50: 333-337.

Pauly, D. y Christensen, V. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255-257.

Rojstaczer, S., Sterling, S.M. y Moore, N.J. 2001. Human Appropriation of Photosynthesis Products. *Science* 294: 2549-2551.

Romano, D. 1999. Cuantificación de la fotosíntesis intervenida por los sistemas agrarios y pesqueros. En: Naredo, J. M., Valero, A. dirs. 1999. *Desarrollo económico y deterioro ecológico*, Madrid, Fundación Argentaria-Visor Distribuidores: 79-101.

Romano, D. 2003. Recursos basados en la fotosíntesis. En: J. Nieto y J. Riechmann, coords. *Sustentabilidad y globalización: Flujos monetarios de energía y de materiales*, Valencia, Alemania.

Vitousek, P., Ehrlich, P., Ehrlich, A.H. y Matson, P.A. 1986. Human appropriation of the product of photosynthesis. *Bioscience* 34: 368-373.

Wackernagel, M. y Rees, W. 1996. *Our Ecological Footprint*, Philadelphia, Gabriola Island, BC.

WWF. 2000. *Living Planet Report 2000*.

La síntesis emergética: una valoración de los servicios de los ecosistemas con base termodinámica

P.L. Lomas¹, M. Di Donato², S. Ulgiati³

(1) Dpto. Interuniversitario de Ecología, Sección Universidad Autónoma de Madrid, c/Darwin, 2. 28045 Madrid

(2) CIP-Ecosocial. C/ Duque de Sesto, 40. 28009 Madrid

(3) Dpto. de Ciencias Ambientales, Universidad de Nápoles "Parthenope", Vía Acton, 8. 80133 Nápoles, Italia

La Síntesis Emergética: Una valoración de los servicios de los ecosistemas con base termodinámica. El cambio global ha abierto un intenso debate sobre el papel y el valor de los servicios de los ecosistemas entre la reducción a lo monetario, propuesta por las corrientes Neo-clásicas de la Economía a través de la Economía Ambiental, y la ampliación a lo físico y lo social, a través de la Economía Ecológica, en una aproximación multi-criterio. Dentro de esta última corriente se sitúa la Síntesis Emergética. Se trata de un método de valoración de los servicios de los ecosistemas con bases termodinámicas que pretende valorar aspectos físicos del proceso económico con el objetivo de ofrecer herramientas a la toma de decisiones. El método gira en torno a la denominada memoria energética o emergía, una medida en unidades comunes de los flujos de materia, energía, dinero, información, etc. que contribuyen a generar un producto o sistema. Para ello se desarrollan los conceptos de calidad de la energía, jerarquía de energías y transformicidad, así como el principio de máxima potencia emergética, que sirve para escoger entre diversas configuraciones, de acuerdo con criterios de carácter socio-político.

Palabras clave: memoria energética; emergía; transformicidad; valoración multi-criterio; Economía Ecológica.

Energy Synthesis: Ecosystem services valuation with thermodynamic basis. A debate on the ecosystem services' role in social-economic systems has started due to the environmental global change. On one hand, neo-classical mainstream Economics attempts to reduce environmental dimension to a monetary approach in the Environmental Economics; on the other hand, Ecological Economics tries to include physical and social criteria in Economics, within a multi-criteria approach. Energy Synthesis is included within the latter approach as an ecosystem valuation method with thermodynamic basis, which is devoted to value some physical aspects of the economic process in support to policy decision making. The main concept of the method is energy memory or emergy, a measure - in common units of embodied solar energy - of the matter, energy, money, and information flows which contribute to a specific service, functioning or product. With this aim, energy quality, energy hierarchy, and transformity concepts are developed, within the framework of the maximum empower principle, used to choose among different system configurations, in accordance with socio-political criteria.

Key words: energy memory; emergy; transformity; multi-criteria assessment; Ecological Economics.

La problemática de la valoración: desde lo monetario a lo termodinámico, superando el reduccionismo monocriterial

El debate sobre qué dimensión confiere valor a las cosas es uno de los grandes temas de la historia del pensamiento económico. La dimensión ecológica del mismo es, sin embargo, mucho más reciente. No fue hasta finales de los 90 que la aparición de un artículo en la revista norteamericana *Nature* (Costanza *et al.*, 1997), inicia el debate sobre la estimación cuantitativa del peso que algunos servicios de los ecosistemas tienen para la sociedad, debate que ha durado hasta hoy. Más allá de las cifras, este trabajo pone en evidencia que el paradigma económico dominante (aislado, mecanicista, estático y ahistórico), articulado alrededor de un flujo circular entre consumidores y productores, bajo una racionalidad constante en el tiempo y el espacio, ignora los principios físicos fundamentales, planteando la necesidad de un cambio de paradigma para abordar el reto de los servicios de los ecosistemas. Frente a este debate, dos han sido las principales aproximaciones desarrolladas: de una parte, la Economía Ambiental y, de la otra, la Economía Ecológica.

Bajo la primera, la Economía Neo-clásica trata de ampliar a las “externalidades” del sistema económico el marco de análisis crematístico ligado a los mecanismos de mercado, con la intención de calcular el así denominado “Valor Económico Total”. Así, se produce la paradoja de que, en lugar de ampliar realmente el campo de lo económico más allá de lo monetario, se reduce también el campo de lo ambiental a lo puramente crematístico, bajo una lógica maximizadora y monetarista.

Por otra parte, desde la aparición de la termodinámica, esa “física del valor económico”, en palabras del economista rumano Nicholas Georgescu-Roegen (1975), muchos investigadores han llamado la atención acerca de las implicaciones que sus leyes tenían sobre los conceptos de coste y valor. Fue el mismo Georgescu-Roegen uno de los que seguramente mejor sintetizó las mismas, analizando el papel de la segunda ley de la termodinámica en un mundo finito y cerrado en materiales (Georgescu-Roegen, 1975; Carpintero, 2006). Fueron sus ideas y las de otros economistas heterodoxos, así como las de científicos provenientes de la ecología, la física, etc., las que, al hilo de la gestión de los sistemas hombre-naturaleza como sistemas complejos, reemprendieron el debate sobre el valor, en un marco multi-criterial sometido a las restricciones del mundo físico, superando las intenciones optimizadoras del monovalor monetario. Este conjunto de ideas son algunas de las bases teóricas de la Economía Ecológica (Martínez-Alier, 1987; Ropke, 2004).

En un marco multi-criterio que integra tanto el capital económico como el natural, este artículo expone algunas de las principales contribuciones al debate sobre la valoración de servicios de los ecosistemas que, desde la Ecología, se han llevado a cabo a partir de los trabajos del científico norteamericano Howard T. Odum (1924-2002) con su concepto de *emergía* (escrito con “m”), y la denominada Síntesis Emergética (Odum, 1996), una valoración económico-ecológica con bases termodinámicas de sistemas territoriales y productivos (Di Donato, 2005).

Aspectos metodológicos y conceptuales

En este apartado se explican brevemente algunos de los principales conceptos ligados al marco emergético, si bien para una mayor profundización de los mismos en castellano se recomienda consultar el documento de trabajo de Álvarez *et al.* (2006).

Memoria Energética o Emergía

Hablar de *emergía* implica aclarar dos conceptos. Por una parte, el concepto de calidad de energía, y por otra, el de transformicidad.

Siguiendo los principios teóricos de la ecología y la energética de sistemas, H.T. Odum observaba que en procesos de auto-organización de sistemas complejos, la segunda ley de la termodinámica implica que la energía que pasa de un nivel a otro del sistema es menor en cada escalón; pero, la energía necesaria para la construcción de niveles más altos de la auto-organización es cada vez mayor conforme el sistema se hace más complejo. Es decir, la energía se concentra conforme se avanza en niveles de auto-organización y complejidad (**Fig. 1**).

Esta observación implica que 1 julio de energía solar, 1 julio de carbón o 1 julio de electricidad aunque representan la misma cantidad, no representan la misma **calidad de energía**, en el sentido del potencial que tienen para actuar sobre el sistema, y en la necesidad que el sistema tiene de aportar mayores o menores cantidades de energía menos concentrada para generar cada una de ellas. La conclusión obvia es que existe una **jerarquía de energías** según su calidad (**Fig. 1**).

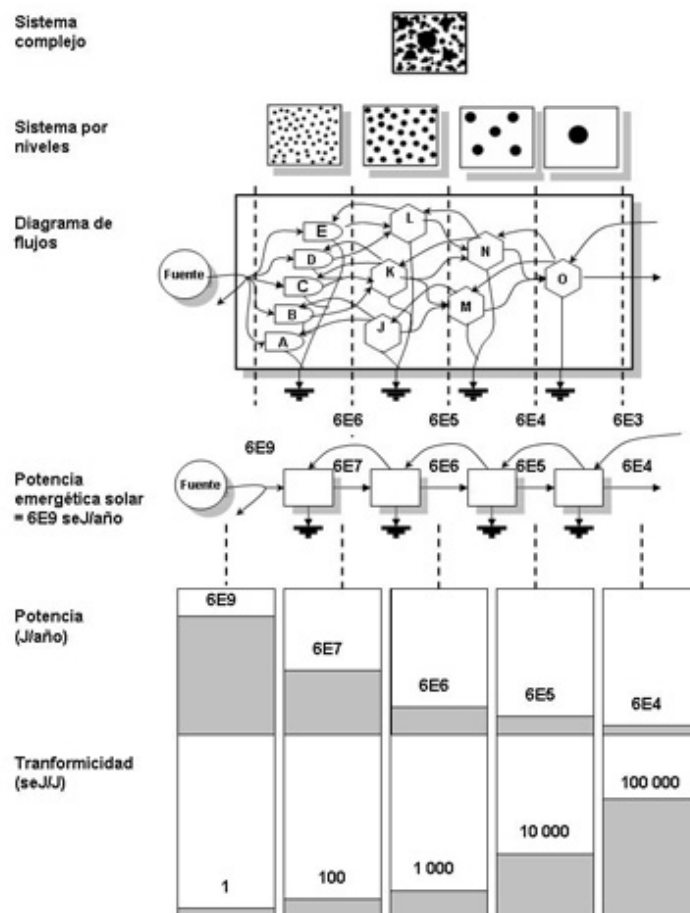


Figura 1. Conceptos de calidad y jerarquía de energías. Se observa en la figura cómo a partir de la complejidad original del sistema se puede elaborar un diagrama de flujos del que extraer la información correspondiente a potencia energética, potencia emergética y transformicidad. Se puede ver cómo la transformicidad aumenta conforme se avanza en niveles de complejidad, a la inversa que la energía transmitida, lo que permite usar a la primera como un indicador de la calidad de la energía (Fuente: a partir de Brown y Ulgiati, 2004a)

Así, y con el objetivo de tener en cuenta los distintos tipos de energía que guían los procesos físicos, y en último término, la Economía, Odum comenzó a usar el término energía incorporada para denominar a la cantidad de energía de un tipo necesaria para generar otra más concentrada. Posteriormente, y a sugerencia de David Scienceman, la definió como **energía**, o cantidad de energía útil (exergía) poco concentrada necesaria para generar una cantidad de energía más concentrada (Odum, 1988; 1996), con el objetivo de distinguirla del concepto anterior, que ya estaba siendo empleado con otro significado, y de diferenciarla de éste en su aspecto de memoria energética (Brown y Ulgiati, 2004a).

La elección de la energía solar como referencia se explica dado que supone la principal entrada de energía poco concentrada a la ecosfera. Así, la **energía solar** sería la cantidad de energía de calidad igual a la del sol que se necesitaría para generar un determinado producto. Por tanto, las unidades de la energía serían los julios equivalentes solares (seJ). Notesé que no se habla de una cantidad de energía de origen solar, sino de una cantidad de energía (cualquiera que sea su origen) con calidad referida a la de la energía solar.

Para poder transformar las diferentes calidades de energía o materia a la calidad de energía solar correspondiente (o energía), se usaría un factor de equivalencia, la **transformicidad** o la **energía específica**, respectivamente, que informan de qué cantidad de energía con calidad equivalente a la solar es necesaria para generar una unidad de energía o materia de mayor calidad (Odum, 1988). Por tanto, la transformicidad tendría unidades de seJ/unidad de energía, y la energía específica de seJ/unidad de masa.

Así, en el álgebra emergético:

$$E_m = T_r * E_x$$

E_m = emergía (seJ),

T_r = Transformicidad (seJ/unidad),

E_x = Exergía o masa (unidad).

Por otra parte, si se toma una referencia temporal, se suele emplear el concepto de **potencia emergética**, es decir, el flujo de emergía por unidad de tiempo (seJ/unidad de tiempo), y así:

$$P_x = \frac{dE_m}{dt}$$

Utilizando este último concepto, Odum tomó las ideas de A.J. Lotka (1922a; 1922b) ligadas a la importancia de la energía en el proceso evolutivo (el denominado Principio de Máxima Potencia), y las transformó para dar lugar al **Principio de Máxima Potencia Emergética** (Odum, 1996; Odum, 2001; Cai *et al.*, 2004; Hall, 2004), que establece que, en la competición entre procesos auto-organizativos prevalecen las relaciones y diseños que maximizan la captura y el uso de la potencia emergética.

El significado físico de estos conceptos de emergía y transformicidad, así como la validez del principio de máxima potencia emergética, son todavía hoy algunos de los principales temas de investigación, crítica y discusión del método (Hau y Bakshi, 2004). En este sentido, desde la física se atribuye a la emergía esa capacidad dinámica de la que carecen otros indicadores, ya que en su cálculo encierra la historia, en términos de aportación de materia o energía con calidad solar, del producto generado. La transformicidad sería ese factor que permite corregir las medidas de intensidad estáticas de materia y energía por un factor histórico. Por otra parte, el principio de máxima potencia emergética aporta un criterio que permite determinar qué sistemas o diseños, ya sean ecológicos o económicos, tienen más probabilidades de sobrevivir en el tiempo frente a otros, convirtiéndose así en uno de los fundamentos de la Síntesis Emergética (Odum, 1996; Odum, 2001).

La Síntesis Emergética y sus aportaciones a la valoración de los servicios de los ecosistemas

La Síntesis Emergética es una metodología ecológico-termodinámica de valoración ambiental basada en la conversión a unidades comunes de los flujos de energía, masa y dinero (Odum, 1996) utilizados en un sistema socio-ecológico. El objetivo de esta metodología es estudiar la organización de sistemas termodinámicamente abiertos, es decir, que intercambian materia y energía con su ambiente (Franzese *et al.*, 2003), a través del uso de una perspectiva sistémica y energética. Algunos de los principales objetivos de su aplicación son: la caracterización de las principales fuentes de energía externas al sistema y que dirigen su evolución; la estimación de la contribución de los servicios de los ecosistemas al sistema socio-económico, como capital natural; la estimación del trabajo de la ecosfera en la dinámica global de los sistemas antrópicos; la realización de una contabilidad ambiental económico-ecológica integrada sobre bases termodinámicas, con el objetivo de servir a la toma de decisiones políticas; y el cálculo de indicadores termodinámicos de rendimiento, impacto, y sostenibilidad, etc.

Las principales fases que caracterizan una síntesis emergética se pueden resumir (a partir de Brown y Ulgiati, 2004b) en:

1. Definición de los límites espacio-temporales del sistema investigado.
2. Modelado del sistema. Consiste en la representación, a través de diagramas de flujos de materia y energía, utilizando la simbología energética (Odum, 1994), de la interacción entre las fuentes externas e internas del sistema, y los sistemas productivos naturales y antrópicos, así como los flujos de salida del sistema y la retroalimentación del mismo. Como ejemplo, en la **Figura 2** se observa el modelo que Lomas *et al.* (en prensa) realizaron del funcionamiento del socio-ecosistema España.
3. A efectos de simplificar la contabilidad, los modelos complejos se suelen resumir para capturar las principales entradas y salidas al sistema, así como otros flujos que explican, en gran medida, el funcionamiento interno del mismo (**Fig. 3**).

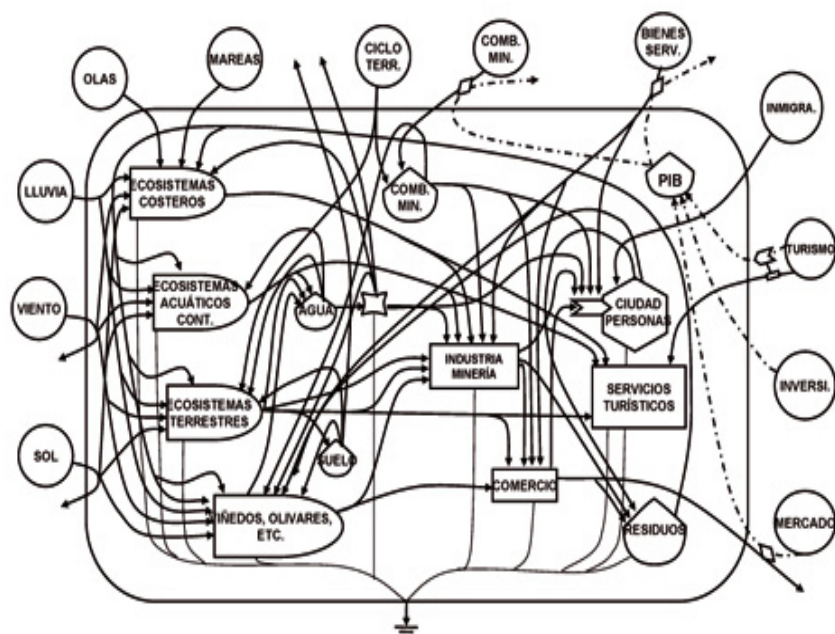


Figura 2. Ejemplo de diagrama de flujos para el socio-ecosistema España.

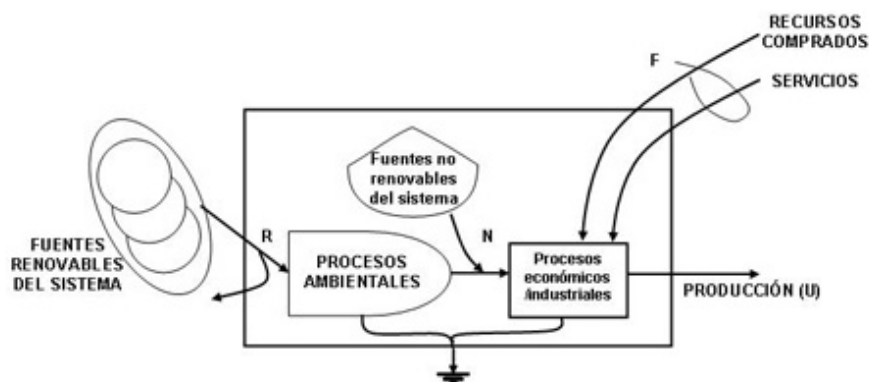


Figura 3. Ejemplo de diagrama de tres brazos genérico. Se hacen constar los principales flujos del sistema: R, flujo de energía renovable; N, flujo de energía no renovable local; F, importación de bienes y servicios; U= Coste de la producción del sistema.

4. Balances del sistema. Implica la construcción de una tabla con los principales flujos de energía clasificados, tal y como se presenta a continuación en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Principales campos de los que consta una tabla de síntesis energética.

Fuente: Basado en Brown and Ulgiati (2004b).

Nota	Item	Dato	Unidad	Transformicidad (seJ/unidad)	Energía solar (seJ/año)	Valor macroeconómico (em\$/año)
1	Item1	xx.x	J/año	xxx.x	Em ₁	Em ₁ /EMR
2	Item2	xx.x	g/año	xxx.x	Em ₂	Em ₂ /EMR
...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...
n.	Ene-simo Item	xx.x	J/año	xxx.x	Em _n	Em _n /EMR
y	Producto	xx.x	J ó g/año	$\frac{\sum_{i=1}^n Em_i}{xx.x}$	$\sum_{i=1}^n Em_i$	$EMR = \frac{\sum_{i=1}^n Em_i}{PIB}$
y	Producto	xx.x	J ó g/año	$\frac{\sum_{i=1}^n Em_i}{xx.x}$	$\sum_{i=1}^n Em_i$	$EMR = \frac{\sum_{i=1}^n Em_i}{PIB}$

La Columna 1 “nota” se refiere al orden en que cada uno de los flujos está colocado, así como al orden de la nota a pie de tabla en la que se refiere el origen del dato, y los cálculos realizados para su transformación a las unidades correspondientes. La Columna 2 se refiere al nombre del flujo evaluado. La Columna 3 es la cifra proporcionada por los cálculos elaborados para cada flujo, que figuran numerados al pie de la tabla, en sus unidades correspondientes, que se encuentran en la Columna 4. La Columna 5 se refiere a la energía por unidad (transformicidad o energía específica), que transforma las cifras de la columna 3, en las cifras de la Columna 6, que ya son referidas a energía solar. Por último, la Columna 7 se refiere al denominado valor macroeconómico, o cantidad de actividad económica que se mueve debido a un determinado flujo o reserva de energía, y que se calcula dividiendo su energía por la cantidad de actividad económica media movida por el total de energía del sistema o relación energía-dinero. Las últimas filas se reservan para los productos del sistema (exportaciones, población, productos monetarios, etc.), y los cálculos relativos a su transformicidad, energía total, etc.

5. Cálculo de una serie de indicadores emergéticos. A partir de los datos de la tabla anterior, se pueden calcular toda una serie de relaciones. A continuación se da una lista de algunos de los principales indicadores tradicionalmente usados (**Tabla 2**).

Tabla 2. Algunos de los principales indicadores de la síntesis emergética. Las letras que figuran en la fórmula se refieren a la figura 3 (tomado de Álvarez et al. 2006).

Índice	Fórmula	Unidades	Descripción
Flujo de Emergía renovable local (Local renewable energy flow)	R	seJ/año	Entrada de Emergía renovable al sistema
Flujo de Emergía no renovable local (Local non-renewable flow)	N	seJ/año	Entrada de Emergía no renovable al sistema desde fuentes internas al mismo
Flujo de Emergía importado (Flow of imported energy)	F	seJ/año	Entrada de Emergía desde fuentes externas (generalmente con un intercambio monetario)
Coste energético de producción	$U = R + N + F$	seJ/año	Coste en energía de la producción del sistema
Fracción renovable de la energía usada	R/U	-	Fracción renovable de la Energía empleada
Índice de apropiación y explotación de Emergía (Energy yield ratio; EYR)	$1 + I/EIR$	-	Mide la contribución potencial de un proceso al conjunto del sistema debida a la explotación de recursos locales
Índice de inversión en Emergía (Energy investment ratio; EIR)	$F/(R+N)$	-	Relación fuentes externas al sistema y fuentes internas al mismo. Mide la eficacia en el uso de la energía invertida en un proceso.
Índice de carga ambiental (Environmental loading ratio; ELR)	$(F+N)/R$	-	Índice de estrés ambiental debido a una producción. Indicador de la presión de un proceso de transformación sobre el medio ambiente
Índice de energía renovable capturada (Renewable energy captured)	R/F	-	Índice de efectividad del sistema socioeconómico en la captación de los flujos naturales.
Consumo de Emergía por persona (Energy per capita)	$U/\text{población}$	seJ/persona/año	Medida del nivel de vida potencial medio de una población
Densidad de potencia Energética (Empower density)	$U/\text{superficie del país}$	seJ/m ² /año	Índice de presión de un proceso sobre el territorio
Capacidad de carga renovable al nivel de vida actual (Renewable carrying capacity in the present lifestyle)	$(R/U) \times \text{población}$	Población	Estima de la población que podría mantenerse dependiendo sólo de los recursos renovables con el estilo de vida actual.
Índice monetario Energético (Energy to money ratio; EMR)	U/PIB	seJ/\$	Relación Emergía con unidades monetarias. Análisis de relaciones comerciales.
Índice de sostenibilidad (Energy sustainability index; ESI)	EYR/ELR	-	Medida de la contribución del sistema jerárquicamente superior a la producción del sistema por unidad de carga del mismo

6. Comparación espacio-temporal de los indicadores energéticos del sistema con otros sistemas similares y/o el mismo.

Un ejemplo de la aplicación de estos conceptos para el contexto español se puede consultar en el artículo Lomas *et al.* (en prensa), donde se hace una síntesis energética del socio-ecosistema España para los años 1984-1989-1994-2000 y 2002. En sus conclusiones se puede observar, a través de diversos indicadores energéticos, cómo el nivel medio de vida de los españoles, en términos de la explotación de los servicios de los ecosistemas por parte de la economía, estaba todavía ligado a la media de los países de cultura mediterránea hasta la primera mitad de los años 80, y posteriormente adopta modos de uso de los servicios de los ecosistemas propios de Europa occidental, con una alta dependencia exterior en materias primas, una creciente ineficiencia de la economía, y una fuerte desigualdad comercial con los países de los que se importan las materias primas, entre otras conclusiones concernientes a la eficacia de la herramienta "áreas protegidas" como fuerte apuesta para alcanzar la sostenibilidad en el país.

La Síntesis energética en un marco multi-criterio de valoración de servicios de los ecosistemas

Desde los años 70, H.T. Odum ya intuye que es necesario formalizar una aproximación que permita incluir las aportaciones de los ecosistemas al sistema socio-económico, es decir, valorar los servicios de los ecosistemas, que el mercado no capturaba en su monovalor monetario. En esta dirección se dirigen los esfuerzos realizados a través de la Síntesis energética que, como la misma palabra dice, es una síntesis de información de diverso tipo dentro de un mismo marco de valoración.

A lo largo de su trayectoria, el científico norteamericano mantuvo diversos debates en relación con la cuestión del valor, el significado de la emergía dentro del desafío de encontrar una teoría del valor de tipo energético, etc. No hay duda alguna de las aportaciones científicas del método y de los indicadores que del mismo se derivan. Sin embargo, es de señalar, en respuesta a estas polémicas que se han derivado de los intentos por construir una teoría energética del valor (Georgescu-Roegen, 1979; 1983; Costanza, 2004), que el uso de la emergía no excluye la necesidad de disponer de otros indicadores de tipo físico (MFA, LCA, Exergía, Energía Incorporada, etc.) o monetario, que proporcionan una información diferente de ésta.

De hecho, actualmente se están realizando llamamientos y propuestas para aprovechar las potencialidades del método dentro de una perspectiva multi-criterio, que permitirían superar la tradicional aproximación monetaria, como es el caso de SUMMA (Ulgiati *et al.*, 2006), u otras propuestas de síntesis, como el enfoque eco-integrador (Naredo, 2003). En este sentido, cada indicador aportaría información específica a una determinada escala espacio-temporal concreta, sin suponer ninguno de ellos una referencia única *per se*.

Reflexiones finales

La Síntesis Emergética es una de las contribuciones más importantes que hizo a la ciencia el ecólogo H.T. Odum. Este método permite tener una visión, con una fuerte componente científica (termodinámica y ecológica), de las relaciones de interdependencia que se establecen entre los sistemas naturales y los sistemas socio-económicos, llegando a producir, a partir del concepto de emergía, indicadores, que en una aproximación multi-criterio de participación y decisión, han permitido, en múltiples trabajos, entender bajo un mismo marco de estudio los flujos de materia, energía, información y dinero ligados a ecosistemas, sistemas agrícolas, sistemas urbanos, o tratar aspectos referentes al desarrollo, al comercio, a la termodinámica, al modelado de sistemas, a la ingeniería ecológica, a la restauración ecológica, etc. (Brown y Ulgiati, 2004a).

Finalmente, se quiere llamar la atención del colectivo de ecólogos sobre las posibilidades que ofrece un método con una fuerte componente ecológica, como la Síntesis Emergética, especialmente ahora que, tras el desarrollo de la Evaluación del Milenio, la cuestión de la valoración de servicios de los ecosistemas se encuentra en auge (ver Montes y Sala, en este monográfico).

Referencias

- Álvarez, S., P.L. Lomas, B. Martín, M. Rodríguez, y C. Montes. 2006. *La Síntesis Emergética ("Emergy Synthesis"): Integrando energía, ecología y economía*. Publicaciones de la Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez para los espacios naturales, 2. Documento de trabajo. Madrid.
- Brown, M.T. y S. Ulgiati. 2004a. Energy quality, emergy, and transformity: H. T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. *Ecological Modelling*. 178: 201-213.
- Brown, M.T. y S. Ulgiati. 2004b. Emergy analysis and environmental accounting. En *Encyclopedia of Energy* (Ed. Cleveland, C. J.), pp. 329-354, Boston University, Boston. MA.
- Cai, T.T., T.W. Olsen, y D.E. Campbell. 2004. Maximum (em)power: a foundational principle linking man and nature. *Ecological Modelling*. 178: 115-119.
- Carpintero, O. 2006. *La bioeconomía de Georgescu-Roegen*. Montesinos, Barcelona.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, y M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387: 253-260.
- Di Donato, M. 2005. *Il nuovo paradigma dell'Economia Ecologica in un'applicazione dell'analisi emergetica alla provincia di Chieti*. Tesi di Laurea in Economia dell'Ambiente; Università Degli Studi 'G. D'Annunzio' Chieti-Pescara; Pescara, Italia.
- Costanza, R. 2004. Value Theory and Energy. En *Encyclopedia of Energy* (Ed. Cleveland, C. J.), pp. 337-346, Boston University, Boston. MA.
- Franzese, P.P., A. Scopa, A. Riccio, y G. Barone. 2003. Studio di sistemi complessi: la prospettiva ecodinamica in chimica-fisica ambientale. *Biologi italiani* 11: 39-45.
- Georgescu-Roegen, N. 1975. Energy and economic myths. *Southern Economic Journal*. 41: 347-381.

- Georgescu-Roegen, N. 1979. Energy analysis and economic valuation. *Southern Economic Journal*. 45: 1023-1058.
- Georgescu-Roegen, N. 1983. La teoría energética del valor económico: un sofisma económico particular. *El trimestre económico*. 198: 829-834.
- Hall, C. A. S. 2004. The continuing importance of maximum power. *Ecological Modelling*. 1-2.
- Hau, J. L. y B. R. Bakshi. 2004. Promises and problems of emegy analysis. *Ecological Modelling*. 178: 215-225.
- Lomas, P.L., S. Álvarez, M. Rodríguez, y C. Montes. En prensa. Environmental accounting as a management tool in the Mediterranean context: The Spanish economy during the last 20 years. *Journal of Environmental Management*.
- Lotka, A.J. 1922a. Contribution to the energetics of evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 8 : 47–51.
- Lotka, A.J. 1922b. Natural selection as a physical principle. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 8 :151–4.
- Martínez-Alier, J. 1987. *Ecological Economics: energy, environment and society*. Basil Blackwell, New York, USA.
- Naredo, J.M. 2003. *La economía en evolución: Historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico*. 3ªed, Ed. S. XXI, Madrid.
- Odum, H.T. 1988. Self-Organization, Transformity and Information. *Science*. 242: 1132-1139.
- Odum, H.T. 1994. *Ecological and general systems: An introduction to systems ecology*. University Press of Colorado, CO, .
- Odum, H.T. 1996. *Environmental accounting: emergy and decision making*. John Wiley, New York, .
- Odum, H.T. y E.C. Odum. 2000. *Modelling for all scales: An Introduction to System Simulation*. Academic Press, San Diego, .
- Odum, H.T. y E.C. Odum. 2001. *A prosperous way down: principles and policies*. University Press of Colorado, Boulder, CO, .
- Ropke, I. 2004. The early history of modern Ecological Economics. *Ecological Economics*. 50: 293-314.
- Ulgianti, S., M. Raugei, y S. Bargigli. 2006. Overcoming the inadequacy of single-criterion approaches to Life Cycle Assessment. *Ecological Modelling*. 190: 432-442.

Etnoecología: punto de encuentro entre naturaleza y cultura

V. Reyes-García¹, N. Martí Sanz²

(1) ICREA e Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra, Barcelona, España.

(2) Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra, Barcelona, España.

Etnoecología: punto de encuentro entre naturaleza y cultura. La etnoecología ha sido definida como el estudio interdisciplinar de los sistemas de conocimiento, prácticas, y creencias de los diferentes grupos humanos sobre su ambiente. En las décadas de los 60 y 70, los primeros estudios en etnoecología se centraron en documentar cómo diferentes grupos indígenas clasificaban elementos de su medio ambiente (e.g., plantas). A mediados de los 80, la revalorización internacional del conocimiento ecológico local generó un creciente interés académico en el tema. El interés se centró en estudiar el conocimiento ecológico local como una posible herramienta en la gestión sostenible de los recursos naturales. En las dos últimas décadas, la etnoecología ha buscado entender y promover el papel de los sistemas locales de conocimiento ecológico en la conservación y el desarrollo. En este artículo 1) revisamos los antecedentes históricos de la etnoecología, 2) apuntamos algunos de los temas que actualmente lideran la investigación en esta disciplina, y 3) planteamos los principales retos que enfrenta la etnoecología para entender y contribuir a manejar algunos de los problemas ambientales actuales.

Palabras clave: antropología ecológica, grupos indígenas, conocimiento local, diversidad bio-cultural

Ethnoecology: meeting point for nature and culture. Ethnoecology has been defined as the interdisciplinary study of the knowledge, practices, and beliefs of human groups about their environment. Ethnoecology started in the 1960's with an interest in documenting how indigenous peoples classified environmental features such as plant species. By the mid-1980s, the international recognition of the potential value of local ecological knowledge generated increasing academic interest in the topic. Researchers started studying local ecological knowledge as a way to help humans adapt to their environment. During the last two decades ethnoecological research has stressed how local ecological knowledge might be used in applied fields such as conservation and development. In this article, we 1) review the historical development of ethnoecology, 2) discuss current topics of research in ethnoecology, and 3) outline the main challenges faced by ethnoecology, so the discipline can contribute to understand and manage current environmental problems.

Key words: ecological anthropology, indigenous peoples, local knowledge, bio-cultural diversity.

Introducción

Las relaciones entre naturaleza y cultura han sido objeto de estudio de varias disciplinas de las ciencias naturales y sociales. A lo largo de su siglo de historia, la antropología ha generado corrientes que intentan explicar cómo y porqué las sociedades humanas se relacionan con su hábitat. Estas corrientes se engloban dentro de lo que se conoce como antropología ecológica. Si bien la evolución de las ciencias naturales y sociales ha dejado obsoletas algunas de las corrientes de la antropología ecológica, la etnoecología -definida como el estudio de los sistemas de conocimiento, prácticas y creencias que los diferentes grupos humanos tienen sobre su medio ambiente (Toledo, 2002)- constituye un campo de estudio cada vez más activo y vigoroso.

El creciente interés en la etnoecología, que viene de profesionales de la antropología pero también de investigadores de otras disciplinas como ecología, biología o geografía, es el reflejo de la actual preocupación social por el medio ambiente y la diversidad cultural. En este artículo describimos los antecedentes históricos y las líneas de investigación actual en etnoecología. Al final del artículo discutimos el potencial de la etnoecología en la resolución de algunos de los problemas ambientales actuales, y planteamos algunos de los retos que enfrenta la etnoecología.

¿Qué es la etnoecología? Evolución histórica y definición actual

En antropología siempre ha existido un debate sobre las relaciones entre naturaleza y cultura que ha dado origen a diferentes tendencias. En sus orígenes, la antropología ecológica estuvo dominada por el determinismo ambiental, ejemplificado por la ecología cultural de Steward (1955) y el materialismo cultural de Harris (1979). El determinismo ambiental propugnaba —en mayor o menor medida— que las instituciones centrales de las sociedades humanas pueden explicarse en función del entorno natural en el que se han desarrollado. El determinismo ambiental veía la naturaleza y la cultura como entidades separadas, la primera moldeando la segunda.

Como reacción al determinismo ambiental, en los años 1960 surgieron dos nuevos enfoques (Milton, 1997). El primero se basaba en el concepto de ecosistema, prestado de la ecología (Moran, 1984; Rappaport, 1968). El enfoque de ecosistema examinó el papel de las poblaciones humanas en los sistemas ecológicos, analizando el uso de energía. Al igual que el determinismo ambiental, el enfoque de ecosistema diferenciaba entre naturaleza y cultura con la salvedad de considerar que las sociedades humanas pueden regular su entorno, del mismo modo que el entorno puede impactar en éstas. Los detallados estudios de Rappaport y otros investigadores del enfoque de ecosistema resultarían precursores de la actual investigación en torno al “metabolismo de la sociedad” por disciplinas como la economía ecológica, ecología humana, ecología industrial, ecología urbana, agro-ecología, e historia ambiental.

La segunda reacción al determinismo ambiental fue la emergencia de una corriente conocida como etnoecología, enmarcada en la antropología cognitiva (Milton, 1997). En sus inicios, las investigaciones en etnoecología se centraron en documentar 1) cómo y por qué diferentes grupos indígenas clasificaban los elementos del medio ambiente (i.e., plantas, suelos) (Berlin *et al.*, 1966, 1974; Hunn, 1977) y 2) los sistemas de conocimiento mediante los cuales los grupos indígenas y habitantes rurales usan y mantienen sus recursos naturales (Atran, 1985; 1987; Conklin, 1954; Posey, 1984). A pesar del interés inicial que dichos temas suscitaron, durante las décadas de 1970 y 1980, el crecimiento de la etnoecología se vio frenado por el predominio en la antropología del relativismo cultural radical. Si bien varios investigadores continuaron estudiando los sistemas populares de clasificación del universo biológico (Ellen, 1979; Hays, 1982; Hunn, 1982), la etnoecología quedó desplazada de los debates medioambientales. Los antropólogos interesados en la ecología se sumaron a otras corrientes que hacían mayor hincapié en temas de poder y desigualdad como la ecología política (Schmink y Woods, 1987) o la ecología cultural de sociedades campesinas (Netting, 1993). El trabajo de Netting, en cierta forma supone una continuación de la antropología ecológico-energética de Rappaport, puesto que Netting estudió las adaptaciones campesinas a distintas disponibilidades de energía y materiales en su entorno.

A pesar del poco protagonismo de la etnoecología durante los años 70 y 80, algunas investigaciones de este periodo resultaron claves para ilustrar la complejidad y profundidad de los sistemas locales de conocimiento y de clasificación del medio ambiente. Posteriormente, la década de los 90 supuso el reconocimiento internacional del valor potencial del conocimiento indígena. El conocimiento local, considerado por muchos rudimentario y superfluo, hizo su entrada en documentos políticos como *Our Common Future* (1987) o la *Convención de Diversidad Biológica* (1992) y empezó a despertar el interés en científicos de varias disciplinas, activistas, políticos y el público en general. Investigadores notables como Berkes y Toledo enfatizaron el valor del conocimiento ecológico local, presentándolo como resultado y estrategia de la adaptación humana al medio ambiente (Berkes *et al.*, 2000; Toledo, 1992). El resurgimiento del estudio del conocimiento ecológico local llevó a la redefinición de la etnoecología como el estudio de las relaciones entre el kosmos (creencias y representaciones simbólicas), el corpus (conocimiento ambiental), y la praxis (los comportamientos que llevan a la apropiación de la naturaleza) (Toledo, 1992). Definida de esta manera, la etnoecología englobaría también estudios en etnobiología (Toledo, 2002).

La terminología para referirse a los sistemas de conocimiento del medio ambiente de grupos indígenas y rurales es diversa y confusa. Diversos investigadores han usado como sinónimos los términos Conocimiento Ecológico Tradicional, Conocimiento Indígena, Conocimiento Ecológico Local, o Conocimiento Popular. Entre las varias definiciones y términos que se han propuesto la más conocida es la definición de Berkes (1999) del Conocimiento Ecológico Tradicional como “un cuerpo acumulativo de conocimientos, prácticas y creencias, que evoluciona a través de procesos adaptativos y es comunicado por transmisión cultural durante generaciones, acerca de la relación de los seres vivos, incluidos los seres humanos, de uno con el otro y con su medio ambiente”. Aquí adoptamos la definición de Berkes, pero usamos el término Conocimiento Ecológico Local para eludir debates sobre el uso de la palabra “tradicional” para designar un conocimiento que nos es contemporáneo.

En resumen, la etnoecología ha pasado de focalizarse en el estudio de los sistemas indígenas de clasificación al estudio del conocimiento ecológico local entendido como una forma compleja de adaptación y modificación del hábitat, fruto del proceso de co-evolución entre cultura y naturaleza (Berkes *et al.*, 2000). Mientras que la investigación inicial en etnoecología habría ayudado a valorar los sistemas locales de conocimiento ecológico como sistemas lógicos y complejos, la investigación actual subrayaría su potencial en la mejora del bienestar de la sociedad actual.

Por ello, a nuestro parecer, la etnoecología actual no presenta una ruptura conceptual con la etnoecología de los años cincuenta, aunque el nuevo enfoque también incluye aportaciones de otras ramas de la antropología ecológica, como la

antropología ecológico-energética de Rappaport que antecede estudios de autores como Fikret Berkes, Victor Toledo, y Carl Folke.

Temas actuales en investigación etnoecológica

En la investigación actual en etnoecología convergen los temas históricamente tratados y mencionados en el apartado anterior con temáticas nuevas. Actualmente algunas de las principales líneas de investigación en etnoecología giran entorno a: (i) los sistemas locales de conocimiento ecológico, (ii) las relaciones entre diversidad biológica y diversidad cultural, (iii) los sistemas de manejo de los recursos naturales, y (iv) las relaciones entre desarrollo económico y bienestar humano.

Sistemas locales de conocimiento ecológico

La etnoecología se inició con el estudio de los sistemas locales de conocimiento ecológico y éste sigue siendo hoy en día un campo muy prolífico. Algunas investigaciones se centran en: 1) las correspondencias entre conocimiento ecológico local y conocimiento científico, 2) las formas de transmisión y distribución del conocimiento ecológico local, y 3) los beneficios que el conocimiento ecológico local proporciona a individuos y sociedades. En el contexto del primer ámbito, investigaciones recientes sugieren que el conocimiento ecológico local presenta muchas similitudes con conocimiento desarrollado a partir de métodos inductivos (Huntington *et al.*, 2004; Mackinson, 2001) por lo que dicho conocimiento podría ser de utilidad para la elaboración de programas de conservación y restauración ecológica (Huntington, 2000; Pitcher, 2001). La segunda línea de investigación se centra en entender cómo se crea, adquiere, transforma, transmite, y pierde el conocimiento ecológico local (Guest, 2002; Zent, 2001). Esta línea de investigación también analiza la distribución de la custodia del conocimiento entre la población (Reyes-García *et al.*, 2003). La tercera línea de investigación apuntada se centra en estimar los beneficios que el conocimiento ecológico local proporciona a individuos (e.g., mejor salud) (McDade *et al.*, 2007) y sociedades (e.g., menos deforestación) (Reyes-García *et al.*, 2007b).

Diversidad biológica y diversidad cultural

Otro de los temas de interés de la etnoecología son las relaciones complejas entre la diversidad cultural y la diversidad biológica. Sin negar los impactos negativos que los humanos pueden tener en la conservación de los ecosistemas, la etnoecología también estudia las interacciones positivas entre las sociedades humanas y su medio ambiente. Por ejemplo, algunas investigaciones han enfatizado el papel de los sistemas locales de conocimiento ecológico en la conservación de diversidad biológica (Laird, 2002). Numerosos estudios de los sistemas agrícolas de roza-tumba-y-quema han destacado el papel del conocimiento agronómico tradicional en la preservación de multitud de variedades de plantas agrícolas y razas animales (Altieri, 1989; Altieri y Nicholls, 2000; Gliessman, 1990) (**Fig. 1**).



Figura 1. La custodia familiar del conocimiento ecológico local asegura la producción de variedades locales en los huertos de la comunidad Valaiar en Tamil Nadu (India).

Investigaciones recientes muestran que, a escala global, la distribución de la diversidad biológica coincide con la distribución de la diversidad cultural y lingüística (Harmon, 1996; Maffi, 2005; Toledo, 2001). Estas investigaciones también muestran que las formas locales de manejo de los recursos naturales contribuyen a la generación y conservación de la diversidad biológica mediante la manipulación de plantas, animales, hábitats y ecosistemas (Balee, 1994; Olsson *et al.*, 2004). Algunos autores sugieren que la pérdida de diversidad cultural constituye un factor de pérdida potencial de diversidad biológica (Sutherland, 2003). Consecuentemente, la una resultaría indicador de la otra.

Manejo de recursos naturales

Una de las premisas en las que se centra la etnoecología es que, a lo largo de la historia, el uso de los recursos naturales por parte de los grupos humanos ha permitido la acumulación de conocimiento sobre la biología de las especies y los procesos ecológicos locales. La etnoecología estudia 1) la contribución de este conocimiento local a la conservación de los recursos y patrimonio natural en sistemas de manejo tradicional y 2) su potencial para lograr un uso sostenible de los recursos en las sociedades modernas. Resultados de investigaciones recientes muestran que el conocimiento ecológico local contribuye a la generación y conservación de la agro-biodiversidad (Balee, 1994; Olsson *et al.*, 2004), la mejora de la productividad agrícola (Brush, 2000), y el control de plagas (Bentley y Rodríguez, 2001). A partir del estudio de los sistemas locales de conocimiento ecológico marino, se han propuesto formas de manejo sostenible de recursos piscícolas (Bergmann *et al.*, 2004; Price y Rulifson, 2004). Existe también un creciente interés en identificar las contribuciones potenciales del conocimiento ecológico local a estrategias tanto de manejo sostenible del agua (Gunnell y Krishnamurthy, 2003; Pandey, 2001) como de adaptación al cambio climático (Berkes y Jolly, 2002; Pandey *et al.*, 2004).

En este contexto, la etnoecología ha mostrado interés en el estudio de las instituciones que regulan el uso de los recursos naturales. Un tema que ha despertado creciente interés son las relaciones existentes entre el manejo de los recursos naturales y los sistemas de acceso y propiedad de los mismos. Este tipo de estudios, liderado por autores como Ostrom (1990), combina elementos de antropología, ciencia política, y economía. ¿Cómo se regula el acceso al agua, a la tierra, a la pesca, a los recursos genéticos? Otro tema de investigación relevante es el cambio y adaptación de las instituciones que regulan el uso y acceso a los recursos ante su incorporación a la economía de mercado. Martí-Sanz (2006), en su estudio en los Andes peruanos, muestra cómo el conocimiento agronómico y las antiguas normas de reciprocidad han servido para modificar los mercados de trueque gestionados por mujeres con el propósito de mejorar la nutrición de familias campesinas ante los efectos de la globalización económica (**Fig. 2**).



Figura 2. El conocimiento ecológico tradicional posibilita a los agricultores andinos obtener especies alimenticias a grandes alturas, como por ejemplo la mashua (*Tropaeolum tuberosum*), que suele cultivarse sobre los 3000 m snm

Desarrollo económico y bienestar humano

Así como el conocimiento ecológico local se muestra clave en el manejo de los recursos naturales, también tiene potencial para contribuir al bienestar humano y al desarrollo económico rural. Varios autores han argumentado que los sistemas locales de conocimiento ecológico contribuyen a la diversidad cultural (Maffi, 2001) y proporcionan sentido de pertenencia e identidad cultural (Balee, 1994). El conocimiento ecológico local contribuye a la mejora del estado nutricional (Johns 1996; Pieroni y Price, 2006) y la salud humana (Etkin, 2000). Por ejemplo, en un estudio de las relaciones entre el conocimiento ecológico local y la salud de los Tsimane' en la Amazonía boliviana, hallamos que niños con madres con más conocimiento ecológico local tenían mejores niveles de hemoglobina y defensas inmunológicas (McDade *et al.*, 2007). La investigación etnoecológica sobre el conocimiento de plantas medicinales es también un área muy activa y muestra cómo el conocimiento ecológico local ha contribuido a la medicina moderna (Chadwick y Marsh, 1994) (**Fig. 3**).



Figura 3. En la Amazonía boliviana, el proceso de coevolución ha facilitado prácticas sostenibles de uso de los recursos: Tsimane' pescando con barbasco y arcs y flechas

La etnoecología también plantea la compatibilidad del desarrollo económico con la conservación de los recursos naturales. Varios estudios sugieren que el conocimiento ecológico local puede estar asociado positivamente al nivel de ingresos de los hogares (Guest, 2002; Reyes-García *et al.*, 2007a; Berkes y Davidson-Hunt, 2007). También se han constatado conflictos protagonizados por grupos locales, indígenas y rurales, en contra de actividades económicas que impactan los recursos naturales que constituyen la base del sustento local. Algunos casos bien documentados son las oposiciones locales a actividades de minería, extracción de petróleo, deforestación o depredación pesquera (Martínez-Alier, 2002). Sin embargo, también se han documentado casos de explotación no sostenible de los recursos naturales por parte de las poblaciones locales debido a presiones exteriores o al incremento de la densidad poblacional. En este contexto, la etnoecología trata de comprender las relaciones entre la conservación de los recursos naturales, las dinámicas demográficas de los grupos que los usan, las normas de acceso, y los factores contextuales externos.

El futuro de la etnoecología: potencial y retos

El potencial de la etnoecología

La resolución de los acuciantes problemas de uso y conservación de los recursos naturales requiere de una perspectiva interdisciplinar que logre integrar los intereses y conocimientos de las poblaciones locales y de los científicos naturales y sociales. Por su carácter interdisciplinar y su perspectiva de análisis a varias escalas, la etnoecología puede contribuir a

comprender e interpretar dichos problemas.

Queremos ilustrar el potencial de la etnoecología con dos ejemplos. Durante más de medio siglo, los países tropicales han recibido reiterados programas de conservación de suelos, muchos de los cuales no han resultado exitosos. Investigaciones recientes muestran que la mayoría de estos programas no tomaron en cuenta las estrategias locales de manejo de este recurso, lo que contribuyó a su fracaso (Critchley *et al.*, 1994). La etnoecología propone partir del estudio y rescate de los sistemas de manejo de suelos de pequeños agricultores del trópico para articular cualquier estrategia de desarrollo rural. El segundo ejemplo proviene de la literatura relativa a los conflictos sobre el manejo del agua. Se ha sugerido que los sistemas locales de manejo de agua de poblaciones de regiones áridas pueden contribuir a resolver conflictos de gestión de este recurso a gran escala. Por ejemplo, el sistema Berebere de gestión de agua establece una jerarquía en los usos del agua siendo el agua para beber más importante que el agua para regar. La aceptación colectiva de este sistema jerárquico permite que en momentos de escasez se puedan suprimir usos menos prioritarios sin generar conflictos (Wolf, 2000). Dicho sistema jerárquico podría inspirar mecanismos de negociación internacional.

En resumen, el conocimiento ecológico local, construido en base a las interacciones cotidianas de los grupos humanos con el medio ambiente, puede contribuir al diseño y obtención de modos de vida sostenibles. En éstos, la conservación de la diversidad cultural constituiría un factor clave de adaptación al medio ambiente.

Los retos de la etnoecología

La contribución de la etnoecología a la comprensión y resolución de los problemas sobre el uso y conservación de los recursos naturales enfrenta tres grandes retos: 1) el diálogo con otras disciplinas, 2) la realización de estudios transculturales para la obtención de aprendizajes generalizables, y 3) el posicionamiento de la etnoecología ante cuestiones éticas inherentes al uso y conservación de los recursos y patrimonio natural.

En cuanto al primer reto, la etnoecología comparte intereses teóricos con disciplinas diversas como la antropología, la ecología, la biología, la economía ecológica, la agronomía, la biología de la conservación, o la psicología entre otras. La investigación independiente de cada una de estas disciplinas genera descripciones parciales de fenómenos a menudo complejos. Por su carácter interdisciplinar y por el interés que ha despertado en científicos de varias disciplinas, la etnoecología puede ayudar a construir explicaciones más completas de los problemas abordados. Para eso, es necesario que los investigadores 1) reconozcan la importancia de la formación interdisciplinar, 2) reconozcan el aporte singular de cada disciplina, y 3) desarrollen un lenguaje común que permita la comunicación trans-disciplinar.

En cuanto al segundo reto, la etnoecología debe aspirar a realizar comparaciones transculturales que permitan la obtención de resultados y aprendizajes de utilidad general. Sin contar algunas excepciones (Barrera-Bassols y Zinck, 2000), la mayor parte de las investigaciones en etnoecología constituyen estudios de caso con poco énfasis en la replicabilidad. Tal y como muestra el estudio comparativo de Barrera-Bassols y Zinck (2000) sobre conocimiento local de suelos, las comparaciones transculturales pueden proporcionar grandes avances en la teoría etnoecológica. Para constatar si en diferentes regiones del mundo se repiten los resultados obtenidos y evaluar la posibilidad de generalizar el conocimiento ecológico local, la etnoecología debe plantear investigaciones de carácter transcultural que apliquen metodologías comparables en ecosistemas diferentes. Los métodos estadísticos resultan aquí importantes. El trabajo de campo para la obtención de datos se puede complementar con los métodos analíticos cuantitativos o experimentales que pueden replicarse en diferentes contextos culturales.

En cuanto al tercer reto, una primera constatación es que la incorporación del conocimiento ecológico local en la ciencia, la economía de mercado, y los programas de desarrollo ha ido acompañada de ineludibles debates éticos. La desigual distribución de beneficios económicos a partir del uso comercial de conocimiento ecológico local tradicional plantea la cuestión del acceso y propiedad del conocimiento (Brush, 1993; Greaves, 1995), los instrumentos de compensación a las poblaciones que lo custodian (FSI y Kothari, 1997; Posey, 1990; Reid, 1993) y los sistemas de protección del conocimiento (Brown, 2003). Una segunda constatación es el debate sobre la compatibilidad entre conservación de los recursos naturales, desarrollo económico (en beneficio propio y/o externo), y crecimiento demográfico. Este debate resulta especialmente relevante en aquellas zonas donde se concentra la mayor diversidad biológica y cultural del planeta, como es el caso de las zonas tropicales.

Por lo tanto, más allá de cumplir con los códigos éticos del proceso de investigación, como el consentimiento previo informado, la etnoecología enfrenta el reto de establecer *a priori* un posicionamiento ético adecuado. Las comunidades locales deben participar en la definición de los objetivos y las actividades de investigación tanto para asegurar el intercambio multidireccional de conocimientos entre investigadores, estudiantes, expertos locales, y otros grupos de interés, como para establecer acuerdos para una distribución justa de los beneficios derivados de las mismas. Sólo superando el reto de la ética del propósito de la investigación, la etnoecología podrá asentarse como disciplina.

Agradecimientos

Queremos agradecer a Joan Martínez-Alier, José Luis Molina, y Hugo Valenzuela por sus comentarios a versiones previas de este artículo. Nuestro sincero agradecimiento a Víctor M. Toledo por sus valiosos comentarios, referencias bibliográficas, y por su llamado a la honestidad intelectual.

Referencias

- Altieri, M. 1989. Agroecology and rural development in Latin America . En *Agroecology and Small Farm Development* (eds. Altieri, M., Hecht, S.), pp. 113-120, CRS, Boca Raton, Florida .
- Altieri, M., Nicholls, C. 2000. *Agroecología: Teoría y práctica para una agricultura sustentable*. PNUMA, Mexico.
- Atran, S. 1985. The nature of folk botanical life forms. *Am. Anthropol.* 87: 298-305.
- Atran, S. 1987. The essence of folkbiology: A reply to Randall and Hunn. *Am. Anthropol.* 89: 149-151.
- Balee, W. 1994. *Footprints of the Forest : Ka'apor Ethnobotany. The Historical Ecology of Plant Utilization by an Amazonian People*. Columbia University Press, New York .
- Barrera-Bassols, N., Zinck, J.A. 2000. *Ethnopedology in a worldwide perspective: an annotated bibliography*. ITC Publication, Enschede, The .
- Bentley, J., Rodríguez, G. 2001. Honduran folk entomology. *Curr. Anthropol.* 42: 285-301.
- Bergmann, A., Hinz, H., Blyth , R., Kaiser, M., Rogers, S., Armstrong, M. 2004. Using knowledge from fishers and fisheries scientists to identify possible groundfish 'Essential Fish Habitats'. *Fisheries Research* 66: 373-379.
- Berkes, F. 1999. *Sacred Ecology. Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*. Taylor & Francis, Philadelphia and London .
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications*. 10: 1251-1262.
- Berkes, F., Jolly, D. 2002. Adapting to climate change: Social-ecological resilience in a Canadian Western Arctic community. *Conservation Ecology* 5: 18.
- Berkes, F., I.J. Davidson-Hunt. In press, 2007. Communities and social enterprises in the age of globalization. *Journal of Enterprising Communities*.
- Berlin , B., Breedlove, D.E., Raven, P.H. 1966. Folk taxonomics and biological classification. *Science* 154: 273-275.
- Berlin , B., Breedlove, D.E., Raven, P.H. 1974. *Principles of Tzeltal Plant Classification: An Introduction to the Botanical Ethnography of a Mayan Speaking Community in Highland Chiapas* . Academic Press, New York .
- Brown, M. 2003. *Who Owns Native Culture?* Harvard University Press, Harvard.
- Brush, S.B. 1993. Indigenous knowledge of biological resources and intellectual property rights: The role of anthropology. *Am. Anthropol.* 93: 653-686.
- Brush, S.B. 2000. Ethnoecology, biodiversity and modernization in Andean potato agriculture. En *Ethnobotany* (ed. Minnis, P.). University Oklahoma Press, Norman.
- Chadwick, D., Marsh, J. 1994. *Ethnobotany and the Search for New Drugs*. Wiley, Chichester.
- Conklin, H.C. 1954. An ethnoecological approach to shifting agriculture. *Transactions of the New York Academy of Sciences*. 17: 133-142.

- Critchley, W., Reij, C., Willcocks, T. 1994. Indigenous soil and water conservation. A review of the state of knowledge and prospects for building on traditions. *Land Degradation and Rehabilitation*. 5: 293-314.
- Ellen, R. 1979. Omniscience and ignorance. Variation in Nuulu knowledge, identification and classification of animals. *Language in Society*. 8: 337-364.
- Etkin, N.L. 2000. *Eating on the Wild Side: The Pharmacologic, Ecologic, and Social Implications of Using Noncultigens*. University of Arizona Press, Tucson .
- Fundación Sabiduría Indígena, Kothari, B. 1997. Rights to the benefits of research: Compensating indigenous peoples for their intellectual contribution. *Hum. Org.* 56: 1-10.
- Gliessman, J. 1990. *Agroecology: Researching the Ecological Basis for Sustainable Agriculture*. Springer-Verlag, London .
- Greaves, T. 1995. *Intellectual Property Rights for Indigenous Peoples. A Sourcebook*. Society for Applied Anthropology, Oklahoma.
- Guest, G. 2002. Market integration and the distribution of ecological knowledge within an Ecuadorian fishing community. *J. Ecol. Anthropol.* 6: 38-49.
- Gunnell, Y., Krishnamurthy, A. 2003. Past and Present Status of Runoff Harvesting Systems in Dryland Peninsular : A Critical Review. *Ambio* 32: 320-324.
- Harmon, D. 1996. Losing species, losing languages: connections between biological and linguistic diversity. *Southwest J. Ling.* 15: 89-108.
- Harris, M. 1979. *Cultural Materialism. The Struggle for a Science of Culture*. Random House, New York .
- Hays, T. 1982. Utilitarian/adaptationist explanations of folk biological classifications: Some cautionary notes. *J. Ethnobiology*. 2: 89-94.
- Hunn, E.S. 1977. *Tzeltal Folk Zoology. The Classification of Discontinuities in Nature*. Academic Press, New York .
- Hunn, E.S. 1982. The utilitarian factor in folk biological classification. *Am. Anthropol.* 84: 830-847.
- Huntington, H.P. 2000. Using traditional ecological knowledge in science: Methods and applications. *Ecological Applications* 10: 1270-1274.
- Huntington, H.P., Callaghan, T., Fox, S., Krupnik, I. 2004. Matching traditional and scientific observations to detect environmental change: A discussion on Arctic terrestrial ecosystems. *Ambio*, suppl. 13: 18-23.
- Johns, T. 1996. *The Origins of Human Diet and Medicine: Chemical Ecology*. University of Arizona Press, Tucson .
- Laird, S. 2002. *Biodiversity and Traditional Knowledge: Equitable Partnerships in Practice*. Earthscan, London .
- Mackinson, S. 2001. Integrating local and scientific knowledge: An example in fisheries science. *Environmental Management* 27: 533-545.
- Maffi, L. 2001. *On Biocultural Diversity. Linking Language, Knowledge, and the Environment*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Maffi, L. 2005. Linguistic, Cultural, and Biological Diversity. *Annu. Rev. Anthropol.* 34: 599-618.
- Martí-Sanz, N., 2006. *Barter Markets: Sustaining people and nature in the Andes* . IIED, London .
- Martínez-Alier, J. 2002. *The Environmentalism of the Poor. A Study of Ecological Conflicts and Valuation*. Edward Elgar, Cheltenham .

- McDade, T., Reyes-García, V., Leonard, W., Tanner, S., Huanca, T. 2007. Maternal ethnobotanical knowledge is associated with multiple measures of child health in the Bolivian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of* . 104(15): 6134-6139.
- Milton, K. 1997. Ecologies: anthropology, culture and the environment. *International Social Science Journal*. 49: 477.
- Moran, E. 1984. *The Concept of Ecosystem in Anthropology*. Westview Press, Boulder, Colorado .
- Netting, R. 1993. *Smallholders, Householders. Farm Families on the Ecology of Intensive, Sustainable Agriculture*. Stanford University Press, Stanford.
- Olsson, P., Folke, C., Berkes, F. 2004. Adaptive co-management for building resilience in social-ecological systems. *Environmental Management* 34: 75-90.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, Cambridge .
- Pandey, D.N. 2001. A bountiful harvest of rainwater. *Science* 293: 1763.
- Pandey, D.N., Gupta, A.K., Anderson , D.M. 2004. Rainwater harvesting as an adaptation to climate change. *Current Science* 85: 46-59.
- Pieroni, A., Price, L. 2006. *Eating and Healing. Traditional Foods as Medicine*. The Haworth Press, New York .
- Pitcher, T. 2001. Fisheries managed to rebuild ecosystems? Reconstructing the past to salvage the future. *Ecological Applications* 11: 601-617.
- Posey, D. 1984. A preliminary report on diversified management of tropical forest by the Kayapo Indians of the Brazilian Amazon. En *Ethnobotany in the Neotropics* (eds. Prance, G.T., Kallunki, J.A.), pp. 112-126. New York Botanical Gardens, New York .
- Posey, D. 1990. Intellectual property rights and just compensation for indigenous knowledge. *Anthropology Today* 6: 13-16.
- Price, A., Rulifson, R. 2004. Use of traditional ecological knowledge to reduce striped bass bycatch in the Currituck Sound white perch gill-net fishery. *North American Journal of Fisheries Management*. 24: 785-792.
- Rappaport, R. 1968. *Pigs for the Ancestors*. Yale University Press, New Haven .
- Reid, W. 1993. *Biodiversity Prospecting: Using Genetic Resources for Sustainable Development*. World Resources Institute, Washington D.C.
- Reyes-García, V., Godoy, R., Vadez, V., Apaza, L., Byron, E., Pérez, E., Leonard, W., Wilkie, D. 2003. Ethnobotanical Knowledge Shared Widely Among Tsimane' Amerindians, . *Science*. 299: 1707.
- Reyes-García, V., Vadez, V., Godoy, R., Huanca, T., Leonard, W., McDade, T., Tanner, S. Non-market returns to traditional and modern human capital: Nutritional status in a native Amazonian society. *Economic Development and Cultural Change*. En prensa.
- Reyes-García, V., Vadez, V., Huanca, T., Leonard, W., McDade, T. 2007a. Economic development and local ecological knowledge: a deadlock? Data from a native Amazonian society. *Hum. Ecol.* 35: 371-377.
- Reyes-García, V., Vadez, V., Leonard, W., McDade, T. 2007b. Indigenous knowledge and clearance of tropical rainforest for agriculture: A case study in lowlands . *Ambio* 36(5).
- Schmink, M., Woods, C. 1987. The 'Political Ecology' of the Amazonia . En *Lands at Risk in the Third World : Local-Level Perspectives* (eds. Little, P.D., Horowitz, M.M.), pp. 38-57. Westview Press, Boulder, Colorado .
- Steward, J. 1955. *Theory of Culture Change*. University of Illinois Press, Urbana .

Sutherland, W. 2003. Parallel extinction risk and global distribution of languages and species. *Nature* 423: 276-279.

Toledo, V.M. 1992. What is ethnoecology? Origins, scope, and implications of a rising discipline. *Ethnoecologica* 1: 5-21.

Toledo, V.M. 2002. Ethnoecology: a conceptual framework for the study of indigenous knowledge of nature. En *Ethnobiology and Biocultural Diversity* (eds. Stepp, JR et al.), pp. 511-522. International Society of Ethnobiology, , .

Toledo, V.M. 2001. Indigenous peoples and biodiversity. *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, pp. 1181-1197.

Wolf, A.T. 2000. Indigenous approaches to water conflict negotiations and implications for international waters. *International Negotiation: A Journal of Theory and Practice* 5: 357-373

Zent, S. 2001. Acculturation and Ethnobotanical Knowledge Loss among the Piaroa of : Demonstration of a Quantitative Method for the Empirical Study of Traditional Ecological Knowledge Change. En *On Biocultural Diversity: Linking Language, Knowledge, and the Environment* (ed. Maffi, L.), pp. 190-211. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.

Modelos de interacción humano-ambiental: el enfoque de la Biocomplejidad

M. F. Acevedo¹, J. Rosales, L. Delgado², M. Ablan, J. Davila³, J.B. Callicot⁴, M. Monticino⁵

(1) Programa de Ingeniería Biológica y Ambiental, Universidad del Norte de Texas, Denton, Texas, E.E.U.U.
Centro de Simulación y Modelos (CESIMO), Universidad de Los Andes (ULA), Mérida, Venezuela.

(2) Centro de Investigaciones Ecológicas (CIEG), Universidad Nacional Experimental de Guayana (UNEG), Ciudad Guayana, Venezuela.

(3) Centro de Simulación y Modelos (CESIMO), Universidad de Los Andes (ULA), Mérida, Venezuela.

(4) Departamento de Filosofía, Universidad del Norte de Texas, Denton, Texas, E.E.U.U.

(5) Departamento de Matemáticas, Universidad del Norte de Texas, Denton, Texas, E.E.U.U.

Modelos de interacción humano-ambiental: el enfoque de la Biocomplejidad. Estudiamos el acoplamiento de sistemas naturales y humanos en diversos sitios y culturas construyendo modelos de simulación de cuatro sitios que incluyen áreas protegidas; dos en Texas, Estados Unidos, y dos en Venezuela. En los sitios de Texas, se están convirtiendo legalmente los bosques en espacios urbanos de uso residencial, comercial, e industrial, mientras que en Venezuela se talan legal e ilegalmente los bosques para transformarlos en sistemas agrícolas de subsistencia. Las técnicas contemporáneas de modelación facilitan simulaciones de decisiones humanas y de la dinámica del ecosistema que pueden revelar patrones inesperados. Tales acoplamientos de los sistemas humanos y los sistemas naturales se reconocen actualmente como una forma de biocomplejidad. Nuestra metodología es flexible, para permitir la adaptación a cada uno de los sitios del estudio, capturando las características esenciales de los cambios respectivos de la utilización del territorio, y de las reacciones naturales y decisiones humanas. Las interacciones entre los humanos se simulan usando los modelos multi-agentes que actúan sobre modelos del paisaje forestal, y perciben la respuesta de los efectos de estas acciones en forma de cambios de hábitat ecológicos y dinámica hidrológica.

Palabras claves: biocomplejidad, Texas, Venezuela, uso del territorio, cobertura del terreno, uso de la tierra, sistemas naturales-humanos, bosque, paisajes, agentes, sistemas natural-humanos acoplados.

Models of human-nature interactions: the Biocomplexity approach. We study coupled human-natural systems across sites and cultures building simulation models in four sites that include protected areas; two in Texas (USA) and two in Venezuela. In the Texas sites, forests are being converted legally to urban spaces of residential, commercial and industrial use, while in Venezuela forests are extra-legally clear-cut for subsistence agriculture. Modern modeling techniques facilitate the study of human decisions and ecosystem dynamics and can reveal unexpected patterns. Such couplings of human and natural systems are recognized as a form of biocomplexity. Our methodology is flexible to allow adaptations to the diverse study sites, capturing the essential characteristics of the changes in land use and cover and the effects on natural systems and human decisions. Human interactions are simulated using multi-agent models that act on models of forest landscape and perceive the response of these actions in the form of changes in habitat and hydrological dynamics.

Key words: biocomplexity, Texas, Venezuela, land use, land cover, human-natural systems, forests, landscape, agents.

Introducción

La deforestación con fines agrícolas o de expansión urbana son tan prevalentes en todo mundo, que su aumento afecta al tipo de cubierta y a los usos del territorio (cambios en el uso del territorio, en adelante CUT) en tal magnitud, que representa un reto de dimensión planetaria (Houghton, 1994; Lepers *et al.*, 2005; Moran y Ostrom, 2005, Ojima *et al.*, 1994; Walker, 2004; Watson *et al.*, 2000). Aunque por mucho tiempo las ciencias sociales y las naturales han tenido enfoques diferentes, ambas ciencias comienzan a reconocer la importancia de incorporar el impacto de la ecología en el comportamiento humano (Evans y Moran, 2002; Kellert, 1997), y la importancia de cambios en el uso del territorio como parte crucial de la comprensión ecológica (e.g., Foster *et al.*, 1998).

La interacción humano-natural produce una dinámica emergente compleja que puede ser analizada bajo la perspectiva de los modelos de los sistemas humano-naturales acoplados (SHN). Estos modelos simulan las interacciones entre los grupos humanos y el paisaje natural, y cómo se modifican estos comportamientos con base a la percepción de los cambios en el ambiente debido a estas acciones. Aunque las interacciones humano-ambientales, tanto actuales como de la antigüedad, se han estudiado durante muchos años (e.g., Gomez-Pompa y Kaus, 1990,1992; Redman 1999; Turner *et al.* 1990a), resulta novedoso utilizar técnicas matemáticas y de computación para abordar estos estudios. Los modelos computacionales se están usando en las ciencias sociales con este propósito (Openshaw 1995; Parker *et al.*, 2003).

Las técnicas modernas de modelos multi-agente (MMA) facilitan las simulaciones del comportamiento de los sistemas humanos, ya que capturan lo esencial de los procesos de decisión y valores o preferencias que conllevan a cambios en el uso del territorio. A su vez estos cambios generan efectos en el sistema natural simulado por modelos basados en procesos y funciones del ecosistema. Aun más, las capacidades computacionales permiten el análisis de los patrones emergentes de SHN reconocidos como una forma de "biocomplejidad". Varios aspectos caracterizan el estudio de biocomplejidad: escalas temporal y espacial múltiples, niveles múltiples de organización biológica, interacciones múltiples y dinámica no-lineal (Anderson, 2003; Cottingham, 2002; Covich, 2000; Dybas, 2001; Michener *et al.*, 2001; Pickett *et al.*, 2005).

Los MMA están demostrando ser una herramienta útil para el estudio de SHN y el análisis integrado del ambiente y políticas ambientales (Bousquet y Le Page, 2004; Hare y Deadman, 2004). Así pues se han reportado recientemente muchas aplicaciones de MMA para simular decisiones humanas y cambios en el uso del territorio (Deadman *et al.*, 2004; Evans *et al.*, 2001; Hoffman *et al.*, 2002; Ligtenberg *et al.*, 2001; Parker *et al.*, 2003; Schneider *et al.*, 2001). Estos modelos se han empleado para estudiar localización de áreas verdes en áreas urbanas como elemento dilatorio del crecimiento (Brown *et al.*, 2004), cambios paisajísticos en áreas sub urbanas (Loibl y Toetzer, 2003), y deforestación de bosques tropicales (Huigen, 2002; Lim *et al.*, 2002; Manson, 2002).

Estos modelos son muy útiles cuando se enlazan con otros, y con tecnologías geo-espaciales (Arima *et al.*, 2005; Bhaduri *et al.*, 2000; Mas *et al.* 2004), cuando incluyen la importancia de los factores socioeconómicos (Walker *et al.*, 2002; Walker, 2003; Aspinall, 2004; Brown *et al.*, 2000), cuando plantean aplicaciones de gestión ambiental (Pahl-Wostl, 2004, 2005), y cuando se usan para la integración de varias escalas de estudio (Evans y Kelley, 2004). La ecología de paisaje también reconoce la importancia de patrones espaciales en los procesos ecológicos y la dinámica de CUT, donde los humanos se consideran como agentes que participan activamente en el paisaje (e.g., Brandt *et al.* 2002; Lundberg, 2002; Zube, 1987; Haber 2004). Esto es particularmente útil cuando se estudia la fragmentación y la conservación de biodiversidad (Metzger, 2000).

Para los objetivos del modelado, los valores o preferencias de los grupos humanos se expresan cuantitativamente con base a los factores que influyen en las acciones de los grupos de presión. El modo convencional de hacer esto es por medio de una métrica monetaria, pero este enfoque ha sido criticado por reducir el complejo de valores humanos a un solo tipo, el valor económico (Hargrove, 2000; Norton, 1991; Rolston, 1985). Los economistas defienden el uso de esta métrica postulando que el dinero es sólo una medida para expresar valores de otra manera inconmensurables (Freeman, 1993). Sin embargo, mucha gente se siente incapaz de responder cuando se le pregunta lo que querrían pagar por cosas consideradas como 'inestimables'; los iconos culturales, la belleza de la naturaleza, y los servicios del ecosistema. Pensamos que es importante desarrollar modos alternativos de cuantificar valores humanos en MMA de SHN, y Ésta ha sido una motivación para los estudios que reportamos en este artículo.

Objetivos

La pregunta que dirige nuestra investigación es si se puede lograr patrones de CUT que sean sostenibles a largo plazo. Más expresamente, nos hacemos dos preguntas: ¿Cuáles son los valores de los grupos de presión que conducen las decisiones de CUT dentro de las estructuras de gobernabilidad en un lugar? ¿Y cómo puede el conocimiento de estos valores ser usado para dirigir decisiones y políticas que hagan los SHN sustentables en un lugar? (Acevedo *et al.*, 2007).

En este artículo, describimos los modelos que hemos usado para explorar las preguntas mencionadas arriba en cuatro sitios de estudio, en Texas y en Venezuela. Este artículo está basado en un trabajo anterior (Acevedo *et al.*, 2007) que coloca nuestra investigación de SHN en el contexto de las ciencias geográficas.

Las interacciones entre los grupos de presión son simuladas usando MMA que actúan en modelos de paisaje forestales en la forma de CUT; el MMA recibe la reacción o efectos de estas acciones en forma de métricas de hábitat ecológico y respuestas hidrológicas proporcionadas por los modelos de ecosistemas. Los grupos de presión pueden ver entonces los efectos potenciales de sus decisiones en el lugar que ellos habitan y reconsiderar aquellas decisiones a fin de lograr la sostenibilidad del sistema.

En las páginas siguientes proporcionamos una breve descripción de los sitios del estudio, describimos la metodología de modelaje y comparamos los modelos para contribuir al proceso conceptual de la síntesis. Proponemos que una síntesis que trasciende sitios y culturas, a través de un proceso de simplificación y de abstracción, puede llevar a un método general aplicable a muchos paisajes forestales.

Sitios de estudio

Nuestros sitios de estudio son: (1) el Corredor del Greenbelt (GBC) en el Norte de Texas (Monticino *et al.*, 2007); (2) el Big Thicket o Gran Matorral (BT) en Texas suroriental (Callicott *et al.*, 2006a); (3) la Reserva Forestal de Caparo en el occidente de Venezuela (Moreno *et al.*, 2007); y (4) la cuenca alta del Río Botanamo que en parte ocupa la Reserva Forestal de Imataca en el oriente de Venezuela (Delgado *et al.*, 2005). Todos los sitios incluyen áreas protegidas: un bosque ribereño en GBC, la reserva nacional de biodiversidad en BT y las reservas forestales en Venezuela que son reguladas por la ley para el manejo forestal.

El estudio de varios sitios permite que generalicemos y que entendamos los principios fundamentales del cambio de cubierta y usos del territorio, aprovechando las concordancias así como la unicidad de los sitios del estudio. En los sitios de Texas, se está convirtiendo legalmente el espacio natural para uso residencial, comercial, e industrial, mientras que en Venezuela, se tala ilegalmente los bosques con fines agrícolas. Los sitios de estudio, tienen elementos en común; por ejemplo, son de relieve relativamente plano y precipitación similar (~1100-1600 mm anualmente). Los procesos y los servicios ecológicos son comunes: biodiversidad, agua (cantidad y calidad), y fragmentación del hábitat. La estacionalidad está presente en todos los sitios, aunque en Texas son templados (cuatro estaciones primavera, verano, otoño e invierno), y en Venezuela son tropicales (dos estaciones, lluvia y seca).

Big Thicket (BT)

El BT cerca del golfo de México, es una de las regiones biológicamente más diversas de Norteamérica (Gunter, 1993). Sus áreas legalmente preservadas, administradas por el Servicio Nacional de Parques de los E.E.U.U., son pequeñas y poco conectadas por los corredores ribereños (Cozine, 2004). El corredor principal es a lo largo del río Neches (**Fig. 1**). Están situadas en una matriz de bosques explotados y de plantaciones intercalado con extracción de petróleo y gas, y con desarrollo urbano y sub-urbano (**Fig. 2**).



Figura 1. El corredor ribereño del río Neches en la Reserva Nacional de Big Thicket (BT), Texas, EEUU.

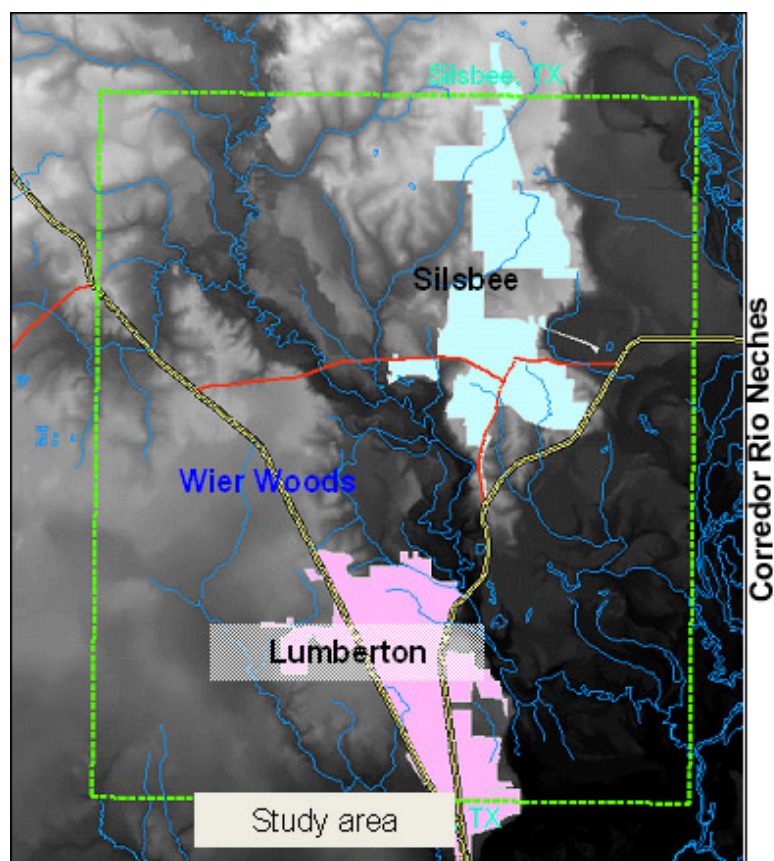


Figura 2. La zona de nuestro estudio que incluye áreas urbanas y sub-urbanas así como y de bosque de la Reserva Nacional de Big Thicket (BT), Texas, EEUU.

El clima es subtropical húmedo con la precipitación distribuida uniformemente a través del año. La región era tan difícil de atravesar, que no fue habitada permanentemente por los indígenas americanos, ni por los colonos franceses y españoles (Callicott *et al.*, 2006a). Todavía hacia mediados del siglo XIX, cuando Texas se separó de México y se unió a EEUU, el BT era poco utilizado. Sin embargo, al cambiar de siglo se comenzó fuertemente la explotación del lugar, con la extracción de madera y la perforación petrolera. Por sus condiciones primitivas fue un lugar para los fugitivos de la justicia, cazadores furtivos, y los que se escapaban de la guerra civil por motivos de conciencia (Cozine, 2004).

Greenbelt Corridor (GBC)

El GBC está situado en una matriz suburbana y agrícola cerca de la ciudad de Denton en la planicie de inundación del Caño del Olmo del Rio Trinidad, y esta situada entre dos embalses. Su parte protegida cubre ~20 km² de la provincia biogeográfica de praderas surcadas por bosques. Cubierto históricamente por bosques en las áreas inundadas y por una combinación roble-sabana en las altiplanicies, el GBC ahora es un mosaico de vegetación herbácea y bosques en varios estadios de sucesión (**Fig. 3**).

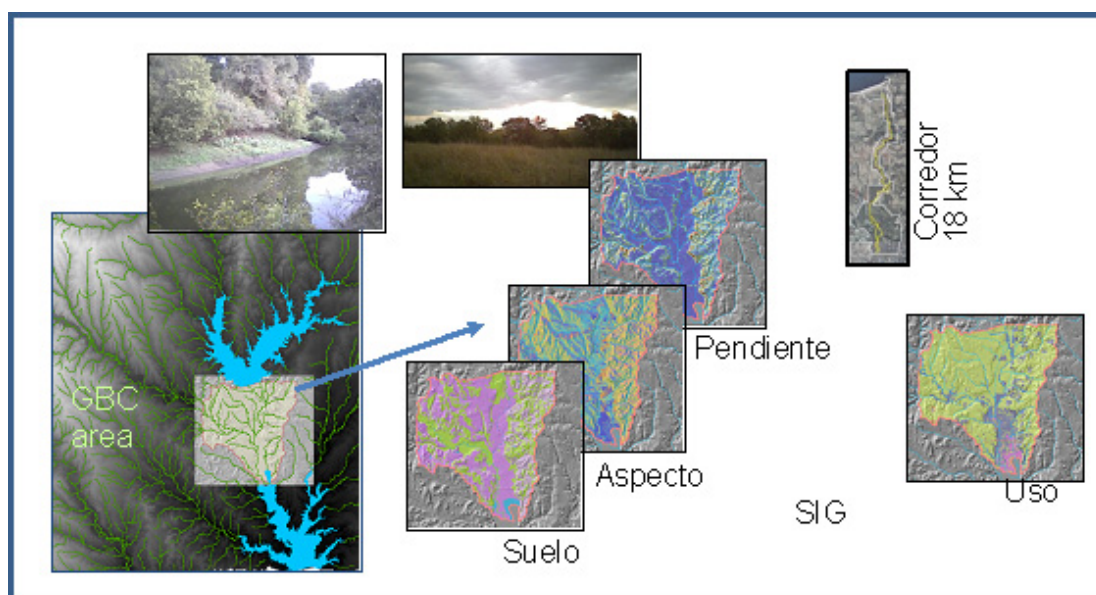


Figura 3. La zona de estudio en el Corredor Greenbelt (GBC) en el Norte de Texas, EEUU. La información de SIG se combina para calcular parámetros del modelo dinámico.

La historia humana del área se ha borrado por cambios de uso generados por los granjeros y los rancheros, y más recientemente por los habitantes sub-urbanos. El área está experimentando actualmente un crecimiento residencial y comercial muy rápido. Por ejemplo, el condado de Denton duplicó su población en el periodo 1990 a 2004, duplicó el porcentaje de tierra desarrollada en el periodo 1995 a 2000, y aumentó en 25% las unidades habitacionales en el periodo 2000 a 2005 (NTCOG, 2005).

Caparo

La reserva del bosque de Caparo cubre 1.800 km² de los llanos occidentales venezolanos. Sus bosques están en la transición entre el bosque tropical seco y el bosque tropical húmedo. Es un mosaico de vegetación determinado por posiciones de banco, sub-banco y de bajo (Fig. 4).



Figura 4. El caño Anaru y bosque siempreverde de sub-banco en los bosques de la Reserva Forestal de Caparo (Fotos de tomadas de la página web de [Ecored](#)).

La reserva fue creada en 1961 para apoyar el desarrollo de una industria de madera, mientras que preservaba uno de los bosques más productivos de Venezuela. Se divide en tres unidades de manejo. Nuestro estudio se centra en la unidad I (~530 km²), que incluye un área experimental, usada para la investigación y las actividades educativas. Actualmente, quedan solamente 70 km² de bosque en la reserva, situado todo en el área experimental.

En Caparo se ha dado el proceso agrario típico de las reservas forestales en los llanos occidentales venezolanos (Rojas, 1993). Durante la "primera etapa", un colono toma posesión de una parcela de tierra en la reserva y la convierte en conuco (es decir tala y quema). En pocos años, cuando se agotan los suelos, los colonos venden las parcelas deforestadas a los ganaderos. La 'segunda etapa' consiste en sembrar pasto y vender los potreros para el uso ganadero, pasando por varias fases: la propiedad de las parcelas deforestadas se concede a los colonos, bajo legislación de la reforma agraria, y después se transfiere, a precios bajos, a políticos, oficiales militares, y ganaderos, quienes entonces utilizan su influencia política para sostener la primera etapa (Centeno, 1997). La tercera etapa es de consolidación de tierras ganaderas, donde los potreros pasan a ser el tipo de uso del territorio principal en tierra previamente forestal. Así pues, este proceso se caracteriza por la concentración de la propiedad de terreno, conduce a más gente sin tierras, que después inicia el ciclo o trabaja asalariada para los ganaderos (Sánchez, 1989).

Imataca

Este sitio se centra en un área de $\sim 2.500 \text{ km}^2$ en la cuenca alta del río Botanamo. En Imataca, asociado con un gradiente espacial de la precipitación, hay, desde bosques siempre verde, a bosques semi-decíduos, y sabanas dispersas dentro de las áreas boscosas (CVG TECMIN, 1987). Imataca es considerada una de las reservas forestales más valiosas en Venezuela y Suramérica, caracterizada no solamente por la abundancia de especies maderables, sino también por su biodiversidad (Miranda *et al.* 1998; UCV-MARNR 2002). En Imataca habitan cinco grupos étnicos indígenas, cuyas culturas y sustento dependen de su entorno natural (Mansutti *et al.* 2000). Los bosques del sector occidental han sido fragmentados por actividades agrícolas y de pastoreo de ganado vacuno cerca de la ciudad de Tumeremo, situada en el borde de la reserva (Fig. 5).

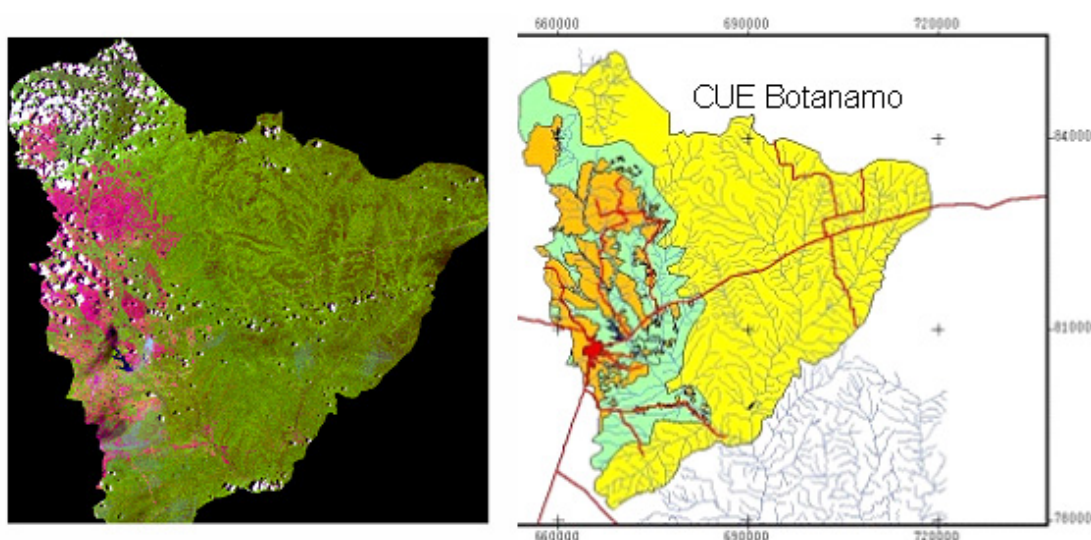


Figura 5. La cuenca alta del Río Botanamo, imagen satelital y mapa SIG de CUT. El sector occidental esta fragmentado alrededor de Tumeremo. El sector oriental está en la Reserva Forestal de Imataca.

Hasta la mitad del siglo XVII, la región fue poblada solamente por los grupos indígenas, que practicaron la agricultura de conuco; a final del siglo XVIII se fundó una misión en Tumeremo, debido a las condiciones favorables para la ganadería, iniciando así el proceso de la fragmentación del bosque. Posteriormente se comenzó la extracción de látex y oro, y se dieron las primeras concesiones de la madera (Callicott *et al.*, 2006b). Actualmente, el 83% del área del estudio de Botanamo es boscosa, siendo el 56% designado para la silvicultura en la reserva de Imataca. Cerca de 12% del área está cubierta por sabana y pastizales. El 5% restante se utiliza para agricultura de subsistencia, casas, y áreas urbanas. La inmigración está acelerando la conversión del bosque. La extracción de madera, la explotación minera, y la ganadería son las actividades más provechosas. La agricultura sigue reducida a escala de subsistencia, y debido a que es practicada por grupos indígenas en sus tierras tribales, no ha dado lugar todavía a las tres etapas descritas en Caparo.

Metodología

Hemos diseñado nuestros modelos de SHN para capturar rasgos relevantes de los procesos de decisión y valores y preferencias de grupo de presión que conducen a cambios en el uso del territorio de nuestras áreas de estudio. El objetivo de

los modelos es ayudar a responder las preguntas que hemos declarado antes, y revelar tendencias de CUT y, aún más importante, para orientar a los entes que toman decisiones sobre las sensibilidades de CUT a las acciones de los grupos de presión. En nuestro modelo de sitios de Texas, los valores de grupo de presión son representados explícitamente dentro de un marco de análisis de decisión estadístico usando funciones de utilidad de múltiples atributos (ver, por ejemplo, Keeney y Raiffa, 1993).

Las funciones de utilidad codifican las incertidumbres inherentes a las decisiones de grupos de presión cuando los agentes responden a oportunidades económicas dentro del contexto cultural y de gobierno. Por ejemplo, cuando los dueños de tierras consideran si hay que vender o aferrarse a su tierra, pesa la riqueza adicional que obtendrían al vender, contra la integridad bio-cultural del lugar que ellos habitan. Los agentes dentro de nuestro modelo evalúan el valor de cada acción posible según una función de utilidad multi-atributo, y luego seleccionan aquella acción con la utilidad esperada más alta. Comparado con una métrica puramente monetaria, pensamos que éste es un modo mucho más realista de capturar los valores que conducen a las decisiones de CUT que la gente realmente toma.

Nuestros modelos son dinámicos en cuanto a los valores o preferencias de los agentes; éstos pueden alterar su preferencia en respuesta a las decisiones de otros agentes, a los cambios locales en las estructuras del gobierno y a los cambios de uso del territorio. Por ejemplo, en respuesta a CUT que da lugar a mayor inundación local debido a la pérdida de superficie permeable, los agentes residenciales de nuestros modelos de Texas pueden ajustar su estructura de valor para poner un peso más alto en los efectos ambientales del desarrollo sub-urbano. Los agentes residenciales pueden también influenciar el cambio de los agentes del gobierno, votando por un gobierno que ponga un peso más alto en consecuencias ambientales negativas de la política de desarrollo que en relaciones de negocio y la maximización de la base de impuesto. Aun no hemos incluido explícitamente cambios culturales más fuertes; por ahora, hemos preferido tomar el enfoque epistemológicamente más conservador, y concentrarnos en los cambios del valor que responden a las condiciones locales y de mediano plazo, porque las suposiciones sobre cambios sociales mayores son especulativas, y la creencia que ocurrirán es influenciada a menudo por el pensamiento deseoso o apocalíptico.

Los modelos MMA operan bajo varios escenarios sociales y económicos y reciben la reacción de los modelos del sistema natural. Estos modelos simulan cómo el paisaje y la hidrología son afectados por acciones de los agentes, y producen cambios en calidad del hábitat y del agua bajo escenarios climáticos y naturales del disturbio. Estos cambios se pasan al modelo del sistema humano.

Nuestros modelos del sistema natural son genéricos y similares para todos los sitios, pero los parámetros de cada sitio explican la composición de las especies, respuesta hidrológica a la tala de árboles, y los procesos y las funciones del ecosistema. Así, los servicios del ecosistema, tales como cantidad y calidad del agua y biodiversidad, son similares en los varios sitios. Procuramos utilizar elementos comunes (e.g. los árboles y agua) para determinar la estructura del modelo, para integrar los efectos del cambio de uso del territorio vía los modelos de sistema naturales. Por esta razón, utilizamos modelos que son similares en estructura, e.g., modelos de la sucesión del bosque (Acevedo *et al.*, 2001; Monticino *et al.*, 2002). Los tipos del CUT que usan los modelos están basados en la teledetección (e.g., CWRAM, 2002; Newell *et al.*, 1997; Pozzobón, 1996).

Los MMA que usamos varían en metodología. Para los sitios venezolanos, los modelos emplean un método basado en lógica formal, especificando un sistema de reglas que definen las acciones que se tomarán por un agente, mientras que los modelos elaborados para los sitios de Texas acentúan sistemas de valor o preferencia, y se basan en el método del análisis de la decisión. Estos métodos se diferencian más en estilo y énfasis que en sustancia. Mientras que el enfoque lógico define explícitamente reglas de decisión, también define implícitamente un sistema de valor y una función para uso general para el agente asociado. En forma análoga, el enfoque del análisis de la decisión indica explícitamente un sistema de valor, pero define implícitamente un sistema de reglas de decisión.

Estos métodos se han aplicado según las necesidades y las circunstancias de cada sitio del estudio. Los datos para Caparo se basan en la literatura existente y el juicio de expertos (fuente indirecta o secundaria), y así los modelos basados en las reglas se juzgaron más prácticos y apropiados a este caso. En el estudio del GBC hay suficientes datos primarios empíricos (resultados de encuestas) para apoyar un enfoque basado en el análisis de decisión. En Imataca, como síntesis metodológica adicional, estamos en proceso de una combinación del método basado en las reglas de Caparo y del método de análisis de decisión del GBC basados en encuestas de campo.

En todos los modelos, los agentes representan los individuos, los grupos de individuos, las organizaciones privadas y las instituciones gubernamentales que toman acciones que afectan al uso del territorio, directamente o indirectamente. En el modelo del GBC, solamente el agente urbanizador afecta directamente al CUT, mientras que en los modelos de Caparo y de Imataca, la mayoría de los agentes afectan directamente al CUT. Todos los modelos contienen interacciones en cada categoría; la diferencia entre los modelos con respecto a la interacción del agente es principalmente el resultado de cuán explícitas son estas categorías de interacciones. En el modelo del GBC, la interacción espacial entre los propietarios y la historia de la decisión es menos explícita; cada agente no reacciona directamente a la acción de agentes vecinos, sino al

estado actual del sistema que contiene la historia de las últimas decisiones. Por ejemplo, la decisión de un propietario de vender se ve influenciada por el desarrollo de la tierra vecina (y no directamente por la acción de la venta del vecino). Por otra parte, el agente residencial y los agentes del gobierno obran recíprocamente. Los agentes del gobierno deciden sobre las ofertas de desarrollo basándose en protestas de los ciudadanos, y éstos responden a las decisiones del agente del gobierno. El modelo de Caparo incluye las interacciones y la historia espacial explícitas; los agentes reaccionan directamente entre sí y a las acciones anteriores. Esto hace el modelo más expresivo pero más complicado para el cómputo.

Los dos métodos de la decisión que hemos empleado se pueden convertir entre sí. Por ejemplo, las reglas de decisión se pueden formular usando funciones para uso general con valores binarios asignados a los agentes que reflejan el tipo de agente y la creencia y las preferencias del agente. Las cualidades, las funciones para uso general parciales asociadas, y los pesos se pueden especificar para codificar reglas de decisión. Asimismo, las expresiones del análisis de la decisión se pueden convertir en lógica, porque cada agente tiene un sistema asociado de observaciones, de acciones, de resultados, de probabilidad y de utilidad de los resultados. Usando este sistema, las reglas de decisión se pueden combinar con una instrucción para que el agente seleccione la acción con la prioridad mayor, y eventualmente se pueden expandir para incluir procesos anticipatorios como la planeación en el agente.

Mientras que los seres humanos reales llegan una decisión con base a una multiplicidad de valores y de preferencias, los agentes en nuestros modelos se caracterizan solamente por las estructuras esenciales del valor o preferencia en los procesos de decisión. Las acciones disponibles para ellos representan solamente amplias categorías de CUT: así, mientras que la decisión de un colono para plantar maíz o algún otro cultivo puede ser de gran importancia individual, nuestros modelos caracterizan solamente la decisión esencial con respecto a la tierra, e.g., tala del bosque y conversión al uso agrícola. En forma similar, mientras que el tamaño de la parcela y de la casa puede representar una diferencia económica crucial para un urbanizador residencial, nuestros modelos caracterizan solamente los cambios de CUT que siguen la decisión de un propietario para vender la tierra forestal para la conversión al desarrollo residencial unifamiliar. Aún en forma más general, el resultado de la acción de tala de los colonos pobres con fines de agricultura de subsistencia es similar al de los urbanizadores para construir residencias; es decir, los efectos sobre los sistemas naturales y los servicios ecológicos son comparables.

Por lo tanto, los MMA de sistemas humanos exhiben semejanzas funcionales en sus dinámicas de CUT, y en sus efectos sobre el sistema natural. Así, su comparación resulta útil en este ejercicio de síntesis. Por supuesto, cada sitio de estudio funciona bajo unas determinadas condiciones legales y regulatorias. En los modelos de Texas, consideramos el proceso legal y regulador del CUT en los EE.UU., incluyendo interacciones entre las condiciones económicas y los agentes del gobierno, que afectan a las acciones de los propietarios. El modelo de Caparo contempla el marco jurídico venezolano para el CUT y su aplicación o, más bien, la carencia de aplicación. Mientras que los colonos venezolanos y los urbanizadores de Texas pueden tener funciones similares, los urbanizadores poseen la tierra afectada por sus decisiones; mientras que los colonos la ocupan sin ser propietarios. La misma situación se pone de manifiesto en el caso de las concesionarias de explotaciones silvícolas en Venezuela y de las compañías madereras en Texas: las últimas poseen la tierra, mientras las primeras no pueden tener la propiedad. Caparo se encuentra confinado dentro de la reserva que seguirá siendo pública, a menos que se derogue su estado de reserva legal. Los sitios de Texas incluyen una tierra que puede ser de tenencia pública o privada, y estar en manos de los ciudadanos, las ONG, las compañías de la madera, o las compañías de desarrollo.

Resultados y discusión

Los resultados de la simulación del modelo del GBC indican que al considerar los valores del agente en la formulación de la gerencia del crecimiento, se pueden lograr resultados más acertados. Las interacciones entre agentes produjeron dinámicas complejas, y las simulaciones revelaron las sensibilidades dominantes de estas dinámicas. Particularmente, la mayor sensibilidad a los factores principales de CUT fue hacia el precio de la tierra, el desarrollo de áreas vecinas, y las interacciones espaciales entre los dueños de tierras. Mientras que la sensibilidad a los valores económicos no representa una sorpresa, las simulaciones revelaron otra sensibilidad que podría ser de importancia al interés gubernamental: los propietarios tienden a aferrarse a sus tierras si las parcelas vecinas continúan sin urbanizarse. Por lo tanto, si los gobiernos compraran parcelas o los derechos del desarrollo en forma de “espacios abiertos estratégicos” los dueños de tierras vecinas, sensibles al cambio el el uso del territorio vecino, se opondrían a la tentación de vender, al darse aumentos modestos en los precios de la tierra. Así, los fondos de conservación para preservar espacios podrían ser más eficientes si se distribuyeran en forma dispersa. Claro está, los gobiernos locales necesitarían estar enterados de los efectos potenciales de tal estrategia. El desarrollo a una densidad más baja da lugar a costes más altos para la distribución de los servicios. Sin embargo, tal estrategia ayudaría en última instancia a alcanzar la meta de sostener los sistemas humanos y naturales.

El modelo de Caparo fue evaluado mediante una comparación cualitativa de los resultados con la historia del CUT en el área. Los resultados de la simulación concuerdan con lo que se sabe sobre CUT, la sucesión tropical del bosque, y la gerencia de bosque en el área (**Fig. 6**).

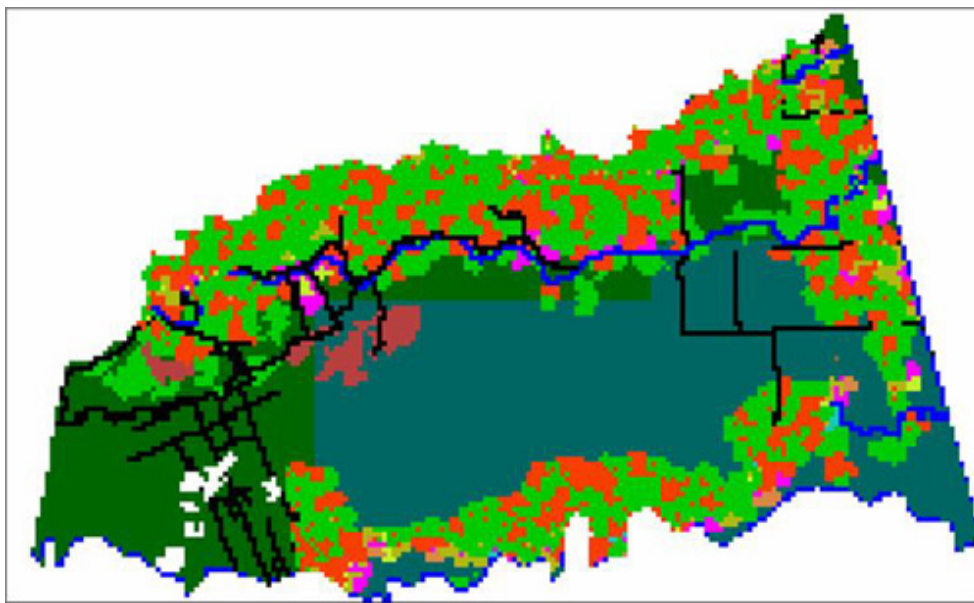


Figura 6. Resultados de simulación en la zona de estudio de Caparo. El mapa ilustra la fragmentación del bosque (cuadros rojos) en las zonas periféricas al cabo de un periodo simulado de 65 años de política permisiva de expansión agrícola en la Reserva.

Hace falta una comparación más cuantitativa, con los mapas reales de CUT. Sin embargo, según lo indicado por muchos autores (e.g., Parker *et al.*, 2003; Bousquet y Le Page, 2004), la validación de MMA representa un desafío importante. En Caparo, los modelos revelan que la aplicación vigorosa de las leyes y de las regulaciones que gobiernan todas las actividades de CUT es la clave para alcanzar una relación sostenible entre los sistemas humanos y naturales de la región. En Imataca, presumimos que asegurando los derechos de los habitantes indígenas de la región, se podrá lograr una política más eficaz para alcanzar una relación sostenible entre los sistemas humanos y naturales en esa región (Callicott *et al.*, 2006b). Los patrones indígenas de subsistencia han coexistido con el carácter boscoso de Imataca desde hace mucho tiempo. Pero, como lo sugiere la experiencia de Caparo, la subsistencia de conuco es sostenible solamente si las densidades demográficas siguen siendo bajas. Por lo tanto, controlar la inmigración en Imataca debe ser un elemento de una política para mantener los sistemas naturales y humanos en la región.

Conclusiones

Hemos formulado modelos MMA y de paisaje que incluyen una representación de las fuerzas impulsoras de los cambios en el uso del territorio. El modelo combinado MMA y del paisaje permite la representación de las decisiones humanas que conducen el CUT, con la ventaja de aportar una representación espacial que puede capturar la localización y la magnitud del cambio. Las simulaciones produjeron patrones cualitativos de CUT similares a los observados en GBC y Caparo. Esto ayuda a validar el enfoque de estos modelos, mientras que se estudian otros sitios y se obtienen métodos más cuantitativos de evaluación.

Agradecimientos

Este artículo resultó de dos talleres de síntesis geográfica y cultural como parte de un proyecto de Biocomplejidad en el ambiente financiado por la Fundación Nacional de Ciencia de los EE.UU. (subvención NSF CNH BCS-0216722). El objetivo de estos talleres era comparar los modelos de cuatro sitios del estudio y procurar su síntesis. Los talleres fueron auspiciados por UNEG (en octubre de 2004) y ULA (en febrero de 2005). Deseamos agradecer a los participantes de estos talleres sus contribuciones, y a FUNDACITE-Guayana por el apoyo a los investigadores de UNEG.

Referencias

Acevedo M.F, Callicott, J. B., Monticino, M., Lyons, D., Palomino, J., Rosales, J., Delgado, L., Ablan, M., Davila, J., Tonella, G., Ramírez, H. y Vilanova, E. En prensa. Models of Natural and Human Dynamics in Forest Landscapes: cross-site and cross-cultural synthesis. *Geoforum*. doi:10.1016/j.geoforum.2006.10.008.

Acevedo, M.F., Pamarti, S., Ablan, M., Urban, D.L. y Mikler, A. 2001. Modelling forest landscapes: parameter estimation from

gap models over heterogeneous terrain. *Simulation* 77: 53-68.

Anderson, O.R. 2003. A model of biocomplexity and its application to the analysis of some terrestrial and marsh eukaryotic microbial communities with an emphasis on amoeboid protists. *The Journal of Eukaryotic Microbiology* 50: 86-91.

Arima, E.Y., Walker, R.T., Perz, S.G. y Caldas, M. 2005. Loggers and forest fragmentation: behavioral models of road building in the Amazon Basin. *Annals of the Association of American Geographers* 95: 525-541.

Aspinall, R. 2004. Modelling land use change with generalized linear models—a multi-model analysis of change between 1860 and 2000 in Gallatin Valley Montana. *Journal of Environmental Management* 72: 94-103.

Bhaduri, B., Harbor, J., Engel, B. y Grove, M., 2000. Assessing watershed-scale, long-term hydrologic impacts of land-use change using a GIS-NPS model. *Environmental Management* 26: 643-658.

Bousquet, F. y Le Page, C., 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling* 176: 313-332.

Brandt, J.J.E., Bunce, R.G.H., Howard, D.C. y Petit, S., 2002. General principles of monitoring land cover change based on two case studies in and . *Landscape and Urban Planning* 62: 37-51.

Brown, D.G., Pijanowski, B.C. y Duh, J.D., 2000. Modelling relationships between land use and land cover on private lands in the Upper Midwest, USA. *Journal of Environmental Management* 59: 247-263.

Brown, D.G., Page, S.E., Riolo, R. y Rand, W., 2004. Agent-based and analytical modelling to evaluate the effectiveness of greenbelts. *Environmental Modelling & Software* 19: 1097-1109.

Callicott, J.B., Acevedo, M.F., Gunter, P., Harcombe, P., Lindquist, C. y Monticino, M. 2006a. Biocomplexity in the Big Thicket. *Ethics, Place, Environment: A Journal of Philosophy and Geography*, 9: 21-45.

Callicott, J.B., Rozzi, R., Delgado, L., Monticino, M., Acevedo, M. y Harcombe, P. 2006b. Biocomplexity and conservation of biodiversity hotspots: three case studies from the . *Philosophical Transactions of the Royal Society B: B.* 362:321-333. doi:10.1098/rstb.2006.1989

Centeno J.C. 1997. *Deforestaciones fuera de control en Venezuela*. Universidad de los Andes, Mérida, .

Cottingham, K.L. 2002. Tackling biocomplexity: the role of people, tools, and scale. *BioScience* 52: 793-799.

Covich, A. 2000. Biocomplexity and the future: the need to unite disciplines. *BioScience* 51: 908-914.

Cozine, J.J. 2004. *Saving the Big Thicket: From Exploration to Preservation, 1685-2003*. University of North Texas Press, Denton, Tex.

CVG TECMIN. 1987. *Informe de avance de Clima, Geología Geomorfología Suelos y Vegetación*. Hoja NB-20-4. Ciudad Bolívar, Venezuela: CVG Técnica Minera C. A. Proyecto Inventario de los Recursos Naturales

CWRAM, 2002. *Watershed atlas* for Ray Roberts, Lewisville, and Grapevine. Center for Watershed and Reservoir Assessment and Management at the University of North Texas, Denton.

Delgado, L., Rosales, J., Blanca, R., Castellanos, H., Figueroa, J., Leal, S., Mansutti, A., Rodríguez, A., Sanchez, B. y Valeri, C., 2005. A conceptual model of biocomplexity in the upper Botanamo river basin. In: Tonella, G. (Ed), *Proceedings of the Fifth International Conference on Modelling, Simulation, and Optimization (MSO 2005)*. The International Association of Science and Technology for Development (IASTED). *Acta Press, Anaheim*. Pp. 297-302.

Dybas, C.L. 2001. From biodiversity to biocomplexity: a multidisciplinary step toward understanding our environment. *BioScience* 51: 426-430.

Evans, T.P. y Kelley, H. 2004. Multi-scale analysis of a household level agent-based model of land-cover change. *Journal of Environmental Management* 72: 57-72.

- Evans, T.P., Manire, A., de Castro, A., Brondizio, E. y McCracken, S. 2001. A dynamic model of household decision making and parcel level land-cover change in the eastern Amazon. *Ecological Modelling* 143: 95-113.
- Evans, T.P. y Moran, E.F. 2002. Spatial integration of social and biophysical factors related to land cover change. *Population and Development Review* 28: 165-186.
- Foster, D.R., Motzkin, G. y Slater, B. 1998. Land-use history as long-term broad-scale disturbance: regional forest dynamics in central New England . *Ecosystems* 1: 96-119.
- Freeman III, A.M. 1993. *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Washington : Resources for the Future.
- Gómez-Pompa A. y Kaus, A. 1990. Traditional management of tropical forests in . In *Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rainforest* (ed. A. B. Anderson), pp. 45-64. New York : Columbia University Press.
- Gómez-Pompa, A. y Kaus, A., 1992. Taming the wilderness myth. *BioScience* 42: 271-279.
- Gunter, P.A.Y. 1993. *The Big Thicket: An Ecological Evaluation*. University of North Texas Press, Denton, Tex.
- Haber, W. 2004. Landscape ecology as a bridge from ecosystems to human ecology. *Ecological Research* 19: 99-106.
- Hardin, G. 1968. Tragedy of the commons. *Science* 162: 1243-1248.
- Hare, M. y Deadman, P. 2004. Further towards a taxonomy of agent-based simulation models in environmental management. *Mathematics and Computers in Simulation* 64: 25-40.
- Hargrove, E. C. 2000. Toward teaching environmental ethics: exploring problems in the language of evolving social values. *Canadian Journal of Environmental Education* 5: 1-20.
- Hoffman, M., Kelly, H. y Evans, T. 2002. *Simulating land-cover change in Indiana : an agent-based model of de/reforestation*. In: Janssen, M.A. (Ed.), *Complexity and Ecosystem Management: The Theory and Practice of Multi-agent Systems*. Edward Elgar Publisher, Northampton , pp. 218-247.
- Houghton, R.A. 1994. The worldwide extent of land-use change. *Bioscience* 44: 305-313.
- Huigen, M.G.A. 2002. *Spatially explicit Modelling of land-use change in the Sierra Madre, , The MameLuke Project*. In: Parker, D.C., Berger, T., Manson, S.M. (Eds), *Agent-based models of land-use and land-cover change*. Report and Review of an International Workshop Irvine, California October 4–7, 2001. Bloomington, Indiana : LUCC International Project Office.
- Keeney, R.L. y Raiffa, H. 1993. *Decisions with Multiple Objectives*. Cambridge University Press, Cambridge .
- Kellert, S.R., 1997. *Kinship to Mastery: Biophilia in Human Evolution and Development*. Washington, D.C. Island Press.
- Lepers, E., Lambin, E.F., Janetos, A.C., DeFries, R., Achard, F., Ramankutty, N. y Scholes, R.J. 2005. A Synthesis of Information on Rapid Land-cover Change for the Period 1981-2000. *Bioscience* 55: 115-124.
- Ligtenberg, A., Bregt, A.K. y van Lammeren, R. 2001. Multi-actor-based land use modelling: spatial planning using agents. *Landscape and Urban Planning* 56: 21-33.
- Lim, K., Deadman, P., Moran, E., Brondizio, E. y McCracken, S. 2002. *Agent based simulations of household decision making and land use change near Altamira, .* In: Gimblett, H.R. (Ed.), *Integrating geographic information systems and agent-based Modelling techniques for simulating social and ecological processes*. Oxford University Press, Oxford , pp. 277-309.
- Loibl, W. y Toetzer, T. 2003. Modelling growth and densification processes in suburban regions – simulation of landscape transition with spatial agents. *Environmental Modelling and Software* 18: 553-563.
- Lundberg, A. 2002. The interpretation of culture in nature: landscape transformation and vegetation change during two centuries at Hystad, SW Norway . *Norwegian Journal of Geography* 56: 246-256.

Manson, S.M. 2002. *Integrated assessment and projection of land-use/land-cover change in the southern Yucatán peninsular region of*. In: Parker, D.C., Berger, T., Manson, S. M. (Eds), *Agent-based models of land-use and land-cover change. Report and Review of an International Workshop* Irvine, California October 4–7, 2001. Bloomington, Indiana: LUCC International Project Office, pp. 56-59.

Mansutti, A., Flores, A. L., Perozo, A., Rigores, A., Figueroa, I., Sevilla, V., Navarro, A., Hernández, L., Castellanos, H. y De Martino, A. 2000. *Diagnóstico de los conflictos socio-ambientales en Imataca: Líneas estratégicas para el resguardo y la consolidación de los asentamientos humanos ubicados en la Reserva Forestal Imataca. Ciudad Bolívar*. UNEG/Banco Mundial/MARN.

Mas, J.F., Puig, H., Palacio, J.L. y Sosa-López, A. 2004. Modelling deforestation using GIS and artificial neural networks. *Environmental Modelling and Software* 19: 461-471.

Metzger, J. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10: 1147- 1161.

Michener, W.K., Baerwald, T.J., Firth, P., Palmer, M.A., Rosenberger, J.L., Sandlin, E.A. y Zimmerman, H. 2001. Defining and Unraveling Biocomplexity. *Bioscience* 51: 1018-1023.

Miranda, M., Hernández, L., Ochoa, J., Yerena, E. y Blanco-Urbe, A. 1998. *All That Glitters is Not Gold: Balancing Conservation and Development in Venezuela's Frontier Forests*. World Resource Institute. Washington.

Monticino, M., Acevedo, M.F., Callicott, J.B., Cogdill, T. y Lindquist, C. 2007. Coupled human and natural systems: a multi-agent based approach. *Environmental Modeling and Software* 22: 656-663.

Monticino, M.G., Cogdill, T. y Acevedo, M.F. 2002. Cell interaction in semi-Markov forest landscape models. In: Rizzoli, A.E., Jakeman, A.J. (eds.), *Integrated Assessment and Decision Support: Proceedings of the 1st Biennial Meeting of the IEMSS*. IEMSS, Lugano, , pp. 227-232.

Moran, E.F. y Ostrom, E. (eds.) 2005. *Seeing the Forest and the Trees: Interactions in forest ecosystems*. MIT Press, Cambridge, MA.

Moreno, N., Quintero, R., Ablan, M., Barros, R., Dávila, J., Ramírez, H., Tonella, G. y Acevedo, M.F. 2007. Biocomplexity of deforestation in the Caparo tropical forest reserve in : an integrated multi-agent and cellular automata model. *Environmental Modeling and Software* 22: 664-673.

Newell, J., Dickson, K.L., Fitzgerald, J.W., Atkinson, S.F. y Acevedo, M.F. 1997. A landscape ecological characterization of the Ray Roberts Lake study area, north-central Texas : temporal variations in landscape pattern 1987-1992. *Romanian Journal of Optoelectronics* 5: 95-110.

Norton, B.G. 1991. Thoreau's insect analogies: or why environmentalists hate mainstream economists. *Environmental Ethics* 13: 235-251.

NTCOG, 2005. North Central Texas Council of Governments. Demographic Estimates. Retrieved 10/12/2005. Available from: <http://www.nctcog.org/>.

Ojima, D.S., Galvin, K.A. y Turner II, B.L. 1994. The global impact of land-use change. *Bioscience* 44: 300-304.

Openshaw, S. 1995. Human systems modeling as a new grand challenge area in science: What has happened to the science in social science? *Environment and Planning A* 26: 499-508.

Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions of Collective Action*. Cambridge University Press: Cambridge, .

Pahl-Wostl, C. 2004. *The implication of complexity of integrated resources management*. In Pahl-Wostl, C., Schmidt, S., Rizzoli, A.E., Jakeman, A.J., (Eds), *Complexity and Integrated Resources Management: Transactions of the 2nd Biennial Meeting of the International Environmental Modelling and Software Society (IEMSS)*, volume 1. IEMSS, Manno, , pp. 25-33.

Pahl-Wostl, C. 2005. Information, public empowerment, and the management of urban watersheds. *Environmental Modelling and Software* 20: 457-467.

Parker, D.C., Manson, S. M., Janssen, M.A, Hoffman, M.J. y Deadman, P. 2003. Multi-agent systems for the simulation of land-use and land-cover change: a review. *Annals of the Association of American Geographers* 93: 313-337.

Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L. y Grove, J.M. 2005. Biocomplexity in coupled natural-human systems: a multidimensional framework. *Ecosystems* 8: 225-232.

Pozzobón, E. 1996. *Estudio de la dinámica de las deforestaciones en la Reserva Forestal de Caparo mediante imágenes HRV SPOT*. Universidad de Los Andes. Facultad de Ciencias Forestales. Escuela de Ingeniería Forestal. Departamento de Ingeniería. Mérida-Venezuela.

Redman, C.L. 1999. *Human impact on ancient environments*. University of Arizona Press, Tucson, Arizona, USA.

Rojas, J. 1993. La colonización agraria de las Reservas Forestales: ¿un proceso sin solución? Universidad de los Andes, Instituto de Geografía, Mérida, Venezuela. *Cuadernos Geográficos* 10: 110.

Rolston III, H. 1985. Valuing wildlands. *Environmental Ethics* 7:113-128.

Sánchez, M. 1989. *Situación actual del proceso de ocupación de la Reserva Forestal en Caparo*. Universidad de los Andes, Instituto de Geografía y Conservación de Recursos Naturales, Mérida, Venezuela.

Turner, B. L. II, Clark, W.C., Kates, R.W., Richards, J.F., Mathews, J.T. y Meyer, W.B. (eds.). 1990a. *The Earth as Transformed by Human Action: Global and Regional Changes in the Biosphere over the Past 300 Years*. Cambridge University Press. Cambridge.

Turner, S.J., O'Neill, R.V., Conley, W., Conley, M.R. y Humphries, H.C. 1990b. Pattern and scale: statistics for landscape ecology. In: *Quantitative methods in landscape ecology*. Turner M. G. and Gardner (Eds) Springer, . Pp. 17-49.

UCV-MARNR. 2002. *Ordenamiento territorial de la Reserva Forestal Imataca y sus áreas adyacentes*. II Etapa. Bases del Plan de Ordenamiento. II Informe Técnico. Caracas, : MARN.

Walker, R. 2003. Mapping process to pattern in the landscape change of the Amazonian frontier. *Annals of the Association of American Geographers* 93: 376-398.

Walker, R. 2004. Theorizing land-cover and land-use change: the case of tropical deforestation. *International Regional Science Review* 27: 247-270.

Walker, R., Perz, S., Caldas, M. y Silva, L.G.T. 2002. Land Use and Land Cover Change in Forest Frontiers: The Role of Household Life Cycles, *International Regional Science Review* 25: 169-199.

Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H. y Verardo, D.J. (eds.) 2000. *Land Use, Land-Use Change, and Forestry: A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge .

Zube, E. 1987. Perceived land use patterns and landscape values. *Landscape Ecology* 1: 37-45.

Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional

B. Martín-López¹, J.A. González¹, S. Díaz², I. Castro, M. García-Llorente³

(1) Laboratorio de Socio-Ecosistemas, Departamento de Ecología, C. Darwin 2, Edificio de Biología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049. Madrid, España.

(2) IMBIV (CONICET-UNC), FCEyN, Universidad Nacional de Córdoba, Casilla de Correo 495, 5000 Córdoba. Argentina.

(3) Laboratorio de Socio-Ecosistemas, Departamento de Ecología, C. Darwin 2, Edificio de Biología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049. Madrid, España.

Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. Las relaciones entre biodiversidad y funcionamiento de los ecosistemas han sido ampliamente tratadas en la literatura; sin embargo, sólo en los últimos años se ha puesto de manifiesto la importancia de la biodiversidad en el mantenimiento del bienestar humano. En este contexto, la diversidad funcional ofrece una forma novedosa de aproximarse a las relaciones causales existentes entre los impulsores de cambio ambiental global, la biodiversidad, el funcionamiento ecológico y los servicios esenciales para el bienestar humano que brindan los ecosistemas. En este artículo se presenta una síntesis de los principales conceptos relacionados con la diversidad funcional, así como las herramientas para su análisis y valoración. Por último, se muestra cómo incorporar la información obtenida bajo este enfoque funcional en la toma de decisiones relacionadas con la gestión de la biodiversidad.

Palabras clave: Grupos funcionales, Caracteres funcionales, Funciones suministradoras de servicios, Servicios de los ecosistemas, Bienestar humano.

Biodiversity and human well-being: the role of functional diversity. The relationships between biodiversity and ecosystem functioning have been extensively addressed in the scientific literature. However, the importance of biodiversity for human well-being has been recognized only recently. In this context, the concept of functional diversity offers an interesting and innovative approach to the causal links among global change drivers, biodiversity, ecosystem functioning, and the ecosystem services essential for human well-being. In this paper, we summarize the main concepts, analytical aspects, and valuation tools related to functional diversity. Finally, we show how ecological data derived from this functional approach can be incorporated into decision-making processes involved in biodiversity management.

Key words: Functional groups, Functional traits, Service-providing functions, Ecosystem services, Human well-being.

Introducción

La biodiversidad del planeta está siendo severamente afectada por las modificaciones, sin precedentes, inducidas por las actividades humanas sobre los ecosistemas, entre las cuales destacan el cambio de usos del suelo, la alteración de los ciclos biogeoquímicos, la destrucción y fragmentación de hábitats, la introducción de especies exóticas y la alteración de las condiciones climáticas (MEA, 2005).

Por otra parte, aunque no haya sido tan ampliamente reconocido, existen también claras evidencias de que los cambios en la biodiversidad están repercutiendo directa o indirectamente sobre el bienestar humano, ya que comprometen el funcionamiento mismo de los ecosistemas y su capacidad de generar servicios esenciales para la sociedad (Díaz *et al.*, 2006). Como consecuencia, si bien en el pasado buena parte de las iniciativas de conservación de la biodiversidad se basaron casi exclusivamente en sus valores intrínsecos o en criterios éticos, en los últimos años han comenzado a cobrar fuerza argumentos de carácter más pragmático, que toman en cuenta la contribución de la biodiversidad a la calidad de vida y el bienestar de las sociedades humanas. El marco conceptual de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA) aborda la biodiversidad desde esta doble visión integradora. Los productos resultantes de dicho proyecto ponen de manifiesto las estrechas relaciones entre la biodiversidad, el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano (Díaz *et al.*, 2005; MEA, 2005).

En este mismo marco de pensamiento, el concepto de *diversidad funcional* (Díaz y Cabido, 2001; Tilman 2001) ha ido ganando cada vez más popularidad entre la comunidad científica dedicada al estudio de la biodiversidad, dados sus estrechos vínculos con los procesos ecológicos y su papel clave en el mantenimiento de los sistemas de soporte vital del planeta. En el presente artículo realizamos una aproximación sintética al concepto de diversidad funcional, analizando su papel en el funcionamiento de los ecosistemas y en la provisión de servicios esenciales para el bienestar humano.

¿Qué es la diversidad funcional? Diferentes aproximaciones para su estudio

El término biodiversidad ha sido visto como un concepto demasiado amplio y difícil de definir de una manera simple y operativa (Noss, 1990). En general, la biodiversidad puede ser descrita en términos de número, abundancia, composición y distribución espacial de sus entidades (genotipos, especies, o comunidades dentro de los ecosistemas), caracteres funcionales (Fig. 1), así como las interacciones entre sus componentes (Hooper *et al.*, 2005). La pérdida de alguno de estos componentes de la biodiversidad puede tener distintos efectos en el funcionamiento de los ecosistemas y, por tanto, en el suministro de servicios hacia la sociedad.

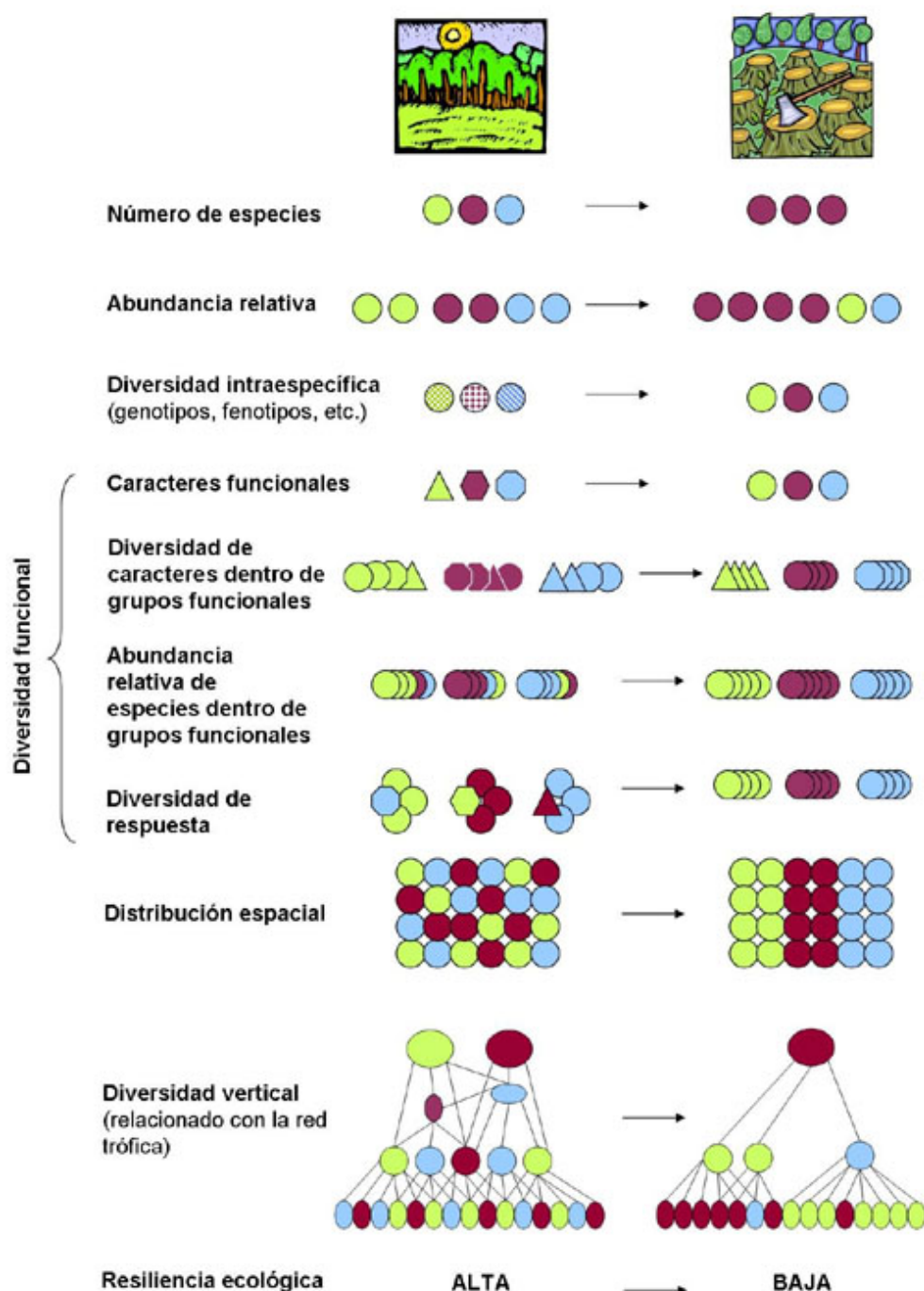


Figura 1. Diferentes componentes de la biodiversidad pueden verse afectados por algunas actividades humanas (representadas mediante flechas), con consecuencias negativas sobre el funcionamiento de los ecosistemas y la provisión de servicios a los seres humanos. Hay que notar que la intervención antrópica también puede tener efectos positivos sobre el funcionamiento de los ecosistemas y la conservación de la biodiversidad (ver Pretty y Smith, 2004) (Modificado de Díaz *et al.*, 2006).

Los procesos ecológicos que operan en un ecosistema son, en gran medida, consecuencia de los organismos que lo habitan. Sin embargo, muchos de los procesos que regulan el funcionamiento de los ecosistemas son difícilmente asignables a una especie particular, y a menudo no es posible determinar la contribución relativa de cada especie a un proceso concreto. Durante décadas la aproximación más común ha sido relacionar el funcionamiento de los ecosistemas con la riqueza de especies, que es el componente de la biodiversidad más fácil de medir en la mayoría de las situaciones. No obstante, esta aproximación ha resultado insuficiente y, hoy en día, la atención se vuelca hacia un enfoque más funcional, que trata de establecer relaciones causales entre las características de los organismos presentes y los procesos y servicios de los ecosistemas (ver Hooper *et al.*, 2005 y Díaz *et al.*, 2005 para una revisión crítica). En este contexto, las relaciones entre funcionamiento ecológico y biodiversidad han sido abordadas desde distintas aproximaciones, si bien todas ellas coinciden en estudiar el papel funcional de los organismos en un ecosistema. En algunos casos, la atención ha recaído directamente sobre especies individuales – especies *clave* (Paine, 1969) o especies *ingenieras* (Jones *et al.*, 1994), y en otros casos sobre *grupos funcionales*, que se definen como grupos de especies que tienen un papel semejante en el funcionamiento del ecosistema o respuestas similares a factores ambientales (Gitay y Noble, 1997). El concepto de grupo funcional a veces ha sido usado como sinónimo de *gremio* (Root, 1967) en el ámbito de la ecología de comunidades; sin embargo ambos términos tienen diferentes connotaciones. Mientras que *gremio* hace referencia al conjunto de especies que explotan de manera similar los recursos ambientales, en particular recursos tróficos, el concepto de *grupo funcional* tiene implicaciones más generales (Blondel, 2003).

Recientemente, han existido intentos de redefinir las especies clave con el objetivo de combinar ambos enfoques; sin embargo, incluso dentro de este marco, existen distintas aproximaciones. Así, mientras Walker (1992) concluye que los esfuerzos de conservación deben ir dirigidos hacia aquellas especies clave que sean únicas representantes de grupos funcionales, Bengtsson (1998) concluye que las especies clave deberían incluirse dentro de un grupo funcional que además contenga otras especies. Por otra parte, Allison *et al.*, (1996) considera que las especies clave deberían ser las especies dominantes dentro de un grupo funcional que contenga múltiples especies. Finalmente, Davic (2003) redefine las especies clave como aquellas especies, cuyos efectos *top-down* sobre la diversidad específica o procesos competitivos son relativamente importantes en relación a su biomasa dentro de un grupo funcional. Más recientemente, la atención teórica se ha desviado desde los grupos funcionales hacia los caracteres y síndromes funcionales, debido a que cada vez resulta más evidente que los grupos funcionales se definen de modo diferente según el objetivo de estudio y en la naturaleza existen síndromes funcionales, más que grupos rígidos. No obstante, la identificación de grupos funcionales sigue siendo válida y útil para fines prácticos de manejo y conservación, y como herramienta de comunicación entre científicos, gestores y población local. Díaz *et al.*, (2002) y Lavorel *et al.*, (2007) ofrecen revisiones detalladas del concepto de grupos funcionales y su reciente transición hacia el enfoque de caracteres o síndromes funcionales.

La *diversidad funcional* ha sido definida de múltiples maneras. Por ejemplo, Naeem y Li (1997) la definen como el número de grupos funcionales representados por las especies en una comunidad; Martínez (1996), como la variedad de las interacciones con los procesos ecológicos a diferentes escalas espacio-temporales; Tilman (2001), como el *rango* y *valor* de los caracteres de los organismos que influyen sobre el funcionamiento ecológico. Más recientemente, Díaz *et al.*, (2007a) incorporan la *abundancia relativa* de los caracteres como componente clave, definiendo así la *diversidad funcional* como “el *tipo*, *rango* y *abundancia relativa* de los caracteres funcionales presentes en una comunidad”.

Aunque cada especie contribuye al funcionamiento de los ecosistemas, la naturaleza y magnitud de sus contribuciones individuales varían considerablemente en función del ecosistema o del proceso al que se haga referencia. En este sentido, los mecanismos a través de los cuales la biodiversidad puede influir en el funcionamiento de los ecosistemas están más relacionados con algunos *caracteres funcionales* de las especies, que con la riqueza específica (Chapin *et al.*, 2000; Díaz y Cabido, 2001). Por tanto, el conjunto total de *caracteres funcionales*, así como su abundancia, en una comunidad es uno de los principales determinantes del funcionamiento de los ecosistemas (Chapin *et al.*, 2000, Díaz *et al.*, 2006).

Caracteres funcionales: la base del enfoque funcional

En las últimas tres décadas, y al igual que el concepto de *diversidad funcional*, el concepto de *carácter funcional* ha sido ampliamente usado en ecología. La proliferación de su uso ha venido acompañada por diferentes aproximaciones (para una revisión ver Violle *et al.*, 2007), y aunque ha habido varios intentos de estandarizar el concepto (Díaz y Cabido, 2001; Naeem y Wright, 2003), actualmente sigue habiendo confusión. A lo largo de este trabajo, entenderemos por *carácter funcional* aquel rasgo morfológico, fisiológico o fenológico que puede ser medido en un organismo y el cual se encuentra relacionado con un efecto sobre uno o más procesos ecológicos o con una respuesta a uno o más factores ambientales. El valor obtenido para un determinado *carácter funcional* en un determinado lugar y momento es denominado *atributo* (Lavorel *et al.*, 1997). Dentro de una misma especie, el carácter funcional puede mostrar diferentes *atributos* a lo largo de diferentes gradientes ambientales o en diferentes momentos. Por tanto, no existe un único valor (atributo) para un determinado carácter de una especie (Violle *et al.*,

2007). Esto implica que diferentes individuos o distintos fenotipos, ecotipos o estadios ontogenéticos de una misma especie puedan formar parte de diferentes *grupos funcionales*.

Por otro lado, podemos distinguir entre *caracteres de efecto*, que afectan un proceso o propiedad ecológica, y *caracteres de respuesta*, que determinan la respuesta de una especie a un factor ambiental, incluyendo recursos, condiciones climáticas y perturbaciones (Díaz y Cabido, 2001; Lavorel y Garnier, 2002; Naeem y Wright, 2003; Hooper *et al.*, 2005). Las **Tablas 1 y 2** recogen, respectivamente, algunos ejemplos en los que se relacionan caracteres funcionales con procesos ecológicos y con respuestas a distintas perturbaciones.

Tabla 1. Ejemplos de relaciones causales entre algunos caracteres de especies vegetales, procesos ecológicos y el suministro de potenciales servicios de los ecosistemas. Basado en Díaz *et al.*, (2006, 2007a).

Servicios de los ecosistemas	Propiedades y procesos de los ecosistemas	Caracteres funcionales	Comentarios
Mantenimiento de un clima favorable para los humanos (p.ej. salud humana, cosechas, etc.)	Intercambio de energía calórica, albedo y rugosidad de la cobertura terrestre	Tamaño de la planta Estructura del dosel Longevidad de la planta y de la hoja Estructura de la hoja	Plantas grandes, siempreverdes, con arquitecturas complejas, absorben más energía y por tanto reducen el albedo, aumentan la rugosidad, y aumentan el calor atrapado. Caracteres de las hojas (p. ej. cubiertas, orientación, longevidad) influyen en la absorción de energía.
Mantenimiento de un clima favorable para los humanos a través del secuestro de carbono fuera de la atmósfera	Retención de carbono en biomasa y materia orgánica del suelo	Tamaño de la planta Densidad del leño Profundidad de raíces Longevidad de la planta y de la hoja Textura y contenido de macronutrientes de la hoja	Plantas grandes, longevas, con leño denso y tasas lentas de descomposición, favorecen la retención de carbono en biomasa. Plantas con raíces profundas favorecen la retención de carbono en las capas más profundas y estables del suelo.
Regulación de la cantidad y calidad de agua disponible para humanos, animales útiles y cultivos	Evapotranspiración Estructuración del suelo por el sistema radicular	Tamaño de la planta Área de la hoja Profundidad y arquitectura de raíces	Plantas grandes, con grandes hojas y raíces profundas tienen mayor tasa de transpiración, influyendo sobre la disponibilidad de agua en el suelo y sobre el clima local. Sistemas radiculares densos y profundos favorecen la retención de agua en el perfil del suelo.
Formación y mantenimiento de suelos fértiles	Descomposición Retención del suelo por el sistema radicular	Profundidad y arquitectura de raíces Longevidad de la planta y de la hoja Textura y contenido de macronutrientes de la hoja	Hojas tiernas, ricas en macronutrientes y de corta vida se descomponen más rápidamente y aumentan la disponibilidad de nutrientes en el suelo. Hojas esclerófilas, pobres en macronutrientes, reducen la disponibilidad de nutrientes pero brindan mejor capacidad de retención de agua en el suelo.

			Plantas perennes, con sistemas radiculares densos y profundos, retienen mejor el suelo y controlan procesos erosivos.
Disfrute paisajístico		Tamaño y número de flores Color de flores y follaje	Flores grandes con colores llamativos o la variedad cromática de flores y hojas (colores otoñales) se asocian con mayor disfrute paisajístico.
Recreación (p.e. caza deportiva)	Herbivorismo por ungulados	Arquitectura del dosel	Plantas de follaje concentrado en los estratos bajos, de hojas tiernas y ricas en nutrientes, favorecen el herbivorismo por ungulados.
Abastecimiento (p.e. ganado, caza de subsistencia)		Estructura y composición química de las hojas	
Capacidad de suministrar los servicios a lo largo del tiempo	Persistencia en el banco de semillas	Tamaño de semilla Forma de semilla	El tamaño y forma de semilla está asociado con la longevidad en el banco de semillas del suelo.
	Transporte de semillas por distintos agentes	Estructuras anexas de la semilla (alas, ganchos, estructuras carnosas, cubiertas duras, etc.)	El tamaño y la presencia de estructuras anexas se relacionan con la distancia a la que puede dispersarse por sí misma o por medio de agentes dispersores.

Existe considerable evidencia de que no todas las especies juegan el mismo papel en el funcionamiento del ecosistema. Esto no sólo se debe a sus atributos funcionales, sino también a la abundancia relativa con que estos atributos están presentes a nivel de la comunidad. Así, el tipo de atributos funcionales que presentan las especies dominantes en un área no sólo reflejan cuáles son los factores ambientales selectivos más importantes (disponibilidad de agua, temperatura, herbivoría, etc.), sino que también influyen sobre la tasa y magnitud de los principales procesos de los ecosistemas (Grime, 1998; Díaz *et al.*, 2002; Lavorel y Garnier, 2002). Por otro lado, las especies minoritarias o subordinadas pueden afectar el funcionamiento del ecosistema a más largo plazo, ya que pueden aumentar en abundancia tras un cambio en las condiciones ambientales, actuando como una fuente de futuros colonizadores, o pueden modular la abundancia de las especies dominantes a través de efectos de filtro, efectos nodriza, etc. (Grime, 1998; Díaz *et al.*, 2005).

Tabla 2. Ejemplos de asociación entre caracteres funcionales de plantas y respuesta de las plantas a diferentes agentes potenciales de perturbación.

	Potencial agente de perturbación	Caracteres funcionales	Comentarios
Respuesta a posibles agentes de perturbación en el suelo	Pastoreo	Historia de vida Tamaño de la planta Arquitectura	El pastoreo favorece a las especies anuales, de pequeño tamaño, arquitectura en roseta o estolonífera, y semillas pequeñas (Díaz <i>et al.</i> , 2007b; Lavorel <i>et al.</i> , 1999)
	Roturación	Tamaño de semilla Forma de semilla	La roturación favorece a las especies con arquitectura en roseta y con semillas pequeñas (Lavorel <i>et al.</i> , 1999; Westoby <i>et al.</i> , 1992)

Resistencia a incendios	Incendio	Grosor de la corteza	Cortezas gruesas protegen el sistema vascular de los incendios
		Estructuras con capacidad de rebrote (raíces, rizomas o tallos)	La capacidad de rebrote permite a la especie persistir tras un incendio.
		Flores pirófilas	Bancos de semillas persistentes, especies serotinas o especies con floración o germinación pirófila se ven favorecidas con los incendios (Pausas <i>et al.</i> , 2004)
		Conos serotinos (piñas)	
		Semillas pirófilas	

Resiliencia y diversidad funcional

La *resiliencia* ha sido definida como la capacidad de un ecosistema de absorber perturbaciones y reorganizarse mientras está experimentando o tras experimentar cambios, de forma tal que pueda mantener básicamente la misma estructura, funcionamiento y mecanismos de auto-regulación (Walker *et al.*, 2004). En este sentido, la presencia de diferentes grupos funcionales y las interacciones entre ellos son consideradas como una de las posibles fuentes de resiliencia ecológica (Peterson *et al.*, 1998). Por definición, al perderse un grupo funcional, necesariamente deberían ocurrir cambios en las propiedades de los ecosistemas.

Otro aspecto importante para la resiliencia de los ecosistemas es la presencia de más de una especie dentro de cada grupo funcional, esto es la *redundancia funcional* (Walker *et al.*, 1992). Desde un punto de vista teórico, la presencia de múltiples especies, dominantes o subordinadas, dentro de cada grupo funcional incrementa la redundancia funcional y por tanto la capacidad de responder o adaptarse ante cambios ambientales (Walker *et al.*, 1999; Hooper *et al.*, 2005). A mayor número de especies funcionalmente similares (es decir a mayor riqueza específica dentro de un grupo funcional), mayor es la probabilidad de que al menos una especie sobreviva ante posibles perturbaciones (Walker, 1992). Si no hay redundancia funcional, entonces la pérdida de una sola especie puede resultar en la pérdida completa de un grupo funcional (Díaz *et al.*, 2005), y por tanto, en la pérdida de los servicios que es capaz de proveer. Así, la presencia de especies dominantes y subordinadas dentro de un grupo funcional provee al ecosistema de resiliencia para responder y adaptarse frente a las perturbaciones. En otras palabras, dentro de un mismo grupo funcional definido por caracteres de efecto compartidos por las especies que lo integran, la presencia de especies con diferentes caracteres de respuesta ante cambios en el medio biótico o geótico contribuiría a la resiliencia del sistema. Cabe aclarar que, si bien estas ideas tienen sólida base teórica (p. ej. Walker *et al.*, 1992, 1999, Loreau, 2000), la evidencia empírica, en particular para comunidades terrestres, es débil (Díaz *et al.*, 2005).

Diversidad funcional y bienestar humano

Así pues, la biodiversidad funcional, al afectar a las propiedades y el funcionamiento de los ecosistemas, repercute directa o indirectamente en los beneficios que las sociedades humanas obtienen de ellos en forma de servicios (MEA, 2005; Díaz *et al.*, 2006). De esta forma, la biodiversidad puede ser entendida como un componente fundamental del capital natural (véase en este monográfico Gómez-Baggethun y de Groot, 2007).

En su sentido más amplio, la biodiversidad contribuye al bienestar humano mediante la generación de una amplia variedad de *funciones de los ecosistemas* (**Fig. 2**), las cuales son definidas como la capacidad de proveer servicios que satisfagan a la sociedad (de Groot *et al.*, 2002). Los términos *funcionamiento ecológico* y *funciones de los ecosistemas* han sido frecuentemente usados indistintamente (p. ej. Boyd y Banzhaf, 2007). Sin embargo, mientras que el *funcionamiento ecológico*, es decir el conjunto de los procesos ecológicos, es inherente a las propiedades intrínsecas de los ecosistemas; las *funciones de los ecosistemas* son entendidas desde una perspectiva antropocéntrica como la potencialidad de generar servicios, implicando necesariamente a la dimensión social. Por otro lado, las *funciones* existen independientemente de su uso, demanda, disfrute o valoración social, traducándose en *servicios* sólo cuando son usadas, de forma consciente o inconsciente, por la población. De este modo, la traducción de una *función* en un *servicio* implica necesariamente la identificación de los beneficiarios, del tipo de utilización realizado, así como la localización espacio-temporal de su uso. Por ejemplo, la capacidad de mantener un clima favorable para los seres humanos (servicio) depende de la regulación climática (función), que en último

término dependerá parcialmente de la diversidad funcional y del mantenimiento de los procesos ecológicos asociados a la misma (ver **Tabla 1**). En este contexto, podemos hablar de *funciones suministradoras de servicios* (Martín-López *et al.*, en revisión), como el conjunto de grupos funcionales, especies, *pool* genético, etc., con potencialidad para proveer servicios a la sociedad. En algunas revisiones recientes se habla también de “unidades proveedoras de servicios” (véase p. ej. Luck *et al.*, 2003).

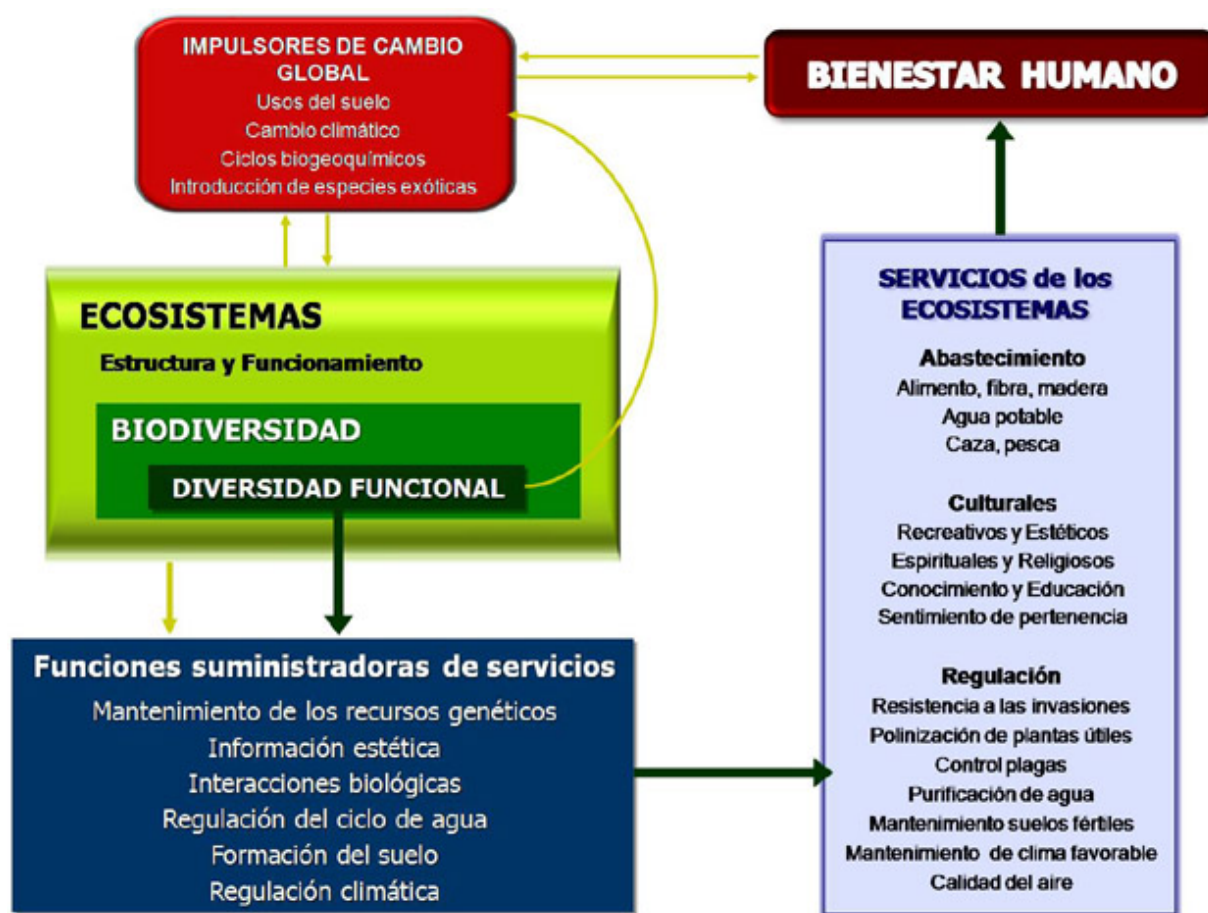


Figura 2. Modelo simplificado que refleja el papel de la diversidad funcional como uno de los componentes más importantes en la generación de funciones suministradoras de servicios, así como uno de los principales componentes que regulan la respuesta de los ecosistemas frente al cambio global. En este artículo sólo nos centramos en el análisis de las relaciones indicadas con flechas gruesas. Los denominados servicios de soporte (MEA, 2005) se corresponden en este modelo con las funciones suministradoras de servicios (Basado en MEA, 2005).

La seguridad, la salud, el acceso a recursos y medios de vida, la libertad de acción y elección, entendidos como componentes esenciales del bienestar humano, se ven así fuertemente influidos por la integridad de los ecosistemas y su capacidad de generar funciones y proveer un flujo sostenido de servicios (**Fig. 2**).

Si bien todos los componentes de la biodiversidad, desde el nivel de organización genético hasta la escala de comunidad, desempeñan algún rol en la generación de funciones y la provisión de servicios, existen evidencias que apuntan a que sería la diversidad funcional el componente que mejor explica los efectos de la biodiversidad en muchos de los servicios esenciales para el ser humano (Díaz *et al.*, 2006), ya sean éstos de regulación, abastecimiento, o culturales (**Fig. 2**). El caso más evidente y palpable quizá sea el de los servicios de regulación, que aparecen mucho más estrechamente ligados al concepto de diversidad funcional que a otras aproximaciones basadas en la riqueza de especies.

Las estrechas relaciones entre biodiversidad y bienestar humano a las que nos hemos estado refiriendo resultan especialmente patentes en el caso de las poblaciones humanas más pobres y desfavorecidas del planeta. Éstas frecuentemente dependen íntimamente de la fertilidad de los suelos, la existencia de aguas limpias, o la presencia de flora y fauna silvestre como fuente de proteínas y medicamentos, entre otros factores esenciales para su subsistencia; siendo por ello, las más vulnerables a los cambios en la diversidad funcional (Bass *et al.*, 2006). Por lo general, las sociedades más desarrolladas tienen acceso a una mayor variedad de servicios y pueden adaptarse con cierta facilidad a los cambios en la disponibilidad de los mismos, dada su

mayor capacidad para adquirir servicios o sustituirlos cuando éstos se vuelven escasos a través de la tecnología (MEA, 2005). Contrariamente, las comunidades rurales de los países menos desarrollados, habitualmente carecen de acceso a servicios alternativos y resultan por ello mucho más vulnerables a los cambios en la integridad de los ecosistemas, que con frecuencia se traducen en pérdidas de productividad agrícola, contaminación de las aguas, erosión y pérdida de fertilidad de los suelos, o falta de capacidad de protección ante eventos climáticos extremos o catástrofes naturales. La conservación de la diversidad funcional, como garantía de la integridad y adecuado funcionamiento de los ecosistemas es, pues, para ciertos países o sectores desfavorecidos de la sociedad, no sólo una mera cuestión de opción sino de verdadera supervivencia.

Valoración de la diversidad funcional: ¿cómo usar datos ecológicos para la toma de decisiones?

Dado el importante papel que tiene la diversidad funcional en la generación de funciones y en la provisión de servicios a la sociedad, resulta paradójico que sea escasamente considerada en la toma de decisiones. Quizás ello se deba a que ésta suele estar determinada principalmente por análisis coste-beneficio que no incorporan aquellos valores de la biodiversidad no reconocidos en el mercado. En este sentido, resulta esencial desarrollar técnicas que permitan una adecuada valoración de las funciones y servicios de los ecosistemas de cara a su incorporación en los procesos de toma de decisiones.

Cualquier proceso que pretenda una valoración integral de las funciones y servicios de los ecosistemas debería incluir tres tipos de valor: ecológico, socio-cultural y monetario (**Fig. 3**). Mientras que los dos primeros están directamente relacionados con las funciones suministradoras de servicios, y por tanto con la diversidad funcional, el valor monetario está más vinculado con la demanda de servicios por parte de la sociedad.



Figura 3. Valoración de los servicios de los ecosistemas para la toma de decisiones, desde una perspectiva integradora e incluyendo las diferentes dimensiones del valor. Las flechas discontinuas indican que el valor monetario está parcialmente influenciado por el valor ecológico y el valor socio-cultural. (Modificado de Martín-López et al., en revisión).

El valor ecológico atañe solamente a aquellos componentes puramente ecológicos que no dependen de las preferencias humanas. La capacidad de proveer servicios viene determinada por componentes ecológicos, como el mantenimiento del funcionamiento de los ecosistemas. Por tanto, depende en gran parte de la diversidad funcional, determinando así el resto de los valores en la toma de decisiones.

Los valores socio-culturales aparecen relacionados con cuestiones éticas hacia otras sociedades (p. ej. equidad intra e inter-generacional) y hacia la biodiversidad (p. ej. valor intrínseco de las especies). En este caso, las percepciones y preferencias sociales juegan un importante papel en determinar la importancia de la biodiversidad (de Groot et al., 2002), y la importancia de las funciones suministradoras de servicios.

El valor monetario ha sido tradicionalmente conceptualizado desde la Economía Ambiental bajo el término de *valor económico total* (Pearce y Turner, 1990), compuesto por el valor de uso y el de no-uso. El valor de uso implica un beneficio obtenido de manera directa de la biodiversidad, mientras que el valor de no-uso está asociado con la satisfacción personal derivada del conocimiento de que determinadas especies o ecosistemas existen. El valor de uso se compone a su vez del valor de uso directo (directamente relacionado con los servicios de abastecimiento y servicios culturales), el valor de uso indirecto (relacionado con distintos servicios de regulación) y el valor de opción (relacionado con la importancia de mantener un suministro de servicios en el futuro).

Mediante técnicas de análisis multi-criterio podemos llegar a entender e integrar la información obtenida desde estos tres tipos de valor (ecológica, socio-cultural y monetaria), lo cual resulta esencial para poder tomar decisiones políticas bien informadas y con una sólida base científica.

Conclusiones y recomendaciones

La diversidad funcional ofrece una aproximación conceptual y empírica novedosa a las relaciones causales (así como a los bucles de retroalimentación) existentes entre los impulsores de cambio global, las especies, las funciones, servicios y el bienestar humano (Díaz *et al.*, 2007a). La verdadera necesidad de profundizar en el conocimiento de la diversidad funcional radica no sólo en su papel clave en el funcionamiento de los ecosistemas, sino también en su relación directa con el mantenimiento de la calidad de vida de las sociedades humanas, y en su valor para evaluar las consecuencias del cambio global en el que estamos inmersos (**Fig. 2**).

Paradójicamente, a pesar de esta reconocida importancia, las contribuciones científicas enfocadas hacia el estudio de la diversidad funcional son todavía notablemente más escasas que las centradas en otros componentes o niveles de aproximación a la biodiversidad, como por ejemplo la riqueza específica. Sin embargo, resulta alentador el hecho de que en los últimos años hayan comenzado a desarrollarse trabajos de gran repercusión en el campo de la diversidad funcional, si bien casi todos centrados exclusivamente en el estudio de la vegetación. Es evidente que las plantas, como productores primarios, representan el componente basal en la mayoría de los ecosistemas, y por tanto, constituyen el punto de partida más lógico para iniciar los estudios de diversidad funcional. Pero, en este sentido, resulta preocupante la persistencia de grandes vacíos de conocimiento sobre la diversidad funcional de los niveles tróficos superiores (Loreau *et al.*, 2002) y de las interacciones entre diferentes niveles tróficos (Duffy, 2003); conocimiento que resulta imprescindible para llegar a comprender el funcionamiento de los ecosistemas en toda su complejidad.

Finalmente, consideramos importante resaltar que, para el estudio de los vínculos existentes entre biodiversidad, funciones suministradoras de servicios y sociedad, las tradicionales disciplinas científicas de carácter sectorial resultan poco útiles, siendo imprescindible fomentar una verdadera ciencia interdisciplinar. Esto implica que los ecólogos reconozcan la dimensión humana de la dinámica de los ecosistemas y los investigadores provenientes de las ciencias sociales comprendan cómo los ecosistemas son los responsables últimos del flujo de servicios de los que depende el bienestar humano (Carpenter y Folke, 2006).

A la importancia de establecer vínculos de colaboración entre ecólogos e investigadores sociales, debería añadirse la necesidad de trabajar más estrechamente con los gestores y tomadores de decisiones, estableciendo puentes sólidos entre la investigación y la gestión, como único camino para poder superar los tradicionales modelos en los que sociedad y naturaleza son gestionados de manera independiente (la vieja dicotomía “conservación vs. desarrollo”, Folke, 2006). En este sentido urge desarrollar y adoptar nuevos paradigmas y modelos de gestión contruidos a partir del reconocimiento de que nuestro bienestar y el de las futuras generaciones dependen en buena medida de la integridad ecológica y el estado de conservación de los ecosistemas (conservación para el bienestar humano).

Agradecimientos

Los autores quieren agradecer a Carlos Montes por los comentarios realizados de anteriores versiones del manuscrito. Este trabajo ha sido financiado parcialmente por el Instituto Interamericano para el Estudio del Cambio Global (IAI CRN II 2015, bajo financiamiento de US National Science Foundation Grant GEO-0452325) y por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (Proyecto NET413308/1).

Referencias

Allison, G. W., Menge, B. A., Lubchenco, J. y Navarrete, S.A., 1996. Predictability and uncertainty in community regulation: consequences of reduced consumer diversity in coastal rocky ecosystems. En *Functional roles of biodiversity: a global perspective*. (Eds. Mooney, H.A., Cushman, J.H., Medina, E., Sala, O.E., y Schulze, E.D.), pp. 371-392. John Wiley, Chichester, .

- Bass, S., Bigg, T., Bishop, J. y Tunstall, D. 2006. Sustaining the environment to fight poverty and achieve the Millennium Development Goals. *Review of European Community and International Environmental Law* 15: 39-55.
- Bengtsson, J. 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology* 10:191-199.
- Blondel, J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100: 223-231.
- Boyd, J. y Banzhaf, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616-626.
- Carpenter, S.R. y Folke, C. 2006. Ecology for transformation. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 309-315.
- Chapin III, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Taylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E.; Hobbie, S.E., Mack, M.C. y Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Davic, R. D. 2003. Linking keystone species and functional groups: a new operational definition of the keystone species concept. *Conservation Ecology* 7: r11. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol7/iss1/resp11/>
- de Groot, R.S., Wilson, M.A. y Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- Díaz, S. y Cabido, M. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 646-655.
- Díaz, S., Gurvich, D.E., Pérez Harguindeguy, N. y Cabido, M. 2002. ¿Quién necesita tipos funcionales de plantas? *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 37: 135-140.
- Díaz, S., Tilman, D., Fargione, J., Chapin III, F.S., Dirzo, R., Kitzberger, T., Gemmill, B., Zobel, M., Vilà, M., Mitchell, C., Wilby, A., Daily, G.C., Galetti, M., Laurance, W.F., Pretty, J., Naylor, R., Power, A. y Harvell, D. 2005. Biodiversity regulation of ecosystem services. En *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. (Eds. Hassan, R., Scholes, R. y Ash, N.), pp. 297-329. Island Press, Washington D.C.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F.S. y Tilman, D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* 4: e277.
- Díaz, S., Lavorel, S., Chapin III, F.S., Tecco, P.A., Gurvich, D.E. y Grigulis, K. 2007a. Functional diversity – at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters. En *Terrestrial ecosystems in a changing world* (eds. Canadell, J., Pitelka, L.F. y Pataki, D.). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 81-91.
- Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D.G., Skarpe, C., Rush, G., Sternberg, M., Noy-Meir, I., Landsberg, J., Zhang, W., Clark, H. y Campbell, B.D. 2007b. Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Global Change Biology* 13: 313-341.
- Duffy, J.E. 2003. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters* 6: 680-687.
- Folke, C. 2006. The Economic Perspective: Conservation against Development versus Conservation for Development. *Conservation Biology* 20: 686–688
- Gitay, H. y Noble, I.R. 1997. What are functional types and how should we seek them? En *Plant Functional Types. Their relevance to ecosystem properties and global change* (eds. Smith, T.M., Shugart, H.H., y Woodward, F.I.), pp. 3-19, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gómez-Baggethun, E. y de Groot, R. 2007. Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas* 16(3).
- Grime, J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86: 901-910.
- Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem,

- S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. y Wardle, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Jones, C.G., Lawton, J.H. y Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373–386.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J. y Forbes, T.D.A. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution* 12: 474-478.
- Lavorel, S., Rochette, C. y Lebreton J.D. 1999. Functional groups for response to disturbance in Mediterranean fields. *Oikos* 84: 480-498.
- Lavorel, S. y Garnier, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.
- Lavorel, S., Díaz, S., Cornelissen, J.H.C., Garnier, E., Harrison, S.P., McIntyre, S., Pausas, J.G., Pérez-Harguindeguy, N., Roumet, C. y Urcelay, C. 2007. Plant Functional Types: Are we getting any closer to the Holy Grail? En *Terrestrial ecosystems in a changing world* (eds. Canadell, J., Pitelka, L.F. y Pataki, D.). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 149-160.
- Loreau, M. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances *Oikos* 91: 3–17.
- Loreau, M., Naeem, S. y Inchausti, P. 2002. *Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives*. Oxford University Press, Oxford.
- Luck, G.W., Daily, G.C. y Ehrlich, P.R. 2003. Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 331-336.
- Martínez, N.D. 1996. Defining and measuring functional aspects of biodiversity. En *Biodiversity. A biology of numbers of difference* (ed. Gaston, K.J.), pp. 114-148. Blackwell Science, Oxford.
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., González, J.A., Lomas, P.L. y Montes, C. (en revisión). A comprehensive framework for the assessment of ecosystem services provided by biodiversity: implications for conservation planning.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. World Resources Institute., Washington, D.C.
- Naeem, S. y Li, S. 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature* 390: 507–509.
- Naeem, S. y Wright, J.P. 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters* 6: 567-579.
- Noss, R. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Paine, R.T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist* 103:91-93.
- Pausas, J.G., Bradstock, R.A., Keith, D.A., Keeley, J.E. y GCTE. 2004. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology* 85: 1085-1100.
- Pearce, D.W. y Turner, R.K. 1990. *Economics of natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf, Hertfordshire.
- Peterson, G., Allen, C.R. y Holling, C.S. 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1: 6-18.
- Pretty, J. y Smith, D. 2004. Social capital in biodiversity conservation and management. *Conservation Biology* 18, 631-638.
- Root, R.B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37: 317–350.
- Tilman, D., 2001. Functional diversity. En: *Encyclopedia of Biodiversity* (Ed. Levin,), pp. 109–120. Academic Press, San Diego, CA.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunell, C., Hummel, I. y Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional!

Oikos 116: 882-892.

Walker , B.H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6: 18–23.

Walker, B., Kinzing, A. y Langridge, J. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: The nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2: 95-113.

Walker , B., Holling, C.S., Carpenter, S.R. y Kinzig, A. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society* 9: 5. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/>

Westoby, M., Jurado, E. y Leishman, M.R. 1992. Comparative evolutionary ecology of seed size. *Trends in Ecology & Evolution* 7: 368-372.

Los servicios ambientales de los bosques

M. Ruiz Pérez, C. García Fernández¹, J. A. Sayer²

(1) Dpt. Ecología, Facultad Ciencias, Edificio Biológicas, Calle Darwin 2, Universidad Autónoma de Madrid, 28049-Madrid-España

(2) Forest Conservation Programme, The World Conservation Union (IUCN), 28 rue Mauverney, CH-1196 Gland, Suiza.

Los servicios ambientales de los bosques. La relación social con el bosque y los servicios que éste ofrece han experimentado modificaciones a lo largo de la historia. La incorporación de los nuevos conceptos de valor total a los bosques y la ampliación de su marco de interés desde las ciencias forestales hacia otros agentes sociales y otras disciplinas del conocimiento han abierto la puerta a una apreciación renovada de los servicios ofrecidos por los ecosistemas forestales. En la actualidad se intentan desarrollar mecanismos que permitan captar parte de este valor como estrategia para conservar y gestionar los bosques de un modo sostenible. En este artículo se revisan los sistemas de valoración de los servicios ambientales de los bosques y su comercialización, concluyendo con algunas observaciones sobre las dificultades de su implementación práctica y el papel que puedan desempeñar en el futuro de los bosques.

Palabras clave: bosques, servicios de ecosistemas, mercados

The environmental services of forests. The way society relates with forests and the services they offer has changed in the course of History. The inclusion in mainstream Forestry of total value concepts derived from Economics, together with the enlargement of its focus of interest to other disciplines has opened the door to a renewed appreciation of forest ecosystem services. There is an attempt to develop mechanisms to capture part of this value as a way to conserve and sustainably manage forests. In the present article we review the valuation and marketing of forest environmental services. We conclude analyzing some limitations experienced while implementing these methods in practice and discussing the role that environmental services may play in the future of forests.

Keywords: forests, ecosystem services, markets

Introducción

Los bosques son los ecosistemas terrestres más extensos, ocupando el 30% de la superficie emergida del planeta (FAO, 2007). A esta importancia espacial se añade su enorme valor en términos de biodiversidad, asociada especialmente a los bosques tropicales. Los ecosistemas forestales se estima albergan al menos el 75% de las especies continentales y una parte importante de la biomasa terrestre (Groombridge, 1992; Heywood y Watson, 1995). Por su extensión y el carácter maduro o en estadios sucesionales avanzados de la mayor parte de los bosques, estos desempeñan funciones ambientales de gran importancia a distintas escalas, desde la local a la global. Los bosques son además hábitat y fuente de subsistencia de cientos de millones de personas, especialmente en los países menos desarrollados (Byron y Arnold, 1999; Pimentel *et al.*, 1997) (**Fig. 1**).



Figura 1. Los bosques ofrecen opciones de diversificación económica a cientos de millones de personas. En la foto, campesino trayendo la resina de damar extraída de los sistemas agroforestales de *Shorea javanica* en Krui, Sumatra.

La relación social con el bosque y su apreciación ha sufrido modificaciones en distintas épocas históricas, siendo además muy variada entre distintas culturas (Perlin, 1999). Durante milenios, la evolución de las sociedades agrarias fue aumentando progresivamente la presión sobre el bosque, aprovechándolo como principal fuente de combustible y material de construcción, además de alimentos, medicinas y otros productos. A pesar de esta presión y de la pérdida de espacio forestal, en general el mundo rural pre-industrial mantuvo una estrecha relación con el bosque como parte de un modelo integrado agro-silvo-pastoral. La Revolución Industrial, con su enorme demanda de materias primas, senta las bases para un proceso paulatino de segregación que alcanza su cenit con la extensión de la mercantilización al conjunto del planeta después de la Segunda Guerra Mundial. La visión inicial integrada y multifuncional del bosque da paso a una visión segregada, que valoriza sólo cierta producción económica (madera) y contempla al bosque como un proveedor de recursos que permitan una industrialización y desarrollo (Sayer y Byron, 1997; Westoby, 1987; Wiersum, 1999).

En el presente artículo analizamos el proceso de incorporación de los servicios ambientales a la valoración total del bosque, discutiendo las características de los mercados de servicios ambientales, las oportunidades y dificultades que encuentran a su desarrollo y las posibles opciones futuras a seguir.

Hacia una valoración total del bosque

El aumento poblacional, la fuerte competencia por espacios para la agricultura y la demanda creciente de madera han desencadenado un vertiginoso proceso de deforestación, que sigue afectando a unos 13 millones de ha al año (FAO 2006). En la década de los 70, la creciente preocupación por la pérdida acelerada de la superficie forestal, la constatación de los límites de un desarrollo rural basado en la producción maderera y un nuevo enfoque forestal centrado en las comunidades mas pobres que viven en torno a los bosques marcan el inicio de una importante transición hacia modelos de gestión forestal integrados que cuestionan la visión monodimensional del bosque como productor exclusivo de madera (Falconer, 1990; Panayotou y Ashton, 1992). La primera fase de esta transición aborda una revalorización del bosque extendiendo su

producción de bienes a otros dominios, especialmente los productos forestales no maderables (PFNM) que, pese a su extensa utilización y su importancia para las economías campesinas de zonas forestales, habían prácticamente desaparecido de las políticas y de las estadísticas forestales oficiales.

El inicio de la recuperación de una visión multifuncional del bosque extiende el interés por el mismo a otros campos ajenos al dominio forestal convencional. Los avances teóricos y metodológicos de la Economía Ambiental y de los Recursos Naturales amplían el concepto restringido de valor económico. Pearce y Turner (1990) establecen un marco de valoración económica total basado en la distinción entre valor de uso (actual y de opción futura) y no uso (existencia). El propio Pearce (1992) aplica esta valoración económica total al caso de los bosques, resaltando la necesidad de evaluar una serie de servicios ambientales, bien conocidos por las ciencias naturales como parte del estudio del funcionamiento de los ecosistemas, pero que habían sido ignorados por el análisis económico neoclásico (**Fig. 2**).



Figura 2. Valoración económica total de los bosques. Fuente: basado en Pearce (1992), modificado por Munasinghe (1993).

Estos avances, y la búsqueda de nuevas oportunidades de captación de valor del bosque, han hecho florecer multitud de estudios de evaluación. La tendencia acumulada muestra un crecimiento exponencial, habiendo pasado de apenas una docena en 1980 a más de 500 en 2005 (FAO, 2007). La mayor parte de estos estudios se han realizados en países llamados desarrollados, siendo frecuente en estos casos la utilización de metodologías de valor económico total que resaltan los valores indirectos y de no uso ligados a los servicios ambientales de los bosques. Por el contrario, los estudios en países menos desarrollados tienden a resaltar los valores de uso directos, y especialmente, los valores de subsistencia de los bosques para las economías de los campesinos pobres de estos países (FAO 2007).

Servicios ambientales de los bosques

El cambio en la percepción del valor total de los bosques y como deben ser utilizados está marcado por una concienciación creciente sobre la importancia de los servicios ambientales y por propuestas para captar parte de este valor a fin de reducir la deforestación. La evaluación económica de los servicios ambientales se ha centrado en cuatro bloques fundamentales: biodiversidad, fijación de carbono, ciclo hidrológico y educación / ocio. La conservación de la biodiversidad y la función protectora de suelos y cuencas hidrográficas son los servicios reconocidos desde hace más tiempo, existiendo figuras específicas de protección forestal asociadas a espacios naturales protegidos para estos fines (**Fig. 3**).



Figura 3. El Parque Trinacional de la Sangha entre Camerún, la República Centroafricana y Congo cubre una gran extensión de bosque tropical húmedo primario que mantiene especies emblemáticas de gran valor de conservación, así como poblaciones humanas estrechamente asociadas a estos bosques. En la imagen elefantes en un claro natural de la selva (bay) en Bayanga (República Centroafricana).

De hecho, los primeros espacios protegidos suelen aparecer vinculados a bosques maduros de gran valor escénico y de biodiversidad. Los servicios de ocio y educación se han ido incorporando paulatinamente a las funciones ya reconocidas en áreas protegidas a medida que ha ido aumentando la conciencia ambiental de la sociedad. El valor del bosque como fijador y almacenador de carbono es sobradamente conocido, aunque su conceptualización como un servicio ambiental solo ha aparecido cuando la conciencia del papel de las emisiones de CO₂ en el cambio climático ha empujado a la firma de acuerdos internacionales y a la ejecución de políticas tendentes a reducir dichas emisiones.

Pero la evaluación de los servicios ambientales que ofrecen los bosques conlleva una serie de dificultades y limitaciones, derivadas de poner un precio a la Naturaleza, y que entroncan con algunos de los problemas más antiguos de la Economía (Daily *et al.*, 2000). Junto al problema de la ausencia de mercados, el establecimiento de una clara relación causal que vincule el bosque a un determinado servicio es una de las limitaciones señaladas habitualmente (Landell-Mills y Porras, 2002; McCauley, 2006; Wunder, 2005). Esta dificultad es particularmente acusada en el caso de las funciones hidrológicas y climáticas, donde hay fuertes discrepancias de apreciación. Así, aunque la relación de la cubierta forestal con la calidad del agua y el control de erosión está generalmente reconocida, su relación con la disponibilidad de agua y el control de inundaciones está sujeta a interpretaciones variadas (Bradshaw *et al.*, 2007; Bruijnzeel, 2004; Calder, 2006; FAO-CIFOR 2005). Igualmente, el papel de los bosques y plantaciones como depósito de carbono que contribuya a disminuir el calentamiento global puede verse en parte contrarrestado por los cambios en el albedo y la mayor capacidad de absorción de radiación, especialmente en latitudes altas (Bala *et al.*, 2007; Peltoniemi *et al.*, 2006). No obstante, las incertidumbres sobre estimaciones globales (como el carbono total que contienen los bosques) no deberían impedir la apreciación local de su contribución. Una primera conclusión es la necesidad de evaluar estos servicios ajustándolos a las condiciones concretas de cada zona.

Otra característica a resaltar es la frecuente indivisibilidad de los servicios ambientales que ofrecen los bosques. Agua, biomasa, biodiversidad y hábitat, componentes habituales de los análisis económicos de estos servicios, no son partes separables en el todo funcional que constituyen los ecosistemas forestales. De hecho, a veces el establecer un modelo de gestión o uso forestal del territorio para favorecer un determinado servicio puede ir en detrimento de otros. Tal es el caso del conflicto potencial entre plantaciones para fijación de CO₂ y los servicios hidrológicos y de biodiversidad (Jackson *et al.*, 2005; Roe, 2006) (**Fig. 4**).



Figura 4. Las plantaciones de bambú son excelentes correctoras de erosión y pueden fijan grandes cantidades de CO_2 debido a su rápido crecimiento. Sin embargo, su cultivo intensivo disminuye sensiblemente la diversidad de plantas y animales en comparación con un bosque natural. En la imagen, plantaciones de *Phyllostachys heterocycla* var. *pubescens* en Anji, Zhejiang, China.

En este sentido, la planificación de las medidas de conservación apropiadas para optimizar los servicios ambientales de los ecosistemas forestales puede reducir el conflicto potencial entre ellos y favorecer la captación de renta de los mismos. Es interesante resaltar como Chan *et al.* (2006), usando modelos espaciales de planificación de la conservación, han encontrado que la conservación de la biodiversidad es la mejor estrategia para mantener un flujo colateral de otros servicios ambientales (carbono, agua y ocio entre otros). Un bosque sano, funcional y que conserve buena parte de su biocenosis es probablemente la mejor garantía de calidad del servicio que pueda ofrecer.

El pago por los servicios ambientales de los bosques

En la última década los servicios ambientales se han revelado como la nueva frontera en el intento de captación de renta forestal que permita mantener a los bosques frente a otros usos (Landell-Mills y Porras, 2002; Pagiola *et al.*, 2002; Scherr *et al.*, 2004). Existen numerosos ejemplos, tanto en bosques templados y boreales de países más desarrollados (EEUU, Canadá, Japón, EU) como en países tropicales (Costa Rica, Ecuador, Brasil, Camerún, India) (ver por ejemplo Echavarría y Lochman, 1998; Landell-Mills y Porras, 2002; Rojas y Aylward, 2003).

Aunque el pago por servicios ambientales de los bosques no tiene por qué estar directamente asociado a la existencia de un mercado para estos servicios (Gutman, 2003; Echavarría *et al.*, 2004), los mecanismos de mercado son los que han sido normalmente analizados y propuestos. Wunder (2005, 2007) considera 5 criterios esenciales que ha de cumplir un mercado de pagos por servicios ambientales, analizando su eficiencia y los obstáculos que dificultan su desarrollo (ver **Tabla 1**). A su vez, basándose en un estudio de 287 casos, Landell-Mills y Porras (2002) han analizado las características de los servicios ambientales de los bosques y sus mercados. Las autoras se han centrado en los 4 tipos de servicios con mercados más desarrollados mencionados anteriormente. La **Tabla 2** resume dichas características, ilustrando los productos ofrecidos, sus oportunidades y sus dificultades.

Tabla 1. Criterios que ha de cumplir un mercado de pagos por servicios ambientales. Basado en Wunder(2005, 2007).

Criterio	Observación	Ejemplos
Transacción voluntaria	Necesidad de distinguir entre marco voluntariamente negociado y opción impuesta Posibles altos costes de transacción	
Servicio ambiental (o uso del territorio que ofrezca ese servicio) bien definido	Además de bien definido, el servicio ambiental ha de ser medible y adicional Necesidad de establecer la situación ambiental de partida sobre la que se adiciona el servicio	Mantenimiento de cubierta forestal (restricción de uso) para protección de cuencas hidrológicas Plantación forestal dedicada a fijación de carbono (aumento de capital natural)
Comprado por (al menos) un usuario	El comprador ha de ser el beneficiario del servicio y ha de monitorear el cumplimiento del acuerdo (flujo del servicio)	Pago basado en área forestal mantenida (zona protegida; canje de deuda por naturaleza). Pago basado en producto (caucho de bosque natural, cacao o café orgánicos bajo sombra)
Vendido por (al menos) un proveedor	Necesidad de garantías jurídicas suficientes Derechos de propiedad bien definidos Posible riesgo de chantaje ambiental	Propietario privado que renuncia a opción de deforestar para plantar soja Colectivo de pequeños propietarios que se comprometen a mantener setos y bosques de galería
El proveedor asegura la continuidad del servicio ambiental (cláusula de condicionalidad)	Posibilidad de ruptura del acuerdo bajo condiciones previamente establecidas Riesgo de fuga (un servicio ambiental ofrecido por una zona puede conllevar la pérdida de un servicio similar en otra zona)	Mantenimiento de la plantación bajo plan de manejo sostenible a largo plazo Contrato de gestión ambiental de una propiedad a perpetuidad

Tabla 2. Principales mercados de servicios ambientales de los bosques. Basado en Landell-Mills y Porras (2002).

Mercado de servicio	Producto ofrecido	Oportunidades	Dificultades
Biodiversidad	Áreas protegidas	Concienciación creciente	Servicios diversos, intangibles y no separables
	Derechos de bio-prospección	Aumento y diversificación de mercados	Comercialización difícil
	Concesiones para la conservación	Innovación en diseño de productos y sistemas de pago	Altos costes de transacción
		Mercados nacionales e internacionales	Problemas de distribución costes-beneficios y de equidad social

Carbono	Certificado de reducción de emisiones	Evolución desde acuerdos individuales a pequeña escala hasta acuerdos internacionales a gran escala	Riesgo de expansión de monocultivos con pérdida de biodiversidad
	Créditos de compensación de emisiones		Efectos ambiguos sobre el clima según zonas y especies
	Volumen asignado de emisiones		Falta de claridad y acuerdo sobre deforestación evitada
Agua	Contratos de gestión de cuencas	Facilidad de identificar proveedores y beneficiarios	Posibles impactos en cantidad y estacionalidad de agua disponible
	Créditos de calidad de aguas		Mucho mas extendidos en países desarrollados debido a la importancia de los mercados nacionales
	Derechos de aguas		
Escénico-recreativo	Derechos de entrada	Vínculo entre biodiversidad y valor escénico	Dificultad de establecer mercados específicos
	Servicios de ecoturismo		
	Acuerdos de gestión de recursos naturales		Riesgo de integración vertical y pérdida de control local

Ambas tablas nos permiten ilustrar algunas cualidades fundamentales de los servicios ambientales de los bosques y de los sistemas de pago actualmente existentes, así como las dificultades para su expansión. Entre otras, destacamos la adicionalidad demostrable (el pago efectuado debe garantizar un servicio por encima del nivel disponible de ese servicio en ausencia de pago). La inmadurez de los mercados, que han de operar bajo demandas y ofertas limitadas. Los elevados costes de transacción, especialmente prohibitivos para pequeños propietarios y campesinos pobres. La posible fuga o desplazamiento de la presión ambiental mitigada por un determinado servicio hacia zonas externas al área concertada para el mismo. Y un peso añadido en las economías rurales empobrecidas de países tropicales que puede aumentar las desigualdades sociales en los mismos.

Los servicios ambientales y el futuro de los bosques

Tanto desde un punto de vista del análisis teórico como del diseño de políticas y de su ejecución en la práctica hay consenso sobre la importancia capital de los servicios ambientales que proveen los ecosistemas forestales. Sin embargo, existen diferencias relevantes sobre cómo trasladar estos servicios capturando parte de su valor y aplicándolo a una gestión que conserve los bosques. Podemos distinguir dos tipos de discrepancias: unas que denominaríamos de principios o políticas, y otras que llamaríamos metodológicas o de técnicas de evaluación.

Las crecientes propuestas de comercializar los servicios ambientales empleando las herramientas típicas de los mercados se apoyan en su eficacia y eficiencia. Esta discusión se ha centrado más en protección de espacios y especies (biodiversidad), comparando los pagos directos (desde cambio de deuda por naturaleza a la adquisición de derechos de explotación, compra directa de la tierra o establecimiento de concesiones forestales de conservación) con los indirectos (por ejemplo, financiando proyectos que traten de integrar conservación y desarrollo) (ver por ejemplo Ferraro y Simpson, 2002; Niesten y Rice, 2004; Simpson y Sedjo, 1996). Sus detractores suelen criticar la legitimidad del control de los recursos por parte de aquellos que pueden pagarlo, los posibles efectos negativos sobre la equidad, la falta de voluntad real de transferir recursos de los países más ricos a los mas pobres, y la supuesta eficiencia de estos mecanismos (ver por ejemplo Karsenty, 2004; McCauley, 2006; Romero y Andrade, 2004). Karsenty (2004) cuestiona la sustitución del concepto de 'derecho al desarrollo' por 'derechos de desarrollo transferibles' que ha contribuido a esa visión de falta de legitimidad y a una cierta percepción de las opciones de mercado de servicios ambientales como 'Caballos de Troya Neoliberales' (Wunder, 2007).

Las discrepancias metodológicas, aceptando la lógica del mercado de servicios ambientales de los bosques, analizan sus limitaciones prácticas. Además de las dificultades de evaluación, poca flexibilidad, e insuficiente demanda y oferta referidas anteriormente, hay un cuestionamiento sobre el alcance real y la capacidad de hacer funcionar estos mercados. Quizás el mejor ejemplo sea el de la utilización de la capacidad de fijación y almacenamiento de carbono como parte del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) del Protocolo de Kyoto. Dicha opción ha representado una nueva oportunidad emergente que teóricamente podría facilitar la reducción de emisiones a bajo coste, disminuyendo la deforestación y favoreciendo la recuperación de espacios forestales (Chomitz, 2007; IPCC 2007; Sathaye *et al.*, 2007). Sin embargo, la realidad no ha materializado, hasta la fecha, estas grandes expectativas.

Diversas razones explican la escasa adopción de medidas forestales como parte del MDL. La complejidad del procedimiento y los límites impuestos (deforestación anterior a 1990, techo máximo sujeto a un porcentaje de la tasa de deforestación del país, falta de acuerdo sobre el papel de la deforestación evitada), así como la falta de confianza entre compradores y vendedores acerca de un acuerdo a largo plazo han sido señaladas como razones para esta baja adopción (IPCC). Otros autores (Cacho *et al.*, 2005; Wunder, 2007) han apuntado los altos costes de transacción (particularmente onerosos para los campesinos más pobres). Smith y Applegate (2004) resaltan el posible sobredimensionamiento de los servicios ambientales de los bosques y la subestimación de los costes de oportunidad de una gestión forestal tradicional frente a la opción de fijación de CO₂. Por último, la falta de coordinación entre distintos Convenios Internacionales (Cambio Climático, Deforestación, Biodiversidad) ha obstaculizado el aprovechamiento de sus sinergias limitando el alcance y la aplicación potencial del MDL al sector forestal (Roe, 2006).

Quizás una razón mas de fondo sean los crecientes costes de oportunidad para empresas y países que quieran comprar bonos de emisiones de CO₂ en un escenario energético que está cambiando muy rápidamente y que puede ser incompatible con el habitual largo plazo de las inversiones forestales (Jonansson *et al.*, 1996; Smith *et al.*, 2003).

Las características fundamentales de los bosques tienden a mantenerse constantes, aunque la percepción humana de los mismos y de cómo deben utilizarse sus recursos cambia continuamente (Wang, 2004). En este sentido, la valoración relativa de los distintos servicios ambientales de los bosques puede cambiar y sin duda cambiará en un futuro, pero dichos servicios han llegado ya para instalarse en la nueva visión de manejo forestal sostenible. Nuestro pronóstico es que la sociedad irá requiriendo y reconociendo de un modo creciente el valor de los servicios ofrecidos por los ecosistemas forestales.

Referencias

- Bala, G., Caldeira, K., Wickett, M., Phillips, T.J., Lobell, D.B., Delire, C. y Mirin, A. 2007. Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. *PNAS* 104: 6550–6555
- Bradshaw, C.J.A., Sodhi, N.S., Peh, K.S.H. y Brook, B.W. 2007. Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing World. *Global Change Biology* 13: 1-17.
- Bruijnzeel, L. A. 2004. Hydrological functions of tropical forest, not seeing the soil for the trees?. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 185-228.
- Byron, R.N. y Arnold, J.E.M. 1999. What futures for the people of the tropical forests? *World Development* 27(5): 789-805.
- Cacho, O., Marshall, G.R. y Milne, M. 2005. Transaction and abatement costs of carbon-sink projects in developing countries. *Environment and Development Economics* 10: 597–614.
- Calder, I.R. 2006. Forest and floods: moving to an evidence-based approach to watershed and integrated flood management. *Water International* 31(1): 1-13.
- Chan, K.M.A. Shaw, M.R. Cameron, D.R., Underwood, E.C. y Daily, C.G.. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLOS-Biology* 4(11): 2138-2152. [doi: 10.1371/journal.pbio.0040379](https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040379).
- Chomitz, K.M.. 2007. *At loggerheads? Agricultural expansion, poverty reduction, and environment in the tropical forests*. World Bank Policy Research Report. World Bank, Washington DC .
- Daily, G.C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P.R., Folke, C., Jansson, A.M., Jansson, B.O., Kautsky, N., Levin, S., Lubchenco, J., Mäler, K.G., Simpson, D., Starrett, D., Tilman, D. y Walker, B. 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289: 395 -396.

- Echavarria, M. y Lochman, L. 1998. *Policy Mechanisms for Watershed Conservation: Case Studies*. The Nature Conservancy, Washington DC .
- Echavarria, M., Vogel, J., Albán, M. y Meneses, F. 2004. *The impacts of payments for watershed services in . Emerging lessons from Pimampiro and Cuenca*. IIED, Londres.
- Falconer, J. 1990. *The Major Significance of 'Minor' Forest Products: The Local Use and Value of Forests in the West African Humid Forest Zone*. Community Forestry Note, n° 6. FAO. Roma.
- FAO y CIFOR. 2005. *Forests and Floods: Drowning in Fiction or Thriving on Facts?* FAO y CIFOR, Bangkok , Tailandia.
- FAO. 2006. *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2005. Hacia la ordenación forestal sostenible*. FAO. Roma.
- FAO. 2007. *Situación de los bosques del mundo*. FAO, Roma.
- Ferraro, P y Simpson, R. 2002. The cost-effectiveness of conservation payments. *Land Economics* 78: 339–353.
- Groombridge, B. (editor). 1992. *Global biodiversity. Status of the Earth's living resources*. WCMC, Cambridge y Chapman & Hall, Londres.
- Heywood, V.H. y Watson, R.T. (editors). *Global Biodiversity Assessment*. UNEP – Cambridge University Press, Cambridge .
- IPCC. 2007. *Fourth Assessment Report, Working Group III Chapter 9 – Forestry*.
- Jackson, R.B., Jobbágy, E.G., Avissar, R., Roy, S.B., Barrett, D.J., Cook, C.W., Farley, K.A., le Maitre, D.C., McCarl, B.A. y Murray, B.C. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310: 1944-1947
- Jonansson, T.B., Williams, R.H., Ishitani, H. y Edmonds , J.A. 1996. Options for reducing CO₂ emissions from the energy sector. *Energy Policy* 24: 985-1003.
- Karsenty, A. 2004. Des rentes contre le développement? Les nouveaux instruments d'acquisition mondiale de la biodiversité et l'utilisation des terres dans les pays tropicaux. *Mondes en Développement* 127: 1–9.
- Landell-Mills, N. y Porras, I.T. 2002. *¿Bala de plata u oro de tontos? Revisión global de servicios ambientales del bosque y su impacto sobre los pobres*. IIED, Londres.
- McCauley, D.J. 2006. Selling out on nature. *Nature* 443: 27-28.
- Munasinghe, M. 1993. Environmental Economics and Sustainable Development. World Bank Environment Paper n° 3. World Bank, Washington.
- Nielsen, E. y Rice, R. 2004. Sustainable forest management and conservation incentive agreements. *International Forestry Review* 6: 56– 60.
- Pagiola, S., Bishop, J. y N. Landell-Mills, N. (eds.). 2002. *Selling forest environmental services. Market-based mechanisms for conservation and development*. Earthscan, Londres.
- Panayotou, T. y Ashton, P., 1992. *Not by timber alone. Economics and ecology for sustaining tropical forests*. Island Press, Washington, DC .
- Pearce, D. 1992. *Economic valuation and the natural world*. Policy Research Working Paper 988. World Bank, Washington DC .
- Pearce, D. y Turner, K. 1990. *Economics of natural resources and the environment*. John Hopkins University Press, Baltimore.
- Peltoniemi, M., Palosuo, T., Monni, S. y Mäkipää, R.. 2006. Factors affecting the uncertainty of sinks and stocks of carbon in Finnish forests soils and vegetation. *Forest Ecology and Management* 232: 75–85.

- Perlin, J. 1999. *Historia de los Bosques. El significado de la madera en el desarrollo de la civilización*. Gaia Proyecto 2050, Madrid .
- Pimentel, D., McNair, M., Back, L., Pimentel, M. y Kamil, J. 1997. The value of forests to world's food security. *Human Ecology* 25: 92-120.
- Roe, D. 2006. *Biodiversity, climate change and complexity: An opportunity for securing co-benefits?* IIED, Londres.
- Rojas, M., y Aylward, B. 2003. *What are we learning from experiences with markets for environmental services in ? A review and critique of the literature*. IIED, Londres.
- Romero, C. y Andrade, G.I. 2004. International conservation organizations and the fate of local tropical forest conservation initiatives. *Conservation Biology* 18: 578–580.
- Sathaye, J.A., Makundi, W., Dale, L. y Chan, P. 2007: GHG mitigation potential, costs and benefits in global forests: A dynamic partial equilibrium approach. *Energy Journal* (en prensa).
- Sayer, J.A., Vanclay, J.K. y Byron, N. 1997. Technologies for sustainable forest management: challenges for the 21st century. *Commonwealth Forestry Review* 76:162-170.
- Scherr, S., White, A. y Khare, A. 2004. *For services rendered: The current status and future potential of markets for the ecosystem services provided by tropical forests*. ITTO Technical Series nº 21. International Tropical Timber Organization.
- Simpson, R. y Sedjo, R.A. 1996. Paying for the conservation of endangered ecosystems: a comparison of direct and indirect approaches. *Environment and Development Economics* 1: 241–257.
- Smith, J. y Applegate, G. 2004. Could payments for forest carbon contribute to improved tropical forest management? *Forest Policy and Economics* 6: 153–167.
- Smith, J., Mulongoy, K., Persson, R. y Sayer, J.A., 2003. Harnessing Carbon Markets for Tropical Forest Conservation: Towards a More Realistic Assessment. *Environmental Conservation* 27: 300-311.
- Wang, S., 2004. One hundred faces of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 6: 205-213.
- Westoby, J. 1987. *The Purpose of Forests: Follies of Development*. Blackwell, Oxford .
- Wiersum, K. F. 1999. *Social Forestry: Changing Perspectives in Forestry Science or Practice?* Wageningen, Agricultural University, Wageningen.
- Wunder, S. 2005. *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. CIFOR Occasional paper 42. Center for International Forestry Research, Bogor, .
- Wunder, S. 2007. The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. *Conservation Biology* 21: 48–58.

Enfoque integral para esquemas de pago por servicios de ecosistemas forestales

J.J. Campos, F. Alpízar, R. Madrigal, B. Louman

Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), 7170 Turrialba, Costa Rica

Enfoque integral para esquemas de pago por servicios de ecosistemas forestales. El desarrollo de un esquema de PSE debe reflejar un proceso continuo y adaptativo. En este artículo se propone una metodología para la aplicación de un enfoque integral para esquemas de pago por servicios de ecosistemas forestales. La experiencia del esquema de pago por servicios de los ecosistemas en Costa Rica así como las lecciones aprendidas en otros países de América Latina muestran la importancia de considerar en detalle las fases de diagnóstico y definición de objetivos; el estudio de condiciones habilitadoras; el diseño técnico de los mecanismos de cobro y pago; así como la implementación y la evaluación continua.

Palabras clave: diseño adaptativo, incentivos económicos, valoración económica.

Integrated approach towards payment for forest ecosystem services schemes. The development of a payment for ecosystem services scheme must be the result of a continuous and adaptive process. In this article the authors propose a methodology for an integrated approach towards payment for forest ecosystem services schemes. The experience of the payment for ecosystem services scheme in Costa Rica as well as the lessons learnt in other Latin-American countries suggest the importance of considering the diagnostic and definition of objectives, the study of enabling conditions, the technical design of charging and payment as well as the implementation and continuous monitoring.

Keywords: adaptive design, economic incentives, economic valuation.

Introducción

Los bosques producen múltiples beneficios a los seres humanos. Los ecosistemas forestales, tanto naturales como establecidos por forestación o reforestación, cubren el 30,3% de la superficie del planeta (FAO, 2005) y constituyen uno de los más importantes proveedores de **servicios de ecosistemas**, fundamentales para sustentar la vida en la Tierra. Estos servicios han sido definidos como *“la variedad de condiciones y procesos de los ecosistemas (del bosque) y sus componentes que ayudan a mantener y satisfacer la vida humana”* (adaptado de Daily et al., 1997). Nasi et al., (2002) y MEA (2005) ofrecen una definición más utilitaria: *“el producto de las funciones de los ecosistemas que benefician a los seres humanos”* o *“los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas”*, respectivamente. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005) reconoce cuatro grupos de servicios: **provisión** (alimentos, madera y fibras); **regulación** (del clima, inundaciones, enfermedades y calidad del agua); **culturales** (valores espirituales, estéticos, recreación y educación), y de **apoyo** (formación de suelos, producción primaria y reciclaje de nutrientes).

En el último siglo, las actividades humanas han tenido impactos significativos en la estructura, composición y función de los ecosistemas naturales en tal forma que todos los ecosistemas del planeta han resultado alterados en mayor o menor medida (MEA, 2005). Desde el punto de vista de políticas públicas, una alternativa prometedora para minimizar este impacto lo constituye los pagos por servicios de los ecosistemas (PSE). Estos arreglos institucionales, correctamente diseñados y complementados con otras opciones de política, tienen el potencial de coadyuvar en el manejo sostenible de los ecosistemas. Al reconocer el valor económico que estos generan, este nuevo paradigma ofrece nuevas opciones para una silvicultura más sostenible en muchas partes del mundo.

Uno de los países pioneros en el desarrollo de esta herramienta es Costa Rica. El surgimiento de esta iniciativa consolida un proceso de fuerte intervención estatal en el sector forestal, el cual ha utilizado varios instrumentos económicos y mecanismos de gestión y control. La legislación de 1996 cambió el enfoque de promoción de plantaciones, manejo y conservación forestal, y estableció el sistema nacional de pago por servicios de ecosistemas (en la legislación costarricense se conoce como el Programa Nacional de Pagos por Servicios Ambientales), por medio del cual se otorga un reconocimiento financiero a los pequeños y medianos propietarios de terrenos con bosque o de aptitud forestal, con el fin de promover el mantenimiento y la recuperación de la cobertura forestal del país. La legislación reconoce que estas acciones generan beneficios para la sociedad, a saber: la conservación de la diversidad biológica, la protección de fuentes de agua, el almacenamiento y secuestro de carbono, y la belleza escénica. Hasta finales del 2006, más de 530.000 ha han sido adscritas a este esquema, 88% de las cuales están bajo protección, 5% en manejo de bosques naturales y 6% en plantaciones forestales (FONAFIFO, 2007) (**Tabla 1**).

Tabla 1. PSE pagado en Costa Rica por tipo de actividad forestal para contratos firmados en 2001 y 2006 (en US\$/ha/año)

	2001 (Campos et al., 2001)			2006 (FONAFIFO 2007)		
	Protección	Plantación	Manejo	Protección*	Plantación	Agroforestería
Total	221	565	344	320	816	1.30/arb.
Año 1	44.20	282.50	172	64	375.36	0.845
Año 2	44.20	113	68.80	64	48.96	0.26
Año 3	44.20	84.75	34.40	64	48.96	0.195
Año 4	44.20	56.50	34.40	64	48.96	
Año 5	44.20	28.25	34.40	64	Años 5- 10	
Período de compromiso	5	15	10	5**	15	**

* Un esquema similar existe para regeneración natural (bosque secundario) desde 2006 para un monto de US\$ 41 por año. ** Prorrogables por 5 años

Existen tres características claves que definen un PSE, a saber: el condicionamiento de los pagos, la relación contractual y la existencia de acuerdos voluntarios. La existencia de un pago condicionado a un conjunto de obligaciones por parte del productor en procurar la provisión de uno o varios servicios de ecosistemas es una característica que distingue al PSE de programas tradicionales de subsidios ambientales. Para dar credibilidad al cumplimiento de dichas obligaciones es necesario el establecimiento de un contrato de prestación de servicios de ecosistemas, el cual debe ser complementado por un programa adecuado de monitoreo y sanciones para casos de incumplimiento. Finalmente, a diferencia de los mecanismos de gestión y control, los productores que se someten al PSE lo hacen de manera voluntaria, atraídos por los incentivos que el programa otorga.

Pese a esta definición, en la práctica existen muchas variantes que hacen que cada esquema de PSE sea particular. Las diferencias incluyen el modelo de gestión (público, privado, mixto), el tipo de servicio de los ecosistemas (locales, globales), los objetivos buscados (conservación, transformación, metas sociales), los mecanismos de cobro (tarifas hídricas, impuestos específicos, contribuciones voluntarias) y los mecanismos de pago (monetarios, capacitación, otros no monetarios), por citar algunos elementos.

Ante la variabilidad de posibilidades descrita anteriormente y la complejidad de la intervención en algunos sitios, se vuelve imperativa la necesidad de contar con un marco metodológico integral y adaptativo de diseño e implementación de esquemas de PSE. Por esta razón, en el siguiente apartado se hace una propuesta en este sentido, la cual enfatiza en el desarrollo de una metodología que permita definir criterios técnicos precisos de cuánto cobrar y pagar por servicios de los ecosistemas, así como el modelo de gestión adecuado para hacer operativo el esquema. Esta propuesta, que se centra en los ecosistemas forestales, se basa en el análisis de la experiencia costarricense de administración de un esquema nacional de PSE, así como las lecciones aprendidas por parte de CATIE en el apoyo a esquemas locales de PSE en varios países de América Latina y la información de experiencias documentadas en diferentes países (entre otros, Landell-Mills y Porras, 2002; Pagiola et al., 2002; Rojas y Aylward, 2003; FAO, 2004).

Metodología de diseño e implementación adaptativa

La implementación efectiva y permanente de un esquema de PSE debe reflejar un proceso continuo y adaptativo, compuesto de varios eslabones, a saber,

- i.* diagnóstico y definición de objetivos
- ii.* estudio de condiciones habilitadoras
- iii.* diseño técnico del esquema
- iv.* implementación
- v.* evaluación (Campos *et al.*, 2006).

La **Figura 1** resume este proceso, el cual no necesariamente es secuencial, sino que debe enmarcarse dentro de un sistema de revisión y adaptación continua.

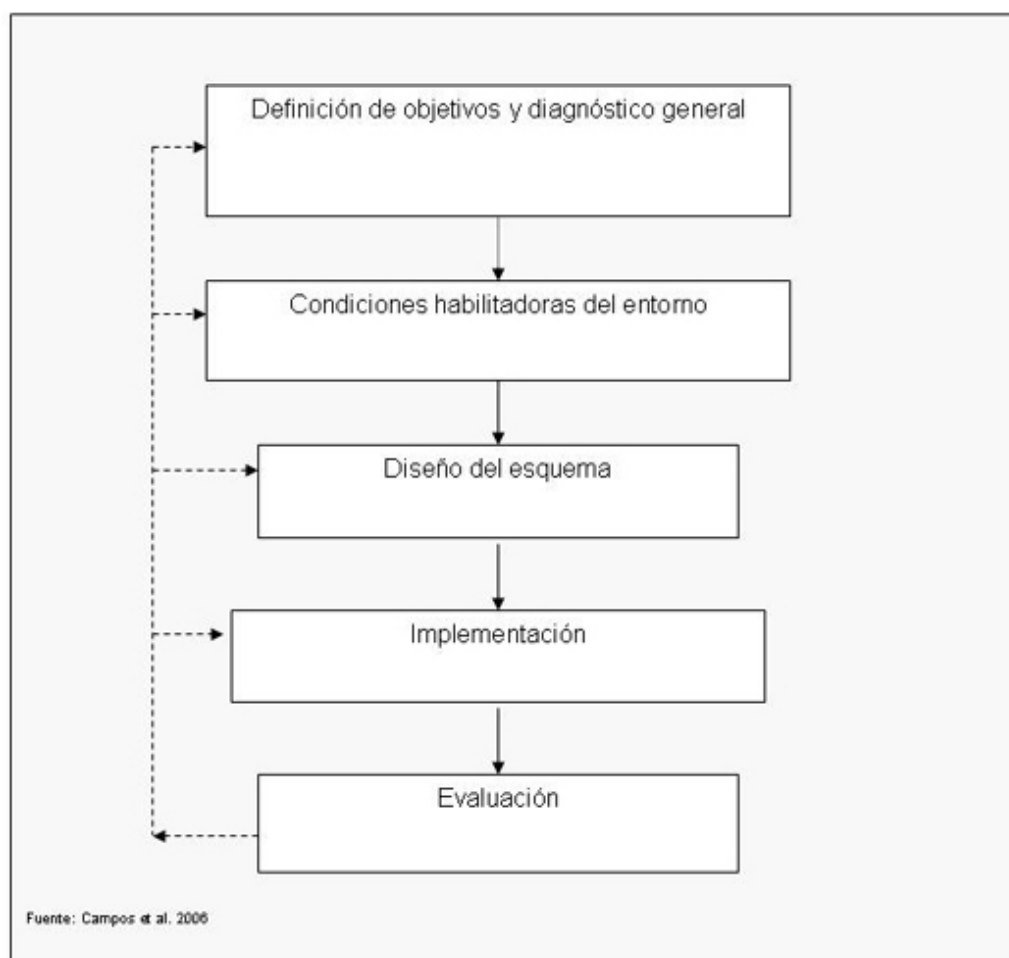


Figura 1. Proceso adaptativo de diseño e implementación de un PSE.

Las fases iniciales de este proceso adaptativo, es decir las fases de definición de objetivos y estudio de las condiciones habilitadoras del entorno, son fundamentales para establecer las razones por las cuales se desea desarrollar un programa de este tipo. El PSE no es la única opción de política disponible para mejorar o conservar los servicios de los ecosistemas, ni tampoco es una herramienta que puede funcionar en todos los contextos. La experiencia reciente demuestra que los objetivos buscados pueden ir desde la conservación de espacios naturales hasta la transformación de paisajes agrícolas y ganaderos, e incluso, algunos esquemas como el costarricense son más ambiciosos y buscan paralelamente el alcance de metas sociales. Por otro lado, es fundamental evaluar el entorno con el fin de establecer si existen condiciones que puedan facilitar el surgimiento y la permanencia de un esquema de PSE. Algunas de estas condiciones son: i) la existencia de un entorno legal apropiado que facilite, o que al menos no impida, el desarrollo de la iniciativa; ii) la ausencia de políticas públicas que generen incentivos contrarios; iii) la seguridad en la tenencia de la tierra; iv) la disponibilidad de información relevante; v) la capacidad de gestión y negociación.

Una vez realizado este análisis preliminar se deben dedicar esfuerzos al diseño específico de los mecanismos de cobro y pago así como del marco operativo. Es en este eslabón del proceso donde la necesidad de criterios técnicos se hace más evidente, sin embargo, el grado técnico necesario para esta fase de diseño se tiene que dimensionar a la luz de la precisión deseada, el presupuesto y la información disponible. Debería ser claro que esta fase es dinámica y que estimaciones iniciales relativamente modestas se pueden ir mejorando en el tiempo.

En este artículo daremos énfasis al análisis de los componentes de esta fase de diseño técnico, sin embargo, antes de pasar al detalle de estos y con fin de cerrar con la explicación general de nuestra propuesta de diseño adaptativo (**Fig. 1**), conviene señalar que la implementación efectiva o puesta en marcha del esquema es generalmente progresiva, en función del alcance de las metas y la escala propuesta. El hecho de que este proceso sea gradual no es necesariamente un aspecto negativo; más bien en muchos casos es una estrategia para empezar a dar pasos modestos pero seguros en la generación de credibilidad y creación de capacidades de gestión.

El enfoque integral debe incluir un componente de evaluación del avance de los procesos de gestión, alcance de las metas propuestas y manejo de los recursos financieros. La evaluación es, por lo tanto, un proceso permanente de revisión de procesos y resultados que permita identificar los principales obstáculos y oportunidades para el alcance de las metas, las cuales podrían ser reformuladas de acuerdo con los hallazgos y la búsqueda de objetivos más ambiciosos. Esta evaluación también permitiría incluir dentro del esquema nueva información biofísica y de características generales del entorno, de tal manera que se puedan mejorar aspectos específicos del diseño. Esta retroalimentación debe incidir de forma directa en la eficacia para el alcance de las metas propuestas y en la asignación de los recursos a sitios donde la rentabilidad social de la inversión sea mayor.

Luego de la explicación general de la propuesta, a continuación presentamos de forma más explícita los componentes de la fase de diseño.

Componente biofísico

La base de un sistema de PSE es una función dosis-respuesta que relacione el uso y el manejo de la tierra con la provisión de SE. Las funciones ecosistémicas son fenómenos complejos que dificultan el establecimiento de una función de dosis-respuesta precisa. Por esta razón, cualquier esfuerzo por establecer un esquema de PSE debe aceptar esta incertidumbre y adoptar un enfoque precautorio en la mayoría de casos, sin embargo, esto no justifica que se reduzcan esfuerzos en la generación de información necesaria para mejorar nuestro conocimiento sobre las relaciones causa-efecto en el manejo de los ecosistemas.

La definición de esta función supone un proceso implícito de selección de áreas prioritarias de intervención que ayude a mejorar la efectividad de las acciones. Para esto proponemos la construcción de un índice de usos del suelo (IU). El municipio de Copán Ruinas, Honduras, sirve como sitio de estudio para la validación de un índice de usos del suelo construido con base en un listado de 15 usos de la tierra clasificados con base en un criterio de ordinalidad, según los atributos que se supone poseen para la mejorar provisión de agua para consumo humano (Servicio Ecosistémico Hídrico, SEH) (Retamal *et al.*, 2007). El ordenamiento propuesto en el IU asigna un puntaje específico a cada uso del suelo el cual va de 0, para usos del suelo que se presume tienen escasos atributos para la provisión SEH, hasta 1, donde se sugiere que la contribución es máxima. La combinación del IU y los costos asociados a cada uso del suelo permite definir un sistema de pagos donde la lógica es que los incentivos ofrecidos para mantener o mejorar los atributos de un uso del suelo particular están asociados positivamente con la magnitud de los costos involucrados y con los atributos para la generación de SEH. Los pagos totales a un productor dependerán de la composición de su finca y sus deseos de implementar mejoras. Las validaciones de este sistema de pagos realizadas con productores ubicados en las zonas prioritarias de protección en Copán muestran resultados preliminares promisorios. Los productores entienden que, dependiendo de los usos del suelo que posean y las inversiones que realicen, así serán los pagos recibidos.

Componente de costos

La medición de los costos de la "dosis" es fundamental para determinar la escala temporal y espacial del esquema de PSE. Esta información constituye el límite técnico inferior del monto a pagar a los oferentes de SE. Desde este punto de vista, no debería pagarse por debajo de este monto porque el productor ni siquiera podría cubrir los costos de ofrecer SE a la sociedad. Desde el punto de vista de autosostenibilidad financiera del esquema, el monto total a pagar a los productores más los costos de administración general deberían ser al menos iguales a las contribuciones que realicen los beneficiarios de los SE. En caso contrario, se deberían buscar fuentes externas de financiamiento para apoyar el esquema.

La experiencia de trabajo nos permite identificar tres tipos de situaciones típicas en el momento de definir los costos de implementar un esquema de PSE:

- Casos donde las buenas prácticas de manejo del suelo no afectan o incluso mejoran la rentabilidad privada de la tierra (curvas de nivel, trampas de agua, muros de piedra, etc). Dado que la rentabilidad privada del dueño de la tierra no se ve afectada o incluso mejora con la implementación de prácticas de manejo, los montos a pagar podrían fijarse lo más bajo posible sin afectar, presumiblemente, la voluntad del productor de participar del programa.
- Casos donde se afecta negativamente la rentabilidad privada en los primeros años y luego la mejora (sistemas silvopastoriles y agroforestales, etc.). Estas situaciones son similares al caso anterior pero requieren que al productor se le pague la pérdida de rentabilidad estimada para los primeros años y hasta que los sistemas de producción rindan beneficios privados.
- Casos donde se afecta negativamente la rentabilidad de manera permanente (conservación, regeneración natural, etc.). Sin lugar a dudas este caso resulta ser el más costoso ya que el pago debe compensar la caída en la rentabilidad, siempre y cuando el dueño de la tierra mantenga las buenas prácticas. Esto ocurre, por ejemplo, cuando se proponga evitar el cambio del uso del bosque. Los costos pueden llegar a ser prohibitivos cuando se trata de áreas aptas para la producción altamente rentable como por ejemplo banano, piña, soya y más recientemente la caña de azúcar como fuente de biomasa para bio-combustible.

Componente de la demanda

La existencia de una demanda efectiva es fundamental para determinar la sostenibilidad financiera de un esquema de PSE. Sólo cuando se haya asegurado los fondos, se puede pensar en la determinación final de la escala temporal y espacial de intervención. Por lo tanto, esta escala está definida por condiciones biofísicas y de disponibilidad de recursos financieros. Las estimaciones de demanda constituyen el límite superior de cualquier esquema de cobro propuesto, ya que por encima de ese punto los beneficios sociales netos de la implementación serían negativos. La experiencia demuestra que la sostenibilidad financiera depende en gran medida de un esfuerzo continuo de gestión para encontrar nuevas formas de ingreso, preferiblemente permanentes.

Componente operativo

El organismo regulador interesado en usar el esquema de PSE tendrá que determinar la escala y el esquema de cobro y pago más apropiados. Los fondos disponibles pagados por los beneficiarios deberían ser mayores que lo realmente pagado a los proveedores; la diferencia debería emplearse para cubrir los costos de transacción, lo cual incluye costos operativos y administrativos, así como los costos asociados al monitoreo de las fincas. Es claro entonces que la reducción de este último conjunto de costos es una condición necesaria para maximizar la transferencia efectiva entre proveedores y demandantes.

La construcción del esquema de pago más apropiado exige un análisis cuidadoso de las condiciones locales y el marco legal. En especial, debemos evitar la creación de incentivos perversos y tratar que el pago se otorgue a partir de una línea base (para evitar que el productor tale el bosque esperando recibir luego un pago mayor) y de forma permanente en la medida en que el servicio siga siendo ofreciendo (Pagiola, 2001; Nasi *et al.*, 2002; FAO, 2004).

Conclusiones

En este artículo hemos analizado el uso de esquemas de PSE como un instrumento de mercado apropiado para lograr el uso y manejo sostenible de los ecosistemas, dada su importante contribución al bienestar humano. Este es un nuevo paradigma que trata de orientar la toma de decisiones sobre el uso de los bosques con base en los beneficios económicos que estos proveen a la sociedad, en lugar de enfocarse en los problemas resultantes de su manejo inapropiado. El desarrollo de este tipo de arreglo institucional refleja en sí mismo un cambio de mentalidad respecto a la manera de gestionar los ecosistemas y paralelamente, representa un proceso social de interacciones repetidas donde la construcción de credibilidad y capacidades locales debe ir de la mano de la búsqueda de financiamiento para las inversiones de campo requeridas.

Los esquemas de PSE son una alternativa a largo plazo para apoyar el objetivo general del desarrollo sostenible y la sostenibilidad financiera de las acciones involucradas. La flexibilidad y la capacidad de aprendizaje son fundamentales para alcanzar estos objetivos. La efectividad general dependerá de la aplicación de un enfoque sistémico que incluye una valoración cuidadosa de las condiciones sociales, económicas e institucionales bajo las cuales se aplicarán estos mecanismos y la voluntad de usar la mejor información científica.

Referencias

- Campos, J.J., Finegan, B., Villalobos, R. 2001. Manejo diversificado del bosque: aprovechamiento de bienes y servicios de la biodiversidad del bosque neotropical. *Revista Forestal Centroamericana* 36: 6–13.
- Campos Arce, J.J., Alpizar, F., Louman, B., Parrotta, J., Madrigal, R. 2006. Artículo 6: *Enfoque integral para esquemas de pago por servicios ecosistémicos forestales*. Cuaderno entregado durante IUFROLAT II, La Serena , Chile, Oct 2006.
- Daily, G.C., Alexander, S., Ehrlich, P.R., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P.A., Mooney, H.A., Postel, S., Schneider, S.H., Tilman, D., Woodwell, G.M. 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human society by natural ecosystems. *Issues in Ecology* 2. Ecological Society of , Washington D.C. 18 p.
- FAO 2004. Payment schemes for environmental services in watersheds. *Land and Water Discussion Paper* no. 3. Rome, . 95 p.
- FAO 2005. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. *FAO Forestry Paper* 147. Rome, . 181 p. Disponible en <http://www.fao.org/forestry>. [Consultado 30 Agosto 2006].
- FONAFIFO (Fondo Nacional de Financiamiento Forestal) 2007. Pago por Servicios Ambientales. http://www.fonafifo.com/paginas_espanol/servicios_ambientales/sa_estadisticas.htm (consultado el 10 septiembre 2007).
- Landell-Mills, N., Porras, I. 2002. *Silver Bullet or Fool's Gold: A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and their Impact on the Poor*. Instruments for sustainable private sector forestry series. IIED, London, . 246 p.
- MA (Millenium Ecosystem Assessment) 2005. *Our human planet: summary for decision makers*. Island Press, Washington D.C. 109 p.
- Nasi, R., Wunder, S., Campos J.J. 2002. *Forest Ecosystem Services: Can they pay our way out of deforestation?* Documento para discusión preparado a solicitud del GEF para la Mesa Redonda Forestal realizada durante el II Foro de Bosques de Naciones Unidas, 11 de marzo de 2002, New York.
- Pagiola, S., 2001. *Payments for Environmental Services*. Environmental Department, The World Bank, Washington D.C.
- Pagiola, S., Landell-Mills, N., Bishop, J. 2002. Market-based mechanisms for conservation and development. En: Pagiola, S., Landell-Mills, N. y Bishop, J. (eds.). *Selling Forest Environmental Services: Market-based mechanisms for conservation and development*. Earthscan Publications Ltd., London, . 299 p.
- Retamal, R., Madrigal, R., Alpizar, F., Jiménez, F. 2007. *Oferta de servicios ecosistémicos hídricos en el municipio de Copán Ruinas: ¿dónde se generan? ¿cómo protegerlos? ¿cuánto pagar por la protección?* Programa FOCUENCAS II-CATIE, Turrialba, Costa Rica. 40 p.
- Rojas, M., Aylward, B. 2003. *What are we learning from experiences with markets for environmental services in ? A review and critique of the literature*. International Institute for Environment and Development, London.

Componentes del valor del paisaje mediterráneo y el flujo de servicios de los ecosistemas

A. Gómez Sal

Dpto. Interuniversitario de Ecología. Sección de Alcalá. Edificio de Ciencias. Universidad de Alcalá. E-28871, Alcalá de Henares, España.

Componentes del valor del paisaje mediterráneo y el flujo de servicios de los ecosistemas. La variabilidad del clima mediterráneo, unida a la complejidad del territorio y la historia de los usos del suelo, nos permite considerar los distintos tipos de paisajes como respuesta a las condiciones de un medio fluctuante, en ocasiones marcadamente impredecible. Una vez documentados los aspectos citados para la península ibérica, el trabajo analiza el flujo de servicios de los ecosistemas, considerándolo como dependiente de la correcta relación entre (1) el agroecosistema, evaluable por su integridad y salud, (2) el sistema de producción, según coherencia ecológica y sostenibilidad, y (3) el sistema económico, de acuerdo con su viabilidad. A partir de ejemplos de valoración multicriterio realizados para distintos tipos de paisajes españoles actuales, se discuten sus distintas funciones y los servicios que aportan. Su futuro se visualiza con la perspectiva de la Política Agrícola Comunitaria, en concreto a partir de la demanda de multifuncionalidad y la protección de paisajes culturales. Por último se propone la necesidad incluir los agroecosistemas y paisajes valiosos en los planteamientos territoriales de conservación de la naturaleza.

Palabras clave: Paisajes mediterráneos, agroecosistemas, servicios ecosistémicos, evaluación multicriterio, multifuncionalidad, sostenibilidad ecológica, resiliencia.

The components of the Mediterranean landscape value and the flow of ecosystem services. The variability of the Mediterranean climate, the land complexity and the history of land uses, allows us to consider the different landscapes as an adaptation to a fluctuating environment, which is in many instances markedly unpredictable. Once the previous questions are documented, the flow of ecosystem services is analyzed. Services flow is regarded as a result coming from the right connections between (1) the agroecosystem, valuable by its integrity and health, (2) the production system, according to its ecological coherence and sustainability, and (3) the economic viability and profitability. Starting from a comprehensive evaluation of different present-day Spanish landscapes, the functions and services that they supply are discussed. The future of these landscapes is visualized from the perspective of the Common Agricultural Policy, focussing on functionality and protection of cultural landscapes. Finally, we emphasize the need to include agroecosystems and valuable landscapes in land management schemes derived from the application of conservation policies.

Key words: Mediterranean landscapes, agroecosystems, ecosystem services, comprehensive evaluation, multifunctionality, ecological sustainability, resilience

La naturaleza de los ecosistemas mediterráneos

La existencia de un verano seco en el ámbito de latitudes medias es el rasgo característico del singular tipo de clima que define los ecosistemas mediterráneos. Cualquier otra condición secundaria puede variar, razón por la que existe un amplio muestrario de subtipos climáticos dentro del contexto mediterráneo. También variarán, en consecuencia, tanto su respuesta a perturbaciones (resiliencia) como el flujo de servicios que estos ecosistemas son capaces de suministrar.

A pesar de formar parte por su distribución zonal del grupo de climas templados, se trata en realidad de un clima de transición, ubicado entre dos grandes sistemas climáticos que se caracterizan, respectivamente, por la secuencia de frentes ciclónicos (latitudes medias) y la dinámica convectiva (subtropical). Durante la mayor parte del año responde claramente al ritmo de las zonas templadas –los frentes le proporcionan prácticamente la totalidad de la lluvia–, en verano por el contrario se torna subtropical al quedar abarcado por el desplazamiento estacional de los anticiclones. Por su situación latitudinal, el clima

mediterráneo es bimodal en cuanto a la distribución de la lluvia y en ello radica su principal diferencia con los climas subtropicales. Presenta un acusado mínimo estival limitado por dos máximos relativos de importancia y regularidad muy variable.

Su situación en el área de contacto y fricción entre dos esquemas de dinámica atmosférica muy diferentes, es la principal causa de la notable exposición y fragilidad de los ecosistemas mediterráneos respecto a los cambios en las condiciones que regulan su funcionamiento. Los tipos de ecosistemas que encontraremos en este ámbito estarán definidos esencialmente por las condiciones climáticas pero también por el relieve y la historia de los usos del suelo.

Limitándonos a la Península Ibérica, el cruce entre los dos primeros factores (clima y relieve) puede servirnos para comentar el origen y significado adaptativo de los principales tipos de paisaje y analizar el papel que éstos cumplen en la actualidad respecto a la aportación de servicios para el bienestar humano. Las tierras que rodean al mar mediterráneo suelen ser montañosas, poseen relieves accidentados junto a la costa o cerca de ésta, separados por llanuras costeras. En el interior de la península, junto con las montañas, dominan tierras altas y terrenos sedimentarios, surcados ambos por sistemas fluviales moldeados por la alternancia de las fases erosivas o sedimentarias del cuaternario. Estas circunstancias dan lugar a un repertorio de condiciones organizadas a distintas escalas que dependen básicamente de la altitud, el grado de influencia oceánica, la orientación –juego de solanas y umbrías- y la pendiente como expresión de la importancia de las dinámicas de transferencia de agua y materiales. Los suelos responden con notables diferencias de fertilidad y capacidad de retención hídrica, debido también a la alta diversidad de tipos de roca.

En la Península Ibérica las mayores diferencias entre los subtipos de clima mediterráneo, provienen por una parte del valor medio de la precipitación anual –determina la duración y rigor del verano, la aleatoriedad interanual de la lluvia es mayor cuanto menor es la media anual de precipitación (Le Houerou, 1992)- y por otra de la duración del periodo con probabilidad de heladas, es decir de su carácter más o menos continental. Los subtipos continentales, con invierno largo y con frecuencia poco lluvioso, son muy característicos de la península ibérica y apenas se encuentran en la periferia del mar Mediterráneo (Gómez Sal, 2000). Las variedades más húmedas dentro de este esquema son las más expuestas a la influencia, bastante regular y predecible, de los frentes atlánticos, tanto los de invierno o primavera temprana (vientos ábregos en el cuadrante sudoeste), como los de primavera avanzada (ponientes, cierzos, etc., más frecuentes en la mitad norte). Las modalidades más secas, en general alejadas o aisladas por la orografía del influjo oceánico, muestran un claro incremento de la aleatoriedad interanual de la lluvia. Precisamente la falta de un entendimiento adecuado del carácter aleatorio o impredecible del clima y el consecuente ajuste al mismo de los sistemas de uso de recursos, es una de las causas que en España ha provocado mayores efectos de degradación, por ejemplo el notable sobrepastoreo y erosión del suelo en el valle del Ebro o el sudeste.

Considerando el contexto geofísico, la regulación ambiental de la productividad primaria, de la que derivan muchas propiedades importantes de los ecosistemas, se ajusta a las diferentes situaciones, haciendo corresponder su ritmo estacional e interanual con el grado de coincidencia temporal de los factores necesarios para la producción. Según sea el factor del que se carece (agua, luz, temperatura, nutrientes, estructura del suelo, índice foliar) existirían muchas opciones para anular la productividad, pero una sola –la coincidencia temporal más o menos prolongada del conjunto del factores- es la que facilita o dispara la producción primaria. Partiendo de este esquema podemos interpretar la tercera de las condiciones mencionadas para entender la variabilidad de los ecosistemas mediterráneos –los usos del suelo- en función de las transformaciones realizadas por los humanos para propiciar y extender las condiciones de productividad favorables y garantizar su subsistencia en épocas críticas mediante el acopio y almacenamiento de víveres.

Las anteriores características nos permiten entender los ecosistemas mediterráneos como paradigma de respuestas adaptativas (numerosos subtipos climáticos; notable complejidad geofísica, prolongada historia de usos, alta agrobiodiversidad). A partir de este esquema el trabajo interpreta los paisajes agrarios del mediterráneo ibérico de acuerdo con su contexto ambiental. Así los servicios de los agroecosistemas se analizarán a continuación teniendo en cuenta sus características de resiliencia y coherencia ecológica, dependientes ambas del legado de conocimientos empíricos sobre los recursos. Para estimar la calidad y variedad del flujo de servicios, se plantea posteriormente la aplicación a los paisajes mediterráneos ibéricos de un modelo de evaluación multicriterio, que valora en especial el correcto engranaje entre las dimensiones evaluativas relevantes para la producción agraria y los conflictos o compromisos que aparecen entre las mismas.

Finalmente, los resultados permiten comparar una selección de paisajes y analizar su futuro, considerando el dilema entre multifuncionalidad o especialización, su extensión e importancia estratégica en el territorio y el respaldo de las políticas agrarias europeas.

Construcción del paisaje agrario

Los paisajes agrarios más antiguos pueden entenderse como un resultado de la integración creativa de los grupos humanos en distintos tipos de ecosistemas, modificando su estructura y controlando procesos funcionales con el fin de asegurarse el suministro de recursos. A través de la selección de pautas de aprovechamiento acertadas y de la eliminación de errores, la gestión agraria tradicional fue perfeccionando su ajuste al medio.

Debido a la escasa disponibilidad de energía y la limitada capacidad de transporte para el intercambio de productos, la adaptación cultural y tecnológica al entorno se llevó a cabo en un contexto austero, con recursos muy limitados. En dichas condiciones la sostenibilidad de los usos era opción obligada para cualquier sociedad con intención de futuro. Fue preciso seleccionar componentes y conseguir configuraciones, que aportasen estabilidad, conservando así la capacidad de los recursos para soportar la explotación y seguir produciendo. También fue preciso afianzar la funcionalidad de algunos procesos ecológicos de los que dependía la viabilidad y persistencia del agroecosistema.

Precisamente la abundancia y disposición en el paisaje de componentes estructurales de baja tasa de renovación propiciados por la acción humana, es consecuencia de una voluntad antigua de mantener elementos que facilitasen la persistencia del conjunto, ganando al mismo tiempo eficacia en su utilización. Representan apoyos para asegurar un plan de producción coherente con las posibilidades que la naturaleza ofrece. Podríamos decir que la humanización de los ecosistemas incorporaba el objetivo de sostenibilidad en su acepción más exigente, la que se conoce como sostenibilidad fuerte o ecológica (Daly y Cobb, 1994); es decir, modificando la configuración de los ecosistemas pero sin comprometer su integridad básica y, por tanto, su capacidad para seguir suministrando servicios para el bienestar humano de forma continua. A pesar de ello, en muchas ocasiones, y debido a los numerosos factores que intervienen en un proceso que se desarrolla durante periodos de tiempo muy dilatados, el resultado ha sido de degradación y colapso ambiental (Diamond, 2006).

Como componentes característicos de los sistemas tradicionales en el mediterráneo ibérico podemos señalar la trilogía de paisajes con arbolado disperso, la huerta y los cultivos de secano, todo ello combinado con la importancia esencial de ganadería extensiva y su papel de regulación y enlace (Gómez Sal, 2001a y 2006). A ello hay que añadir el manejo de una alta diversidad (de especies, hábitats y paisajes) y la función de amortiguación y reserva que constituye el monte -caza, leña, pastizales, cultivos itinerantes, recursos que se movilizan en épocas críticas- con frecuencia de propiedad o gestión comunales.

Comentaremos sucintamente los rasgos de estos componentes cuya importancia relativa varía según los tipos de paisajes:

El origen de los *silvopastorales* arbolados está, por una parte, relacionado con la utilización ancestral de los frutos de las quercíneas para la alimentación humana y animal y por tanto la selección de estirpes semidomésticas más productivas que se realizó desde la antigüedad. Por otra, en el acotado de grandes fincas -individuales o comunales- que eran preservadas para uso ganadero. Otros *retículos leñosos* constituidos por especies frutales como el olivo, el algarrobo, la higuera, el almendro, se presentan con distinto grado de intensificación (González Bernáldez, 1995; Gómez Sal, 1997; De Miguel y Gómez Sal, 2002). En el esquema se incorporan también especies freatófitas como la vid o las palmeras (que concentran su producción en los meses de verano. Algunas dehesas han sido sistemas de uso múltiple, combinando cultivos agrícolas de ciclo largo con productos ganaderos y forestales. Las de alcornoque, resultan especialmente rentables al complementar las producciones forestales (leña, corcho) la n ganadería de calidad.

El cultivo de los secanos, con *cereales de invierno* -cebada, trigo, centeno- arraiga en los altiplanos fríos del país. En la actualidad estos paisajes gozan de notable interés de conservación por su fauna y flora esteparia, si bien la eliminación de muchos elementos naturales -pastizales majadeados en zona de vega, franjas y ribazos entre cultivos, matorral de laderas, líneas de árboles, majanos y bosquetes-, como consecuencia de la concentración agraria, la ausencia de rotación con leguminosas y, en muchos casos, del barbecho y el pastoreo de rastrojera, los sitúa en una situación de amenaza (plagas, carencia de materia orgánica, exceso de pesticidas y abonos químicos), y de difícil viabilidad por simplificación excesiva.

El *regadío tradicional* mantuvo elaborados sistemas de terrazas y canales de riego. Desde épocas remotas se extienden por zonas de relieve abrupto, y representan la voluntad de ampliar la extensión del suelo fértil y condiciones favorables para la productividad. En las vegas y zonas llanas próximas a los ríos, se realizaron obras para el aprovechamiento del agua; entre otras, drenajes, acequias y distintos sistemas de regadío, pozos, norias, estanques, para cultivos de huerta. En zonas de relieve más ondulado, o en las montañas, se implantó una densa infraestructura para conservación del suelo con destacado efecto en el paisaje (laderas aterrazadas con pared de piedra, bancales, rectificación de pendientes).

Importancia esencial de la ganadería extensiva. La ganadería extensiva canaliza un importante flujo de fertilidad hacia los suelos agrícolas más necesitados, siendo el método más eficaz para concentrar una producción vegetal escasa en el secano y muy dispersa en el territorio.

- El aprovechamiento coordinado de zonas con máximos de producción vegetal complementarios en el tiempo, enlaza territorios a veces muy distantes. Por ejemplo el área de máximos de productividad en invierno (SW de España) se complementaba mediante desplazamientos trashumantes con los pastos (puertos del área continental, montaña mediterránea) productivos en verano. Del mismo modo que la sabana implica migraciones de grandes herbívoros en épocas secas, la trashumancia -masiva, muy generalizada, apoyada en el pasado por rentabilidad de sus productos y el ajuste a las características del territorio- permitía evitar los periodos críticos en cada zona y aprovechar los recursos en su mejor condición. En España ha dejado como herencia una densa red de vías pecuarias y varios tipos de pastizales asociados, cuya composición óptima depende del mantenimiento de altas cargas temporales de ganado (Gómez Sal y Lorente, 2004, Herzog *et al.*, 2005).
- A una escala territorial mas detallada, el mosaico de comunidades con pautas diferentes de productividad, es la base de los sistemas complejos de pastoreo itinerante. Los recursos se aprovechan de forma secuencial, según se presentan a lo largo del tiempo. En la oferta entran las distintas opciones de solana/umbría dentro del término –las primeras con producción más temprana, rastrojos, majadales húmedos, bosquetes y silvopastorales de distinto tipo (retamares, fresnedas, tallares de rebollo, castañares, etc). El careo diario del rebaño, con regreso a un punto central, a veces también móvil, permite conjugar el aprovechamiento de estos distintos tipos de recursos según su abundancia y las necesidades de alimentación del rebaño (Castro *et al.*, 2004).
- La diversidad de razas de ganado, es una respuesta y un reflejo de la variedad de ambientes. La especialización de muchas de ellas en el consumo activo del matorral indica la importancia de mantener los procesos de herbivoría, eliminando combustible y disminuyendo el riesgo de incendio. En los montes vecinales bien gestionados destaca la cobertura de leguminosas arbustivas, muy ramoneadas y céspedes bien establecidos, en contraste con otros tipos leñosos apenas consumidos (cistáceas, ericáceas) que predominan cuando el abandono desata la dinámica de fuegos periódicos.

La complejidad del territorio ha sido un factor favorable para la supervivencia y viabilidad de las poblaciones humanas. Esta diversidad de motivo en el paisaje, estimuló la especialización y el intercambio de productos y ha actuado como un factor de equilibrio. En relación con ello, los sistemas tradicionales manejaron un alta agrobiodiversidad, procedente de la superposición de influencias culturales en la península. Desde épocas bastante tempranas se contó con las plantas y animales procedentes de los centros de domesticación euroasiáticos –también algunas africanas- bien conectados con la península (Diamond, 1997). Las plantas americanas, se incorporan en los agroecosistemas ibéricos, como apoyo importante para el suministro de carbohidratos y el incremento de la variedad de productos en la huerta.

Otra característica destacada es la existencia de numerosos ejemplos de administración cuidadosa de los recursos: regulación del uso del agua en las zonas de regadío acendrado, restitución al suelo de la fertilidad mediante regulación del pastoreo y el barbecho de forma alternativa en distintos pagos de un término, el acarreo de materia orgánica de muy distinta procedencia desde la periferia -monte, hojas, paja, helechos, restos de podas y huertas- hacia las parcelas más cuidadas y fértiles. En relación con lo anterior son frecuentes los ejemplos de propiedad comunal o de regulación comunal de los usos, especialmente en las zonas del mediterráneo más continental, hacia el centro-noroeste ibérico.

Debido a su singularidad respecto al entorno, las montañas de cierta altitud en el mediterráneo presentan características que las asemejan a ecosistemas isla. En general son territorios muy habitados que han actuado como refugio en épocas de crisis, manteniendo poblaciones y usos especiales: con frecuencia formas de manejo y cultivos más arcaicos aunque también en ocasiones, en especial en zonas de frontera, han actuado como cauce para incorporación y proyección de influencias externas. Podemos encontrar en ellas paisajes cuyo sentido original se encuentra en una economía de policultivo o uso múltiple de la tierra, practicado con objetivo de autoabastecimiento. Si bien estos paisajes están más representados en la montaña atlántica, aparecen también en los ambientes de transición manejando amplia diversidad de parcelas, con usos muy definidos, variedades de plantas cultivadas, especies y razas de ganado.

Servicios de los agroecosistemas

El principal efecto del cambio global sobre el bienestar de la población humana puede concretarse en la alteración de la funcionalidad de los ecosistemas, lo que incluye deforestación, pérdida de biodiversidad, degradación de los suelos y desertización. Otra causa de perturbación importante son los cambios en la ocupación del territorio, referido a veces como cambios en los usos del suelo. El primer aspecto conduce a una pérdida de integridad de los ecosistemas y, por tanto, de capacidad de resiliencia y autonomía.

El concepto de **integridad ecológica** se asocia con la capacidad de mantener un sistema equilibrado e integrado, con una composición de especies y organización funcional comparable con los sistemas naturales (Karr, 2000). Es decir, de mantener

condiciones casi naturales de productividad, biodiversidad, suelos y agua (Forman, 1995). El problema se plantea a nivel práctico: Si la integridad no equivale a naturalidad, ¿qué nivel de influencia humana inicia la degradación del ecosistema? Precisamente las ideas sobre integridad ecológica derivan de la necesidad de determinar los umbrales mínimos para soportar los usos.

La integridad reflejaría el grado en que se mantienen los **procesos ecológicos básicos** (relacionados con el ciclo del agua, la recuperación de la fertilidad a través de los elementos nutrientes y el suelo estructurado, la generación y preservación de biodiversidad -especies y hábitats-, la capacidad del sistema para afrontar estreses ambientales). De acuerdo con Westra (1995), precisar la integridad ecológica no es fácil porque maneja como referente una condición original, una naturalidad básica. Un ecosistema posee integridad total cuando es natural, es decir libre, en lo posible, de intervenciones.

En el referido nivel de exigencia, reside la principal diferencia entre integridad y el concepto de **salud ecosistémica**, condición que por ser más compatible con insumos y manejo, puede aplicarse con mayor facilidad a ecosistemas intervenidos. De acuerdo con Karr (2000) un ecosistema saludable es aquel que provee un continuo flujo de servicios y mantiene la capacidad de responder a futuras necesidades. Términos como el de **salud**, nos describen ideas relacionadas con la ausencia de contaminantes y la defensa de componentes esenciales y procesos limpios. El concepto lleva también asociada una consideración ética de la conservación; lo que la sociedad considera admisible imponer a la naturaleza (al paisaje, los ecosistemas, las especies y poblaciones biológicas) y como resultante, la decisión sobre el tipo y calidad de naturaleza con el que queremos convivir. Ello es, en cierta medida, independiente del nivel de simplificación y control que se adopte. De hecho, la menor complejidad ecológica que requiere la agricultura, no tiene porqué implicar el uso de contaminantes, de transgénicos, reforestaciones uniformes y paisajes ruinosos, ríos canalizados y sucios.

La **coherencia ecológica** nos sitúa en la interacción entre dos importantes dimensiones valorativas de los agroecosistemas, la ecológica y la de producción (Gómez Sal, 2001b; Gómez Sal *et al.*, 2003). Está referida al uso de los recursos naturales en función de la aptitud de los ecosistemas para soportarlos (Gligo, 1990; Vélez, 2004; Vélez y Gómez Sal, 2007). La coherencia nos indica los usos que pueden ser realizados sin causar degradación. En muchos casos la falta de coherencia – y la afectación a la salud de los agroecosistemas- no procede de la ausencia de conocimientos por parte de los usuarios sino más bien de opciones políticas y de precios, provenientes de instancias de decisión muy alejadas del ecosistema. Buscar la coherencia de los sistemas de producción significa encontrar el “plan que la naturaleza ha establecido” para cada territorio o paisaje. En este empeño, los agroecosistemas tradicionales del mediterráneo ibérico, representan una importante fuente de información, precisamente por su coherencia y resiliencia: el ajuste de los usos a la complejidad de condiciones y el aprovechamiento plural de las mismas, les proporciona su capacidad de respuesta frente a perturbaciones.

Si consideramos los tipos de servicios que propone la Evaluación de Ecosistemas del Milenio -MA, 2005), podemos constatar para los agroecosistemas mediterráneos, la importancia de los servicios de apoyo (recuperación de la fertilidad, nutrientes, materia orgánica, suelo funcional, producción primaria, herbivoría), de regulación (biodiversidad, ciclo del agua, control de la erosión, resiliencia -amortiguación del estrés ambiental y la degradación), de aprovisionamiento (alimento, combustible, agua dulce, etc.) y culturales (conocimientos sobre los recursos, estética, espirituales, educación, recreativos).

Capital natural, flujo de servicios y componentes del valor del paisaje

El flujo de servicios depende del adecuado ajuste entre el sistema de producción y el ecosistema, es decir, de la coherencia del sistema de producción.

En trabajos anteriores (Gómez Sal, 2001b, 2004), hemos analizado las distintas dimensiones que confluyen para asignar valor a los sistemas de uso de recursos, proponiendo un modelo, basado en la consideración conjunta de las mismas para estimar el avance hacia la sostenibilidad. Las características del modelo son en esencia las siguientes:

(a) Se plantean seis dimensiones que, por presentar un grado notable de independencia –probada por la escasa correlación estadística entre los mismos y por las magnitudes y objetivos que manejan, ver **Tabla 1**, pueden representarse como ejes conceptualmente ortogonales. Se trata de las dimensiones ecológica, productiva, económica, social, cultural y ética, si bien esta última no está incluida en el ejemplo que exponemos en este trabajo. Cada una de ellas se estima mediante sus propio juego de indicadores; procedimientos multivariantes o la adición ponderada de los indicadores permiten expresar el valor de cada en términos relativos respecto a su máximo. Se trata, por tanto, de un enfoque multicriterio, diferente de los análisis coste-beneficio más habituales en las valoraciones económicas, en las que el cálculo monetario se emplea como referencia.

(b) Según los valores que pueden tomar las distintas dimensiones, el modelo establece un repertorio de escenarios teóricos. Esto permite juzgar los ejemplos concretos que se pretende valorar, lo que se realiza estimando el grado de similitud estadística de los modelos reales con los escenarios preestablecidos -por ejemplo mediante Análisis Discriminante, tal como se ensayó en Gómez Sal *et al.*, 2003, para el paisaje, estimado en términos de cobertura de

usos, de los municipios de la Comunidad de Madrid-. No todos los escenarios son igualmente posibles, la realidad muestra que las dimensiones, a pesar de su independencia esencial, mantienen compromisos funcionales y conflictos de intereses (*trade-offs*), de forma que no todos los ejes pueden, en la práctica, alcanzar a la vez el valor más alto.

(c) La dependencia funcional está relacionada con la relación jerárquica que mantienen las distintas dimensiones. Desde la perspectiva exigente que estamos adoptando para el análisis de la sostenibilidad –la que considera importante mantener la integridad de los ecosistemas, la coherencia ecológica como medida de adecuación de los usos y la sostenibilidad ecológica como referencia (en la línea de Daly y Cobb, 1994; Carpintero, 1999, Gómez Sal, 2004), no todas las dimensiones tienen el mismo peso o importancia en el modelo, por lo que su conexión funcional no se produce al azar, sino que -con independencia de que a efectos comparación y claridad expositiva en la valoración se representen en un sistema de ejes equivalentes, las dimensiones mantienen una relación de jerarquía dinámica bastante estricta.

Tabla 1. Dimensiones evaluativas para los sistemas de uso agrícola (sistemas de uso de recursos, modelos de desarrollo) en relación el tipo de paisaje al que dan lugar (Figuras 1 y 2). Resumen de las principales características, analogías y diferencias. Basado en Gómez Sal (2001) y Gómez Sal et al. (2003).

Dimensión evaluativa	Subsistema	Magnitudes	Evaluación	Descriptor del estado del subsistema	Conexión entre subsistemas
Ecológica	Ecosistema	Ecológicas: biomasa, energía, biodiversidad, rareza, información, tiempo, espacio, persistencia, etc.	Eficiencias de distinto tipo, ratios entre las cantidades mencionadas	Estabilidad, integridad (resiliencia, capacidad de recuperación). Valor de conservación. Patrimonio natural	Situado en la base. Frágil. Actuando escala temporal larga. Escasamente dinámico en comparación con los subsistemas 2 y 3
Productiva	Sistema de producción	Físicas y tecnológicas: energía, materiales, cosecha, trabajo, etc.	Rendimiento, ratio entre insumos (esfuerzo, semillas, abonos...) y productos.	Sostenibilidad. Coherencia ecológica. Mantenimiento de los recursos	Posición intermedia. Un uso sensato crea y mantiene los recursos. Dinamismo medio
Económica	Sistema económico convencional	Monetarias: dinero	Rentabilidad, ratio entre inversiones y beneficios (ganancias)	Viabilidad económica	Dominante. Muy dinámico. Alta capacidad de control y desestabilización
Cultural	Sistema cultural	Patrimonio: arquitectura, artesanías y manufacturas, infraestructuras, conocimientos sobre los recursos, paisaje cultural, etc.	Originalidad, rareza	Valor patrimonial	Básico, frágil. Resultado de la interacción entre los subsistemas 1 y 2. Afectado por 3 y 5
Social	Sistema social	Desarrollo humano: integración social, salud, educación, formación, cultura, etc.	Índices de desarrollo humano y social.	Equidad, distribución del bienestar y la riqueza.	Posición intermedia entre los subsistemas 2 y 3. Afectado por la degradación de 1 y 4 y las disfunciones de 3

Una forma adecuada de representación que clarifica el modelo, es un engranaje en el que la dimensión ecológica -valoración ecosistémica, principal reflejo del capital natural, se sitúa en la base. Sobre ésta actúa el sistema de producción. Se trata de una dimensión evaluable con magnitudes físicas -rendimiento, especialmente importante por corresponder al sistema –uso de recursos, de “producción”- en el que reside el atributo de la sostenibilidad. La inclusión del sistema de producción -cuya coherencia valora su buena relación con el ecosistema, se considera importante en el modelo, siendo de hecho la gran olvidada -como dimensión independiente- en las propuestas valorativas habituales. El tercer eslabón es el sistema económico, mucho más dinámico y con gran capacidad de trastocar el conjunto. La conexión entre las tres dimensiones, que tienen en común el manejo, entre otras, de magnitudes físicas, constituye la directriz esencial del engranaje. El resto de las dimensiones tienen, respecto a esta directriz, una inserción menos definida, aunque su calidad y valor puede considerarse como derivadas de la relación óptima entre las tres citadas. En cada una de las dimensiones pueden encontrarse equivalencia con el tipo de servicios que recoge la EEM. La representación en forma de engranaje permite entender y valorar cómo se proyecta el flujo de servicios desde el ecosistema a través del sistema de producción.

La organización más deseable entre dimensiones, necesaria para orientar el desarrollo en el mundo actual, viene representada por el escenario que hemos denominado Sostenible Sensato. Supone una situación de referencia -hacia la que hay que avanzar- en la que se favorecen las dimensiones ecológica y social, que deberían alcanzar un valor máximo como garantía del bienestar sostenible. El sistema de producción debe ser coherente, adaptado. El crecimiento del sistema económico deberá producirse no mediante el agotamiento de los recursos y forzando el engranaje del sistema de producción, sino a través de un aumento de la calidad de los productos, incluyendo el paisaje, los servicios ecosistémicos, etc. El buen funcionamiento del conjunto favorece, como consecuencia, el sistema cultural. Este escenario o planeamiento -atención preferente a los sistemas social y ecológico para construir sostenibilidad- coincide con el enfoque que considera la memoria socio-ecológica de los agroecosistemas/paisajes como un requisito para la resiliencia, a través del aumento (o defensa y conservación) de su capital eco-cultural (Anderies *et al.*, 2004; Walter *et al.*, 2004; Lomas *et al.*, 2007).

Analizar la aptitud de los ecosistemas para mantener, sin degradarse, su capital natural, como condición indispensable para el flujo de servicios que reciben las poblaciones humanas es una línea de trabajo actual impulsada por la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EEM, 2005). El enfoque presta la debida atención a los ecosistemas humanizados y a la circunstancia de que algunos de ellos hayan logrado un nivel notable de autonomía, compatible con valores naturales y con la prestación continua de servicios para el bienestar humano. No obstante, en relación con lo anterior Kareiva *et al.* (2007), aunque subrayan la gran importancia de la naturaleza "domesticada", advierten sobre los numerosos conflictos (compromisos funcionales -*trade offs*-) entre provisión de servicios y resiliencia, que en ella se producen.

Viabilidad a través de la multifuncionalidad. El desafío de los paisajes actuales

En un trabajo reciente hemos valorado un conjunto de paisajes agrarios representativos del ambiente mediterráneo ibérico en la actualidad (Gómez Sal y González García, 2007). En la **Figura 1** pueden verse escenarios que reflejan la situación de partida (tradicional sostenible), y dos situaciones opuestas que indican hacia dónde puede derivar la evolución de la misma.

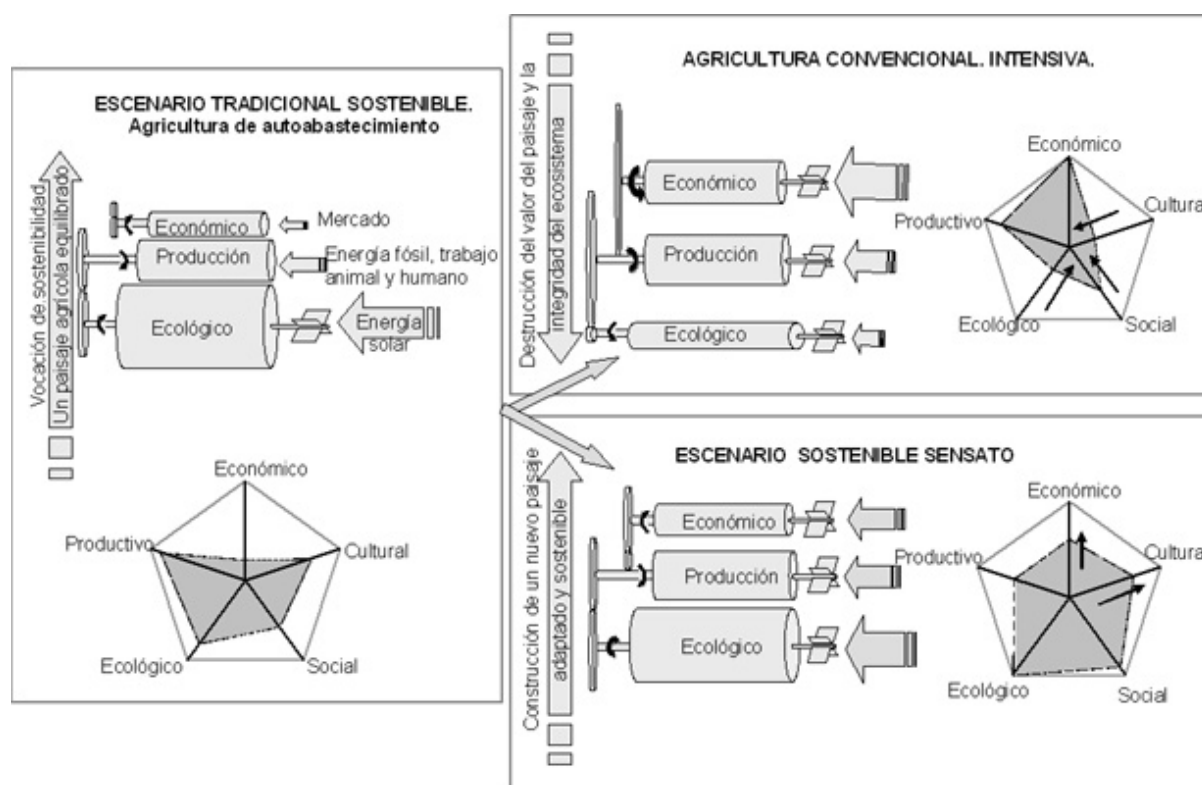


Figura 1. Escenarios de referencia para estimar la sostenibilidad y la multifuncionalidad de los paisajes agrarios. La relación entre las tres dimensiones evaluativas axiales, conectadas linealmente, está representada por un engranaje. El peso y calidad de las dimensiones cultural y social, deriva de la interacción entre las anteriores (**Tabla 1**). El tamaño de los rodillos refleja la importancia relativa de cada dimensión o sistema evaluativo; la distancia entre ellos indica la calidad o adecuación de relación entre ellos. En el caso de los dos más básicos refleja la coherencia del sistema de producción. La flecha larga, a la izquierda, representa la dirección resultante y marca la pauta de la dinámica del paisaje. Las flechas pequeñas indican el dinamismo relativo de cada sistema. Los polígonos expresan la descripción multidimensional teórica (cinco dimensiones) de los escenarios. Los fundamentos generales sobre el valor que toma cada dimensión en los escenarios se describen en el texto y en la **Tabla 2**.

Tendiendo en cuenta el objetivo comparativo de dicho trabajo, la valoración de los cinco ejes se realizó de una forma simple, mediante un conjunto de indicadores muy escogidos, estimados sobre la base del conocimiento previo de dichos paisajes (Tabla 2).

Tabla 2. Evaluación multicriterio de nueve tipos de paisaje agrícola. Se consideran cinco dimensiones evaluativas. Ver **Figura 2** para descripción detallada (Gómez Sal y González García, 2007). La estimación de cada dimensión proviene de la adición de atributos, que se consideran con el mismo peso (●, completamente; ○, parcialmente; ·, no presente). Los atributos se han agrupado en dos componentes con el objetivo de describir distintas cualidades de las dimensiones. Los sistemas agrícolas/paisajes evaluados, son los siguientes: S1) Dehesas y otros silvopastorales, S2) Olivar especializado, con valor añadido por garantía de calidad, S3) Viñedos especializados, alto valor añadido, en algunos casos calidad de paisaje, naturaleza y valores culturales, S4) Cultivos de cereal en campos abiertos, estepas de origen antrópico, S5) Red de vías pecuarias y pastizales conectados, S6) Policultivos y paisajes reticulados en zonas de montaña, S7) Paisaje antiguo de huertas; terrazas, alta diversidad de hábitat y productos S8) Olivar tradicional y otros cultivos arbóreos en ambiente mediterráneo, S9) Invernaderos especializados y otros sistemas de cultivo intensivo.

Dimensión	Componentes	Atributos	Sistemas agrícolas								
			S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
Ecológica	Capacidad sustentante	Mantenimiento de biodiversidad, en particular especies amenazadas	●	○	○	●	●	●	○	○	·
		Sistema biofísico equilibrado. Alta cobertura de vegetación (semi-) natural.	●	○	●	○	●	●	●	●	·
	Valor de conservación	Paisaje agrícola relevante. Agroecosistemas saludables	●	○	●	○	●	●	●	●	·
		Presencia significativa de hábitats de la Red Natura 2000	●	·	·	●	○	○	○	○	·
Productiva	Coherencia ecológica	Producción agrícola diversificada (agrobiodiversidad)	○	·	○	○	○	●	●	·	●
		Productos adecuados a la aptitud del ecosistema	●	●	●	●	○	●	●	●	·
	Eficiencia productiva	Manejo sensato de los recursos: agua y fertilidad del suelo.	○	○	●	○	○	●	○	○	·
		Eficiencia y alta productividad	·	●	●	·	·	○	●	○	●
Económica	Especialización	Productos especializados y altamente demandados	○	●	●	○	·	○	●	●	●
		Independencia de apoyos externos	·	○	●	·	·	○	○	○	●
	Rentabilidad	Redes de comercialización estructuradas	○	○	●	○	·	·	·	○	●
		Rentabilidad de los productos	○	●	○	·	·	○	○	○	●
Cultural	Patrimonio	Conocimientos adaptados sobre los recursos, saber empírico, cultura rural.	●	○	●	○	●	●	●	●	○
		Patrimonio histórica relevante, edificios e infraestructuras	●	○	○	○	●	●	○	●	·
	Conocimientos, destrezas.	Formación y aprendizaje; capacidad para afrontar nuevos retos	○	○	○	○	·	○	○	○	○
		Tecnología adecuada, conocimientos modernizados y con base científica.	○	●	●	○	○	○	○	●	○
Social	Bienestar, integración	Mantenimiento de una demografía estable y equilibrada	○	○	●	·	○	○	○	○	○
		Capacidad para aportar bienes y servicios socialmente apreciados	○	○	○	○	●	○	○	○	○
	Uso estratégico del territorio	Nivel de equidad en la distribución de la riqueza; hábitos cooperativos	○	·	○	·	●	○	○	○	·
		Integración social; solidaridad; identidad; conciencia de grupo.	·	○	○	·	○	○	●	○	·

En la **Figura 2**, el resultado se representa agrupando los distintos tipos de paisaje según el parecido entre los polígonos resultantes de la valoración..

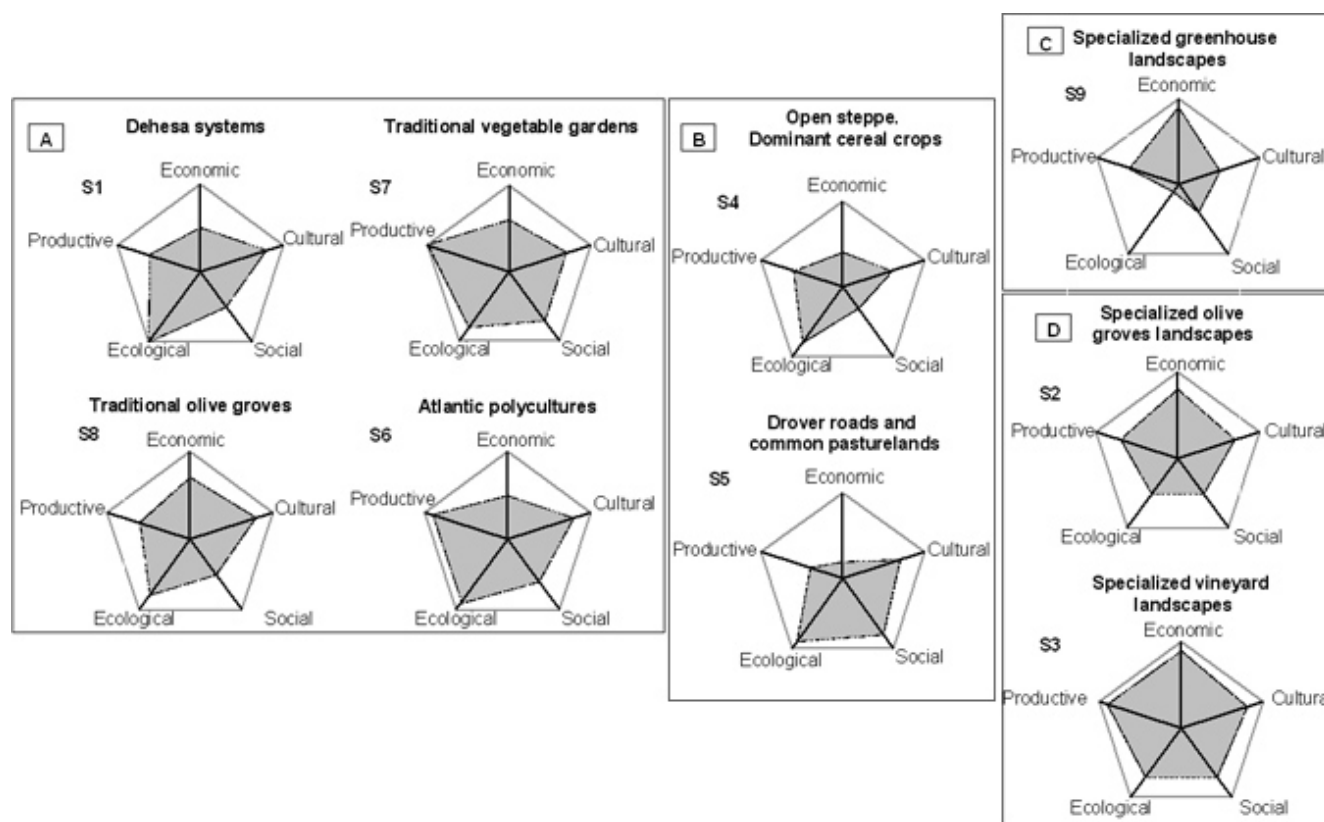


Figura 2. Los resultados de la evaluación multidimensional de algunos ejemplos representativos de sistemas agrícolas de la península ibérica se han agrupado en cuatro categorías: **A)** Sistemas con fuerte raíz tradicional, que aún mantienen cierta diversidad de usos y alta calidad paisajística, ocupan una amplia extensión en el territorio. **B)** Sistemas que constituyen la matriz principal de usos extensivos, llanuras cerealistas (con muy diferente grado de simplificación), red de vías pecuarias y pacerderos tradicionales. **C)** Sistemas intensivos de agricultura convencional o industrial. **D)** Sistemas especializados y rentables, que mantienen un cierto nivel de diversificación y naturalidad; se aproximan al escenario teórico (SS) planteado como deseable. El ejemplo S6, se refiere en el trabajo original a paisajes reticulados en ambiente atlántico, si bien sería también aplicable a algunos casos de montaña mediterránea con alta diversidad de hábitats y usos. (para mayor detalle ver Gómez Sal y González García, 2007)

Los grupos nos sugieren en primer lugar una división entre los tipos de paisaje que proceden de un modelo tradicional de uso de recursos -grupos A y B- (coherentes, resilientes, con valores ecológico y cultural considerables) y los que se ajustan a un modelo industrial intensivo -tipo C- (alta rentabilidad, limitado valor ecológico, social, etc). El grupo D, representa la opción más parecida al escenario deseable que hemos llamado “sostenible sensato –SS–” (Gómez Sal, 2004). El grupo A agrupa paisajes de importancia cultural y naturalística pero con problemas de viabilidad económica; serían viables con el apoyo de programas de desarrollo bien planteados, rentabilidad obtenida mediante un aumento de la calidad, productos emblemáticos y servicios múltiples, pudiendo así evolucionar hacia el escenario de referencia –SS–. En el grupo B las dificultades son mayores teniendo en cuenta las amenazas de degradación y abandono. Al igual que los del grupo A, ocupan gran extensión en el territorio (ver detalles en Gómez Sal y González García, 2007). Por su alto valor de conservación –matriz territorial de usos extensivos, redes que aportan conectividad y contraste, ecotonos, riqueza en fauna amenazada- requieren un apoyo activo.

La polaridad cada vez más marcada en el territorio -los sistemas rentables se limitan a enclaves reducidos, la mayor parte de los paisajes de origen tradicional están amenazados, puede derivar en la degradación de un amplio conjunto de agroecosistemas originales, que constituyen parte esencial de nuestro patrimonio. Desde el punto de vista de la planificación

estratégica, es preciso considerar el papel de amortiguación que estos últimos cumplen respecto a los ejes de transporte e infraestructuras, las conurbaciones y las áreas densamente ocupadas por agricultura intensiva (áreas con funciones muy definidas). El tono general de usos agrícolas diversos y ganadería extensiva tiene efectos positivos en el mantenimiento de hábitats y fauna silvestre (Rebollo y Gómez Sal, 1996; Gómez Sal *et al.*, 1999), en el conjunto del territorio (Gómez Sal, 2003). De hecho los hábitats más valiosos de este tipo de paisajes han sido incluidos, en buena medida, en la red Natura 2000, y la Política Agrícola Comunitaria reserva para ellos el cumplimiento de funciones múltiples, lo que resulta congruente con mantener una relación conveniente entre sus distintas dimensiones (en la línea del modelo SS), lo cual es requisito indispensable para el aporte de los servicios definidos por la EEM. No obstante, esta capacidad plural –multifuncionalidad– para contribuir al bienestar de la población –necesidades espirituales, educativas, calidad de productos, etc.– depende, entre otras condiciones, de la asignación de fondos para el desarrollo procedentes de la PAC. A pesar del deseo de progresar en esta dirección (protección y apoyo a los paisajes culturales), el programa agrícola 2007-2013 aún mantiene un claro desequilibrio, destinando sólo un 23% del total a desarrollo rural (segundo pilar de la PAC), mientras que el apoyo al mercado y los subsidios directos a los agricultores siguen llevándose la mayor parte.

La conservación de la naturaleza en España deberá afrontar el desafío de incluir este conjunto de ecosistemas humanizados, con valor naturalístico y cultural, en esquemas exigentes de ordenación (red básica de patrimonio natural que incluya el conjunto de áreas protegidas y los bienes territoriales públicos –riberas, vías pecuarias, montes vecinales, etc.), que eviten el progresivo deterioro (banalización, ruina) del territorio. En esta línea, la Evaluación de Ecosistemas del Milenio, se nos revela como una actuación imprescindible.

Referencias

- Anderies, J.M. Janssen, M.A. y Ostrom, E. 2004. A framework to analyze the robustness of socio-ecological systems from an institutional perspective. *Ecology and Society* 9: 18.
URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art18>.
- Carpintero, O. 1999. *Entre la economía y la naturaleza*. Libros de la catarata. Madrid. 382 p.
- Castro, M., Castro, J. y Gómez Sal, A. 2004. The role of black oak woodlands (*Quercus pyrenaica* Wild.) in small ruminant production in northeast. *Advances in Geoecology* 37. Catena Verlag. Pp. 221-230.
- Daly, H.E. y Cobb, J. B. Jr. 1994. *For the Common Good: Redirecting the Economy toward Community, the Environment, and a Sustainable Future*. Beacon Press, Boston, 534 pp.
- De Miguel, J.M., Gómez Sal, A. 2002. Diversidad y funcionalidad de los paisajes agrarios tradicionales en España. En: Pineda, F.D., De Miguel, J.M., Casado, M.A. (Eds.) y Montalvo, J., *La diversidad biológica en España*. CYTED- Prentice Hall. Pp. 273-284.
- Diamond, J. 1997. *Guns, germs and steel: the fate of the human societies*. W.W. Norton & co.
New York.
- Diamond, J. 2006. *Colapso. Por qué unas sociedades perduran y otras desaparecen*. Debate Ed. 746 pp.
- Forman, R. 1995.
Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge University press. USA.
- Glifo, N. 1990 Los factores críticos de la sustentabilidad ambiental del desarrollo agrícola. *Comercio Exterior* 40: 1135-1142
- Gómez Sal, A. 1997. El paisaje agrario desde la perspectiva de la ecología. En: *Ciclo de Agricultura y Ecología*. Fundación Bancaixa. Valencia. Pp. 145-182.
- Gómez Sal, A. 2000. The variability of Mediterranean climate as an ecological condition of livestock production systems. In: *Livestock Production and climatic uncertainty in the Mediterranean*. F. Guessous, N. Rihani y Iliham, A. (eds.). EAAP publication Nº 94. Wageningen. Pp. 3-12.
- Gómez Sal, A. 2001a. The ecological rationale and nature conservation value of extensive livestock systems in the Iberian Peninsula. In: Bunce, R.G.H. *et al.* (eds.) *Examples of European agri-environmental schemes and livestock systems and their*

influence on Spanish cultural landscapes. Alterra-rapport 309. 103-123. Wageningen.

Gómez Sal, A. 2001b. Aspectos ecológicos de los sistemas agrícolas. Las dimensiones del desarrollo. En: Labrador, J. y Altieri, M.A.,(eds.) *Agroecología y Desarrollo*. Mundi Prensa. Pp. 83-119

Gómez Sal, A. 2003 Las vías pecuarias como soporte el paisaje gandero extensivo y la diversidad ecológica. En: Las vías pecuarias del reino de España: Un patrimonio natural y cultural europeo. (J. Martín Casas coord.). Ministerio de Medio Ambiente. Pp. 237-254.

Gómez Sal, A. 2004. Sostenibilidad ecológica: espacios y oportunidades para un reto inaplazable. *Quórum* 10: 23-43.

Gómez Sal, A. 2006 Vías pecuarias y pastoreo extensivo. Valores de conservación y servicios ambientales. En: *I Congreso Nacional de Vías Pecuarias*. Ministerio de Medio Ambiente (ed.). Pp. 175-188.

Gómez Sal, A. Rey Benayas, J.M., López Pintor, A. y Rebollo, S. 1999. Role of disturbance in maintaining a savanna-like pattern in Mediterranean Retama sphaerocarpa shrubland. *Journal of Vegetation Science* 10: 365-370.

Gómez-Sal, A., Belmontes, J.A. y Nicolau, J.M. 2003. Assessing landscape values: a proposal for a multidimensional conceptual model. *Ecological Modelling* 168: 319-341.

Gómez Sal, A., Lorente, I. 2004. The present status and ecological consequences of transhumance in , in: *Transhumance and Biodiversity in European Mountains*. Bunce, R.G.H. et al. (eds). Pp. 233-248.

Gómez Sal, A. y González García, A. 2007. A comprehensive assessment of multifunctional agricultural land-use systems in using a multi-dimensional evaluative model. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120: 82-91.

González Bernáldez, F. 1995 Western mediterranean land use systems as antecedents for semiarid . In: *Global Land Use Change. A perspective from the Columbian Encounter*. Turner, B.L., Gómez Sal, A., González Bernáldez, F. y di Castri, F. (eds.) Pp. 131-151. CSIC. Madrid.

Herzog, F., Bunce, R., Perez Soba, M., Jongman, R.H.G., Gomez Sal, A. y Austad, I. 2005. Policy options to support transhumance and biodiversity in European mountains. *Mountain Research and Development* 25: 82-84.

Kareiva, P., Watts, S. McDonald, R., Boucher, T. 2007. Domesticated nature: Shaping Landscapes and Ecosystems for Human Welfare. *Science* 316: 1866-1869.

Karr, J. R., 2000. Health, integrity, and biological assessment: The importance of measuring whole things. En: Pimentel, D., Westra, L. y Noss, R.F. (eds.). *Ecological Integrity: Integrating environment, conservation, and health*. Island Press. Washington, D. C. Covelo California. Pp. 209-226.

Lomas, P.L., Gómez-Baggethun, E. Martín-López, B. Montes, C y Gómez-Sal A. Building eco-cultural capital by means of social-ecological memory in a changing world: lessons from the mediterranean basin. *En revision*.

Le Houérou, H.N., 1992. Vegetation and Land-Use in the Mediterranean basin by the year 2050: a prospective study. In: *Climatic Change and the Mediterranean*, Jeftic, L., Milliman, J.D. y Sestini, G. (eds.). Edward Arnold Publ. Pp. 175-232.

Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystem and well-being.Synthesys*. Island press, Washington, DC., .

Rebollo, S. y Gómez Sal, A., 1996. Relación entre la densidad de ungulados silvestres en pastizales de montaña de León y la evolución de la ganadería trashumante. En: *Sierra Nevada. Conservación y Desarrollo Sostenible*, V. Pp. 89-91. Universidad de Granada.

Vélez, L.A., 2004. *Aportaciones de la ecología del paisaje a la ordenación territorial. Integridad ecológica en áreas de influencia de Medellín, Colombia*. Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá. 320 pp.

Vélez, L.A. y Gómez Sal, A., 2007. Un marco conceptual y analítico para estimar la integridad ecológica a escala de paisaje. Arbor. CSIC (en prensa)

Walker, B.H., Holling, C.S., Carpenter, S.C. y Kinzig, A.P., 2004. Resilience, adaptability and transformability. *Ecology and*

Society 9: 5. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5>.

Westra, L., 1995 Ecosystem integrity and sustainability: The foundational value of the wild. En: Westra, L. y John, L. (eds.). *Perspectives on ecological integrity. Environmental science and technology library*. Kluwer Acad. Publ. The Pp. 12- 33.

Análisis de la gestión de las plantas exóticas en los espacios naturales españoles

J. Andreu¹, M. Vilà²

(1) Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals y Universitat Autònoma de Barcelona. Edifici C, Universitat Autònoma de Barcelona. 08193. Bellaterra. Barcelona. España.

(2) Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC). Avd/ María Luisa s/n Pabellón del Perú, E-41013 Sevilla

Análisis de la gestión de las plantas exóticas en los espacios naturales españoles. El impacto de las invasiones biológicas no sólo queda restringido al medio ambiente sino que también repercute sobre la economía, la sociedad y la salud humana. En este estudio se han analizado los impactos y medidas de gestión de las plantas exóticas naturalizadas (invasoras y no invasoras) en España, mediante encuestas a responsables de las distintas administraciones públicas. En total, en España se están gestionando 109 especies vegetales exóticas en 14 Comunidades Autónomas. Muchas de estas especies se encuentran en espacios protegidos compitiendo con especies nativas, algunas de ellas endémicas. Las especies gestionadas en más Comunidades Autónomas son *Carpobrotus spp.*, *Eucalyptus spp.*, *Acacia spp.*, *Cortaderia selloana* y *Ailanthus altissima*. El coste total de esta gestión es de 50,487.637 € y va destinada mayoritariamente a la reducción poblacional de estas especies mediante métodos mecánicos. La especie que ha ocasionado un mayor coste de gestión es *Eucalyptus spp.*, seguido de *Eichhornia crassipes* y *Pennisetum setaceum*. La Comunidad Autónoma donde ha habido más inversión es Andalucía, y en segundo lugar Extremadura y Canarias. Se desconocen los costes monetarios exactos de muchas de las actuaciones realizadas, lo que dificulta mucho una cuantificación económica precisa.

Palabras clave: plantas exóticas naturalizadas, impactos, gestión, administración pública, España.

Assessment of the alien plant management in natural areas of Spain. The introduction of alien species triggers not only ecological consequences but also economic and human welfare impacts. In this paper we have analysed the impacts and management of naturalized exotic plants (invasive and non-invasive) in Spain, through surveys among public administrations. In total, 109 exotic plant species are being managed in 14 Autonomous Communities. Most of these species are present in protected areas competing with native species, some of them endemic. The taxa managed in more Autonomous Communities are *Carpobrotus spp.*, *Eucalyptus spp.*, *Acacia spp.*, *Cortaderia selloana* and *Ailanthus altissima*. The total economic costs of plant invasions in Spain accounts for 50,487,637 € and is mostly spent for reducing populations of these species through mechanical methods. The species for which more money has been invested has been *Eucalyptus spp.*, followed by *Eichhornia crassipes* and *Pennisetum setaceum*. The Autonomous Community where a highest inversion has been done to manage exotic plants is Andalusia, and in second term Extremadura and Canary Islands. Nonetheless, the exact monetary costs of most of the applied management actions are unknown to the respondents therefore an accurate economic valuation is quite difficult at the moment.

Key words: naturalized exotic plants, impacts, management, public administration, Spain.

Introducción

Las invasiones biológicas son un importante componente del cambio global y una amenaza importante para la conservación de la biodiversidad y de los ecosistemas naturales, puesto que pueden competir con las especies nativas, modificar la dinámica de las comunidades, alterar los hábitats y cambiar el régimen de perturbaciones (Vitousek y Walker, 1989; Vitousek *et al.*, 1997; Parker *et al.*, 1999; Mack *et al.*, 2000; Vilà, 2001). El impacto causado por las especies invasoras no se restringe al medio ambiente sino que también tiene fuertes repercusiones sobre la economía, la sociedad y la salud pública. Por poner un ejemplo, en EEUU se estima que las pérdidas directas ocasionadas por especies invasoras conjuntamente con los costes de su control alcanzan los 137 billones de dólares anuales (Pimentel *et al.*, 2000)

España no es ajena al problema de las invasiones biológicas. En el caso de las plantas introducidas, miles de especies han llegado a naturalizarse tanto en ecosistemas antropizados como naturales y algunas de estas han manifestado un crecimiento poblacional expansivo, convirtiéndose así en invasoras (Sanz-Elorza *et al.*, 2001; Dana *et al.*, 2004). Se estima que entre un 10 y un 14% de la flora total española no es nativa y que existen 123 especies de plantas exóticas naturalizadas que están causando daños ecológicos (Sanz-Elorza y Sobrino, 2002; Sanz-Elorza *et al.*, 2004).

En España, el Ministerio de Medio Ambiente, siguiendo las recomendaciones de la [Convención de Biodiversidad](#), redactó en 1998 la “[Estrategia española para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad biológica](#)” en la que se propone “la elaboración y armonización de recursos jurídicos y técnicos necesarios para controlar, y en su caso impedir, la introducción de especies exóticas que amenazan sistemas, hábitats, especies o poblaciones autóctonas”. Las administraciones autonómicas también están llevando a cabo actuaciones de gestión de especies invasoras. No obstante, la información sobre dicha gestión se encuentra dispersa y los técnicos responsables de estas actuaciones reclaman la necesidad de una mayor comunicación entre los gestores responsables.

En el marco del proyecto europeo integrado ALARM (“Assessing LArge-scale Risks to biodiversity with tested Methods”- “Evaluando los riesgos a gran escala para la biodiversidad con métodos testados”), se están estudiando los impactos ecológicos y económicos de las invasiones biológicas a escala europea. Entre otros aspectos, se han investigado las medidas de gestión de especies vegetales naturalizadas en España, es decir, especies introducidas que forman poblaciones en espacios naturales o seminaturales y que se mantienen sin necesidad de nuevas introducciones (Pyšek *et al.*, 2004). Este análisis se ha llevado a cabo mediante entrevistas y encuestas a responsables de las distintas administraciones públicas con el objetivo de: (1) identificar las especies que están siendo gestionadas; (2) determinar los principales impactos causados por estas plantas y los hábitats más invadidos; (3) conocer el tipo y la eficacia de las medidas de gestión llevadas a cabo y (4) estimar el coste público asociado a la gestión de estas plantas. Con esta información se pretende facilitar la gestión de las especies exóticas en espacios naturales.

A lo largo del texto usaremos el término planta exótica por ser el más amplio, aún si el análisis realizado se refiere mayoritariamente a especies introducidas naturalizadas, muchas de ellas invasoras, es decir que poseen unas tasas de expansión muy rápidas (Pyšek *et al.*, 2004).

Metodología

Los datos necesarios para realizar este proyecto se han obtenido a través del contacto telefónico con miembros de la administración pública relacionados con la conservación de la biodiversidad y la gestión de espacios protegidos. Nos hemos puesto en contacto con las Consejerías de Medio Ambiente de las 19 Comunidades Autónomas y con las Delegaciones Provinciales en aquellos casos en que la información no estaba centralizada. En algunas ocasiones, las personas entrevistadas nos han mencionado otras administraciones públicas (Diputaciones, Ayuntamientos, Espacios Protegidos, etc.) que podrían tener información sobre plantas exóticas.

Además, para conocer en detalle la situación en los espacios protegidos nos hemos puesto en contacto con los directores o los técnicos en medio ambiente de los 13 Parques Nacionales y de 73 Parques Naturales. En algunos casos, la información sobre los Parques Naturales ha sido proporcionada directamente por la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma. También hemos contactado con todas las Confederaciones Hidrográficas y Demarcaciones de Costas de las diferentes provincias.

Después de este primer contacto, enviamos un cuestionario a aquellas personas responsables de algún tipo de gestión sobre plantas exóticas. En total se han enviado cuestionarios a 90 personas y hemos obtenido 81 respuestas.

El cuestionario enviado trataba de averiguar, en primer lugar, qué especies vegetales exóticas habían sido o estaban siendo gestionadas en el área de responsabilidad del encuestado. En segundo lugar, trataba de caracterizar estas plantas, según su vía de introducción, el impacto causado, la magnitud del problema, el sector económico afectado, la abundancia relativa, el hábitat invadido, etc. Finalmente, intentaba recopilar detalles sobre las medidas de gestión aplicadas sobre cada especie. En concreto, se pedía información sobre el tipo de gestión llevada a cabo (prevención, erradicación o control poblacional), el método de control usado (mecánico, químico o control biológico), la frecuencia y el seguimiento de los tratamientos y se solicitaba información sobre los costes económicos de estas medidas de gestión ([Anexo I](#)). Este tipo de cuestionarios han sido previamente usados en otros estudios sobre la gestión de plantas invasoras (Perrins *et al.*, 1992; Kowarik y Schepker, 1998).

Resultados y discusión

Plantas exóticas gestionadas

En total, hemos recibido información acerca de 212 casos de gestión referentes a un total de 109 especies exóticas. De las 109 especies que están siendo gestionadas, 28 corresponden a especies exóticas en las Islas Canarias pero nativas en la península. El resto de especies son gestionadas en 14 Comunidades Autónomas. No hemos identificado medidas de gestión sobre especies vegetales exóticas en La Rioja, Madrid, Castilla y León, Melilla y Navarra, ni ningún estudio de campo sobre su presencia e impactos. Las Comunidades Autónomas donde se están gestionando más especies son: Canarias (42 especies bajo gestión), Andalucía y Cataluña (30 especies cada una) (**Tabla 1**).

Tabla 1. Número de especies vegetales exóticas que están siendo gestionadas en cada Comunidad Autónoma española.

Comunidad Autónoma	Número de especies
Canarias	42
Cataluña	30
Andalucía	30
Comunidad Valenciana	24
Asturias	19
Galicia	9
Islas Baleares	7
Cantabria	5
Ceuta	4
Murcia	3
Aragón	2
País Vasco	2
Extremadura	2
Castilla-La Mancha	1
Castilla y León	0
La Rioja	0
Madrid	0
Melilla	0
Navarra	0

Los géneros que han sido gestionados en más Comunidades Autónomas son *Carpobrotus* spp. (**Fig. 1**) y *Eucalyptus* spp. (en 8 Comunidades Autónomas), seguidos de *Acacia* spp. y *Cortaderia selloana* (en 7 Comunidades Autónomas) y de *Ailanthus altissima* (en 6 comunidades Autónomas) (**Fig. 2**), todos ellos catalogados como invasores por el Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España (Sanz-Elorza *et al.*, 2004) (**Tabla 2**). El 94% de las especies gestionadas están presentes en espacios protegidos. De los 13 Parques Nacionales contactados 8 (Doñana, Cabrera, Islas Atlánticas, Cabañeros, Teide, Caldera de Taburiente, Garajonay, Timanfaya) cuentan con la presencia de plantas exóticas y están llevando a cabo medidas de gestión. Los Parques Nacionales con menos especies vegetales exóticas corresponden a zonas de alta montaña, donde las condiciones son demasiado extremas para la supervivencia de dichas especies. En relación con los Parques Naturales, de los 73 parques naturales contactados, 34 han gestionado alguna especie.



Figura 1. Eliminación manual de *Carpobrotus spp.* en Punat Camarinal (Cádiz) (Autor: M. Vilà)



Figura 2. *Ailanthus altissima*, especie invasora gestionada en 6 Comunidades Autónomas (Autor: M. Vilà).

Tabla 2. Lista de especies vegetales exóticas gestionadas según Comunidad Autónoma.

** Especies exóticas en Canarias pero nativas en España, * Especies exóticas sólo en Canarias.
 An: Andalucía, Ara: Aragón, Ast: Asturias, Bal: Baleares, Can: Canarias, Cant: Cantabria, Cat: Cataluña, Ce: Ceuta, CLe: Castilla y León, CMA: Castilla-La Mancha, CVal: Comunidad Valenciana, Ext: Extremadura, Gal: Galicia, Mu: Murcia, Na: Navarra, PVas: País Vasco.

Especie exótica	Comunidad Autónoma
<i>Carpobrotus</i> spp. (Aizoaceae)	An, Ast, Bal, Cat, Ce, CVal, Gal, Mu
<i>Eucalyptus</i> spp. (Myrtaceae)	An, Bal, Can, CMA, CVal, Ext, Gal, Mu
<i>Acacia</i> spp. (Fabaceae)	An, Ast, Can, Ce, CVal, Gal, Mu
<i>Cortaderia selloana</i> (Poaceae)	An, Ast, Bal, Cant, Cat, CVal, PVas
<i>Ailanthus altissima</i> (Simaroubaceae)	An, Ara, Ast, Cat, CVal, Gal
<i>Baccharis halimifolia</i> (Asteraceae)	Ast, Cant, Cat, PVas
<i>Eichhornia crassipes</i> (Pontederiaceae)	Ast, Cat, CVal, Ext
<i>Myoporum</i> spp. (Myoporaceae)	An, Bal, Cat, CVal
<i>Opuntia</i> spp. (Cactaceae)	An, Bal, Cat, CVal
<i>Agave americana</i> (Agavaceae)	An, CVal, Mu
<i>Arctotheca calendula</i> (Asteraceae)	Ast, CVal, Gal
<i>Ipomoea</i> spp. (Convolvulaceae)	An, Ast, CVal
<i>Senecio</i> spp. (Asteraceae)	Ast, Cat, CVal
<i>Robinia pseudoacacia</i> (Fabaceae)	Ara, Ast, Cat
<i>Oenothera glazioviana</i> (Onagraceae)	Ast, Cat, Cant
<i>Tradescantia fluminensis</i> (Commelinaceae)	An, Ast, Can
<i>Yucca</i> spp. (Agavaceae)	An, Cat, CVal
<i>Azolla filiculoides</i> (Azollaceae)	An, Gal
<i>Buddleja davidii</i> (Buddlejaceae)	Ast, Cat
<i>Fallopia japonica</i> (Polygonaceae)	Ast, Cant
<i>Oenothera biennis</i> (Onagraceae)	Ast, Cant
<i>Datura stramonium</i> (Solanaceae)	An, Can
<i>Ludwigia</i> spp. (Onagraceae)	Cat, CVal
<i>Platanus hybrida</i> (Platanaceae)	Cat, CVal
<i>Xanthium strumarium</i> (Asteraceae)	An, CVal
<i>Nicotiana glauca</i> (Solanaceae)	An, Can
<i>Oxalis pes-caprae</i> (Oxalidaceae)	Bal, Gal
<i>Xanthium strumarium</i> (Asteraceae)	An, CVal
<i>Acer negundo</i> (Aceraceae)	Cat
<i>Agave fourcroydes</i> (Agavaceae)	An
<i>Agave sisalana</i> (Agavaceae)	An
<i>Ageratina adenophora</i> (Asteraceae)	Can
<i>Ageratina riparia</i> * (Asteraceae)	Can
<i>Aloe</i> spp. (Liliaceae)	CVal
<i>Ambrosia coronopifolia</i> (Asteraceae)	Cat
<i>Aptenia cordifolia</i> (Aizoaceae)	CVal
<i>Arundo donax</i> (Poaceae)	Cat
<i>Asclepias curassavica</i> (Asclepiadaceae)	An
<i>Beta vulgaris</i> (Chenopodiaceae)	Can
<i>Casuarina cunninghamiana</i> (Casuarinaceae)	An
<i>Cotoneaster</i> spp. (Rosaceae)	Cat
<i>Cedrus atlantica</i> (Pinaceae)	Can
<i>Egeria densa</i> (Hydrocharitaceae)	CVal
<i>Eschscholzia californica</i> (Papaveraceae)	Can
<i>Euonymus japonicus</i> (Celastraceae)	Cat
<i>Fallopia aubertii</i> (Polygonaceae)	Cat
<i>Gomphocarpus fruticosus</i> (Asclepiadaceae)	An
<i>Guizotia abyssinica</i> (Asteraceae)	An
<i>Hakea sericea</i> (Proteaceae)	Gal
<i>Hordeum vulgare</i> (Poaceae)	Can
<i>Kalanchoe</i> spp. (Crassulaceae)	CVal
<i>Ligustrum lucidum</i> (Oleaceae)	Cat
<i>Lonicera japonica</i> (Caprifoliaceae)	Cat
<i>Morus</i> spp. (Moraceae)	Cat

<i>Oenothera drummondii</i> (Onagraceae)	An
<i>Panicum repens</i> (Poaceae)	Cat
<i>Parthenocissus quinquefolia</i> (Vitaceae)	Cat
<i>Pennisetum setaceum</i> (Poaceae)	Can
<i>Phoenix dactylifera</i> (Arecaceae)	Can
<i>Pistia stratiotes</i> (Araceae)	An
<i>Pittosporum tobira</i> (Pittosporaceae)	Cat
<i>Plectranthus australis</i> (Lamiaceae)	CVal
<i>Prunus cerasifera</i> (Rosaceae)	Cat
<i>Pyracantha</i> spp. (Rosaceae)	Cat
<i>Ricinus communis</i> (Euphorbiaceae)	An
<i>Rumex lunaria</i> (Polygonaceae)	Can
<i>Thuja orientalis</i> (Cupressaceae)	Cat
<i>Trifolium</i> spp. (Fabaceae)	Can
<i>Tritonia x crocosmiiflora</i> (Iridaceae)	Ast
<i>Tropaeolum majus</i> (Tropaeolaceae)	Ast
<i>Anagallis arvensis</i> ** (Primulaceae)	Can
<i>Avena barbata</i> ** (Poaceae)	Can
<i>Bromus tectorum</i> ** (Poaceae)	Can
<i>Calendula arvensis</i> ** (Asteraceae)	Can
<i>Chenopodium album</i> ** (Amaranthaceae)	Can
<i>Chenopodium vulvaria</i> ** (Amaranthaceae)	Can
<i>Echium plantagineum</i> ** (Boraginaceae)	Can
<i>Erodium</i> spp.** (Geraniaceae)	Can
<i>Euphorbia segetalis</i> ** (Euphorbiaceae)	Can
<i>Foeniculum vulgare</i> ** (Apiaceae)	Can
<i>Fumaria</i> spp.** (Fumariaceae)	Can
<i>Galium aparine</i> ** (Rubiaceae)	Can
<i>Inula viscosa</i> ** (Asteraceae)	Can
<i>Kickxia elatine</i> ** (Scrophulariaceae)	Can
<i>Lactuca serriola</i> ** (Asteraceae)	Can
<i>Marrubium vulgare</i> ** (Lamiaceae)	Can
<i>Petroselinum crispum</i> ** (Apiaceae)	Can
<i>Polygonum aviculare</i> ** (Polygonaceae)	Can
<i>Psoralea bituminosa</i> ** (Fabaceae)	Can
<i>Rumex acetocella</i> ** (Polygonaceae)	Can
<i>Silene vulgaris</i> ** (Caryophyllaceae)	Can
<i>Sinapis arvensis</i> ** (Brassicaceae)	Can
<i>Sisymbrium irio</i> ** (Brassicaceae)	Can
<i>Stachys arvensis</i> ** (Lamiaceae)	Can
<i>Urtica urens</i> ** (Urticaceae)	Can
<i>Wahlenbergia lobelioides</i> ** (Campanulaceae)	Can

Se han obtenido datos muy poco concretos sobre la distribución y abundancia relativa de las especies exóticas mencionadas puesto que la mayoría de personas entrevistadas desconocía con exactitud la superficie ocupada en su área de responsabilidad antes de la actuación, debido a la falta de estudios cartográficos y demográficos.

En relación a la vía de introducción, los entrevistados han considerado que las especies más problemáticas son plantas ornamentales usadas extensamente en jardinería. Otra vía de entrada importante es su uso en repoblaciones y restauraciones (*Acacia* spp., *Eucalyptus* spp.). También se han encontrado casos de plantas que se han dispersado a través de carreteras (*Senecio inaequidens*), a través de instalaciones de acuicultura (*Eichhornia crassipes*), mediante la importación de grano (*Ageratina adenophora*) o mediante vertidos en ríos (*Ludwigia* spp., *Eichhornia crassipes*). Finalmente, algunas han sido introducidas como plantas de cultivo (*Agave* spp., *Opuntia* spp.), para delimitar parcelas (*Agave* spp., *Opuntia* spp.) o bien a través del comercio portuario (*Cortaderia selloana*, *Escholtzia californica*, *Nicotiana glauca*, *Pennisetum setaceum*). Por tanto, podemos concluir que la mayor parte de introducciones son intencionadas. Con tal de evitar este fenómeno, sería recomendable el desarrollo de medidas legales encaminadas a prevenir introducciones de especies vegetales con potencial

invasor comprobado, sobre todo en/o cerca de espacios naturales y llevar a cabo campañas de sensibilización ciudadana para informar a la gente sobre los posibles impactos que pueden causar las plantas exóticas y evitar así las introducciones intencionadas (Dana *et al.*, 2003; Dana *et al.*, 2005).

Para poder implementar medidas de gestión eficientes es fundamental identificar, en primer lugar, sus impactos. Los entrevistados han atribuido impactos ecológicos a todas las especies mencionadas en sus áreas de responsabilidad. El 18% de los entrevistados también mencionaron impactos sociales, y el 3% impactos económicos y sobre la salud humana (alergias, pinchazos, eritemas, etc.). Según los encuestados, el sector económico más afectado por las invasiones de plantas exóticas es la conservación de la naturaleza (70%), seguido de la recreación (14%), la gestión forestal (6%), la agricultura (6%), la pesca (3%), y la salud (1%).

Los principales impactos ecológicos mencionados por los entrevistados han sido la competencia con especies nativas por el espacio, los nutrientes y los recursos hídricos, la pérdida y desplazamiento de especies autóctonas, y los cambios en la estabilidad y la integridad de los ecosistemas. También han sido citados posibles efectos indirectos sobre la fauna, por ejemplo por parte de *Carpobrotus* spp. (cambios en el comportamiento de los polinizadores) o *Eichhornia crassipes* (modificación del hábitat de diversas especies de aves), cambios en la composición y estructura de los bosques de ribera, problemas de erosión y degradación del suelo, agravamiento de la problemática de los incendios forestales y deterioro de la calidad del agua. Por último, en uno de los cuestionarios también mencionaron la hibridación con especies autóctonas y por tanto, la pérdida de integridad genética. Este es el caso de *Phoenix dactylifera* que se está hibridando con *Phoenix canariensis*, especie endémica de las Islas Canarias (Tabla 3). Algunos de estos impactos ya habían sido descritos por otros autores (Simbeloff, 2005; Vilà *et al.*, 2006).

Tabla 3. Principales impactos ecológicos causados por las especies vegetales exóticas según la percepción de los entrevistados.

Especies	Competencia con nativas	Pérdida de especies	Efectos sobre fauna	Cambios en estabilidad de ecosistemas	Cambios en bosques de ribera	Erosión y degradación del suelo	Agravamiento de incendios forestales	Hibridación con especies autóctonas	Deterioro de la calidad del agua
<i>Carpobrotus</i> spp.	x	x	x	x					
<i>Eucalyptus</i> spp.	x	x	x	x		x	x		
<i>Acacia</i> spp.	x		x						
<i>Ailanthus altissima</i>	x	x		x	x				
<i>Robinia pseudoacacia</i>	x			x	x				
<i>Cortaderia selbana</i>	x	x		x	x				
<i>Agave americana</i>	x			x					
<i>Arundo donax</i>	x			x					
<i>Opuntia</i> spp.	x	x		x					
<i>Senecio inaequidens</i>	x	x							
<i>Nicotiana glauca</i>	x								
<i>Buddleja davidii</i>	x		x		x				
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	x			x					
<i>Pittosporum tobira</i>	x	x							
<i>Baccharis</i>	x	x	x	x					

<i>halimifolia</i>	x	x	x	x
<i>Eichhornia crassipes</i>	x	x	x	
<i>Oxalis pescaprae</i>	x			
<i>Ageratina adenophora</i>	x	x		
<i>Oenothera spp.</i>	x			x
<i>Aloe spp.</i>		x		
<i>Ludwigia grandiflora</i>			x	
<i>Yucca spp.</i>		x		x
<i>Ipomoea spp.</i>				x
<i>Tradescantia fluminensis</i>		x		
<i>Aptenia cordifolia</i>	x	x		x
<i>Pennisetum setaceum</i>	x	x		
<i>Azolla filiculoides</i>			x	x
<i>Phoenix dactylifera</i>				x

En algunos cuestionarios se ha señalado específicamente la competencia directa ejercida por ciertas especies exóticas en comunidades vegetales de alto interés e incluso especies endémicas. Así, *Carpobrotus spp.* en el Parque Natural de Cap de Creus (Cataluña) compite con *Limonium gerondense*, *Armeria ruscinoensis*, *Astragalus masseliensis* y sobre todo con *Seseli farrenyi*, provocando en determinados casos su desplazamiento local (**Fig 3**). En el Espacio Natural Protegido de Isla Grossa (Murcia), *Carpobrotus spp.*, *Acacia spp.* y *Agave americana* están ejerciendo competencia sobre el cambrón (*Lycium intricatum*), *Salsola spp.* y el orobal (*Withania frutescens*). El desplazamiento competitivo de *Azolla spp.* en el Río Miño supone la pérdida de comunidades de *Magnopotamion* y *Parvopotamion*, al ocupar el mismo nicho ecológico. Otro ejemplo de competencia directa sería el de *Pennisetum setaceum* que, en la isla de Fuerteventura, compite con especies de matorral y cardonal tabaibal tales como *Launaea arborescens*, *Euphorbia balsamifera*, *Euphorbia regis jubae*, *Suaeda spp.* y *Salsola spp.*



Figura 3. *Carpobrotus spp.* en el Parque Natural de Cap de Creus (Cataluña) (Autor: Nacho Bartomeus).

Como impactos sociales, se ha citado la reducción del valor estético o paisajístico de algunas zonas debido a la homogeneización del paisaje (*Cortaderia selloana* y *Baccharis halimifolia*) o a su alteración (*Carpobrotus spp.*, *Acacia spp.* y *Pennisetum setaceum*). También han sido nombradas interferencias en la navegación y en las actividades de pesca por parte de *Azolla filiculoides* y *Eichhornia crassipes*.

Desde el punto de vista económico, la mayor parte de impactos se refieren a los recursos económicos, técnicos y humanos necesarios para la gestión de estas plantas. También se ha mencionado la pérdida en la calidad de los pastos debido a la toxicidad de *Senecio inaequidens*, la obstrucción de infraestructuras de canalización de las aguas de regadío (*Eichhornia crassipes*) o la pérdida de rentas en terrenos agrícolas (*Eichhornia crassipes* y *Pennisetum setaceum*).

Respecto a los impactos sobre la salud humana, se ha citado a *Opuntia spp.*, *Agave americana* y *Yucca spp.*, porque causan pinchazos y comezones con sus espinas, y a *Cortaderia selloana* y *Platanus hybrida* por causar alergias.

Los entrevistados han considerado que la mayoría de las especies (76%) gestionadas no producen ningún tipo de beneficio. No obstante, consideran que las restantes (24%) sí ocasionan a la vez algún tipo de beneficio, como por ejemplo el valor estético y ornamental (*Acacia spp.*, *Carpobrotus spp.*, *Cortaderia selloana*, *Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia*, *Agave americana*, *Aloe spp.*, *Eichhornia crassipes*, *Yucca spp.*, *Pennisetum setaceum* y *Pittosporum tobira*), la obtención de pasta de papel o madera (*Agave americana*, *Ailanthus altissima*, *Eucalyptus spp.*), la estabilización de dunas (*Agave americana*, *Carpobrotus spp.*), la fijación de taludes (*Carpobrotus spp.*, *Ailanthus altissima*, *Acacia spp.* y *Eucalyptus spp.*), la obtención de frutos comestibles (*Morus spp.*, *Opuntia spp.*, *Phoenix dactylifera*, *Prunus spp.*), o la fertilización natural de los arrozales (*Azolla filiculoides*). También se ha mencionado la capacidad de *Eucalyptus spp.* para desecar humedales y la posible acción depuradora de *Eichhornia crassipes*, puesto que posee la capacidad de absorber un elevado contenido de nutrientes. Finalmente, en el Parque Nacional de Teide algunas plantas introducidas y originarias de la Península Ibérica como *Psoralea bituminosa* o *Silene vulgaris* proporcionan un aspecto positivo en la conservación de la flora endémica puesto que reducen la presión ejercida por los herbívoros sobre las plantas nativas. No obstante, hay consenso de que en la mayoría de casos los beneficios proporcionados por estas especies no compensan los impactos causados.

Según los entrevistados, los hábitats más afectados, por orden de mayor a menor número de especies exóticas presentes, son: los hábitats costeros (18%), las zonas urbanas, industriales o artificiales (16%), y las zonas de vegetación escasa o

perturbadas (15%). Los ríos y los lagos son los hábitats que se encuentran más libres de plantas exóticas (3%). Estos resultados concuerdan con estudios previos que sugieren que las zonas costeras son más susceptibles a ser invadidas debido a su clima suave, la alta perturbación antrópica, y el elevado uso de especies exóticas ornamentales, lo cual aumenta la presión de propágulo (Pino *et al.*, 2005; Sanz-Elorza *et al.*, 2006). Otros trabajos también han mencionado la mayor susceptibilidad a la invasión de las zonas urbanas y artificiales frente a las áreas naturales (Vilà *et al.*, 2007).

Mediadas de gestión aplicadas

Solamente en Andalucía existe un Plan de Gestión de Especies Exóticas (**Fig 4**). En el resto de Comunidades Autónomas se realizan actuaciones puntuales allí donde se necesita, sobretudo en espacios protegidos, pero no existe ninguna estrategia integral de gestión. En Asturias se ha hecho un inventario y una cartografía detallada de las plantas exóticas más problemáticas de la Comunidad, y se está trabajando en su control o erradicación. En la Comunidad Valenciana han iniciado una propuesta de actuación generalizada para erradicar o controlar estas plantas. En Murcia, se ha elaborado un informe sobre la situación actual del problema de las especies exóticas invasoras. Galicia también está desarrollando una estrategia de gestión de especies invasoras, aunque aún están trabajando en el análisis de la situación. Finalmente, en las Islas Baleares se ha editado un Catálogo de plantas introducidas en las islas (Moragues y Rita, 2005).



Figura 4. Panel informativo sobre la eliminación de *Cortaderia selloana* llevada a cabo por el Plan Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras (Autor: M. Vilà).

A nivel de legislación, cabe destacar el desarrollo de la Estrategia Canaria de la Biodiversidad, que ha permitido cuantificar el problema generado por las invasiones de una manera general y precisa. En la Comunidad Valenciana, también se está preparando una legislación autonómica para regular la introducción de plantas exóticas en el medio y limitar su uso.

La mayoría de medidas de gestión han sido llevadas a cabo en los últimos 10 años y el principal objetivo ha sido el control poblacional (41%), seguido del intento de erradicación total de la especie (37%). Sin embargo, la prevención ha sido menos usada (22%). Dado que una vez una especie se ha establecido en una nueva región es extremadamente difícil erradicarla o

controlar su población, el método más efectivo para minimizar los impactos causados por estas plantas sería, en primer lugar, prevenir su establecimiento y posterior dispersión (Duncan *et al.*, 2003). Consecuentemente, la prevención mediante la educación ambiental, la sensibilización ciudadana, el control efectivo en puertos y aeropuertos, la detección precoz y el desarrollo de medidas legales estrictas es muy importante, especialmente con el rápido crecimiento poblacional actual y las actividades antrópicas asociadas a este. Sólo en aquellos casos donde la prevención ya no es una opción, el control y, si es posible, la erradicación, serían adecuados. Es también esencial marcar prioridades a la hora de gestionar las especies exóticas con tal de invertir los escasos recursos de la mejor manera posible (Westman, 1990; Hulme, 2006).

El control o erradicación de plantas exóticas se lleva a cabo principalmente con métodos mecánicos (71%), porque se consideran los menos impactantes para el medio natural. En algunos casos (25%) el control mecánico no es efectivo dada la elevada tasa de crecimiento y rebrote de la especie, y entonces se utilizan métodos mecánicos combinados con herbicidas como el Glifosato. Solamente en un 3% de los casos se han aplicado únicamente métodos químicos. No se ha nombrado ningún programa de control biológico. Identificar la estrategia de control más eficiente, a través de bibliografía y experimentos previos es muy importante para poder conseguir una conservación y gestión adecuada de los ecosistemas naturales.

Los tratamientos suelen tener una frecuencia anual (42%) y se realizan sobre todo en primavera y verano (27% y 26%, respectivamente). En un 44% de los casos, son llevados a cabo por técnicos y en un 41% por personal contratado para esta finalidad. En muy pocas ocasiones esta tarea se ha realizado con la ayuda de voluntarios (15%). Mayoritariamente (85%) se hace un seguimiento anual de la recuperación del área tratada. Respecto a la compensación de impactos, es decir, la restauración de los hábitats previamente ocupados por la planta exótica es una práctica poco usual (8%). No obstante, debido a que a veces la simple eliminación de una especie exótica de un ecosistema no garantiza la recuperación de la comunidad original (Simberloff, 2003), la restauración con especies nativas es también una opción a tener en cuenta.

El 46% de las medidas de gestión se consideran muy exitosas, aunque sólo en un 13% de los casos la especie ha sido eliminada totalmente. La mayoría de medidas de gestión consiguen con éxito que la especie disminuya considerablemente, pero su completa erradicación es muy difícil. En algunos casos (13%) la población no ha disminuido en absoluto o muy poco. Incluso se citaron 6 casos donde la especie ha seguido aumentando a pesar de las medidas de control aplicadas (**Tabla 4**).

Tabla 4. Eficacia de las medidas de control aplicadas en la gestión de especies vegetales exóticas en España.

La especie ha sido eliminada		La especie no ha disminuido		La especie ha seguido aumentando	
Especie exótica	Localidad	Especie exótica	Localidad	Especie exótica	Localidad
<i>Acacia</i> spp.	Isla Grosa (Murcia)	<i>Ageratina adenophora</i>	Parque Nacional de La Caldera de Taburiente (Canarias)	<i>Ailanthus altissima</i>	Parque Natural de Sant Llorenç del Munt (Cataluña)
<i>Agave americana</i>	Isla Grosa (Murcia)	<i>Arctotheca calendula</i>	Parque Natural de la Albufera de Valencia (Valencia)	<i>Arundo donax</i>	Serralada de Marina, Serralada Litoral y Montnegre Corredor (Cataluña)
<i>Aloe</i> spp.	Provincia de Alicante (Valencia)	<i>Arundo donax</i>	Girona municipio (Cataluña)	<i>Azolla filiculoides</i>	Parque Nacional de Doñana (Andalucía)
<i>Aptenia cordifolia</i>	Provincia de Alicante (Valencia)	<i>Fallopia aubertii</i>	Parque Natural de la Zona Volcánica de la Garrotxa (Cataluña)	<i>Pennisetum setaceum</i>	La Palma, Tenerife (Canarias)
<i>Azolla filiculoides</i>	Río Miño (Galicia)	<i>Oxalis pes-caprae</i>	Parque Nacional de Cabrera (Balears)	<i>Rumex lunaria</i>	Parque Nacional de Timanfaya (Canarias)
<i>Carpobrotus</i> spp.	Isla Grosa (Murcia), Cataluña, Parque Nacional de Cabrera (Balears), Parque Natural de Sa Dragonera (Balears), Parque natural de Mondragó (Balears)	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Girona municipio (Cataluña)		
<i>Cortaderia selloana</i>	Cantabria	<i>Phoenix dactylifera</i>	La Palma (Canarias)		
<i>Eucalyptus</i> spp.	Parque Nacional de Cabañeros (Castilla-La Mancha), Provincia de Castellón (Valencia), Parque Natural de Sa Dragonera (Balears), Parque Nacional de Garajonay (Canarias)	<i>Pennisetum setaceum</i>	Fuerteventura (Canarias)		

Consideramos esencial la realización de seguimientos a largo plazo de las zonas donde se ha intervenido, ya que esto permite evaluar la eficacia del control y detectar éxitos y fracasos. Además, sería muy útil la elaboración de manuales de seguimiento y el uso de indicadores de eficacia de las actuaciones realizadas.

Estimación económica de las medidas de gestión

Dado que en ninguno de los cuestionarios se han cuantificado pérdidas en la rentabilidad de cosechas o del ganado, pérdidas paisajísticas o de potencial turístico o desperfectos en infraestructuras, los resultados obtenidos con los cuestionarios reflejan únicamente los costes económicos de las medidas de gestión.

De un total de 212 cuestionarios donde se ha facilitado información sobre medidas de gestión de plantas exóticas, sólo se han obtenido datos de costes económicos en 98 de ellos, referentes a un total de 22 especies. Las principales limitaciones encontradas a la hora de conseguir estos datos económicos han sido que muchas veces las actuaciones llevadas a cabo son muy puntuales y no se tiene constancia de la cantidad de dinero invertida. Otro inconveniente es la realización de actuaciones conjuntas de eliminación para muchas especies tanto exóticas como nativas donde es muy difícil discriminar el coste asociado al control de cada especie. Finalmente, en muchos espacios protegidos existen brigadas de limpieza y conservación de los espacios naturales que llevan a cabo muchas otras funciones a parte de la de controlar las plantas exóticas problemáticas y por tanto es también muy difícil discriminar costes para tareas distintas. Todo esto dificulta mucho la elaboración de una cuantificación precisa del impacto económico que tienen estas especies.

Según los datos obtenidos, la gestión de especies vegetales exóticas en España ha costado un total de 50,487.637 € en, aproximadamente, los últimos 10 años. La mayor parte de los encuestados no ha proporcionado información precisa sobre el gasto anual y tampoco conocía con precisión el área controlada y la abundancia de estas especies en sus áreas de responsabilidad, debido a la falta de estudios cartográficos y demográficos. Todo esto hace imposible proporcionar costes anuales, costes por hectárea o costes por unidad de biomasa.

La especie que ha supuesto un mayor gasto público ha sido *Eucalyptus spp.*, sobretudo en el suroeste de España, seguida de *Eichhornia crassipes* en el río Guadiana (Extremadura) y *Pennisetum setaceum*, que ha sido gestionado principalmente en las Islas Canarias. Todas estas especies están catalogadas como invasoras según Sanz-Elorza *et al.* (2004).

La Comunidad Autónoma que ha invertido más dinero en la gestión de las plantas exóticas es Andalucía, seguida de Extremadura, Canarias y la Comunidad Valenciana. La Rioja, Castilla y León, Madrid, Melilla y Navarra no han destinado ninguna partida de dinero a la gestión de las plantas exóticas. Ceuta y Cantabria, a pesar de llevar a cabo medidas de gestión, no nos han podido proporcionar los datos económicos (**Tabla 5**).

Comunidad Autónoma	Dinero invertido (€)
Andalucía	29.479.527
Extremadura	6.700.000
Canarias	6.336.809
Comunidad Valenciana	5.085.343
Galicia	1.194.000
Islas Baleares	754.763
Asturias	708.374
Cataluña	146.220
Castilla-La Mancha	57.000
Murcia	17.000
Aragón	5.000
País Vasco	3.600
La Rioja	0
Castilla y León	0
Madrid	0
Melilla	0
Navarra	0
Ceuta	Sin datos
Cantabria	Sin datos
TOTAL	50.487.637

Tabla 5. Coste aproximado de la gestión de especies vegetales exóticas por Comunidad Autónoma.

Conclusiones y recomendaciones

Es importante señalar que los resultados presentados hacen referencia a percepciones referentes a especies exóticas naturalizadas, que no han sido demostradas mediante estudios científicos y se basan en intuiciones sobre las observaciones de campo o el conocimiento de impactos en otras áreas geográficas. No obstante, podemos concluir que las plantas exóticas introducidas en España están produciendo fuertes efectos negativos sobre la conservación de la naturaleza y están empezando a causar elevados costes económicos. La gran mayoría de los entrevistados opinan que las medidas de gestión aplicadas son insuficientes debido a la falta de financiación, de concienciación y de coordinación entre administraciones y entre los diferentes colectivos implicados (viveristas, jardineros, gestores ambientales, científicos, etc.).

Consideramos muy importante hacer especial énfasis en la fase de prevención del problema, por ser la opción más económica y con mejores resultados a largo plazo. Por tanto, el refuerzo de la legislación, el establecimiento de sistemas de vigilancia y rápida detección o la recogida selectiva de restos vegetales, son cruciales para evitar invasiones. De la misma forma, las campañas de sensibilización ciudadana, los cursos de formación para agentes rurales, educadores ambientales y guías, entre otros, y la elaboración de trípticos informativos son esenciales para dar a conocer los impactos asociados a las plantas exóticas evitando así su introducción o su propagación, sobretudo en espacios naturales. También, la investigación debe jugar un papel muy importante aportando información sobre las características de las plantas invasoras y los hábitats más susceptibles a ser invadidos, evaluando sus impactos y determinando los mejores métodos de control. Creemos que estos son aspectos relevantes que ayudarían a garantizar una correcta gestión de las plantas exóticas y prevenir futuras invasiones.

Agradecimientos

Este análisis no habría sido posible sin la colaboración de todas aquellas personas y instituciones que nos han proporcionado la información. Nos gustaría dar las gracias a todos los miembros de Consejerías de Medio Ambiente, Parques Nacionales, Parques Naturales, Confederaciones Hidrográficas y Demarcaciones de Costas con los que nos hemos puesto en contacto. La lista con las personas contactadas, las administraciones a las que pertenecen y su dirección de contacto puede ser consultada en: www.creaf.uab.es/propies/jara/Apéndice%20artículo%20Ecosistemas.pdf

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto de investigación europeo integrado del FP6 programa Marco [ALARM](#) ("Assessing LArge-scale Risks to biodiversity with tested Methods") (GOCE-CT-2003-506675). También agradecemos a Núria Gassó los comentarios a lo largo de este estudio.

Anexo I

Modelo de cuestionario enviado

Le agradeceríamos que respondiera a la siguiente encuesta para cada una de las especies exóticas que están siendo gestionadas en su área de responsabilidad subraye la respuesta adecuada).

- ¿Qué plantas exóticas están siendo gestionadas en su área de responsabilidad?

ESPECIE 1: *Nombre de la especie*

(*)= Respuesta abierta

1. ¿Cuál ha sido la vía de introducción de esta especie? (*)
2. ¿Qué tipo de problemas está causando esta especie?
 - i. Ecológicos (ej. competencia, degradación de los suelos, extinciones...)
 - ii. Económicos
 - iii. Sociales (ej. estéticos, paisajísticos...)
 - iv. Salud humana
3. ¿Podría especificar el tipo de impacto (ecológico, económico...) causado por esta especie? (*) (ej. nombre de especies con las que compite, pérdida de especies, problemas de erosión, efectos en los recursos hídricos, cambios en la estabilidad e integridad de ecosistemas...).
4. ¿Existe algún impacto directo de esta especie cuyos costes sean fácilmente cuantificable (ej. daños en infraestructuras)? (*)
5. ¿Qué sectores económicos de su Comunidad Autónoma se ven más afectados por esta especie?
 - i. Agricultura
 - ii. Pesca
 - iii. Montes
 - iv. Conservación de la Naturaleza
 - v. Salud
 - vi. Recreación
6. ¿Produce algún beneficio esta especie? (*)
7. ¿Qué tipo de hábitats invade normalmente esta especie?
 - i. Hábitats marinos
 - ii. Hábitats costeros
 - iii. Ríos y lagos
 - iv. Pantanos, marismas y humedales
 - v. Praderas
 - vi. Matorrales, maquias y garrigas
 - vii. Bosques
 - viii. Zonas de vegetación escasa
 - ix. Zonas agrícolas
 - x. Zonas construidas, industriales o artificiales
8. ¿Existen focos de esta especie que causen problemas en espacios protegidos? Si/No ¿Cuáles? (Parques Nacionales, Naturales, Reservas Naturales....) (*)
9. ¿En qué ha consistido la medida de gestión?
 - i. Prevención - Divulgación
 1. legislación autonómica
 2. actividades educativas, formativas e informativas
 3. otras (indicar)
 - ii. Erradicación
 - iii. Control poblacional
 - iv. Compensación de impactos (ej. mejora del hábitat, repoblaciones con especies autóctonas...)
10. ¿Cuanto tiempo lleva funcionando esta medida de gestión? (*)
11. ¿Qué tratamiento se está usando para la erradicación o el control de esta especie?
 - i. Mecánico

- ii. Químico
- iii. Control biológico

12. ¿Con qué frecuencia se realizan estos tratamientos?
13. ¿En qué época del año se llevan a cabo estos tratamientos?
14. ¿Estos tratamientos son llevados a cabo por voluntarios o por técnicos?
15. ¿Se ha hecho un seguimiento de las medidas de gestión aplicadas? (*)
16. ¿Cada cuanto tiempo se hace una evaluación del estado de la invasión? (*)
17. ¿Se ha llevado a cabo una restauración de los lugares previamente ocupados por la especie? (*)
18. ¿Podría estimar el coste económico total de las medidas de gestión?
 - i. Coste de las medidas de prevención (trípticos, talleres, congresos...) = Euros.
 - ii. Coste de los tratamientos de erradicación o control (herbicidas, salarios, material, maquinaria...)= Euros
 - iii. Costes de restauración del hábitat (replantación con plantas nativas.....)= Euros
19. ¿Podría indicar cual ha sido el resultado de los planes de gestión ejecutados sobre esta especie?
 - i. La especie ha sido eliminada
 - ii. La especie ha disminuido considerablemente
 - iii. La especie ha disminuido poco
 - iv. La especie no ha disminuido
 - v. La especie sigue aumentando
20. ¿Cree que han sido exitosas estas medidas de gestión?
 - i. Muy exitosas
 - ii. Medianamente exitosas
 - iii. Poco exitosas
 - iv. No exitosas

[Volver](#)

Referencias

- Dana, E.D., Sanz-Elorza, M. y Sobrino, E. 2003. New alien species in Almería province (south-eastern). *Lagascalia* 23: 166-170.
- Dana, E.D., Sobrino, E. y Sanz-Elorza, M. 2004. Plantas invasoras en España: un nuevo problema en las estrategias de conservación. En *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España: Taxones prioritarios* (eds. A. Bañares et al.), pp. 1007-1027, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.
- Dana, E.D., Sanz-Elorza, M., Vivas, S. y Sobrino, E. 2005. Especies vegetales invasoras en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Duncan , R.P., Blackburn , T.M. y Sol, D. 2003. The ecology of bird introductions. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 71-98.
- Hulme, P.E. 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology* 43: 835-847.
- Kowarik, I. y Schepker, H. 1998. Plant invasions in Northern Germany : human perception and response. En *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses* (eds. Starfinger, U., Edwards, K., Kowarik, I. , Williamson, M.), pp. 109–120, Backhuys, Leiden .

- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. y Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10: 689-710.
- Moragues, E. y Rita, J. 2005. Els vegetals introduïts a les Illes Balears. Ed. Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca, España.
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamsom, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E. y Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1: 3-19.
- Perrins, J., Williamson, M. y Fitter, A. 1992. A survey of differing views of weed classification: implications for regulation of introductions. *Biological Conservation* 60: 47-56.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. y Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the . *BioScience* 50: 53-65.
- Pino, J., Font, X., Carbo, J., Jove, M. y Pallares, L. 2005. Large-scale correlates of alien plant invasion in Catalonia (NE of Spain). *Biological Conservation* 122: 339-350.
- Pyšek, P., Richardson, D.M., Rejmánek, M., Webster, G.L., Williamson, M. y Kirschner, J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53:131-143.
- Sanz-Elorza, M., Dana, E.D. y Sobrino, E. 2001. Aproximación al listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en España. *Lazaroa* 22: 121-131.
- Sanz-Elorza, M., Dana, E.D. y Sobrino, E. 2004. Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.
- Sanz-Elorza, M., Dana, E.D. y Sobrino, E. 2006. Plantas alóctonas invasoras: un nuevo problema ambiental. *Ambienta* (Abril): 56-61.
- Sanz-Elorza, M. y Sobrino, E. 2002. Plantes vasculars del quadrat UTM 31TCF34 Cambrils. En *ORCA: Catàlegs florístics locals*. Institut d'Estudis Catalans, pp. 13, Barcelona.
- Simberloff, D. 2003. Eradication-preventing invasions at the outset. *Weed Science* 51: 247-53.
- Simberloff, D. 2005. Non-native species do threaten the natural environment! *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 18: 595-607.
- Vilà, M., S. Bacher, P. Hulme, M. Kenis, M. Kobelt, W. Nentwig, D. Sol y W. Solarz. 2006. Impactos ecológicos de las invasiones de plantas y vertebrados terrestres en Europa. *Ecosistemas* 15: 10-21. http://tp%3A/www.revistaecosistemas.net/articulo.asp%3FId%3D425%26Id_Categoria%3D1%26tipo%3Dportada
- Vilà, M. 2001. Causas y consecuencias de las invasiones biológicas. En *Ecosistemas mediterráneos: análisis funcional. Textos Universitarios* (eds. R. Zamora y F. Pugnaire), pp. 32, CSIC y Asociación Española de Ecología Terrestre. Ed. Castillo y Edisart S. L., Madrid, España.
- Vilà, M., Pino, J. y Font, X. 2007. Regional assessment of plant invasions across different habitat types. *Journal of Vegetation Science* 18: 35-42.
- Vitousek, P.M. y Walker, L.R. 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: plant demography, nitrogen fixation and, ecosystem effects. *Ecological Monographs* 59: 247-265.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmanek, M. y Westerbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *Journal of Ecology* 21: 1-16.
- Westman, W.E. 1990. Park management of exotic plant species: Problems and issues. *Conservation Biology* 4: 251-260.

Nuevos retos y oportunidades para la financiación de los servicios de uso público en los espacios naturales protegidos

M. Muñoz¹, J. Benayas²

(1) Dpto. de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid (UAM). Edificio de Biología, Campus de Cantoblanco, 28049 Madrid.
Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez para los Espacios Naturales. Facultad de Ciencias, C-XVI-504.5. UAM.
(2) Dpto. de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid. Edificio de Biología, Campus de Cantoblanco, 28049 Madrid.

Nuevos retos y oportunidades para la financiación de los servicios de uso público en los espacios naturales protegidos. La utilización de los espacios naturales protegidos con fines recreativos tiene una larga tradición, sin embargo, los niveles de demanda actuales ha llevado a una situación sin precedentes históricos, que está suponiendo nuevos retos para la gestión de los mismos. Gestionar un número creciente de visitantes minimizando sus impactos en el medio y maximizando su satisfacción y su implicación con la conservación requiere financiación y, hasta el momento, el gran peso de la misma ha recaído sobre los presupuestos públicos. ¿Hasta cuando podrá soportarse esta situación sin que la calidad de los servicios se vea afectada? ¿El uso público en los espacios protegidos de España deberá seguir siendo pagado por presupuestos públicos o deben de ser los usuarios de estos espacios, directamente beneficiados, los que paguen total o parcialmente por los costes correspondientes? La futura financiación del uso público merece una reflexión que impida caer en la improvisación. En este artículo se aporta información que puede ayudar a iniciar un necesario debate.

Palabras clave: área protegida, tarifas, turismo, recreación, disposición a pagar, equidad

Challenges and opportunities for public use funding in Protected Areas. Natural areas have been used for recreation (hunting, fishing, associations of hikers, etc.) for a long time. Current levels of demand, however, indicate an unprecedented situation, initiated in the 60s. In this context, public use is the most powerful tool for connecting protected areas with society, and one of the most valuable ones for sustainability. But effective management requires funding. Traditionally, Governments have been in charge of funding conservation and visitor management but, nowadays in the face of rapidly rising visitor number and demands, many protected areas are forced to charge fees. In Spain visitor fees are not widespread yet but, how long will Governments be able to fund public use and avoid a loss of quality? Should the visitors, direct beneficiaries of recreation in these areas, pay for the corresponding costs? This paper introduces some of the main issues on public use funding and the use of park tourism fees in order to foster the forthcoming discussion.

Key words: fees, tourism, recreation, equity, fee acceptance

Introducción

Desde su origen en EE.UU., a finales del s. XIX, los espacios naturales protegidos (1) (ENP) han sido lugares atractivos para los visitantes. Hasta la década de los 60, éstos eran principalmente científicos, naturalistas y aventureros; sin embargo, a partir de ese momento surge un nuevo interés entre el público general, que comienza a utilizar estos espacios con fines recreativos. En la actualidad, el aumento de la movilidad y del tiempo dedicado al ocio, y el confinamiento de la gente en entornos urbanos hacen que los fines de semana y las vacaciones las zonas verdes y los espacios naturales se conviertan en importantes lugares de esparcimiento y disfrute, hecho que, más que una moda pasajera en los gustos de la población, parece reflejar una nueva forma en la que ésta se relaciona con la naturaleza (Archer y Wearing, 2003; Corraliza, 2003).

La evolución de los ENP desde los primeros Parques Nacionales declarados a finales del siglo XIX en los Estados Unidos (Yellowstone, Yosemite, etc.) como un modelo de disfrute contemplativo de la naturaleza, hasta los actuales modelos de gestión es un fiel reflejo de los cambios experimentados en la sociedad respecto a la conservación y disfrute del medio ambiente. En un principio se preservaban áreas silvestres donde no existía impacto humano significativo, donde la presencia humana estaba restringida a visitantes y excluía el desarrollo de actividades productivas y la intensiva utilización de sus recursos. Se trataba de santuarios naturales, ajenos a los procesos de industrialización, que servían para el recreo y disfrute de los ciudadanos, en los que surge una primera modalidad de uso público (UP) basada en un disfrute contemplativo de la naturaleza. En las últimas décadas, y a la vez que se ha pasado de un concepto de ENP como “islas de conservación” a defender, al concepto de ENP como motor del desarrollo rural en función de las políticas de conservación global del territorio, el concepto de UP ha evolucionado, incorporando cada vez más un componente educativo en la visita.

Actualmente se entiende UP como el *“conjunto de programas, servicios, actividades y equipamientos que, independientemente de quien los gestione, deben ser provistos por la Administración del espacio protegido con la finalidad de acercar a los visitantes a los valores naturales y culturales de éste, de una forma ordenada, segura y que garantice la conservación, la comprensión y el aprecio de tales valores a través de la información, la educación y la interpretación del patrimonio”* (EUROPARC-España, 2005).

Cifras como los 50 millones de visitantes de los espacios naturales del Estado español, los más de 300 millones que visitan el Sistema de Parques Nacionales de Estados Unidos o los 265 millones que recibieron el pasado año en Parks Canada (EUROPARC-España, 2006; NPS-PUSO, 2006; PCA, 2004) ilustran la realidad de la demanda existente en la actualidad. El interés por visitar los espacios protegidos no ha cesado de aumentar en las últimas décadas y ahora, más que nunca, el deseo de protección ligada a la declaración de estos espacios tiene que compatibilizarse con la demanda recreativa de los mismos.

En este contexto, el turismo y recreación asociado a los ENP ha alcanzado un importante valor económico. En países como Botswana, Costa Rica, Kenia o Nueva Zelanda, el turismo de naturaleza juega un papel importante en los ingresos nacionales (Eagles, 2001 en López Ornat y Jiménez-Caballero, 2006). Estudios realizados en EE.UU. y Australia demuestran cómo la actividad económica asociada a las actividades recreativas en los *National Forests* es, al menos, un orden de magnitud mayor que la asociada a las actividades forestales extractivas (y el coste de reparar los impactos asociados al turismo de un orden menor que los asociados a éstas últimas) (Ward, 2000 en Buckley, 2003). Citando a Buckley (2003) *“si la forma de razonar fuera económica y no política, los gobiernos australianos concederían a los usos recreativos prioridad en los bosques públicos frente a los usos forestales extractivos”*.

En la Red de Parques Nacionales de España se realizó un estudio en 2001 denominado *“Valoración Económica de la Red de Parques Nacionales. Valor Recreativo y ambiental”* (OAPN, 2001) con el objetivo de poner de manifiesto el valor global de la Red, así como el valor recreativo y ambiental de cada Parque Nacional. El valor de UP actual fue cuantificado a través del método de coste de viaje (encuesta de recreo) y el valor potencial a través del método de valoración contingente (entrevistas personales). El estudio calcula el valor recreativo (UP actual más potencial) en 19.537,29 millones de euros, ascendiendo la renta social anual generada por los Parques Nacionales a un mínimo de 765,3 millones de euros.

Pero no todo son beneficios. El creciente número de visitantes a los ENP se traduce en una mayor demanda de servicios que la administración de los parques ha de proveer con el objeto de proporcionar al visitante calidad en su experiencia, minimizando los impactos asociados a ésta. La gestión de un ENP, y por tanto de los impactos asociados al turismo, está íntimamente relacionada con la financiación del mismo (Eagles *et al.*, 2002), y por ello, junto con la evaluación, la financiación de los ENP es el objeto de un creciente debate en la actualidad.

El gasto total de los gobiernos en áreas protegidas no se encuentra bien documentado, aunque a menudo se considera inadecuado (James *et al.*, 1999; WCMC 1992; UICN, 1994; Lindberg, 2003; Verugdenhil, 2003; Bruner *et al.*, 2004). La base de la financiación de numerosos ENP ha sido y sigue siendo la financiación pública. Sin embargo, la reducción del gasto público es un fenómeno generalizado en todo el planeta, y en la actualidad, la tendencia en financiación pública en la mayoría de los países, con presupuestos cada vez más ajustados es a la baja (Barreiro, 1998; Eagles, 1995; Reynolds, 1995; Eagles *et al.*, 2002; UNEP/CBD/WG-PA, 2005). En este sentido, el Plan de Acción del V Congreso Mundial de Parques celebrado en Durban (2003) reconoce que en los últimos años se ha asistido sólo a un crecimiento modesto de los recursos disponibles para las actividades relacionadas con el manejo de las áreas protegidas, existiendo la necesidad de *“encontrar modalidades innovadoras y diversas para asignar recursos de forma más eficiente y mejorar la sostenibilidad financiera de las mismas”*.

Objetivos

La reducción de presupuestos disponibles para la gestión del uso público afecta, muy directamente, a la calidad de los equipamientos y programas ofrecidos por los ENP, y con ello, a la conservación, a la satisfacción de los visitantes y al potencial educativo de estos lugares.

Es indudable que gestionar un número creciente de visitantes, minimizando sus impactos y maximizando su satisfacción requiere dinero (Newsome *et al.*, 2002; Watson y Herath, 1999), y ante la falta de suficiente inversión pública el cobro de entradas y tarifas a los visitantes se está generalizando, incluso en lugares en los que tradicionalmente no se contemplaba.

La puesta en marcha de estas estrategias en países desarrollados va acompañada de un fuerte debate ¿el uso público en los espacios protegidos debe ser sufragado por los presupuestos públicos o deben de ser los usuarios de estos espacios, directamente beneficiados, los que paguen por los correspondientes costes?

El debate aún no ha llegado al Estado Español, pero es previsible que se plantee en los próximos años ante el continuo aumento del número de ENP y la incesante llegada de visitantes. El objetivo de este artículo es aportar algunos datos para la reflexión, a partir del análisis de experiencias recogidas a nivel internacional.

Financiación del uso público (o cómo mantener la calidad de los servicios ante una demanda cada vez mayor)

La visita a los ENP permite la interacción entre los seres humanos y la naturaleza, proporciona espacios de recreo y, gracias a unas estrategias educativas de calidad, aumenta el nivel de conciencia sobre el valor de la misma por parte de los visitantes. Así, dentro de los numerosos bienes y servicios que aportan los ENP a la sociedad, está no sólo el proporcionar lugares esenciales para el ocio, sino también para la cultura y la educación. Esto genera diferentes costes (económicos, ecológicos o sociales), muchos de ellos difíciles de expresar en términos monetarios. Poner precios de mercado a otros servicios proporcionados por los espacios protegidos no es fácil, sin embargo, encontrarlos para los servicios recreativos sí (Lindberg, 2003), y desde el mismo origen de los parques nacionales se establecieron tasas y tarifas recreativas (en 1908 en Mount Ranier National Park (Washington, EE.UU.) se cobraba 5\$ como tasa de acceso en vehículo) (MacIntosh, 1984).

A pesar de ello, su generalización es un fenómeno que comenzó en la década de los 90 (Oltemarri, 1993; Giongo *et al.*, 1994), principalmente en países en vías de desarrollo de América Latina. Hasta ese momento, con algunas excepciones como el Parque Nacional de Galápagos, no se cobraba entradas para visita o éstas eran muy bajas (Oltemarri, 1993), siendo la base de la financiación los presupuestos públicos (Crandall y Driver, 1984 en Anderson, 2001).

No existe una base de datos internacional que disponga de información completa y actualizada sobre el cobro de tarifas de usuarios en los ENP. Un estudio realizado en 1994 por Giongo *et al.* establecía como aproximadamente la mitad de los ENP del mundo cobraban tasas de entrada; aunque es más que probable que este porcentaje haya aumentado en los últimos años (Lindberg, 2003), y lo siga haciendo como resultado del incremento del número de visitantes (Buckley, 2003; Eagles, 2004). Lindberg y Enríquez (1994) compararon para una muestra de países las fuentes de financiación existentes y cómo estas variaban según el nivel de desarrollo de los países. El estudio mostraba cómo el cobro por entrada era menos frecuente en países desarrollados (que obtenían principalmente sus ingresos a través de concesiones, licencias o la administración pública). Sin embargo, ante un escenario de incremento rápido en el número de visitantes y una contracción a nivel general de los presupuestos gubernamentales destinados a ENP, la búsqueda de nuevas fuentes de financiación ya no es un fenómeno exclusivo de países en vías de desarrollo, sino que países como EE.UU., Australia o Canadá, en los últimos años han iniciado una búsqueda de nuevas fuentes de financiación para los ENP y concretamente para el UP, comenzando a cobrar o incrementado las tasas a los visitantes, bien sea directamente, a través de un cobro de entrada, o por otros servicios recreativos (van Sickle y Eagles, 1998; Eagles *et al.*, 2002; Buckley, 2003; Eagles, 2004).

Como ejemplo de la situación descrita se debe mencionar el programa de obtención de ingresos para uso público a partir de tarifas de usuario, conocido como *Recreational Fee Demonstration Program*, recientemente implantado en el *National Park Service* (EE.UU) como respuesta a los sucesivos recortes del presupuesto federal sufridos en la década de los noventa (USDI y USDA, 2000, en Lindberg, 2003). Incluso en países nórdicos, con una fuerte tradición de acceso libre y gratuito a terrenos tanto públicos como privados, se está abriendo un debate al respecto (Ovaskainen *et al.*, 1999 en Lindberg, 2003).

La situación descrita ha provocado que, a nivel internacional, surjan nuevas y diferentes fuentes de financiación alternativas a la gubernamental. Las más comunes se muestran en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Fuentes de financiación alternativas para las áreas protegidas. Elaboración propia a partir de Brown (2001) y Eagles et al. (2002).

Tipo de tarifa	Descripción
Entradas	Permiten traspasar la puerta de acceso
Tarifas por actividades recreativas	Tarifas por programas y servicios recreativos
Tarifa de usuario	Tarifas por utilizar instalaciones dentro del área protegida, como aparcamientos, acampada, centros de visitantes, barcos, refugios, etc.
Concesiones	Tasas o cuota de sus beneficios que pagan los concesionarios que ofrecen servicios a los visitantes de áreas protegidas
Venta de artículos diversos	Dinero procedente de la venta de productos, suministros y recuerdos
Venta de alimentos	Rentas derivadas de las tiendas de alimentación y los restaurantes
Alojamiento	Rentas derivadas del alojamiento en zonas de acampada o bajo techo gestionado por el parque
Licencias y permisos	Para empresas privadas que operan dentro del área protegida, como <i>tour operadores</i> , guías y otros usuarios
Impuestos	Impuestos en hoteles, aeropuertos y vehículos
Alquileres con o sin opción a compra	Cobros por el alquiler con o sin opción de compra de propiedades o equipos de un parque
Donaciones voluntarias	Incluye donaciones en efectivo, regalos “en especie” y aportación de trabajo, a menudo a través de grupos de “amigos del parque”
Otras	Venta de bienes y servicios ambientales; cambio deuda por naturaleza, etc.

A pesar de lo citado anteriormente, muchos países se resisten o simplemente no consideran la utilización de tarifas recreativas. Este es el caso de España. En algunos casos es debido a una inercia existente (cuando ya existe una tradición de no cobro, y la sociedad ha interiorizado el que es el Estado y los impuestos los que deben financiar los espacios protegidos, puede haber fuertes objeciones a la introducción de tasas). En otros, por la preocupación de los efectos negativos de las tarifas (Lindberg, 2003). Buckley (2003) sostiene que la aceptación y los efectos de la tarifas dependen del contexto histórico, político, legal económico y social de cada ENP o red de ENP, siendo dos los aspectos más significativos para la aceptación de las tarifas: a) mantener la equidad entre los grupos sociales y b) mantener el control y uso de los ingresos conseguidos.

El debate originado en torno a las tarifas de usuario

El cobro de tarifas de acceso y usuarios en ENP y terrenos públicos es origen de un creciente debate a nivel internacional en las últimas décadas (Bowker et al., 1999) surgiendo un creciente cuerpo de literatura en torno a los sucesivos recortes presupuestarios. Los primeros estudios al respecto surgen en la década de los 80 con el comienzo de la generalización del cobro de tasas y entradas pero esencialmente la mayor parte de los trabajos realizados se producen en la década de los 90 y principios del nuevo siglo principalmente en el ámbito anglosajón, América Latina y más recientemente en África, generalmente ligados a reducciones del gasto público (Ostergren et al., 2005).

Así en la actualidad ya existe abundante literatura referente al cobro de tarifas en terrenos públicos (no necesariamente espacios protegidos; véanse, entre otros, los trabajos de Lindberg, 1997; Lundgren, 1997; Chase *et al.*, 1998; Christensen *et al.*, 1998; van Sickle y Eagles, 1998; Bowker *et al.*, 1999; Krannich *et al.*, 1999; Lindberg y Aylward, 1999; More, 1999; Schneider y Budruk, 1999; Watson y Herath, 1999; More y Stevens, 2000; Bengston y Fan, 2001; Benitez, 2001; Buckley, 2003; Anderson y Freymund, 2004; Ostergren *et al.*, 2005). Aunque hay algunas inconsistencias en los resultados, la mayor parte de ellos son complementarios y han contribuido sustancialmente al conocimiento de las respuestas a las tasas y cobros de entrada en diferentes contextos y para diferentes tipologías de visitantes (Watson y Herath, 1999).

El debate que surge en torno al cobro de tarifas, según Anderson (2001), se centra en tres aspectos fundamentales: equidad, calidad de la experiencia y el sistema de gestión de tarifas. A partir de una revisión de la bibliografía existente la autora recoge bajo la citada división las diferentes posturas (**Tabla 2**). Así mismo clasifica todos los estudios realizados en tres tipos: filosóficos (¿el ocio debe ser subsidiado por los estados?), psicológicos (actitudes, expectativas, cambios de comportamiento), y estrictamente económicos.

Tabla 2. Posturas existentes ante el cobro de tarifas. Traducido de Anderson (2001)

	Contrarios al cobro de tarifas	A favor de cobro de tarifas
Equidad	Impactos mayores para determinados grupos socioeconómicos y étnicos que pueden ser incapaces de pagar los costes de entrada. Impactos mayores para determinados grupos socioeconómicos y étnicos que pueden ser incapaces de pagar los costes de entrada. Doble rasero al cobrar tarifas recreativas en aquellos países en los que se dan subvenciones para actividades extractivas. Doble tasación (ya se paga con impuestos públicos).	Los usuarios deben pagar parte del coste de su experiencia. Los usuarios deben pagar parte del coste de su experiencia. Aquellos que usan y se benefician de estos espacios y servicios deben pagar la mayor parte de los servicios.
Calidad de la experiencia	Afecta a la sensación de libertad. Afecta a la sensación de libertad. Puede desplazar a visitantes a otros lugares Cambia la relación de la gente con el territorio Altera la experiencia en estos espacios al ser sometida a los precios de mercado.	Reduce la masificación y los impactos producidos por ello pues acuden únicamente aquellos dispuestos a pagar por ello. Reduce la masificación y los impactos producidos por ello pues acuden únicamente aquellos dispuestos a pagar por ello. Mejora la calidad de los equipamientos y servicios.
	Constituye un paso para la privatización de terrenos públicos. Constituye un paso para la privatización de terrenos públicos.	Los ingresos permanecen en el ENP invirtiéndose en mantenimiento y mejora de equipamientos y servicios (para ello debe permanecer alrededor del 80%).

Gestión de las tarifas	Aumenta las expectativas acerca de los equipamientos y servicios, lo que provoca un mayor desarrollo de los mismos. Las decisiones de los gestores se basarán en los beneficios económicos. Se incorporan con el objetivo de sustituir las partidas económicas gubernamentales.	Los ingresos permanecen en el ENP invirtiéndose en mantenimiento y mejora de equipamientos y servicios (para ello debe permanecer alrededor del 80%). Recupera parte de los costes que suponen los equipamientos /servicios ofrecidos. Protegen recursos e infraestructura. Incrementa la seguridad reduciendo el vandalismo.
-------------------------------	--	---

Los estudios realizados hasta el momento citan los beneficios del cobro de tarifas en un aumento de ingresos, mejora de los servicios, oferta de servicios especializados y mayor satisfacción del visitante. Autores como Benítez (2001) consideran que la situación ideal es que los costes asociados con la gestión de los servicios recreativos provistos para un área protegida se encuentren reflejados en una tarifa de usuario.

Autores como Lindberg (2003) y Buckley (2003) citan como el argumento más extendido y utilizado por aquellos que se oponen al cobro de tarifas, el problema de la doble tasación o doble pago de impuestos. Así, un importante motivo de la decisión de no cobro de tarifas en muchos de los casos es el denominado “político-cultural”: *“en muchos lugares la gente considera los parques nacionales y otros terrenos públicos como parte de su herencia. Sienten que estas áreas son bienes públicos que deben ser provistos por los gobiernos a todos los ciudadanos, y que deben ser financiados por impuestos. Simplemente se siente que no es adecuado cargar tasas por acceder a terrenos públicos”* (Lindberg, 2003). Otros argumentos extendidos son la percepción como una interferencia en la calidad de la experiencia (entre otros Anderson, 1997 en Anderson y Freymund, 2004; Christensen *et al.*, 1998; Schneider y Budruk, 1999). Del mismo modo, mucho se ha escrito sobre la posibilidad de una menor afluencia de visitantes a los espacios en el caso de implantar o incrementar las tarifas, especialmente entre aquellos grupos socioeconómicos más desfavorecidos (véase More, 1999; More y Stevens, 1999; Martin, 1999). En general, y según Buckley (2003), las tarifas que se cobran actualmente a nivel mundial son bajas, y no afectan al volumen total de visitantes puesto que generalmente el precio de la tarifa es reducido, si se compara con el coste total del viaje.

Autores como Eagles *et al.* (2002), consideran que cobrar tarifas a los visitantes puede, además de a obtener ingresos, contribuir a varios de los objetivos de gestión como desplazar el uso a un área o período alternativo, crear una actitud de respeto, o (en el caso de las tarifas diferenciales) alcanzar algún fin social deseable. Sin embargo, en países desarrollados la experiencia indica que unas tarifas modestas no influyen, por lo general, en el número de visitantes (Lindberg, 2001 en Buckley, 2003, Ostergren *et al.*, 2005), ni en su comportamiento (Leuschner *et al.*, 1987). Por ello, en la actualidad, y según Buckley (2003), las tarifas son utilizadas principalmente para adquirir ingresos para el ENP más que como instrumento de limitación de visitantes.

Diversos estudios de disposición a pagar realizados en la década de los 90 mostraban cómo los visitantes de áreas protegidas en los países en vías de desarrollo están generalmente a favor de pagar mayores tarifas de las que se cargan (Tobias y Mendelsohn, 1991; Maille y Mendelshon, 1993; Menkhaus y Lober, 1996). Coincidiendo con lo establecido por estos estudios, los aumentos producidos en la última década en las tasas de entrada en los Parques Nacionales de Galápagos o Costa Rica no han hecho disminuir el número de visitantes (incluso han aumentado), corroborando la hipótesis de que en lugares con características únicas se pueden subir las tarifas con bajo efecto sobre los niveles de visita (Benítez, 2001; Lindberg, 1997; Lindberg y Aylward, 1999).

Los estudios realizados muestran cómo son factores diversos los que influyen en la disposición a pagar tarifas, tanto del tipo socioeconómico de los visitantes como del estado de conservación del espacio, calidad de la experiencia y servicios ofrecidos por el ENP (Buckley, 2003). En el caso de países desarrollados, como EE.UU., la investigación reciente indica que las tarifas de usuario son apoyadas específicamente cuando la alternativa es una reducción de servicios (More y Stevens, 2000; NPS, 2003), o cuando los ingresos obtenidos se utilizan para realizar mejoras directamente en el espacio donde se ha recaudado (Leuschner *et al.*, 1987; Lundgren *et al.*, 1997; White y Lovett, 1999; Bengston y Fan, 2001; NPS, 2003; Ostergren *et al.*, 2005), siendo los aumentos de tarifas, o la introducción de tarifas nuevas más fáciles de aceptar cuando existe una intención clara de mejorar el servicio para los visitantes (Bowker *et al.* 1999; Bengston y Fan, 2001; NPS, 2003). Se suele decir que las personas valoran más aquello por lo que pagan. En este sentido, algunos parques han descubierto que tenían que incrementar las tarifas por sus programas interpretativos para que la gente decidiera asistir *“por lo visto los visitantes no se convencían de que los programas tenían la suficiente calidad hasta que los precios estaban a la altura”* (Eagles *et al.*, 2002). Así mismo, los

promotores de los sistemas de tarifas argumentan que la percepción que produce el pago de una tarifa da sentimiento de "propiedad", que puede ser importante a la hora de reducir el vandalismo.

Se debe insistir, no obstante, que la mayor parte de los estudios se han hecho desde la perspectiva de los *fee-users* y no de los grupos desplazados, gestores u otros colectivos, pudiendo existir un importante sesgo en ese sentido (Anderson y Freymund, 2004).

Tan importante como la obtención de fondos es la gestión de los mismos, pues son muchas las ocasiones en los que sistemas de cobro no han aportado los beneficios esperados y han creado gran insatisfacción entre los visitantes por una gestión deficiente de los mismos. En la década de los 90, era común que los ingresos recogidos se devolvieran al tesoro general del estado no produciendo beneficio directo para el ENP (Giorgio *et al.*, 1994). Estudios realizados en diversos ENP (Rodríguez, 1993; Lindberg y Enríquez, 1994; Grenier, 1994) mostraban como, a pesar de la obtención de fondos por concepto de derecho de admisión y otros relacionados con actividades recreativas, éstos no solían ser utilizados adecuadamente o no eran reinvertidos propiamente en el área. En la actualidad, son diferentes las formas de gestión que existen de los ingresos obtenidos a partir de las actividades recreativas en los ENP:

a- Ingresos devueltos al tesoro general que los utiliza para:

- Financiar otros ENP del sistema: Los ingresos por turismo derivados de las áreas protegidas más populares pueden utilizarse para ayudar a financiar otras que no atraen a tantos turistas o en las que sería inapropiado admitir un volumen elevado.
- Financiar otras partidas del presupuesto nacional (sanidad, educación, etc.).

b- Ingresos gestionados por el propio ENP que los reinvierte en actividades tanto de conservación como de gestión.

c- Ingresos gestionados por el propio ENP que los reinvierte exclusivamente en servicios de UP.

d- Ingresos gestionados por el propio ENP que los reinvierte en la actividad que los generó

e- Mixta entre las anteriores.

Como ya se ha anticipado, en muchos casos, el grado de aceptación o rechazo a las tarifas dependen de la confianza que tienen los visitantes en que estas serán bien utilizadas (Vogth y Williams, 1999 en Buckley, 2003). Así son mejor aceptadas cuando son reinvertidas directamente en el lugar donde se recogen. El ICOMOS (Consejo Internacional de Monumentos y Sitios) elaboró en 1999 una carta sobre cultura y turismo en la que se recomendaba asignar una parte significativa de los ingresos generados a "*la protección, la conservación y a la presentación de los lugares e informar a los visitantes de dicha asignación*" (Eagles *et al.*, 2002) (**Fig. 1**).



Figura 1. Información al visitante sobre el uso dado a las tarifas recreativas recaudadas a través del Recreational fee Demonstration Program (Rocky Mountain National Park y Devils Tower National Monument).

Financiación del uso público en el Estado Español (el debate se abre)

En España, tal y como se ha comentado, el uso público en los ENP es financiado casi en exclusiva por fondos gubernamentales. Ningún ENP público cobra tasas de entrada y son pocos los que cobran directamente por la realización de visitas guiadas. En muy pocos casos los ingresos generados por el uso público vuelve directamente al espacio que los generó. Sin embargo, el número de visitantes y los servicios demandados por éstos no cesan de aumentar. En la actualidad España cuenta con 1.115 ENP que suponen una superficie total de más de 5 millones de hectáreas. Fueron visitados en 2005 por 50 millones de visitantes (EUROPARC-España, 2006). En 1981 únicamente se protegía algo más de 145.000 ha, y recibieron no más de 20 millones de visitas anuales (EUROPARC-España, 2002).

Como claro ejemplo de esta situación podemos citar el caso de la Red de Parques Nacionales, receptora de 11 millones de visitantes anualmente (un 22% del total de las visitas a ENP del Estado Español), y con un crecimiento desde 1984 de más del 20%. Para poder ver lo que implican estas cifras, se debe citar que el parque más visitado, el Teide, recibe más visitantes al año (3,3 millones) que países enteros como Costa Rica o Argentina (OMT, 2004). El aumento de visitas ha ido acompañado del desarrollo de todo un conjunto de infraestructuras, equipamientos y servicios que pretenden dar respuesta a las demandas de los visitantes. A pesar que el Plan Director de la Red de Parques Nacionales (OAPN, 1998), contempla la obtención de ingresos a través de la comercialización de servicios no considerados "básicos" por concesiones de equipamientos y servicios (en todo caso el acceso a los parques ha de tener siempre carácter gratuito) la realidad es que la mayor parte de la financiación necesaria ha corrido a cargo de presupuestos públicos. El presupuesto medio para inversiones reales UP en la Red y el período 1998-2003 ascendió 3,9 millones de euros anuales (aproximadamente un 17% del total de las inversiones reales), a los que hay que sumar el gasto de personal contratado para uso público y vigilancia (que en 2005 ascendió a 7,8 millones de euros).

De la totalidad en inversiones reales en UP y personal, en la actualidad, la RPNE recupera únicamente un 3,6% en la forma de tasas y tarifas de usuario o concesión. En un escenario en el que se cobrara los servicios complementarios ofrecidos, según las condiciones y calidad actuales (aplicando tarifas similares a las que se cobran en otros países con similar nivel de desarrollo), presentaría potencial para recuperar al menos un 16% del total de la inversión en UP (estimación realizada a la baja). En caso de que se cambiara la legislación y se cobrara una tasa de entrada (similar a la que se cobra en otros países con similar nivel de desarrollo) se alcanzaría un escenario en el que la totalidad de los servicios de UP de la red podrían autofinanciarse (Benayas y Muñoz, 2006).

Pasada una primera fase de crecimiento y dotación de infraestructuras en uso público en los parques, nos encontramos ante una nueva fase que nos permita reflexionar sobre como satisfacer con calidad los nuevos retos que el uso público plantea. El número de espacios protegidos y de visitantes a los mismos no cesa de aumentar, recayendo todos los costes sobre los presupuestos públicos. En ocasiones el destinar presupuestos a los programas de UP en ENP implica la reducción de las partidas dedicadas a la conservación del área. Ante este escenario, es importante hacerse la pregunta ¿el uso público en los espacios protegidos de España deberá seguir siendo pagado por presupuestos públicos o deben de ser los usuarios de estos espacios, directamente beneficiados, los que paguen total o parcialmente por los costes que generan su visita?, ¿se deben buscar modelos comparativos en las formas de gestión del patrimonio cultural, donde el cobro de tarifas está totalmente aceptado desde hace tiempo? La futura financiación del uso público merece una reflexión que permita adelantarnos a posibles escenarios futuros. En este sentido, este artículo aporta algunos datos que pueden contribuir de forma significativa a iniciar este debate.

Nota

(1) En este documento se utilizará de forma indistinta los términos espacio natural protegido y área protegida (AP). [Volver](#)

Referencias

Anderson , K.H. y Freymund W. 2004. Multiple Dimensions of Active Opposition to the Recreational Fee Demonstration Program. *Journal of Park and Recreation Administration*. 22: 44-64

Anderson, K.H. 2001. *The Debate Surrounding Newly Implemented Recreation user Fees on Federal Lands: an examination of Lands: Those Actively Opposed*. Document presented I partial fulfilment of the requirements for the degree of masters of Science in Recreation Management. School of Forestry. The University of Montana.

Archer, D. y Wearing S. 2003. Self, Space, and Interpretive Experience. *Journal of Interpretation Research* 8: 7-23.

Barreiro, J. 1998. *Valoración de los beneficios derivados de la protección de espacios naturales: el caso del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.

Benayas, J. y Muñoz, M. 2006. Análisis de los ingresos generados por el uso público en la Red de Parques Nacionales. En *Modelos de uso público en la Red de Parques Nacionales*. Bloque III. Proyecto de investigación 102/2002 OAPN. Madrid.

Bengston, D.N. y Fan, D.P. 2001. Trends in Attitudes Toward the Recreational Fee Demonstration Program on the National Forests: A Computer Content Analysis Approach. *Journal of Park and Recreation Administration* 19:1-21

Benitez, S. 2001. *Visitor Use Fees and Concession Systems in Protected Areas: Galápagos national park Case Study*. Ecotourism program technical report series nº 3. The Nature Conservancy. Arlington, Virginia, 18 pp.

Bowker, J.M., Cordell, H.K. y Johnson, C. (1999). User fees for recreation services on public lands: a national assessment. *Journal of Park and Recreation Administration* 17:1-14

Brown, C.R. 2001. *Visitor use fees in protected areas. Shynthesis of the North America, Costa Rican and Belizean Experience*. Ecotourism Program Technical Report Series Number 2. The Nature Conservancy. 67 pp.

Bruner, A., Gullison, R.E. y Balmford, A. 2004. Financial costs and shortfalls of managing and expanding protected area systems in developing countries. *Bioscience* 54:1119-1126;

Buckley, R. 2003. Pay to Play in Parks: An Australian Policy Perspective on Visitor Fees in Public Protected Areas. *Journal of Sustainable Tourism*. 11: 56-73

Chase, L.C., Lee, D.R.; Shulze, W.D. y Anderson, D.J. 1998. Ecotourism demand and differential pricing of national park access in Costa Rica. *Lands economics* 74: 466-82.

Christensen, N.A., Borrie, B. y Williams, D.R. 1998. Appropriateness to pay: is wilderness a unique recreation experience?- Research session at the seventh International Symposium on Society and Resource management: Culture, environment and Society. May 27-31, 1998. University of Missouri, Columbia.

Corraliza, J.A. 2003. "La gestión de los espacios naturales protegidos en una era de valores sociales en conflicto" en *Medio*

- ambiente y participación: una perspectiva desde la psicología ambiental y el derecho* Pp. 183-201. (Eds. San Juan, J.; Berenguer, J.; Corraliza, J.A.; Olaizola, I). Servicio editorial del País Vasco. Zarautz
- Durban 2003. Recomendaciones del V Congreso Mundial de Parques UICN. Recomendación 5.12 "El Turismo como instrumento de conservación y apoyo para las áreas protegidas".
- Eagles, P.F.J. 1995. Tourism and Canadian Parks: Fiscal Relationships. *Managing Leisure* 1:16-27.
- Eagles, P.F.J. 2004. *Trends affecting tourism in Protected Areas*. Working papers of the Finnish Forest research Institute. Conferencia Internacional en seguimiento y gestión de flujos de visitantes en áreas protegidas y recreativas (Rovaniemi, 2004).
- Eagles, P.F.J., Mc Cool, S.F. y Haynes, C.D. 2002. *Turismo sostenible en áreas protegidas. Directrices de planificación y gestión*. Organización Mundial del Turismo, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente; UICN-Unión mundial para la naturaleza. Madrid, España. 183 pp.
- En López Ornat, A. y Jiménez-Caballero. 2006. *Fuentes de Financiación Sostenibles para Áreas Protegidas en la Región Mediterránea*. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. Fundación Biodiversidad, Madrid, España y AEI, Madrid, España.
- EUROPARC-España .2002. Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2002. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid 96 pp. Disponible en: <http://www.europarc-es.org/>
- EUROPARC-España. 2006. Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2005. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid 160. Disponible en: <http://www.europarc-es.org/>
- Giongo, F., Bosco-Nizeye, J. y Wallace. G.N. 1994. *A Study of Visitor Management in the World's National Parks and Protected Areas*. Universidad de Colorado. The Ecotourism Society y the World Conservation Monitoring Centre.
- James, A.N., Green, M.J.B. y Paine, J.R. 1999. *A Global Review of Protected Area Budgets and Staff*. WCMC Biodiversity Series N° 10. World Conservation Monitoring Centre y World Commission on Protected Areas. Cambridge, UK.55 pp. Disponible en: http://sea.unep-wcmc.org/resources/PDFs/10_all.pdf
- Krannich, R. S., Eisenhauer, B. W., Field, D. R. y Pratt, C. 1999. Implications of the National Park Service Recreation Fee Demonstration Program for park operations and management: Perceptions of NPS managers. *Journal of Park and Recreation Administration*, 17:35-52.
- Leuschner, W. A., CK, P.S., RK, J.W. y Oderwald, R.G. 1987. A comparative analysis for wilderness user fee policy. *Journal of Leisure Research*, 19:101-114.
- Lindberg, K. 1997. Economic aspects of ecotourism. En *Ecotourism: A guide for planners and managers, Volume 2*, K. Lindberg, M. Epler Wood, and D. Engeldrum, editors, 87-117. N. Bennington, VT: The Ecotourism Society.
- Lindberg, K. 2003. *The sale of biodiversity to nature tourist*. Informe elaborado por el Environment policy committee. Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD). Paris, 33 pp.
- Lindberg, K., Enriquez, J. y Sproule, K. 1996. Ecotourism questioned: case studies from Belize. *Annals of Tourism research* 23:543-562
- Lindberg, K. y Aylward, B. 1999. Price Responsiveness in the Developing Country Nature Tourism Context: review and Costa Rica Case Study. *Journal of Leisure Research* 31:281-299.
- Lundgren, A.L., Gregersen, H.M. y Lime, D. 1997. *The Role of Recreation Fees in the Management of National Parks*. Proceedings of the 9th Conference on Research and Resource Management , Parks and Public Lands: The 1997 George Wright Society Biennial Conference, 459-462.
- MacIntosh, B .1984. Visitor fees in the National Park System. A Look back. *Trends* 21:4-8
- Maille, P. y Mendelsohn, R. 1993. Valuing ecotourism in Madagascar. *Journal of Environmental Management* 38: 213-218.

- Martin, S.R. 1999. A policy implementation analysis of the Recreational fee Demonstration Program: convergence of public sentiment, Agency programs and Policy Principles?. *Journal of Park and Recreation Administration*, 17: 15-34.
- Menkhaus, S. y Lober, D.J. 1996. International ecotourism and the valuation of tropical rainforests in Costa Rica. *Journal of Environmental Management* 47:1-10.
- More, T. 1999. A Functionalist Approach to User Fees. *Journal of Leisure Research* 31 :227-244.
- More, T. y Stevens, T. 2000. Do user fees exclude low-income people from resource-based recreation? *Journal of Leisure Research* 32: 341-357.
- National Parks Service (NPS). 2003. Recreational Fee Demonstration Program. Progress Report to Congress Fiscal Year 2002 Submitted by the U.S. Department of the Interior National Park Service U.S. Fish and Wildlife Service Bureau of Land Management U.S. Department of Agriculture Forest Service. Disponible en: <http://www.nps.gov/feedemo/>
- National Parks Service. Public Use Statistics Office (PUSO).2006.Datos básicos sobre uso público. Disponible en: www.nps.gov
- Newsome, D., Moore, S.y Dowling, R.K. 2002. *Natural Area Tourism. Ecology, Impacts and Management*. Clevedon.
- OAPN. 2001. *Valoración Económica de la red de Parques Nacionales. Valor Recreativo y Ambiental*. Informe elaborado por Tragsatec. Octubre, 2001. No publicado.
- OAPN.1998. Plan director de la Red de Parques Nacionales.
- Oltemarri, J. 1993. *El turismo en los parques nacionales y otras áreas protegidas de América Latina*. Proyecto FAO/PNUMA. Documento técnico nº 11. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe, Santiago de Chile.
- Organización Mundial del Turismo (OMT). 2004. Datos esenciales del turismo edición 2004. Organización Mundial del Turismo.
- Ostergren, D., Solop, F. y Hagen, K. 2005. National Park Service Fees: Value for the Money or a Barrier to Visitation? *Journal of Park and Recreation Administration* 23: 18-36
- Parks Canada Agency (PCA). 2006. Annual Report 2004-2005.
Disponible en: http://www.pc.gc.ca/docs/pc/rpts/rp-pa-2003-2004/index_e.asp
- Reynolds, J. 1995. *National parks and protected areas in the United States*. Paper given to the North American Regional Meeting of the Commission on National Parks and Protected Areas. Banff National Park, Alberta, Canada
- Schneider , I.E. y Budruk, M. 1999. Displacement as a response to the federal Recreation fee program. *Journal of Park and Recreation Administration* 17: 76-84.
- Tobias, D. y Mendelsohn, R. 1991. Valuing ecotourism in a tropical rain forest reserve. *Ambio* 20: 91-93
- UICN. 1994.. *Parques para la vida: Plan de acción para las áreas protegidas de Europa*. Comisión de UICN sobre Parques Nacionales y Espacios Protegidos. Gland, Suiza:UICN
- UNEP/CBD/WG-PA. 2005. *Opciones para movilizar recursos para la aplicación del trabajo en los países en desarrollo y países con economías en transición*. Grupo de trabajo especial de composición abierta sobre áreas protegidas. Primera reunión. Montecatini, Italia, 13-17 de junio de 2005
- Van Sickle, K. y Eagles, P.F.J. 1998. Budgets, Pricing Policies and User Fees in Canadian Parks' Tourism. *Tourism Management* 19: 225-235.
- Verugdenhil, D. 2003. *Modelling the financial needs of protected area systems: An application of the 'Minimum Conservation System design tool*. Paper presented at the Fifth World Parks Congress; 8-17 September 2003, Durban, South Africa.
- Watson, A.E. y Herath, G. 1999. Research implications of the theme issues "recreation Fees and Pricing Issues in the

Public Sector".(Journal of Park and Recreation Administration)and "Social Response to Fees on Public Lands" (Journal of Leisure Reserath). *Journal of Leisure Research* 3: 325-34

WCMC. 1992. *Protected areas of the world: a review of National Systems*. Gland, (Suiza) UICN 4 vols.

White, P.C.L., Lovett, J.C. 1999. Public preferences and willingness to pay for nature conservation in the North York Moors National Park, UK. *Journal of Environmental Management* 55: 1-13

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano.

C. Montes¹, O. Sala²

(1) Laboratorio de Socio-Ecosistemas, Departamento de Ecología, C. Darwin 2, Edificio de Biología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049. Madrid, España.

(2) Centre for Environmental Studies. Brown University. Box 1943 135 Angell Street Providence, RI 02912. EEUU.

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. Para satisfacer las demandas de información científica de los tomadores de decisiones sobre las consecuencias del cambio de los ecosistemas en el bienestar humano, desde el año 2001 al 2005 un consorcio de más de 1.360 científicos de todo el mundo, con el apoyo de 5 Agencias de las Naciones Unidas, 4 Convenios Internacionales, el sector privado y la sociedad civil, han llevado a cabo la mayor auditoría ecológica sobre el estado de conservación de los ecosistemas del planeta y el uso de los servicios que generan a la sociedad. El futuro de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio pasa por reforzar su credibilidad, legitimidad política y utilidad, para que pueda obtener fondos estables que aseguren su ejecución con una periodicidad de 4-5 años, y pueda convertirse en un impulsor de cambio de las políticas que degradan los ecosistemas y comprometen el bienestar de las futuras generaciones.

Palabras clave: Evaluación de ecosistemas, servicios de los ecosistemas, capital natural, IPCC

Millennium Ecosystem Assessment. The relationships between ecosystems functioning and human well-being. In order to meet the needs for scientific information of decision-makers on the consequences of ecosystem change for human well-being, between 2001 and 2005 a consortium of more than 1,360 scientists from all over the world has carried out the most extensive ecological audit ever on the earth's ecosystem conservation and the services they generate. It counted on the support of 5 United Nations Agencies, 4 international conventions, the private sector and the civil society. The future of the Millennium Ecosystem Assessment will depend on its scientific credibility, political legitimacy and its utility so that it can obtain enduring funding, that allows a periodicity of 4-5 years, and opens the possibility to become a driver of change of the politics that degrade the ecosystems and endanger the well-being of future generations.

Key words: Ecosystem assessment, ecosystem services, natural capital, IPCC

Introducción

Especialmente en las dos últimas décadas se ha generado una fuerte conciencia social sobre la gravedad de los problemas ambientales que está creando el metabolismo de la economía mundial. Los gobiernos a través de sus instituciones han respondido por un lado promulgando planes, programas o estrategias nacionales (desarrollo sostenible, biodiversidad, cambio climático, etc.), y por otro, promoviendo acuerdos multilaterales para abordar los problemas a nivel global, como es el caso del Convenio sobre Diversidad Biológica ([CBD](#) en sus siglas en inglés), sobre el Cambio Climático ([UNFCCC](#) en sus siglas en inglés), sobre Humedales ([Ramsar](#)), o para la lucha contra la Desertificación ([UNCCD](#) en sus siglas en inglés).

Para fortalecer la base científica en la toma de decisiones de las políticas ambientales que se están desarrollando dentro o fuera del marco de estos convenios, se han llevado o se están llevando a cabo una serie de evaluaciones globales de carácter sectorial, como la Evaluación Global de la Biodiversidad ([GBA](#) en sus siglas en inglés), el Panel Intergubernamental sobre el

Cambio Climático ([IPCC](#) en sus siglas en inglés), la Evaluación Global de Aguas Internacionales ([GIWA](#) en sus siglas en inglés), o la serie recientes de informes del Programa Global Environmental Outlook ([GEO](#) en sus siglas en inglés).

La mayoría de estas evaluaciones globales han actuado a modo de notario frente a los procesos de destrucción y degradación de los ecosistemas. Han levantado acta de lo *QUÉ* está ocurriendo, cuantificando la superficie del territorio que se ha degradado, o registrando cuánta biodiversidad se está perdiendo. Pero también les ha interesado el *POR QUÉ* está sucediendo, y por eso han evaluado los vacíos de conservación relacionados con la demanda de espacios o especies protegidas, y han caracterizado los errores de intervención de la economía, de la legislación ambiental y de las instituciones. Sin embargo, el Programa Científico Internacional denominado formalmente la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM) y popularmente ecomilenio o Evaluación del Milenio, se ha interesado más por el bosque que por el árbol, por la película más que por los fotogramas, por las causas más que los síntomas, es decir, se ha preocupado más por las preguntas que por las respuestas. En este contexto, surge la pregunta clave de la EM ¿*CÓMO* está ocurriendo la degradación de los ecosistemas del planeta y cuál es su relación con el bienestar humano?

Si, como reflexiona Jorge Wagensberg, en uno de sus aforismos “*el QUÉ es lenguaje, el PARA QUÉ es tecnología, el PORQUÉ quizás filosofía y el CÓMO es ciencia, el lenguaje de la ciencia*” (Wagensberg, 2006) podemos considerar que la EM se ha interesado en el *CÓMO DEL QUÉ Y EL PORQUÉ* de los vínculos entre el bienestar humano, la conservación de los ecosistemas y su uso sostenible. En pocas palabras, *CÓMO* podemos pasar de ser el problema de la crisis ecológica a ser la solución. En este contexto, el artículo trata de explicar los antecedentes, la naturaleza, los mensajes y los conceptos-fuerza más importantes que la EM intenta transmitir a la sociedad en general, y a los tomadores de decisiones en particular.

Una breve historia de la génesis de la EM

Oficialmente la EM comenzó en Abril del año 2001 con una primera reunión técnica en Holanda. Pero fue el 5 de Junio de ese mismo año, coincidiendo con el día de Medio Ambiente, cuando fue lanzada formalmente a nivel mundial por el entonces Secretario General de Naciones Unidas, Kofi Annan, que la había descrito como “*un ejemplo destacado de la cooperación internacional entre científicos y políticos necesaria para la causa del desarrollo sostenible. Las buenas políticas gubernamentales deben basarse en datos científicos sólidos*” (Annan, 2000).

La preocupación y el compromiso de las Naciones Unidas frente a las cifras alarmantes no sólo sobre el hambre, la pobreza, las enfermedades o la educación, sino también sobre la degradación de los ecosistemas del planeta, se pusieron de manifiesto un año antes del lanzamiento de la EM, cuando su Asamblea General aprobó la Declaración del Milenio e incluyó como uno de sus Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) el alcanzar la sostenibilidad ambiental para el año 2015.

Sin embargo la idea de la EM se había gestado tres años antes de su presentación oficial en el Instituto de Recursos Mundiales (WRI en sus siglas en inglés) en Washington DC. Su Vicepresidente, el zoólogo y biólogo de la conservación Walter Reid, estaba interesado en realizar una evaluación del estado de los ecosistemas del mundo (www.maweb.org/en/History.aspx). Existía una fuerte demanda de información científica contrastada, y de carácter global, para convenios internacionales como el CBD o el CCD que estaban elaborando estrategias de acción para un cambio cercano de milenio.

En Mayo de 1998, en una reunión relacionada con la elaboración de uno de los informes bianuales del WRI, que se edita conjuntamente con el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y el Banco Mundial, se concretó la idea de la EM, y la propuesta de poner en marcha un proceso internacional para poder llevarla cabo a través de un Comité Exploratorio coordinado por Walter Reid (futuro director de la EM).

Las actividades programadas incluían: a) llevar a cabo un Análisis Piloto de Ecosistemas Globales (PAGE en sus siglas en inglés), b) centrar el Informe de Recursos Mundiales 2000-2001 de WRI en el estado de conservación de los ecosistemas denunciado previamente en el PAGE, y c) establecer un proceso consultivo que pudiera desembocar en la realización de una evaluación científica internacional de carácter global.

El PAGE implicó a más de 500 colaboradores y permitió la [publicación](#) de las primeras evaluaciones globales sobre grandes ecosistemas del planeta (agrosistemas, aguas continentales, bosques, praderas, costeros y marinos). El PAGE, como embrión de la EM, concluyó que la capacidad de los ecosistemas para satisfacer las necesidades humanas estaba disminuyendo, y advertía de las consecuencias que la erosión de la biodiversidad tendría sobre el bienestar humano.

Entre 1999 y 2001, el proceso de desarrollo de la EM pasó por una fase de transición previa a su lanzamiento, en la que el Comité Exploratorio diseñó su estructura organizativa y funcionamiento. Definió sus necesidades financieras, identificó donantes, seleccionó las instituciones que iban a formar parte de su Consejo directivo, y consiguió el respaldo de los Convenios de CBD, CCD y Ramsar, con el fin de que la EM actuara como mecanismo para satisfacer las demandas de

información para algunas de sus evaluaciones. Finalmente, en Diciembre de 2000 se nombraron como co-presidentes de un Panel Interdisciplinario de Evaluación, al prestigioso ecólogo Harold Mooney, y a Angela Cropper, conocida por su capacidad de gestión en un considerable número de instituciones ambientales.

De esta forma se puso en marcha un consorcio de casi 2000 investigadores y expertos de 95 países para desarrollar el Programa Científico Internacional de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Éste tenía como objetivo central suministrar información científica a los tomadores de decisiones y al público en general referente a las consecuencias que las alteraciones que se están produciendo en los ecosistemas del planeta tienen sobre el bienestar humano, así como facilitar las posibles opciones de respuesta a esos cambios (<http://www.maweb.org/>).

Lecciones aprendidas de los fracasos y éxitos de otras evaluaciones globales

Las personas que investigan o trabajan en la conservación de la naturaleza son conscientes de que, aunque se han hecho grandes avances sobre el conocimiento interdisciplinario de los ecosistemas, su biodiversidad y sus relaciones con los sistemas socioeconómicos, los resultados obtenidos tienen muy poco peso en las discusiones políticas y en la toma de decisiones relacionadas con las causas que generan la degradación o la destrucción de los ecosistemas. Esto estuvo en la mente del grupo de personas que gestó la EM (Reid y Mace, 2003). De esta manera, y con el fin de extraer lecciones, el grupo gestor de la EM tomó como referente, para su diseño, la comparación de dos tipos de evaluaciones globales, una exitosa y otra fracasada.

La evaluación que la EM tomó como modelo exitoso fue la que realiza el IPCC, bajo el marco del UNFCCC. El IPCC es una organización científica que trabaja *ad honorem*, y que fue creada en 1998 por la Organización Meteorológica Mundial (WMO en sus siglas en inglés) y el PNUMA. Tiene como misión analizar de forma exhaustiva, objetiva, abierta y transparente la información científico-técnica y socioeconómica disponible sobre el cambio climático. Implicando a más de mil de los mejores científicos (básicamente climatólogos), el IPCC realiza cada 4 años una evaluación del estado de conocimiento de la ciencia del clima, para satisfacer las demandas de información de los tomadores de decisiones de todo el mundo. Sus evaluaciones, hasta ahora cuatro, junto con múltiples informes especiales y de síntesis, constituyen mecanismos o impulsores efectivos de cambios políticos. Por ejemplo, el Protocolo de Kyoto para la limitación de gases invernaderos no hubiera sido posible sin los informes del IPCC, que prueban que existe una influencia apreciable de la actividad humana sobre el clima global. Además, la intensa cobertura que realizan los medios de comunicación sobre estos informes, los convierten en herramientas mediáticas, e incluso la base para campaña mundiales de gran éxito (como la que lleva a cabo el ex -vicepresidente de los EEUU, [Al Gore](#)), que sirven para incrementar la conciencia social en relación al efecto que muchas de nuestras acciones diarias relacionadas con el consumo energético tienen sobre el clima del planeta. La combinación de anunciar y denunciar es decir, la suma del rigor científico del IPCC junto con la popularidad mundial de Gore ha sido suficiente para que se les haya concedido, de forma compartida, el Premio Nobel de la Paz 2007.

¿Donde reside el éxito de esta evaluación de carácter sectorial? ¿Por qué no existía una evaluación periódica más integradora? en otras palabras, ¿por qué no existía un IPCC sobre los ecosistemas y/o la biodiversidad del planeta?, tal y como que se venía reclamando desde hacia un cierto tiempo (Watson *et al.*, 1998). Durante los últimos años se han realizado una serie de estudios científicos sobre el impacto global de los humanos sobre los sistemas naturales (Clark *et al.*, 1990; Vitousek *et al.*, 1997), así como la publicación de diferentes informes de organizaciones internacionales gubernamentales y no gubernamentales, entre los que destacan los informes periódicos de 'Planeta Vivo' de WWF. Pero ninguno ha tenido la trascendencia e influencia política de los del IPCC.

Por otro lado, la evaluación global que fracasó, incluso antes de ponerse en práctica, y cuyas causas fueron analizadas por el equipo que diseñó la EM, fue un intento de crear un ICPP para la Biodiversidad, bajo el marco del CBD, llamada Evaluación Global de la Biodiversidad (GBA en sus siglas en inglés). Fue propuesta por un grupo de científicos, asociaciones conservacionistas y el PNUMA con el fin de generar información de utilidad para negociar acuerdos con los países firmantes del CBD. La evaluación fue publicada en 1995 (Heywood y Watson, 1995) y, aunque hoy en día sigue siendo un referente en foros científicos y conservacionistas, fue rechazada por las partes del Convenio, especialmente por los países en desarrollo. Se argumentó que esta evaluación científica era redundante, dado que el Convenio ya tenía su propio consejo científico. Sin embargo, lo que en realidad temían estas naciones era que, con ese dictamen, los grupos conservacionistas internacionales sesgaran el Convenio hacia los aspectos de conservación frente a los de desarrollo dentro de sus países.

Varios de los científicos y conservacionistas que participaron en la GBA, posteriormente formaron parte del equipo que diseñó y desarrolló la EM. La lección básica aprendida fue que no se puede realizar un ejercicio de evaluación de este tipo sin tener en cuenta a los usuarios de sus resultados. La GBA fracasó porque no se llevó a cabo un proceso participativo con los actores claves. Se centró más en el debate científico que en las consecuencias políticas de sus resultados (Reid y Mace, 2003; Reid, 2006a). Por lo que no consiguió que las partes implicadas se apropiaran de sus conclusiones y propuestas.

El IPCC como un referente a seguir por la EM

Es evidente que existen múltiples paralelismos entre la EM y el IPCC, incluso uno de sus líderes Robert Watson fue presidente del Panel Intergubernamental entre 1997 a 2002. Esto no es de extrañar, ya que la EM se construyó sobre el modelo de evaluación del IPCC basado en una red de expertos acoplada a un complejo proceso de revisores (Mooney *et al.*, 2004).

Muchas veces, una buena ciencia con buenos resultados no consigue que éstos se apliquen en la gestión. Se necesita una ciencia de vanguardia, que sea capaz de llegar hasta la toma de decisiones; aunque muchas veces resulte difícil definir dónde termina la ciencia y dónde empieza la política. Es evidente que el IPCC practica una ciencia de vanguardia. ¿Cuál es su secreto? Para Clark y Dickson (1999) existen tres factores que hacen que una evaluación global tenga éxito. Estos factores explican el alcance y la eficacia de las conclusiones del IPCC, algo que la EM también pretende conseguir (Reid y Mace, 2003; Reid, 2006a).

En primer lugar, **la evaluación tiene que ser científicamente verosímil**. El IPCC implica a miles de científicos, y todas las contribuciones incluidas en sus informes son sometidas a dos rondas de revisiones por pares llevadas a cabo por los gobiernos y por expertos independientes. La comunidad científica determina el grado de certidumbre e incertidumbre del conocimiento generado. La EM ha seguido un procedimiento casi idéntico al del IPCC. Han participado en la elaboración de sus documentos más de 1.300 científicos, tanto de las ciencias biogeofísicas como científicos sociales, procedentes de 95 países junto con 600 revisores de todo el mundo. Todo el proceso ha sido supervisado por un Panel independiente de evaluación.

En segundo lugar **la evaluación tiene que ser legitimada políticamente**. Es muy importante que los usuarios de la evaluación, en este caso los gobiernos, se impliquen en el proceso. El IPCC ha sido acreditado por los gobiernos, los cuales aprueban sus conclusiones línea por línea, de tal manera que los tomadores de decisiones, que se han implicado completamente en su desarrollo, no pueden ignorar ni quedarse al margen del producto final de la evaluación. Para asegurar su legitimidad política, la EM ha implicado, en cierta medida, a los gobiernos a través de su acreditación por parte de 4 Convenios Internacionales –CBD, Ramsar, CCD, Aves Migratorias ([UNCMS](#) en sus siglas en inglés)- que han considerado que los resultados del Programa sean la fuente prioritaria de información para sus evaluaciones. Además, ha conseguido el apoyo de la Secretaría General de las Naciones Unidas, ha implicado a diferentes Agencias de Naciones Unidas, a la sociedad civil y al sector privado, incluyendo a representantes de todas estas entidades en su Consejo de gobierno.

En tercer lugar, **la evaluación tiene que ser útil**, y por tanto, responder a las demandas de información de los gestores. La prioridad de las evaluaciones debe ir dirigida a generar la mejor información científica posible para facilitar la toma de decisiones de políticos y gestores. La EM ha querido asegurar su utilidad en base a un proceso de consultas con los usuarios, es decir, con los gobiernos, el sector privado y la sociedad civil, que han revisado los borradores de los informes de evaluación. También algunos de los Convenios implicados solicitaron evaluaciones concretas que dieron lugar a informes específicos sobre la *Biodiversidad*, la *Desertificación*, o el *Agua y Humedales*. El sector industrial también solicitó un informe concreto sobre *Oportunidades y Desafíos* para los negocios y la industria.

En total la EM ha generado 6 informes de síntesis, un informe sobre los mensajes clave que trata de transmitir, un libro sobre su trama conceptual, y cinco libros con los resultados de las evaluaciones subglobales. Toda esta documentación puede conseguirse libremente desde su [página electrónica](#).

Los servicios de los ecosistemas y su análisis multiescalar constituyen la piedra angular del Marco Conceptual de la EM

Cuando se estaba gestando la EM, se conceptuaba como un IPCC para los ecosistemas y la biodiversidad; pero a lo largo de la evolución de su diseño, se crearon elementos diferenciadores, muy importantes, que hacen que hoy en día, aunque el Programa tenga rasgos comunes y una fuerte influencia del IPCC, posee una identidad propia.

Los ecosistemas normalmente son explotados para obtener prioritariamente uno o varios servicios, normalmente a expensas de otro. Por ejemplo, la intensificación de la agricultura puede satisfacer las demandas locales de producción de alimentos pero también puede implicar la destrucción de bosques para sustituirlos por tierra de cultivos. Esto supone una reducción del suministro de madera, la disminución de la biodiversidad y la contaminación de las aguas de los ríos que afectaría a las pesquerías y al abastecimiento de agua de calidad. Entender y abordar estos procesos de pros y contras (*trade-offs*) es esencial para una gestión efectiva de los ecosistemas (Mooney *et al.*, 2005).

Por tanto, se necesitaba desarrollar un marco conceptual integrado e integrador que permitiera trabajar con las interacciones complejas que se establecen en la explotación de los ecosistemas, con el fin de conocer y gestionar conjuntamente esos *trade-off*. Hay que tener en cuenta que en la actualidad las administraciones competentes de la gestión de los beneficios asociados con los ecosistemas (p.ej. agricultura, ganadería, pesquerías o la conservación de especies), se organizan de manera independiente y sectorial. El conocimiento integrado de los *trade-off* existentes entre estos beneficios resultaría muy práctico para realizar una gestión global de los sistemas socio-ecológicos. Sin una trama conceptual de referencia, el Programa podía dispersarse y divagar en direcciones bastante heterogéneas, dificultando o limitando sensiblemente el alcance de los objetivos globales propuestos.

Por esta razón, durante un año un comité interdisciplinario de casi cien científicos, elaboraron un marco conceptual y la metodología para desarrollarlo que supuso el primer producto de la EM (MA, 2003). La trama conceptual de referencia (**Fig. 1**) se ha convertido en una de las señas de identidad básica de la EM, ya que ninguna evaluación anterior, incluida la del IPCC, habían hecho este esfuerzo (Mooney *et al*, 2004).



Figura 1. La trama conceptual de referencia de la EM pone de manifiesto cómo los cambios de los ecosistemas afectan al flujo de servicios y éstos, a su vez, al bienestar humano a diferentes escalas. Se articula en torno a tres conceptos: a) los ecosistemas suministran un flujo de servicios, b) estos servicios son la base del bienestar humano y la lucha contra la pobreza, y c) impulsores indirectos de cambio condicionan a impulsores directos que a su vez impactan a los ecosistemas. El marco indica mediante flechas la dirección de las interacciones, y con barras perpendiculares dónde una serie de intervenciones humanas puede alterar los cambios negativos y mejorar los positivos (modificado de MA, 2003).

Bajo este marco, el concepto de servicio de los ecosistemas, definido como los beneficios que las personas reciben de los ecosistemas (MA, 2003; MA, 2005), se convertía en la piedra angular del Programa. Se entendía que, si se quería impactar en los políticos y gestores, no se les podía hablar sobre cómo funcionan los ecosistemas, sino sobre su valor social, en términos de los servicios que generan a los humanos. Esto supone un cambio de perspectiva importante en el mundo de la conservación ya que, sin abandonar los valores intrínsecos de la naturaleza, la propuesta de la EM promueve los valores

instrumentales, vinculando la conservación de los ecosistemas con el desarrollo humano y no sólo en relación a su economía, sino también en relación a la salud, las relaciones sociales, la cultura, las libertades o la seguridad de las sociedades humanas. Los ecosistemas pasaban de ser considerados prioritariamente como hábitat (espacios naturales) de especies singulares, a ser conceptuados como un capital natural o yacimiento de un rico y variado flujo de servicios a los humanos (ver Gómez-Baggethun y de Groot, en este monográfico).

Este marco conceptual establece las directrices para poder aproximarse a la evaluación cuantitativa del flujo de servicios de los ecosistemas y sus implicaciones en el bienestar humano bajo diferentes prácticas de gestión (MA, 2007). Además, el carácter holístico de la trama permite también evaluar los *trade-off* en el uso de los servicios como, por ejemplo, la conservación de la biodiversidad o el agua limpia frente a la agricultura.

En este contexto, la EM considera que la asignación de un valor monetario a aquellos servicios que no tienen representación en los actuales mercados (polinización, calidad del aire y agua, formación de suelo, etc.) y, por tanto, están en desventaja frente a los que están recogidos en la contabilidad económica (caza, cultivos, pesca, etc.), es una buena herramienta (pero nunca un fin) para abordar el importante problema de los *trade-off* en la gestión de los servicios de los ecosistemas.

Otra de las innovaciones que distingue a la EM del resto de evaluaciones globales es que se ha desarrollado a varias escalas: local, cuenca hidrográfica, nacional-regional y global. (Fig. 1). Desde las primeras fases del diseño de la EM, se tenía claro que una evaluación “estrictamente” global era insuficiente (Reid, 2006a), ya que los impulsores directos e indirectos de cambio de origen natural o humano así como los procesos biogeofísicos que determinan la integridad ecológica y la resiliencia de los ecosistemas, se expresan a diferentes escalas espaciales y temporales. Por tanto, es muy importante analizar las tendencias de cambio de los ecosistemas y sus respuestas en el bienestar humano, desde una escala local a una global. Un análisis multiescalar permite evaluar los procesos ecológicos y socioeconómicos a la escala o las escalas a las que operan, fortaleciendo las recomendaciones de gestión. Por esta razón, la EM ha incorporado la información de 33 evaluaciones subglobales que se han desarrollado a una escala de región como en China, en cuencas hidrográficas como en Sudáfrica o en ciudades como Estocolmo e incluso pequeños pueblos en la India.

Habitualmente, las evaluaciones ambientales se han basado casi exclusivamente en la información científica. Sin embargo, como la EM, también incorpora la escala local, ha incluido el conocimiento no científico generado por las comunidades locales e indígenas. Este conocimiento es el resultado de un largo proceso de adaptación de las comunidades con los ecosistemas con los que se relacionan. De esta forma, el conocimiento ecológico local y por tanto la etnoecología (ver Reyes-García y Martí-Sanz, en este monográfico), ha tenido un papel destacado en la EM. De hecho, tres evaluaciones subglobales realizadas en Perú, Costa Rica y Papúa-Nueva Guinea fueron llevadas a cabo exclusivamente por comunidades indígenas.

Bajo este contexto, uno de los mayores desafíos a los que se enfrentó la EM fue la integración multiescalar de diferentes sistemas de conocimiento, tanto científico como local, conocimiento que tradicionalmente ha sido ignorado por otras evaluaciones. Para abordar este desafío, se organizó en Alejandría, en Marzo de 2004, una conferencia internacional, donde científicos e indígenas compartieron experiencias e ideas sobre cómo validar una información tan heterogénea y cómo crear capacidad para la evaluación multiescalar. Los resultados de esa conferencia se han publicado recientemente, y constituyen el último producto de la EM (Reid *et al.*, 2006).

Además de las diferencias que se han presentado respecto al IPCC (poseer una trama conceptual de referencia, ser multiescalar, utilizar el conocimiento local, presentar una configuración y audiencia multi-institucional), que sirven para reivindicar una identidad propia, existe otra distinción que le confiere el carácter de ser la evaluación más integradora de todas las evaluaciones globales. (Fig. 2).

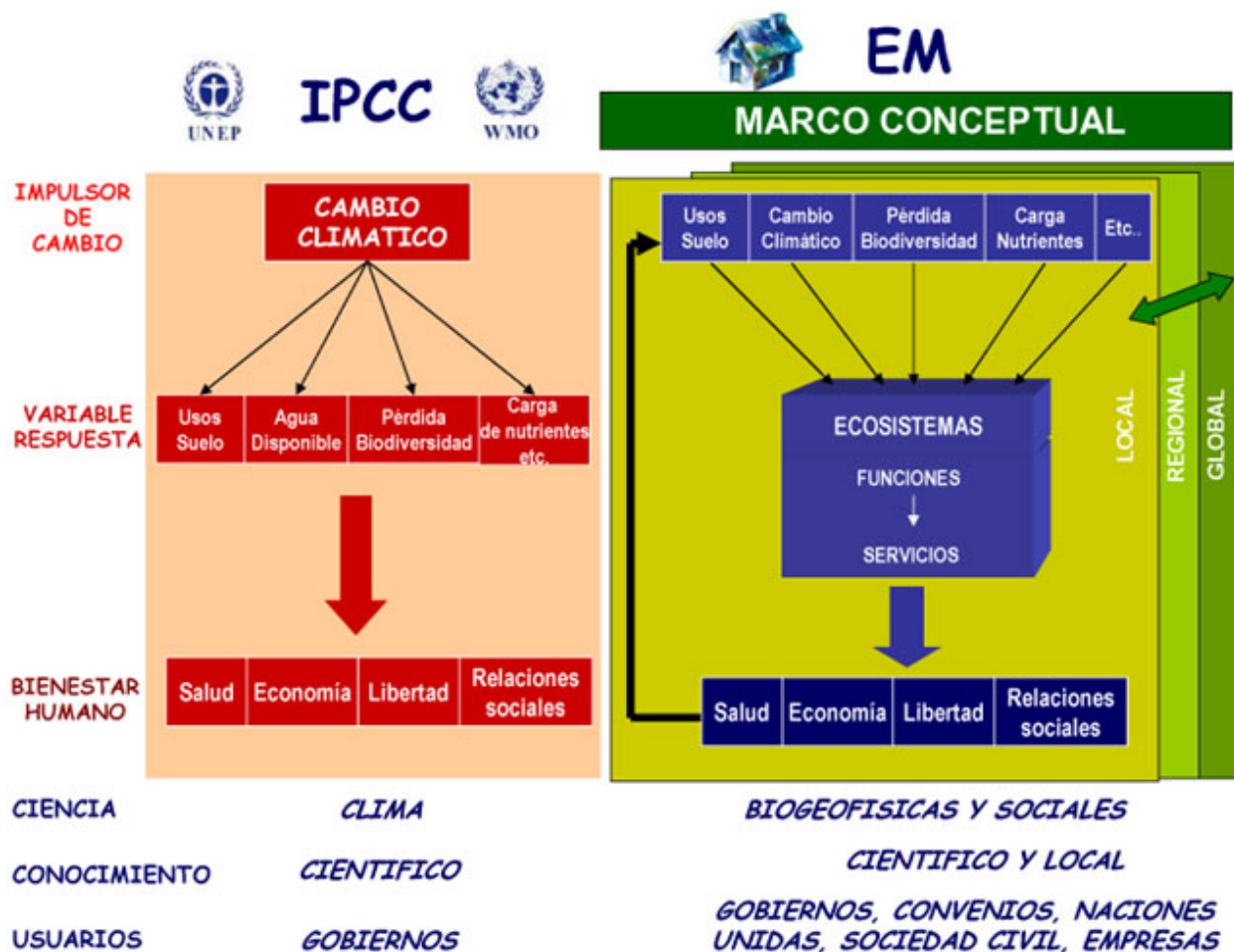


Figura 2. Aunque la EM tiene muchos aspectos en común con la evaluación tan exitosa que realiza el IPCC, el ecomilenio posee rasgos propios que le confiere su marco conceptual, y que le permite incorporar y darle significado a la información sectorial generada por cualquier otra evaluación global. El desafío reside en cómo presentar los resultados de una forma sencilla y pedagógica para que puedan ser comprendidos y utilizados por un número amplio y heterogéneo de grupos de interés gubernamentales y no gubernamentales.

Mientras que otras evaluaciones se han diseñado para estimar la respuesta de un solo impulsor de cambio, como puede ser el incremento de la población humana o el cambio climático (para el caso del IPCC) sobre múltiples campos que impactan en el bienestar humano (agua, energía, biodiversidad, alimentos, etc.), la EM, al centrarse en el concepto de servicios, evalúa cómo éstos se van a ver afectados por un rango muy amplio de actividades humanas que impactan sobre los ecosistemas. Este ámbito de exploración tan amplio, es una de las fortalezas más importante de la EM, pero también una de sus debilidades, ya que tiene que enfrentarse al análisis e integración de un volumen ingente de información heterogénea y compleja (Samper, 2003).

Además hay que tener en cuenta que cada vez tenemos más evidencias, como pone de manifiesto la EM (MA, 2005), que los cambios que están ocurriendo en los ecosistemas a consecuencia de las actividades humanas, siguen patrones no lineales, por lo que son muy difíciles de predecir. Esto significa que algunos ecosistemas o procesos biogeofísicos, una vez pasado un determinado umbral cambian, de una forma brusca y rápida, a otro estado generalmente no deseado e irreversible. Entre los ejemplos registrados de cambios no lineales de gran magnitud, que incrementan el riesgo de colapsos y que inciden en el bienestar humano, se encuentran: enfermedades mortales emergentes, zonas muertas en aguas costeras, invasiones biológicas, la extinción de especies, el colapso de las pesquerías o cambios climáticos regionales. Este hecho, debería hacer que los tomadores de decisiones piensen dos veces antes de potenciar determinadas políticas que conducen, casi sin avisar, a cambios catastróficos.

Por último, la naturaleza horizontal y por tanto integradora de la EM le permite incorporar fácilmente bajo su marco conceptual los resultados obtenidos por otras evaluaciones, como la del IPCC o la GIWA, evitando solapamientos y completando vacíos de información.

Invertir en capital natural para luchar contra la pobreza

Aunque los Programas de Naciones Unidas de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) y la EM fueron diseñados y lanzados de forma independiente, las conclusiones obtenidas, por el ecomilenio, dejan claro que ambos están estrechamente interrelacionados (Sachs y Reid, 2006). Resulta evidente que las economías de subsistencia dependen directamente de los servicios, por lo que se verán más afectadas por la degradación de los ecosistemas que las de los países desarrollados. Además, éstas no tienen acceso a las tecnologías de minimización de impactos ambientales o de restauración ecológica. Por tanto, la degradación de los ecosistemas incide sobre el bienestar humano pero no afecta por igual a todos los habitantes del planeta. En este sentido, uno de los mensajes esenciales que proclama la EM es que la comunidad internacional tiene que invertir en los países en desarrollo no sólo en infraestructuras públicas, sanitarias o ambientales, sino también en infraestructura ecológica (conservación/restauración del capital natural) si se quiere alcanzar en el 2015 los ODM, teniendo en cuenta que los países que tienen una naturaleza más degradada están más lejos de conseguirlos.

La EM deja claro que la destrucción de los ecosistemas es la mayor barrera para alcanzar los ODM (Sachs y Reid, 2006). Por esta razón, el objetivo 7 del Milenio, el cual está relacionado con garantizar la sostenibilidad ambiental, debe adoptar una posición transversal, ya que condiciona al resto de los objetivos, los cuales están conectados con el hambre, la educación, la salud, la mortalidad infantil o el desarrollo.

El futuro del futuro de la EM. Barreras, puentes y desafíos

La EM dice pocas cosas realmente nuevas. Básicamente confirma lo que ya se venía diciendo durante las últimas décadas por los movimientos conservacionistas: conservar la naturaleza no es un lujo o un capricho de unos pocos, sino una necesidad para el ser humano.

La novedad reside en que la EM ha destilado y sintetizado, bajo un marco conceptual consensuado por una cuantiosa comunidad científica, la información disponible en la literatura científica, las bases de datos y el conocimiento que poseen el sector privado, las comunidades de profesionales, las comunidades locales y los pueblos indígenas para poner de manifiesto que existe un estrecho y complejo vínculo entre los ecosistemas y el bienestar humano. Después de la EM, ya no debería ser objeto de dudas y conjeturas el hecho de que el futuro de la humanidad depende de que los ecosistemas acuáticos y terrestres del planeta mantengan sus funciones (ver Gómez-Baggethun y de Groot en este monográfico), o lo que es lo mismo, de que conserven su capacidad para generar servicios, ya que éstos constituyen la base de su desarrollo económico, social y cultural.

Después de la finalización y la presentación de sus resultados en el año 2005, la EM ha recibido grandes alabanzas. Incluso recibió el Premio Internacional Zayed de Medio Ambiente, y los investigadores participantes fueron considerados por el Foro Económico Mundial como “héroes ambientales”. Pero el ecomilenio también ha recibido considerables críticas (Stokstad, 2005). Por un lado, se le imputa que sus mensajes son demasiado conocidos y generales, y que además no plantea los pasos concretos que habría que seguir para evitar la degradación de los ecosistemas, o que tampoco determina cuáles son los niveles de uso que se consideran sostenibles. Pero hay que tener en cuenta que la EM no se diseñó como un manual científico-técnico para mostrar a los gestores cómo tienen que administrar, paso a paso, los ecosistemas de forma sostenible. Ante todo, constituye una herramienta para la identificación, planificación y priorización de acciones. Lo que sí hace la EM, es dar una serie de recomendaciones básicas sobre las que se deberían basar las políticas para el cambio con el fin de salvaguardar el flujo de servicios. Propone medidas, como eliminar subsidios perversos a la producción, incrementar el uso de instrumentos económicos como el Pago por Servicios de Ecosistemas, para capturar servicios invisibles a los mercados (ver Campos *et al.*, en este monográfico), incluir los servicios de los ecosistemas en las estrategias de reducción de la pobreza, crear espacios protegidos gestionados por las comunidades locales, promover las ecotecnologías, etc. (MA, 2005).

Por otro lado, se considera que la estrategia que utiliza la EM, para socializar sus mensajes, no es la mejor, ya que está fundamentada en recitar una letanía de datos y hechos que nos muestran un futuro apocalíptico con el fin de llegar más fácilmente a los políticos y a la población en general a través de titulares impactantes en los medios de comunicación. Hoy sabemos, como ya ocurrió hace 30 años con el informe Medows sobre los límites del crecimiento, que meta-mensajes negativos de carácter catastrofistas generan inmovilismo y rechazo social. En el caso del IPCC es diferente, pues los mensajes y escenarios de peligro que plantea van acompañados de propuestas concretas para las agendas políticas, básicamente relacionadas con el uso de las tecnologías verdes y otras medidas pro-activas que estimulen un cambio en los patrones de consumo energético y que, además, suelen ser rentables económicamente.

No es cierto que la EM use la misma estrategia apocalíptica que emplearon otras evaluaciones globales en el pasado. Básicamente porque al dejar claro que existe un estrecho vínculo entre el bienestar humano y la conservación de los ecosistemas nos denuncia que somos verdugos pero también a la vez víctimas; es decir, que somos el problema pero

también la solución. Por ello, el ecomilenio deja claro que el futuro está en nuestras manos. Además, de los cuatro escenarios que plantea, sólo uno es catastrófico.

En este contexto, la EM también da buenas noticias cuando nos muestra que todavía queda suficiente capital natural en el planeta como para darle a ésta, y a las próximas generaciones, un futuro prometedor. Pero también advierte que, para detener y revertir el proceso de destrucción y degradación de ecosistemas es necesario introducir cambios drásticos y profundos, que todavía no se están produciendo, en el estilo de vida de la sociedad actual. Cambios relacionados con los modelos de consumo, la educación o las ecotecnologías. Para iniciar este cambio es necesario que emerjan nuevos líderes políticos que, reconociendo el valor socioeconómico y cultural de los servicios de los ecosistemas, promuevan nuevas formas de cooperación entre gobiernos, empresas y la sociedad civil sustentadas en la conservación del capital natural.

Un aspecto muy importante a considerar es que tenemos que ver a la EM como un poderoso consenso científico sobre la situación actual y la trayectoria de los grandes ecosistemas del planeta. El ecomilenio ha conseguido que una enorme y heterogénea comunidad científica internacional procedente de numerosas áreas profesionales, pertenecientes a las ciencias biogeofísicas y sociales, le haya dedicado miles de horas, de forma voluntaria y filantrópica, a desarrollar el Programa porque creyeron que su trabajo podía mejorar las condiciones de la vida en el planeta, incluyendo a los humanos. Otro aspecto substancial a destacar es que el 30% de la comunidad de científicos que se implicó en la evaluación procedían de países en vías de desarrollo.

La EM ha conseguido que los ecosistemas y los servicios que generan sus funciones, estén en el centro no sólo del debate de la conservación de la naturaleza, sino también en la determinación de las nuevas prioridades de investigación interdisciplinaria sobre las relaciones entre ecosistemas y bienestar humano, un tema sobre el cual todavía se carece de una base teórica robusta (Carpenter *et al.*, 2006). Por todo esto, la EM ha servido para tender puentes que sobrepasan las barreras que existen entre gestores y científicos (Reid, 2004), o entre las ciencias sociales y las biogeofísicas (Perrings, 2006).

La repercusión y el alcance futuro de la EM se verán en los próximos años. Hasta ahora, casi dos años después de publicar sus resultados, el Programa ha tenido un impacto casi nulo a nivel de política internacional, pero sí está siendo de gran utilidad para centrar los objetivos de los Convenios internacionales que lo acreditaron, así como en las grandes ONGs internacionales, en las Agencias Internacionales de conservación y desarrollo, en la investigación científica o como material educativo en las universidades (Reid, 2006b). Pero políticamente, donde realmente está siendo más valioso y con mayores perspectivas de futuro, incluso a corto plazo, es a escala regional y nacional, ya que es en este nivel donde se toman las decisiones más importantes que afectan al futuro de la integridad de los ecosistemas.

También su éxito se juzgará sobre la base de si el ecomilenio es capaz de lograr la credibilidad científica, la legitimidad política y la utilidad que ha alcanzado el IPCC. De cualquier forma, los dos Programas no parten de la misma posición en la parrilla de salida, ya que existe una diferencia importante en la esencia de ambos. Mientras que los gobiernos están implicados en el desarrollo del IPCC decidiendo qué científicos forman parte del Panel, qué información se necesita y qué resultados se aceptan, en la EM no están implicados los gobiernos de una forma directa, sino que es una iniciativa de la comunidad científica que siente la necesidad de llenar importantes vacíos de información global que se considera indispensable para una gestión más eficaz de los ecosistemas del planeta y la biodiversidad que albergan. En su Consejo de gobierno son conscientes de la dificultad de que los gobiernos presten la debida atención a este tipo de Programa Científico Internacional cuando no están implicados directamente en su desarrollo.

La EM hay que concebirla no como un conjunto de documentos, sino como un proceso internacional que se ha llevado a cabo durante cinco años y que, lejos de considerarse finalizado en el año 2005, inicia ahora su periodo de trabajo real. La EM ha generado una línea base de información interdisciplinaria sobre cómo los cambios en los ecosistemas afectan al bienestar humano. Nos dice dónde estamos ahora y por qué. Pero el Programa será realmente útil si es capaz de caracterizar tendencias, es decir, si es capaz de determinar si las políticas que se están promoviendo a diferentes escalas nos acercan o alejan de la sostenibilidad. Para esto, es necesario que esta auditoria ecológica se repita cada 4 ó 5 años. Sachs y Reid (2006) proponen que Naciones Unidas establezca un ciclo de evaluación global basado en la EM y similar a los informes que el IPCC elabora aproximadamente cada 4 ó 5 años. Se estima que sería necesaria una financiación de alrededor de 20 millones de dólares norteamericanos (la EM costó alrededor 25 millones de dólares). Además, se generaría una oportunidad única para que universidades, científicos y comunidades locales e indígenas de países en desarrollo incorporen sus conocimientos en la elaboración de estrategias de lucha contra la pobreza.

A modo de conclusión

La EM se muestra como una herramienta para romper barreras y construir puentes entre el conocimiento científico interdisciplinario (*saber*) y la gestión (*hacer*) para *saber hacer* una gestión más racional y robusta de los ecosistemas del planeta y la biodiversidad que mantienen. La EM ha dejado claro que ya no es suficiente con organizar foros y reuniones para

hablar sobre la necesidad de un cambio y discutir sobre qué modelo de desarrollo necesitamos. La EM ha creado una herramienta conceptual y metodológica para llevar a cabo ese cambio que se reclama. Ahora sólo queda usarla. En definitiva la EM está defendiendo y promoviendo "Saber científico (experimental) y local (experiencial) para la acción". Con este fin, la EM ha suministrado una hoja de ruta hacia la sostenibilidad socioecológica del planeta, y en nuestras manos está el dar el primer paso de un largo y tortuoso camino cargado de sorpresas e incertidumbres.

Agradecimientos

Los autores quieren agradecer a Berta Martín por los comentarios realizados de anteriores versiones del manuscrito. Este trabajo ha sido financiado parcialmente por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (Proyecto NET413308/1).

Referencias

- Annan, K.A., 2000. We the peoples. *The Role of United Nations in the 21 Century*. United Nations. New York .
- Carpenter, S., De Fries, R., Dietz, T., Mooney, H., Polasky, S., Reid, W.V. y Scholes, R.J., 2006. Millennium Ecosystem Assessment: Research Needs. *Science* 314: 257-258.
- Clark, W.C. y Dikson, N. 1999. The Global Environmental Assessment Project: Learning from efforts to link science and policy in an interdependent world. *Acclimations* 8: 6-7.
- Heywood, V.H. y Watson, R.T. (eds.), 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Millennium Assessment, 2003. *Ecosystems and Human Well-being. A Framework for assessment*. Island Press. Washington.
- Millennium Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being. Synthesis*. Island Press. Washington.
- Millennium Assessment, 2007. *Millennium Ecosystem Assessment. A toolkit for understanding and action. Protecting Natures's services. Protecting ourselves*. Island Press. Washington. www.islandpress.com/matoolkit/MAToolkit.pdf
- Mooney, H.A., Cropper, A. y Reid, W., 2004. The Millennium ecosystem assessment: what is it all about? *Trends in Ecology and Evolution* 19: 221-224.
- Mooney, H.A., Cropper, A. y Reid, W., 2005. Confronting the human dilemma. How can ecosystems provide sustainable services to benefit society? *Nature* 434: 561-562.
- Perrings, C., 2006. Ecological economics after the Millennium Assessment. *Int. J. Ecol. Econ. Stat.* 6: 8-22.
- Reid, W.V., 2004. Bridging the science-policy divide. *PLoS Biology* 2: 169-171.
- Reid, W.V., 2006a. Bridging scales and epistemologies in the Millennium Ecosystem Assessment. In: Reid, W.V., Berkes, F., Wibanks, T. y Capistrano, D. (eds.). *Bridging scales and knowledge systems. Concepts and Applications in Ecosystem Assessment*. Island Press. Washington.
- Reid, W.V., 2006b. *Millennium Ecosystem Assessment. Survey of Initial Impacts*. Millennium Assessment. Washington.
- Reid, W.V. y Mace, G.M. 2003. Taking conservation biology to news levels in environmental decision-making. *Conservation Biology* 17: 943-945.
- Reid, W.V., Berkes, F., Wibanks, T. y Capistrano, D., 2006. *Bridging scales and knowledge systems. Concepts and Applications in Ecosystem Assessment*. Island Press. Washington.
- Sachs, J. y Reid, W.V., 2006. Investments toward sustainable development. *Science* 312: 1002.
- Samper, C., 2003. The Millennium Ecosystem Assessment: science and policy for sustainable development. *BioScience* 53: 1148-1149.

Stokstad, E., 2005. Taking the pulse of earth's life-support systems. *Science* 308: 41-43.

Turner II B.L., Clark, W.C., Kates, R.W., Richards, J.F., Mathews, J.T. y Meyer, W.B. (eds.), 1990. *The Earth as transformed by human action: Global and Regional Changes in the Biosphere over Past 300 years*. Cambridge University Press. Cambridge.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., Ehrlich, E. y Matson, P. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.

Watson, R.T., Dixon, J.A., Hamburg, S.P., Janetos, A.C. y Moss, R.H., 1998. [*Protecting our Planet. Securing our future.*](#) UNEP, World Bank. Washington.

Wagensberg, J., 2006. *A más cómo, menos por qué. 747 reflexiones con la intención de comprender lo fundamental, lo natural y lo cultural*. Metatemas. Tusquets editores. Barcelona.

El ecologismo popular

J. Martínez Alier

Departamento de Economía e Historia Económica. Universidad Autónoma de Barcelona. 08193 Bellaterra-Cerdanyola del Vallès. Barcelona.

Hay quien piensa que el ecologismo es un lujo de los ricos, que hay que preocuparse por la naturaleza solamente cuando ya tienes de todo en casa. Pero existe un ecologismo popular. De hecho, hay en el ecologismo diversas corrientes. Hay gente que se llama ecologista radical, en Estados Unidos, y socialmente no es nada radical. Es una tendencia llamada "ecología profunda", que se preocupa sólo de la naturaleza. Por ejemplo, luchaban y luchan contra la construcción de represas en cañones hermosos que iban por tanto a ser inundados. Incluso alguno dijo que se dejaría morir allí. Me parece bien, me parece admirable. Luchaban solamente por la naturaleza, no por las personas. En Brasil hay en cambio el movimiento popular que se llama "atingidos por barragens", es decir, los afectados por represas.

En la India, hay una lucha (ya casi perdida) contra una famosa represa en el río Narmada, y allí la gente protesta en defensa del río pero también en defensa de la gente. Porque si completan esta represa, 40 mil ó 50 mil personas se tienen que ir de allí. La líder se llama Medha Patkar, ella no piensa sólo en la naturaleza, piensa también en la gente pobre. Son grupos indígenas que necesitan su territorio para vivir, porque si se van de allí, se van a morir de hambre. Lo mismo ocurre con los desplazados por las minas de bauxita, de carbón, de mineral de hierro o de uranio en Jarkhand, Orissa u otros estados de la India. Supongamos que una compañía minera contamina el agua en una aldea de la India. Las familias no tienen otro remedio que abastecerse del agua de los arroyos o de los pozos. El salario rural es un euro al día, un litro de agua en envase de plástico cuesta 15 céntimos de euro. Si los pobres han de comprar agua, todo su salario se iría simplemente en agua para beber para ellos y sus familias. Asimismo, si no hay leña o estiércol seco como combustibles, al comprar butano (LPG, *Liquefied Petroleum Gas*), como preferirían, gastarían el salario semanal de una persona para adquirir un cilindro de 14 kgs. La contribución de la naturaleza a la subsistencia humana de los pobres no queda pues bien representada al decir que supone el 5% del PIB en un país como la India. El asunto no es crematístico sino de subsistencia. Sin agua, leña y estiércol, y pastos para el ganado, la gente empobrecida simplemente se muere.

El Norte consume tanto, los ricos del mundo consumimos tanto, que las fronteras de extracción de las mercancías o materias primas están llegando a los últimos confines. Por ejemplo la frontera del petróleo ha llegado hasta Alaska y la Amazonía. En Ecuador, la frontera de la extracción del petróleo ha llegado hasta el Parque Nacional Yasuní, donde los indígenas protestan y los ecologistas piden que el mundo les ayude a pagar al gobierno el equivalente a lo que ganaría extrayendo el petróleo (neto de costos de extracción y de externalidades locales y globales), para así conservar la naturaleza y a esos pueblos originarios y para evitar que aumenten las emisiones de dióxido de carbono en el mundo al quemar ese petróleo extraído de un lugar tan impropio. En todos los lugares del mundo hay resistencias. Podemos llamarlas Ecologismo Popular o Ecologismo de los Pobres o Movimiento de Justicia Ambiental. Hay muchas experiencias de resistencia popular e indígena contra el avance de las actividades extractivas de las empresas multinacionales. Estas resistencias parecen ir contra el curso de la historia contemporánea, que es el constante triunfo del capitalismo, el crecimiento del metabolismo económico en términos de materiales, energía, agua que se introduce en el sistema para salir luego como residuos.

Las comunidades se defienden. Muchas veces las mujeres están delante en esas luchas. Por ejemplo, vemos muchos casos alrededor del mundo de defensa de los manglares contra la industria camaronera de exportación. Lo mismo ocurre en la minería. Las comunidades se defienden apelando a los derechos territoriales indígenas bajo el convenio 169 de la Organización Internacional del Trabajo como en junio del 2005 en Sipakapa en Guatemala, o tal vez organicen consultas populares o referendums exitosos como en el Perú en Tambogrande o en Esquel en la Argentina contra la minería de oro. En otros países, como la India o Indonesia o Tailandia, las comunidades recurren a otras acciones y planteamientos legales en sus luchas contra la minería, contra las represas, contra la deforestación y las plantaciones de árboles para pasta de papel. Esas resistencias también se darán contra las plantaciones para biodiesel o para etanol de exportación que tanto harán aumentar la HANPP (o la AHPPN, la apropiación humana de la producción primaria neta).

Hubo casos históricos de resistencia antes de que se usara la palabra ecologismo. Por ejemplo, en la minería de cobre en Ashio en Japón hace cien años con el líder Tanaka Shozo o en Huelva contra la contaminación causada por la empresa Río Tinto también en la minería de cobre que culminó en la matanza a cargo del ejército el 4 de febrero del 1888. Ese podría ser el Día del Ecologismo Popular, el 4 de febrero. Concha Espina en *El Metal de los Muertos* da voz a un líder sindical que solicita “investigar los criminales acontecimientos del 88 y tratar de conseguir que se imponga una sanción penal a los culpables y cómplices de aquella matanza; revisar los perjuicios ocasionados por “los humos”, y exigir las indemnizaciones legales”. Crece la memoria de tales sucesos, que nunca se perdió.

Hoy en día se dan conflictos parecidos en las fronteras de extracción de cobre, pues la demanda de cobre continúa creciendo. También hay actualmente conflictos por la extracción de níquel en Nueva Caledonia, mientras que la isla de Nauru quedó destruida por la rapiña de los fosfatos. La economía mundial no se “desmaterializa”. Al contrario. Se saca siete veces más carbón en el mundo hoy que hace cien años, aunque en Europa haya bajado la extracción de carbón. A veces, se trata de insumos esenciales para la economía. A veces se trata de productos superfluos. Hay conflictos en la minería de carbón y en la extracción y transporte de petróleo, pero también hay conflictos en la minería de oro y por la defensa de los manglares contra la industria camaronera. Los consumidores de oro o de camarones importados no saben ni quieren saber de dónde viene lo que compran.

Los pasivos ambientales

Vemos en muchos lugares del mundo surgir reclamos contra empresas bajo la ATCA (*Alien Tort Claims Act*) de Estados Unidos, en general sin éxito. En la Argentina y Bolivia hay comunidades que resisten contra las empresas petroleras como Repsol o tantas otras. Un famoso caso judicial enfrenta a comunidades indígenas y colonos de la Amazonía norte del Ecuador a la compañía Texaco desde 1993.

Hay otros conflictos por residuos producidos en los procesos de producción. Por ejemplo, los residuos nucleares, que son un subproducto de la producción de electricidad. ¿Dónde colocarlos? De ahí la disputa sobre el depósito de Yucca Mountain en Nevada en Estados Unidos. Más cerca, en Cataluña, hay actualmente un conflicto latente en Flix, en el Ebro, y hasta su desembocadura por el mercurio y los PCB y DDT que Erquimía y sus antecesores arrojaron al río como si fuera suyo. ¿Quién responde de esos pasivos ambientales? La contabilidad de las empresas no suele incluir esas deudas ecológicas. ¿Cuánto debe Repsol-YPF por su pasivo ambiental y social en territorio mapuche de la Argentina? ¿Cuánto debe Dow Chemical – Unión Carbide por los daños en Bhopal en 1984? ¿Cuánto debe la Dow Chemical, otra vez, por los casos de esterilidad de trabajadores de plantaciones bananeras en Honduras, Costa Rica, Ecuador?

A medida que la economía crece, usa más materiales y más energía. En el caso español eso ha sido estudiado por Oscar Carpintero quien concluye que en los últimos cincuenta años aumenta el uso de materiales y energía más o menos al ritmo del crecimiento económico. La ciencia económica convencional no ve la economía en términos del metabolismo social. Ni la contabilidad empresarial ni la contabilidad macroeconómica restan los “pasivos ambientales” que les son invisibles. En cambio, la economía ecológica critica a la economía convencional porque ésta se olvida de la naturaleza en las cuentas económicas, sean de las empresas o del gobierno. La economía ecológica propone considerar los aspectos biológicos, físicos, químicos, y también sociales. Es decir, si la economía creció un 3%, de acuerdo, pero que se explique cómo ha aumentado la contaminación, qué ha pasado con los ríos, con los bosques, con la salud de los niños, considerando todos los aspectos sociales y ecológicos. Hay protestas sociales debido a que la economía estropea la naturaleza. A veces los afectados son generaciones futuras que no pueden protestar porque aún no han nacido, o unas ballenas o tigres que tampoco van a protestar. Pero otras veces los desastres ecológicos afectan también a personas actuales, que protestan. Son luchas por la Justicia Ambiental.

Hay lugares donde se plantan miles de hectáreas de pino para capturar dióxido de carbono europeo como en el proyecto FACE en los páramos del Ecuador, donde algunas comunidades empiezan a protestar, porque no pueden comer los pinos, no pueden sembrar ni poner ganado donde hay pinos que además agotan el agua que hay en los páramos, y si hay un incendio el contrato les obliga a replantar. Hay también conflictos de pesca, porque la pesca industrial acaba con toda la pesca artesanal. Hay conflictos sobre transportes, por ejemplo, por el gasoducto de Unocal de Birmania a Tailandia o el oleoducto de Exxon del Chad a Camerún, o por las hidrovías, o por casos como el del Prestige, o la protesta en Val de Susa cerca de Torino contra una vía férrea que estropea un hermoso valle. En Cataluña las protestas actuales por el Cuarto Cinturón o por la línea eléctrica MAT (Muy Alta Tensión) que viene desde Francia, nacen ambas del creciente volumen del transporte. Hay quien no entiende el carácter estructural de estas protestas. Creen que son protestas NIMBY (“no en mi patio”) cuando son manifestaciones locales del movimiento internacional por la justicia ambiental.

Hay redes que surgen de estas protestas. Por ejemplo, la red Oilwatch que nació en 1995 de experiencias en Nigeria y en Ecuador. Nacen redes que piden ayuda a los grupos del norte, porque las compañías son del norte. Por ejemplo la red Mines, Minerals & People nacida en el 2004. Yo creo que de las protestas, de las resistencias es de donde nacerán las alternativas. Éstas no van a nacer de ningún partido político que determine la línea correcta.

La deuda ecológica

Mi libro *El Ecologismo de los Pobres. Conflictos ambientales y lenguajes de valoración* (Martínez Alier, 2005) parte de la perspectiva del metabolismo social. Es decir, debemos ver la economía como un sistema abierto a la entrada cada vez mayor de energía y materiales, y a la salida de los residuos como son el dióxido de carbono y otras formas de contaminación. Aumenta la dimensión física de la economía. No nos estamos desmaterializando. En la economía humana aumenta el consumo de biomasa, de combustibles fósiles, de minerales. Producimos residuos como el dióxido de carbono o como los residuos nucleares. También ocupamos más espacio, destruyendo ecosistemas y arrinconando otras especies. Por tanto aumentan los conflictos ecológico-distributivos. Es decir, no sólo estamos perjudicando a las generaciones futuras de humanos y eliminando otras especies que muchas veces ni tan siquiera conocemos, sino que hay también crecientes conflictos ambientales ya ahora mismo.

Comprobamos que hay un desplazamiento de los costos ambientales del Norte al Sur. Estados Unidos importa más de la mitad del petróleo que gasta. Japón y Europa dependen físicamente aun más de las importaciones. Al hacer los cálculos de flujos de materiales, se observa que la América latina está exportando seis veces más toneladas que importa (minerales, petróleo, carbón, soja...), mientras la Unión Europea funciona al revés, importamos cuatro veces más toneladas que exportamos. Eso lleva a la idea de que existe un comercio ecológicamente desigual. La misma desigualdad observamos en las emisiones de dióxido de carbono, causa principal del cambio climático. Un ciudadano de Estados Unidos emite 15 veces más en promedio que uno de la India. Nos preguntamos: ¿quién tiene títulos sobre los sumideros de carbono que son los océanos, la nueva vegetación y los suelos? ¿quién es dueño de la atmósfera para depositar el dióxido de carbono que sobra? El protocolo de Kyoto es mejor que la política de Bush, pero no soluciona ese enorme conflicto ecológico-distributivo. De ahí los reclamos de la Deuda Ecológica que el Norte tiene con el Sur, por el comercio ecológicamente desigual, por el cambio climático, también por la biopiratería y por la exportación de residuos tóxicos. Por ejemplo, continuamente llegan barcos para ser desguzados por obreros mal pagados que viven en un ambiente pobrísimo en la costa de Alang en Gujarat en la India, esos barcos tienen su carga de amianto, de metales pesados. En pocos casos (como el porta-aviones Clemenceau) se frenó a tiempo ese proceso de exportación de residuos tóxicos que en principio está prohibido por el Convenio de Basilea.

La Deuda Ecológica se puede expresar en dinero pero tiene también aspectos morales que no quedan recogidos en una valoración monetaria.

Valores inconmensurables

En esos conflictos ambientales por extracción o transporte de materias primas, por contaminación local o regional, observamos el uso de diversos lenguajes. Puede ser que los poderes públicos y las empresas quieran imponer el lenguaje económico, prometiendo un análisis costo-beneficio con todas las externalidades traducidas a dinero, y además harán una evaluación de impacto ambiental, y que así se va a decidir si se construye una represa conflictiva o se abre una mina. Pero puede ocurrir que los afectados, aunque entiendan ese lenguaje económico y aunque piensen que es mejor recibir alguna compensación económica que ninguna, sin embargo acudan a otros lenguajes disponibles en sus culturas. Pueden declarar, como hicieron los U'Wa en Colombia frente a Occidental Petroleum y después frente a la Repsol, que la tierra y el subsuelo eran sagrados, que “la cultura propia no tiene precio”. En un conflicto ambiental se despliegan valores muy distintos, ecológicos, culturales, valores que se basan en el derecho a la subsistencia de las poblaciones, y también valores económicos en el sentido crematístico. Son valores que se expresan en distintas escalas, no son conmensurables.

Así se junta la Economía Ecológica con la Ecología Política. La Economía Ecológica estudia el metabolismo social para explicar el conflicto entre economía y medio ambiente, y pone en duda que ese conflicto pueda solucionarse con jaculatorias al estilo del “desarrollo sostenible”, la “eco-eficiencia” o la “modernización ecológica”. La Ecología Política estudia los conflictos ambientales, y muestra que en esos conflictos, distintos actores que tienen distintos grados de poder, usan o pueden usar distintos lenguajes de valoración. Vemos en la práctica cómo existen valores inconmensurables, cómo el reduccionismo económico es meramente una forma de ejercicio del poder.

El poder se expresa en dos niveles. El primero es la capacidad de imponer la decisión, quítate tú de aquí porque aquí va la represa o la mina o la autopista, El segundo es la capacidad de imponer el método de decisión, de decir qué lenguajes son válidos o no son válidos. Por ejemplo, si en el lugar en cuestión hay un arrozal de agricultores pobres como en Nandigram o Singur en Bengala Occidental o en Kalinganar en Orissa, (por dar casos célebres recientes de desplazamientos y matanzas), o si en el lugar hay un humedal protegido por Ramsar, o una ermita o cementerio, dan esos diversos factores argumentos tolerados y suficientemente fuertes para parar el proyecto? ¿O se introducirá todo en el turmix de un análisis costo-beneficio

embellecido añadiendo si acaso una Evaluación de Impacto Ambiental para corregir los flecos? ¿Quién decide el procedimiento? ¿Cabe pedir una evaluación multi-criterial con posibilidad de vetos?

Todo necio / confunde valor y precio. ¿Quién tiene el poder de imponer el método de resolución de los conflictos ambientales? ¿Valen las consultas populares, que apelan a la democracia local? ¿Vale el lenguaje de la sacralidad? ¿Valen los valores ecológicos solamente si se traducen a dinero, o valen por sí mismos, en sus propias unidades de biomasa y biodiversidad? ¿Vale argumentar en términos de la subsistencia, salud y bienestar humanos directamente, o hay que traducirlos a dinero? Son preguntas que nacen de la observación y participación en conflictos ambientales en diversos lugares del mundo. De ahí la pregunta con que concluyo, ¿quién tiene el poder social y político para simplificar la complejidad imponiendo un determinado lenguaje de valoración?

Referencias

Martínez Alier, J. 2005. *El Ecologismo de los Pobres. Conflictos Ambientales y Lenguajes de Valoración*. Icaria. Barcelona.

Pablo Neruda y una familia de lobos

J. Riechmann

Investigador de ISTAS/ CC.OO.

Vicepresidente de CiMA (Científicos por el Medio Ambiente).

ISTAS (Instituto Sindical de Trabajo, Ambiente y Salud) C/ Gral. Cabrera 21, 28020 Madrid.

Tel. 914491043, 914491040 (centralita). Fax: 915711016

[Fragmentos de la obra \(1\)](#)

Hablan de calidad de vida
y hacen negocios

Hablan de protección medioambiental
y hacen negocios

Hablan de desarrollo sostenible
y hacen negocios

y no les quita el sueño el fin del mundo
si el resto de mundo que siga a ese final
sigue siendo un lugar
bueno
para los
negocios

Desarrollo sostenible

un buen programa
para hace un siglo

quizá incluso aún
para hace medio

Ahora
ya va siendo demasiado tarde
para casi todo

Hemos olvidado la tersura de Gea, el nombre
de la gran Ninhursaga, las manos de Qetesh

pero quién desconoce los productos Mitsubishi
y el logotipo de General Electric

La evolución tecnológica es irreversible
dice Arsuaga

el famoso paleontólogo

*Lo que se inventa
no puede desinventarse*

No puede desinventarse
pero la pregunta relevante es otra:
¿puede dejar de usarse?

Tanta energía en busca
del punto de fractura del sistema,
tanta adrenalina, tanta inteligencia...

Está en ti,
en ti que ahora lees esta frase,
está en ti

Si la naturaleza
se piensa como recurso recreativo
es claro que puede sustituirla
—quizá hasta con ventaja—
la tecnología

En cambio
la naturaleza como nexo
entre los seres humanos
y el resto de los seres
no admite sucedáneo

Naturaleza
lugar del vínculo

Poesía
arte del vínculo

Salvar a la filosofía de los filósofos
Salvar a la poesía de los poetas
Salvar al psicoanálisis de los psicoanalistas
Salvar a la política de los políticos
Salvar a la ecología de los ecologistas
Salvar al arte de los artistas
Salvar a la imperfección de la perfección

y no poner obstáculos
para que la imperfección nos salve
de nosotros mismos

No para pasar el rato

Estamos aquí para completar la creación
del mundo, para que el erial y el vertedero
no le ganen la partida al jardín

Estamos para amarnos bajo las estrellas
y para beber una copa en la terraza vacía

Eres mortal

Eso
quiere decir que no tienes mucho tiempo
ni poco:

tienes el tiempo exacto
el tiempo tuyo

JORGE RIECHMANN es poeta, traductor literario, ensayista y profesor titular de Filosofía Moral en la Universidad de Barcelona. Actualmente trabaja como investigador en temas socioecológicos en el Instituto Sindical de Trabajo, Ambiente y Salud (ISTAS) de Comisiones Obreras. Es Presidente de la Asociación Científicos por el Medio Ambiente (CIMA). Ha publicado mas de cuarenta obras de poesía y ensayos en los que ha ido construyendo las bases de una filosofía ecosocialista. Acaba de reunir sus "ecopoemas" en la antología *Con los ojos abiertos (Baile del Sol, Tegueste –Tenerife— 2007*; véase www.bailedelosol.org).

(1) Una primera y breve versión de este largo poema se publicó en la plaquette homónima (Cuadernos de Poesía "Aristas de Cobre", Córdoba 2003); luego seguí escribiéndolo expresamente para el homenaje a Pablo Neruda en su centenario (Madrid, Casa de América y Residencia de Estudiantes, 23 y 24 de marzo de 2004). En su integridad, está aún inédito. (N. del a.)
[Volver](#)

¿Cómo gestionar una planta prácticamente inaccesible y en peligro de extinción?

M.B. García¹, D. Goñi², D. Guzmán³, J.M. Iriondo⁴, J. Coscolluela⁵, J. Puente⁶, M. Alcántara⁷, J. Guiral⁸

(1) Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). Apdo. 202 50080 Zaragoza

(2) LARRE Consultores, S.C. C/Monasterio de Iguácel, 11 3º B. 22700 Jaca (Huesca).

(3) Departamento de Medio Ambiente Gobierno de Aragón. Paseo de María Agustín, 36. 50071 Zaragoza.

(4) Área de Biodiversidad y Conservación, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología (E.S.C.E.T.), Universidad Rey Juan Carlos, Móstoles, E-28933, España.

(5) Oficina Comarcal Agroambiental (Gobierno de Aragón). Paseo Constitución s/n, 50600 Ejea, Zaragoza.

(6) Servicio Provincial de Medio Ambiente. C/ General Lasheras. 8, 22071. Huesca.

(7) Departamento de Medio Ambiente Gobierno de Aragón. Paseo de María Agustín, 36. 50071 Zaragoza.

(8) Instituto Aragonés de Estadística (IAEST) Camino de las Torres 47-49. 50071, Zaragoza.

➤ Recibido el 7 de marzo de 2007, aceptado el 5 de julio de 2007.

¿Cómo gestionar una planta prácticamente inaccesible, y en peligro de extinción? *Borderea chouardii* fue la primera planta para la que se estableció un plan de recuperación oficial en España. En este artículo resumimos la información demográfica y reproductiva recopilada de esta pequeña rupícola, así como algunas de las acciones de gestión realizadas durante una década, en vísperas de la revisión de dicho plan. A pesar de la inaccesibilidad de la mayor parte de la única población conocida en el mundo, se ha podido establecer que se trata de una herbácea excepcionalmente longeva, que su dinámica poblacional es extraordinariamente estable, y que lejos de presentar evidencias de problemas reproductivos muestra niveles muy elevados en la producción y viabilidad de semillas. Sin embargo, este éxito demográfico y reproductivo se ve limitado por el escaso éxito de un peculiar sistema que favorece la dispersión dentro de la población al tiempo que impide su expansión a otros ambientes favorables. Así las cosas, el programa de manejo se centró básicamente en intentar acceder a distintas zonas, donde monitorizar plantas de distintos sexos, tamaños y edades, recuperar el 90% de las semillas que se pierden de forma natural, y "reciclarlas" para muy distintas funciones: reforzamiento poblacional, fundación de nuevas poblaciones, almacén en bancos de germoplasma (semillas y cultivo *in vitro*), análisis genéticos, y producción de plantas *ex situ*. Diversas acciones de divulgación entre estudiantes y escaladores complementaron el plan de recuperación.

Palabras clave: demografía, longevidad, reforzamiento, cultivo *in vitro* y *ex situ*, análisis de viabilidad poblacional, fundación de poblaciones

The management of an inaccessible plant in extinction risk. *Borderea chouardii* was the first plant species with an official recovery plan in Spain. In this paper we present the demographic and reproductive information gathered for this small rupicolous plant, and the main management actions carried out over the last decade. Despite the inaccessibility of most plants in the only known population in the world, we could establish the unusual longevity of this species, that population dynamics is extremely stable, and that there is no evidence of reproductive problems (high levels of seed production and viability). Its dispersal system, however, adapted to seed release near the mother plant, prevents it from expansion to new favourable habitats. Our goal was to increase our access to different areas in order monitor the performance of plants of different sexes, sizes and ages, to recover 90% of seeds naturally lost during seed release, and to use them for many different purposes: reinforcement of the populations, founding of new populations, seed storing in a seed bank, development of an *in vitro* bank, genetic analysis, and the production of *ex situ* adult plants. Several awareness actions have also been carried out among students and climbers.

Key words: demography, long life-span, reinforcement, *in vitro* and *ex situ* culture, population viability analysis, founding of new populations

La gestión de especies amenazadas

La inclusión de una planta en una lista roja o en un catálogo de especies amenazadas es sólo el principio del reconocimiento de un serio problema de origen antrópico o de un riesgo de extinción natural. En la mayoría de los casos, el grado de amenaza asignado a las especies se basa en una limitada área de distribución y/o un reducido número de individuos en las escasas poblaciones conocidas. El acceso a las categorías de amenaza a través de esta vía se corresponde generalmente con las primeras posibilidades ofrecidas mediante el sistema de categorización de la IUCN (2001), y muchos endemismos con restringida área de distribución son considerados así como amenazados. Pocas veces una especie entra a formar parte de dichas categorías tras haberse realizado valoraciones de su viabilidad basadas en datos empíricos obtenidos tras largas series de monitorización del área de ocupación o del ciclo biológico completo, lo que permite realizar proyecciones futuras de su área de distribución, número o tamaño de las poblaciones. Por eso no es raro que se desconozca el riesgo real de desaparición o declive, los puntos débiles de su biología, o las causas de su limitada distribución. Este tipo de información, sin embargo, es clave para la efectiva indagación posterior de los procesos biológicos y factores ecológicos a los que la especie es más vulnerable, así como las medidas a tomar (Schemske *et al.*, 1994).

En España, la Ley 4/1989, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres dictamina la necesidad de establecer los correspondientes “planes” para cada una de las categorías de amenaza. Aunque ya son unas cuantas las comunidades autónomas que han promulgado los correspondientes catálogos de especies amenazadas (Devesa, 2006), no son muchas todavía las que han dado el siguiente paso con los correspondientes planes de actuación, siendo Aragón la primera en establecer uno para una peculiar especie rupícola en peligro de extinción que habita en menos de 1 km² en todo el mundo (Decreto 239/1994 de la DGA, Plan de Recuperación de *Borderea chouardii* en Aragón; **Fig. 1**).



Figura 1. Aspecto general de un individuo femenino de *B. chouardii* con numerosos frutos, algunos de los cuales se han girado para ser autosebrados mientras que otros liberarán semillas en el aire (foto: M.B. García).

Prioridades establecidas para *Borderea chouardii* y limitaciones para su desarrollo

Cuando el riesgo de desaparición es evidente si no se llevan a cabo medidas para eliminar los factores que están promoviendo tal riesgo, hay que ir más allá de la clásica preservación de los ejemplares y su hábitat. En este sentido, el abanico de acciones a emprender es muy amplio, y depende de la problemática concreta de cada planta: desde la recolección y conservación de semillas u otros materiales en bancos de germoplasma, hasta el manejo de los hábitats o ecosistemas, lo que puede incluir la eliminación o restricción de competidores y depredadores, gestión de regímenes de fuego y agua, etc. En algunos casos puede ser conveniente reforzar poblaciones, e incluso introducir o reintroducir ejemplares en la naturaleza.

El gran reto en el caso de *Borderea chouardii* era definir acciones factibles para una especie que, a diferencia de la inmensa mayoría de las plantas, es básicamente inaccesible por vivir en paredes rocosas y extraplomos. Precisamente, el mayor problema de esta pequeña rupícola tiene que ver con su estricta restricción a dicho hábitat, pues para su persistencia en él debe vencer a la gravedad y depositar semillas en las escasas grietas disponibles (mediante autosiembra o dispersión secundaria), o algo mucho más complicado como dispersarlas hasta otros parches rocosos aislados y alejados.

Cuando empezamos a trabajar con ella, un año antes de la promulgación de su plan de recuperación, tan sólo se disponía de información general sobre el número de individuos presentes y su reproducción (Sainz Ollero *et al.*, 1996), algunas

características biológicas inferidas a partir de los estudios realizados en su congénere, *B. pyrenaica* (García y Antor 1995), y apenas existían un centenar de plantas al alcance de la mano en un núcleo que se convirtió en inaccesible en 1997 por deslizamiento del suelo del barranco donde se asentaba la pared rocosa. Todas las observaciones se restringían a menos de un 5% de la superficie ocupada, por lo que la información obtenida sobre el funcionamiento de la población estaba muy sesgada, y más limitada todavía la recolección de semillas. El primer acceso a un nuevo núcleo mediante una inestable escalera de madera (**Fig. 2**) mostraba muy pocos individuos de pequeño tamaño. Este hecho, junto a la pérdida de casi la totalidad de las semillas producidas (los frutos se abrían en el aire, con lo que las semillas no alcanzaban microhábitats propicios para la germinación), inducían a sospechar en un fuerte problema de reclutamiento.



Figura 2. Primer acceso a un núcleo inaccesible de *B. chouardii*, donde se detectó el fracaso reproductivo y la falta de reclutamiento (foto: R. Antor).

Sobre esta débil base de información había que definir prioridades para el desarrollo del plan de recuperación, que contó con el apoyo financiero de un programa europeo LIFE entre los años 1997 y 2000. La primera, lógicamente, se centraba en poder acceder a un área más representativa de la población para determinar si estaba en declive, valorar el riesgo de extinción a medio plazo, explorar los posibles factores ecológicos que pudiesen estar reduciendo las tasas vitales de supervivencia y reproducción, recuperar cuantas semillas estuviesen perdiéndose de forma natural, y asegurar que la especie contase con más de una población a fin de minimizar el riesgo de extinción por un evento azaroso catastrófico. Se ha cumplido ya una década desde la publicación de un plan que fue pionero, por lo que parece conveniente valorar las medidas llevadas a cabo, lo que está permitiendo la revisión actual de dicho plan.

¿Cuántas plantas hay?

Las prospecciones realizadas en los alrededores de la población han permitido descubrir algunos nuevos núcleos (grupos de plantas) desconocidos, aunque el área de ocupación sigue restringida a menos de 1 km² en todo el mundo. Su presencia no coincide con toda la superficie rocosa disponible en el lugar, lo que probablemente tiene que ver con la idoneidad de las fisuras y la circulación de agua en el interior de la roca. La búsqueda activa mediante acceso directo, prismáticos o teleobjetivo, en un total de 29 UTM de 1 km² localizadas en valles próximos, no ha proporcionado resultados positivos todavía. Sin embargo, dada la dificultad de detectar individuos por su pequeño tamaño, y la complejidad del acceso a su hábitat, es imposible descartar la existencia de alguna otra población en rincones difícilmente observables de otras localidades (de hecho la especie se descubrió hace sólo cincuenta años (Gaussen, 1952).

En 1997 se instalaron varios andamios diseñados *ad hoc*, lo que permitió recuentos directos y el cálculo de factores de corrección para obtener estimas fiables del número de plantas en la población (García *et al.*, 2002, Goñi *et al.*, 2006). Según este método, estimamos la existencia de entre 3.800-5.200 individuos, de los que el 55% serían adultos masculinos o femeninos (Goñi y Guzmán, 2003; se trata de una especie dioica). Dicha estimación supone un incremento muy importante respecto a las estimas iniciales (unos 500 individuos; Sainz Ollero *et al.*, 1996). Lógicamente no se trata de un incremento de la población, sino de una mejora del conocimiento que de ella tenemos. No olvidemos al trabajar con especies amenazadas que las cifras que manejamos no tienen por qué ser reales, sino producto de nuestro mejor o peor conocimiento en función de una mayor o menor dedicación y facilidad para su estudio.

¿Está en declive? ¿Existen evidencias de problemas que pongan en peligro la población?

El montaje anual de los andamios, y al acceso a nuevos núcleos que iban descubriéndose, ha permitido la monitorización de casi 900 plantas durante 12 años, a partir de las cuales se han obtenido las tasas de mortalidad y fecundidad. Los resultados de los modelos estocásticos de dinámica poblacional indican una gran estabilidad y proyectan un bajo riesgo de extinción futuro de mantenerse las condiciones ecológicas actuales (García, 2003). Las razones principales radican en la extrema longevidad de los individuos (sabemos por la morfología de los tubérculos que pueden aproximarse a los 400 años de vida; García *et al.*, 2002), y la escasísima variabilidad en las tasas de crecimiento poblacional registrada a lo largo de una década. Nos encontramos, por tanto, ante una especie restringida a una única población, pero de dinámica tremendamente estable y cuyo tamaño, si no grande, tampoco puede considerarse tan reducido como para que el negativo papel que desempeña la estocasticidad demográfica sea importante.

La producción de semillas tampoco es problemática puesto que aproximadamente el 80% de las flores cuajan frutos, en los que tres cuartas partes de los óvulos se transforman en semillas. Sin embargo el 90% de ellas parecen perderse en el vacío anualmente al no ser autosembradas de forma exitosa por las plantas madre en las grietas próximas. Los modelos demográficos, no obstante, indican una imperceptible influencia del proceso reproductivo en la tasa de crecimiento poblacional. Por ello, si bien no puede decirse que dicha pérdida sea un factor positivo, tampoco puede concluirse que la baja tasa de autosiembra sea un factor de riesgo dentro de la población, aunque sin duda constituye una limitación muy importante en la capacidad de respuesta frente a posibles perturbaciones externas.

Ante la perspectiva de una población estable, en la que apenas se ha constatado competencia interespecífica ni herbivoría, y protegido estrictamente su hábitat de forma legal para evitar en lo posible dichas perturbaciones, parecía lógico incrementar el escaso reclutamiento dentro de la población, y actuar sobre el punto más problemático de la especie: el pobre sistema dispersivo a larga distancia. La recuperación de las semillas cuyo destino era perderse en el vacío ha sido la herramienta básica para mejorar en lo posible la situación existente y reducir al máximo el riesgo de desaparición de la especie.

Rescate y destino de las semillas que se pierden

A pesar de las limitaciones, año tras año aumentaba nuestro acceso a las plantas gracias al descubrimiento de nuevos núcleos y el uso de andamios, lo que junto a los rapeles realizados durante 3 años seguidos en zonas imposibles de alcanzar de otra forma, ampliaron considerablemente la posibilidad de recolección de semillas. Durante 13 años consecutivos se han estado monitorizando todas las plantas accesibles, hasta llegar a cubrir aproximadamente una cuarta parte de la superficie total de ocupación (Fig. 3).



Figura 3. Detalle de un descenso de rapel realizado para la obtención de semillas y la determinación de la estructura poblacional (foto: D. Goñi).

Las aproximadamente 5.000 semillas “rescatadas” durante este tiempo han sido etiquetadas con información del año, el núcleo, y en más de la mitad de los casos también el número de madre de procedencia. Dicho material ha sido utilizado con las siguientes finalidades:

- Almacenaje en bancos de germoplasma. Unas 2.000 semillas han sido enviadas a 3 bancos de semillas distintos, aunque el principal destinatario ha sido el Banco de Germoplasma del Departamento de Biología Vegetal de la Universidad Politécnica de Madrid (los otros han sido el *Millenium Seedbank* del Real Jardín Botánico de Kew en Londres, y el Banco de Germoplasma de Hortícolas del Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón de Zaragoza). Parte de dichas semillas ha servido para crear un banco de germoplasma *in vitro*, lo que confiere una disponibilidad inmediata de material para realizar variados trabajos de investigación, sin necesidad de recolectarlo en la única población existente.
- Reforzamiento poblacional. Hasta el año 2007 se han realizado más de 100 siembras manuales en grietas localizadas dentro de la población, utilizándose para ello unas 1.500 semillas. En cada uno de los núcleos se han sembrado semillas procedentes del propio núcleo, en un intento de imitar lo más fielmente el sistema de dispersión de la especie. El resultado final ha sido la incorporación de 70 nuevos individuos, en la actualidad con edades comprendidas entre 3-10 años de vida, lo que multiplica por entre 5-45 veces (según el núcleo) el reclutamiento natural dentro de la población.
- Fundación de nuevas poblaciones. Durante los años 2003-2007 se han realizado, siguiendo todas las recomendaciones de la UICN, siembras de unas 1.500 semillas en cuatro lugares alejados de la población original pero

con características ecológicas similares. El objetivo inicial es determinar su adecuación para albergar futuras poblaciones, por lo que también se mantienen registradores automáticos de temperatura y humedad relativa, comparándose las características microclimáticas, tasas de germinación y supervivencia con las de la población nativa. El porcentaje de germinación total de los tres años de seguimiento ha sido muy desigual en los tres sitios aunque similar al rango registrado dentro de la población natural, oscilando entre el 0,2% y el 39 %, correspondiendo las tasas más bajas a los lugares más continentales. De momento, una de las plántulas obtenidas ha alcanzado ya su cuarto año de vida, y otras 24 están en el segundo año en una de las localidades. Sin embargo hay que tener en cuenta que el verano del 2005 fue uno de los más secos registrados en las últimas décadas, por lo que los resultados obtenidos son probablemente peores de los esperables en condiciones más frecuentes.

- Estudios genéticos. El material del banco de germoplasma *in vitro* ha servido para evaluar la representatividad de las muestras conservadas en la colección de semillas de la UPM, pudiendo discernirse la identidad de la procedencia de distintos núcleos mediante el uso de microsatélites (Segarra *et al.*, 2005).
- Cultivos *ex situ* en vivero. En 2005 se consiguió por primera vez, tras varios intentos fallidos en distintos invernaderos, obtener individuos reproductores en un vivero de Gobierno de Aragón (Puente, 2005; **Fig. 4**). A pesar de que la tasa de germinación de la especie es muy alta (80-95%), era muy difícil mantener vivas las plántulas obtenidas en macetas o tras repicado de cultivos *in vitro*. Los primeros adultos, de sexo masculino, han producido flores con tan sólo un año de edad, lo que en la naturaleza suele llevar más de 10 años. En total se dispone actualmente de un centenar de ejemplares *ex situ*, lo que permite albergar esperanzas sobre la posibilidad de obtener semillas en invernadero ahora que por razones de seguridad ya no se monta el principal andamio, gracias al cual se recogían la mayor parte de semillas no autosembradas.



Figura 4. Ejemplar masculino de 1 año de edad obtenido en vivero (foto: J. Cosculluela).

Grado de cumplimiento del plan y objetivos futuros

Un plan de gestión no tiene sentido sin una evaluación de sus logros al cabo de un tiempo de su puesta en marcha. Por ello, el propio decreto que aprueba el plan de recuperación de *B. chouardii* (239/1994 de 28 de diciembre, de la Diputación General de Aragón) contempla la revisión de objetivos en la medida en que se varíe sustancialmente el conocimiento del estado de conservación de la especie o su hábitat. Con el presente artículo queremos precisamente dar a conocer dicha información, y revisar el grado de cumplimiento de las actuaciones.

Cuando empezamos a trabajar, de la biología de la especie se sabía poco (ver, no obstante, Sainz Ollero *et al.*, 1996), la experiencia hispana respecto a planes de este tipo con plantas era nula (si exceptuamos la iniciativa canaria, desarrollada desde una aproximación algo distinta, ver por ej. Bañares, 1994), y contábamos con una gran dificultad logística para cualquier acción. Como ocurre tantas veces, la ley fue por delante del conocimiento, aunque al menos servía como marco legal para evitar la alteración del hábitat y penalizar su recolección. Una vez conseguida esta protección, fue necesario obtener información sobre la biología y demografía de esta planta entonces inaccesible e "incultivable" según previos intentos, con el fin de identificar sus puntos débiles y evaluar el riesgo de desaparición.

En el transcurso del desarrollo del plan se ha pasado de apenas poder "tocar" un puñado de plantas a monitorizar individualmente casi un millar de todos los tamaños, sexos y edades. Gracias a ello sabemos que la población no parece estar en declive, aunque dado que los 13 años de monitorización suponen apenas un 4% de la vida total de algunas plantas,

no se puede descartar la posibilidad de un muy lento declive, todavía imperceptible en la escala temporal analizada. Conocemos bastante bien los puntos fuertes y débiles de la especie, y por tanto aquellos para los que merece la pena realizar un mayor esfuerzo, ahorrando de esta forma tiempo y energía en su gestión. Se han rescatado miles de semillas a partir de recolecciones realizadas en buena parte de su área de ocupación, y de las que se dispone de información individualizada. Parte de ellas se encuentra en bancos de germoplasma, lo que asegura la preservación de un importante material genético y permite la realización de estudios fisiológicos, moleculares, farmacológicos, etc.

Por otro lado, se ha conseguido reforzar la población a partir de siembras manuales, de forma que en la actualidad se cuenta con unos 70 nuevos individuos cuya probabilidad de supervivencia ronda el 90%. También se ha iniciado el complicado e incierto camino de la fundación de nuevas poblaciones con el fin de asegurar la existencia de más de una. Y tras el primer intento en un vivero gestionado por Gobierno de Aragón, se dispone ya de un centenar de ejemplares que en breve podrían servir para producir semillas. Finalmente, se han realizado campañas de divulgación en todos los centros de enseñanza secundaria de Aragón mediante la entrega de un video realizado específicamente sobre plantas amenazadas en Aragón, y se han conseguido compromisos en los clubs de escalada para evitar el daño que puede causar esta actividad, frecuente en las paredes rocosas próximas.

En resumen, creemos que se han cubierto al menos los grandes objetivos establecidos en el plan. Puede que haya quien piense que poco hacía falta para preservar una especie de origen terciario. Ciertamente no les falta razón acerca de su capacidad para “autoconservarse” y la escasa contribución del plan de recuperación a una dilatada existencia entre nosotros a pesar de los cambios climáticos acontecidos desde entonces. Nadie sabía hasta ahora, sin embargo, que se trataba de una de las especies de crecimiento más lento en todo el mundo, ni se disponía de datos fiables para determinar si la población estaba o no en declive, ni se conocían las claves de esta exitosa persistencia. Y mientras tanto las inaccesibles plantas seguían perdiendo año tras año casi todas sus semillas, que con un poco de ayuda se han almacenado y transformado en nuevos individuos tanto dentro como fuera de la población.

Que empecemos a entender cómo funciona esta pequeña planta, sin embargo, no quiere decir que podamos predecir su futuro, esa es tarea de los adivinos. Probablemente su lenta y limitada capacidad de respuesta no haya permitido una recuperación de los ejemplares que se creen recientemente desaparecidos tanto por las obras asociadas al pantano de Sopeira como por el acondicionamiento de la carretera nacional que la atraviesa (Montserrat, 1987). Y tampoco podemos predecir cómo el esperado aumento de temperaturas puede afectarle, aunque no hay mucho espacio para el optimismo puesto que hemos detectado un descenso en las germinaciones y la supervivencia con la reducción de las precipitaciones y el incremento de la continentalidad. Por ello es necesario seguir alerta y actuar. Alerta para detectar y predecir lo antes posible cualquier problema, junto a la estricta protección de la especie y su hábitat. Actuar para, dada su limitada distribución junto a su incapacidad para dispersarse a larga distancia, disponer de recursos genéticos *ex situ* y fundar nuevas poblaciones que a largo plazo incrementen la posibilidad de persistencia de la especie frente a cambios climáticos o eventos catastróficos que impliquen un alto riesgo en la única población conocida actualmente.

Agradecimientos

R. Antor, C. Lahoz, F. Domínguez, I. Navascués, J. Vilellas, y varios Agentes para la Protección de la Naturaleza del Gobierno de Aragón del AMA de Graus (especialmente L.M. Berzal, J.L. Alexandre, I. Garcés, A. Gazo, J. Ezquerro...), han colaborado de forma entusiasta y a veces arriesgada en el estudio y el montaje del andamio, así como la vigilancia de la población. Sin su ayuda, el desarrollo de este plan no hubiera sido posible. A Jesús Insausti por su apoyo desde Gobierno de Aragón.

Referencias

Bañares, A. 1994. Recuperación de la flora amenazada de los Parques Nacionales Canarios. Metodología para su planificación y ejecución. *Ecología* 8: 227-244.

Devesa Alcaraz J.A. 2006. La protección de la flora vascular en España peninsular y Baleares. *Ecosistemas*. Disponible en www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=415&Id_Categoria=2&tipo=portada

García, M. B. 2003. Demographic viability of a relict population of the critically endangered plant *Borderea chouardii*. *Cons. Biol.* 17: 1672-1680.

García, M. B. y Antor, R. J. 1995. Sex ratio and sexual dimorphism in the dioecious *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae). *Oecologia* 101: 59-67.

García, M. B., Guzmán, D. y Goñi, D. 2002. An evaluation of the status of five threatened plant species in the Pyrenees. *Biol.*

Conserv. 103: 151-161.

Gausсен, H. 1952. Une nouvelle espèce de *Dioscorea* aux Pyrénées: *D. Chouardii*. *Bull. Soc. Bot. Fr.* 99: 23-25.

Goñi, D. y Guzmán D. 2003. Conservación de *Borderea chouardii* y *Cypripedium calceolus*. Informe inédito para DGA.

Goñi, D., García, M.B. y Guzmán, D. 2006. Métodos para el censo y seguimiento de plantas rupícolas amenazadas. *Pirineos* 161:33-58.

Montserrat P. 1987. *Borderea chouardii*. En *Libro rojo de las especies vegetales amenazadas de España peninsular e islas Baleares* (ed. Gómez-Campo, C.), pp. 124-125. Serie Técnica. ICONA.

Puente, J. 2005. Primeras flores de *Borderea chouardii* logradas en maceta. *Quercus* 238: 42

Sáinz Ollero, H., Múgica, F. F. y Torcal, J. A. 1996. *Estrategias para la conservación de la flora amenazada de Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón.

Schemske, D. W., Husband, B. C., Ruckelshaus, M. H., Goodwillie, C., Parker, I. M. y Bishop, J. G. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75: 584-606.

Segarra-Moragues, J. G., Iriondo, J. M. y Catalán, P. 2005. Genetic fingerprinting of germplasm accessions as an aid for species conservation: a case study with *Borderea chouardii* (Dioscoreaceae), one of the most critically endangered iberian plants. *Ann. Bot.* 96: 1283-1292.

UICN (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. UICN, 33 pp., Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.

Cartografía de defoliación en los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y pino salgareño (*Pinus nigra* Arnold.) en la Sierra de los Filabres.

R.M. Navarro Cerrillo, M.A. Varo, S. Lanjeri, R. Hernández Clemente

Departamento de Ingeniería Forestal. Universidad de Córdoba. Apartado de correos 3048 (14080). Córdoba, España.

➤ Recibido el 25 de enero de 2007, aceptado el 29 de mayo de 2007.

Cartografía de defoliación en los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y pino salgareño (*Pinus nigra* Arnold.) en la Sierra de los Filabres. El objetivo de este trabajo fue estudiar la aplicación de imágenes del sensor ASTER para la estimación de niveles de defoliación de masas artificiales de *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra* en la Sierra de los Filabres (Almería). Se trata de una de las zonas que presenta un mayor nivel de daños por decaimiento forestal en Andalucía, pudiéndose observar desde rodales sin daños a zonas donde la masa aparece totalmente muerta. El trabajo de campo se realizó en el verano de 2005, y el grado de defoliación se evaluó visualmente de acuerdo a tres categorías. La clasificación de las imágenes se hizo utilizando los métodos de mínima distancia y de máxima verosimilitud. La fiabilidad de la clasificación (83%, $\kappa=0,76$) permite una adecuada asignación de daños sobre grandes superficies, lo que sugiere que es posible utilizar información procedente de sensores, en este caso procedentes del sensor ASTER, en el estudio de decaimiento a escala local.

Palabras clave: ASTER, distribución de daños, defoliación, *Pinus sylvestris*, *P. nigra*

Using remote-sensing to map defoliation of Scotch pine (*Pinus sylvestris* L.) and Austrian pine (*Pinus nigra* Arnold.) forests in Los Filabres Range. The aim of this project is to investigate the applicability of ASTER data classification to estimate different defoliation degrees of *Pinus sylvestris* and *P. nigra* forests. The study area, Los Filabres Range (Almería SE Spain), is covered with pure pine stands, and it is considered one of the most severely damaged parts of Andalusia. Today these stands show a variety of forest decline intensity, ranging from virtually no damage to severe damage, such as total defoliation. The ground truth data were collected during summer 2005. The degree of defoliation was visually estimated according to 3 categories. Image classification was performed by using the maximum likelihood and minimum distance methods. Accuracy (83%, $\kappa=0.76$) of the pattern-recognition methods suggests that this technique is adequate for detecting defoliated stands. Thus, remote sensing techniques, by using classifications formers of ASTER images, seem to be suitable for mapping forest damages in extensive areas.

Key words: ASTER, pattern recognition, defoliation, *Pinus sylvestris*, *P. nigra*

Introducción

El término decaimiento forestal es ampliamente utilizado para describir el estado de deterioro de los ecosistemas forestales incluyendo cambios metabólicos, problemas de reproducción, prematura senescencia de la hoja, decoloración, disminución y alteraciones del crecimiento, alteraciones de las ramas y de la morfología de la copa, pérdida de follaje, y finalmente la muerte del árbol (Innes, 1993). Los decaimientos forestales observados en las pasadas tres décadas en Europa y Norte América han sido relacionados de forma general con la contaminación, o la presencia de factores bióticos y abióticos asociados a fenómenos de debilitamiento de la vegetación. Los primeros síntomas de estos tipos de daños aparecieron en Alemania al inicio de la década de los 1970, primero en abeto (*Abies alba* Mill.), y rápidamente se generalizaron a picea (*Picea abies* Karst.), pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y finalmente a frondosas. La situación anterior fue explicada por el desfavorable efecto de la contaminación atmosférica en los bosques (Innes, 1993). Por ejemplo, la alta radiación solar, la extendida

emisión de los precursores de los oxidantes fotoquímicos (NO_x , VOC_s , NMHC) y los prolongados periodos de sequía han llevado a pensar que la interacción de contaminantes específicos como el ozono y la sequía pueden convertirse en factores de estrés para las plantas (Sanz Sánchez *et al.*, 2001), convirtiendo de esta manera a los bosques del sur de Europa en potencialmente sensibles a las fluctuaciones climáticas y a los cambios en las condiciones atmosféricas.

Los procesos de decaimiento han sido estudiados con bastante profundidad en los últimos años, proponiéndose numerosas hipótesis para su explicación, malas prácticas selvícolas, toxicidad por aluminio en suelos ácidos, lixiviación de nutrientes minerales por la acción de la lluvia ácida, polución debida a ozono/fotoquímica, contaminación por dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno, cambio climático, y desequilibrios nutricionales como consecuencia de exceso o déficit de nitrógeno en el suelo (Camarero *et al.*, 2004). En los años 90 se generalizó la hipótesis de multi-estrés (Manion, 1991; Innes, 1993), que enfatiza la interacción entre factores abióticos y bióticos (por ejemplo, clima, insectos, hongos) y diferentes formas de estrés antrópico, por ejemplo polución o prácticas selvícolas inadecuadas (Klap *et al.*, 2000). En conjunto, podemos decir que las hipótesis más aceptadas por la comunidad científica han sido las relacionadas con el efecto de los contaminantes atmosféricos en las hojas y el suelo, y el cambio climático. El uso de especies inadecuadas o de procedencia genética diferente de las condiciones de crecimiento presentes, puede suponer un factor que predisponga el futuro de la especie, así como la baja biodiversidad de este tipo de bosques que los hace susceptibles a un amplio rango de estreses. Es difícil determinar la contribución relativa de cada uno de estos factores, ya que suponen interacciones entre la litosfera, la biosfera y la atmósfera de los ecosistemas forestales. Esto es especialmente evidente en masas artificiales, donde la naturaleza del ecosistema y su origen dificultan la definición de causas exclusivas que puedan explicar los procesos de decaimiento.

Durante las últimas décadas del siglo XX, se han descrito varios síndromes de decaimiento en coníferas mediterráneas, donde se han detectado casos de decaimiento asociados a patógenos, al cambio climático o a la interacción entre ambos factores (Busotti y Ferretti, 1998). Algunos ejemplos pueden encontrarse en el deterioro de bosques costeros en diversas regiones mediterráneas (Italia, Francia y España) (Gellini *et al.*, 1987; Astorga *et al.*, 1993), o los daños observados en masas artificiales de pino negral en Francia y que hoy en día afecta a cerca de 10.000 ha de plantaciones asociados a las condiciones edáficas y climáticas de la zona (Guyon, 1991). En España se han registrado casos de decaimiento de pinares de *Pinus halepensis* Mill., que mostraban una atípica sintomatología (clorosis) que se atribuyó a la acción del ozono (Gimeno *et al.*, 1995) y al cambio climático (Cámara *et al.*, 2001; Sabaté *et al.*, 2002). Por otro lado, en los últimos años se han documentado varios casos de mortandad de arbolado, en particular de *Pinus sylvestris* L., en Cataluña (Sabaté *et al.*, 2002; Martínez-Villalta y Piñol, 2002).

Durante el proceso de decaimiento ocurren una serie de transformaciones en la estructura, morfología y fisiología de las cubiertas vegetales, que incluyen alteraciones en los pigmentos que absorben la luz, en la estructura interna de la hoja y en el contenido de humedad a nivel celular, que se reflejan en la respuesta espectral (Chuvieco, 1996). Sobre esta base, se han desarrollado numerosos trabajos en los que la teledetección y, más concretamente las escenas Landsat, se han utilizado para cartografiar zonas afectadas por defoliación (Macomber y Woodcock, 1994; Heikkilä *et al.*, 2002; Serrano *et al.*, 2002; Olthof *et al.*, 2004; Wulder *et al.*, 2006). La variación espectral causada por los fenómenos relacionados con el decaimiento forestal se superponen con las variaciones espectrales causadas por la topografía, la cubierta arbórea, la composición de especies, la edad del rodal y la biomasa, lo que limita las posibilidades de una correcta cartografía de los daños usando datos de satélite. Aún así, la teledetección está considerada como una buena herramienta en la detección y la cuantificación de procesos de defoliación (Ardö, 1998).

Los resultados obtenidos en la discriminación de grados de afectación han sido muy variables dependiendo del número de grados de afectación considerados (Haara y Nevalainen, 2002). Trabajos previos como el de Williams y Nelson (1986), usando datos de Landsat MSS, consiguieron clasificar niveles de defoliación con un 77% de precisión, aunque el solape espectral entre las clases de daños limitó el número de clases detectables a dos. Haara y Nevalainen (2002) propusieron un método de detección automática de coníferas muertas o severamente defoliadas usando tres niveles de daños y la clasificación de imágenes de satélite. En otro trabajo similar, Heikkilä *et al.* (2002) usaron imágenes multitemporales Landsat TM, fotografías aéreas pancromáticas y datos de campo del inventario forestal finlandés obtuvieron una fiabilidad superior al 80%.

El objetivo de este trabajo es estudiar la aplicación de imágenes del sensor ASTER para elaborar una cartografía de daños por defoliación en masas artificiales de *Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* Arnold. en la S^a de los Filabres.

Materiales y métodos

Inventario de campo

La zona de estudio corresponde a la superficie de masas artificiales de pinar de pino silvestre y pino salgareño de la S^a de los Filabres (Abellanas *et al.*, 2004). El problema de decaimiento de pinares en la S^a de los Filabres viene siendo observado por los Agentes Forestales desde el año 2002 (**Fig. 1**). Los daños han experimentado un progresivo aumento hasta cubrir una gran superficie de repoblaciones de pino silvestre y pino salgareño. El equipo general de control y evaluación de daños durante ese

periodo ha estado formado por Técnicos de Equilibrios Biológicos de EGMASA. La naturaleza inicial de los daños, y los patrones espaciales de los procesos de decaimiento, hicieron pensar en la posibilidad de daños asociados a agentes bióticos o deposiciones de contaminantes. Sin embargo, ambas hipótesis han sido rechazadas. Los informes realizados por la Unidad de Patología Forestal de la Universidad de Córdoba, así como los informes de EGMASA y el diagnóstico visual realizado por D. Israel Sánchez de la Universidad de Huelva parecen descartar la presencia de agentes bióticos primarios.



Figura 1. Árboles de *Pinus sylvestris* L. con daños intensos, donde la copa aparece totalmente seca, con o sin pérdida de hoja.

El muestreo de campo se diseñó como un inventario estratificado por especie y niveles de defoliación. Se optó por elegir distintas *zonas de entrenamiento* de pequeño tamaño y homogéneas, teniendo en cuenta la variabilidad espacial de cada categoría de defoliación. Se tomaron 48 parcelas homogéneas de 1 ha, lo que corresponde aproximadamente a 6 x 6 píxeles de la imagen, según la metodología propuesta por San Miguel y Biging (1996). Las parcelas estaban alejadas de cualquier área que pueda distorsionar el nivel digital de los píxeles vecinos, como son pistas, o carreteras. Se dejó una distancia superior a 100 metros de cualquier superficie anómala, con el fin de superar el error de ortorrectificación de la imagen y divergencia de localización del centro de la parcela respecto del centro del píxel.

La asignación de daños se realizó simplificando a tres categorías de defoliación de acuerdo a la experiencia de asignación de daños en la Red de Equilibrios Biológicos de Andalucía (Ferretti, 1994; Navarro *et al.*, 2001):

- **Sin afectar:** No se aprecia ningún tipo de daños sobre la vegetación.
- **Moderado:** Arbolado parcialmente afectado, con presencia de acículas verdes, bien por crecimiento estacional o por daños irregulares en la copa.
- **Intenso:** Estrato arbóreo totalmente seco, con o sin pérdida de hojas.

Las parcelas fueron georeferenciadas con un GPS (GPS navegador, Magellan Meridian Color, error medio PDOP: 10 metros) en el centro de la parcela y se identificó un registro abierto con el mismo número identificativo del plano, y la localización fue transferida a formato vectorial. En la parcela se tomaron los siguientes datos:

- En los 24 árboles mas próximos al centro de la parcela se asignó el valor de defoliación, y se midió la altura media, la altura de copa y el diámetro de copa.
- Defoliación estimada para el conjunto de la parcela.

Procesamiento de imágenes ASTER

Las imágenes utilizadas en este estudio corresponden al sensor ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*) (**Tabla 1**). Las imágenes fueron suministradas con un nivel de procesamiento 1B, con lo que, a parte de la corrección radiométrica de las distorsiones, presentaban una corrección geométrica de los efectos sistemáticos (efecto panorámico, de curvatura y de rotación de la Tierra). Una vez importadas las imágenes, se emplearon distintos modelos de corrección según las necesidades de transformación de cada imagen. Así, en el proceso de corrección geométrica de las

imágenes ASTER (ASTL1B0407181101130512010590, ASTL1B0506191100430512010592 y ASTL1B0506191100520510290383) se utilizó un modelo polinómico de grado 2 con un total de 21 puntos de control. Todas las coordenadas de referencia provienen de los mapas 1:10.000 de la zona, y se reclasificaron todas las bandas a un tamaño de píxel de 15 m.

Tabla 1. Características de las imágenes ASTER utilizadas.

	ASTL1B040718110113 0512010590	ASTL1B05061911004305 12010592	ASTL1B05061911005205 10290383
Tamaño	62,5 x 62,5 km	62,5 x 62,5 km	62,5 x 62,5 km
Fecha de toma	07/18/2004 11:00	06/19/2005 11:00	06/19/2005 11:00
Ángulo elevación	66,83515°	69,153956°	69,499664°

Una vez realizada la corrección geométrica, se recortó la imagen restringiéndola a la zona de interés con el fin de acelerar los procesos de clasificación y tratamiento. En este trabajo se ajustó la zona de trabajo a la cobertura de pinares de la dos especies objeto de estudio.

Clasificación de la imagen

La clasificación de la imagen se realizó considerando 34 de las 48 parcelas de control. De cada una de las parcelas se extrajo un único valor del ND correspondiente a las bandas correspondientes del sensor y el índice de vegetación normalizado (NDVI). Dadas las características espectrales de las bandas de las imágenes ASTER la fórmula de este índice se expresa como:

$$NDVI_{ASTER} = (Banda\ 3N - Banda\ 2) / (Banda\ 3N + Banda\ 2)$$

En la clasificación, dada las características topográficas de la zona, se incluyó la banda de iluminación obtenida a partir del modelo digital del terreno. El modelo digital del terreno que se utilizó tiene una resolución espacial de 20 metros, por lo que se remuestreó el mismo a una resolución de 15 metros, que es la que presenta la imagen ASTER. Finalmente, las bandas utilizadas en la clasificación fueron 11, que correspondieron a:

- Bandas de la 1 a la 3N y de la 4 a la 9 en las imágenes ASTER.
- Banda con el NDVI.
- Banda de iluminación.

La clasificación supervisada de la imagen se realizó por el método de la máxima verosimilitud y el método de mínima distancia. Estos métodos de clasificación han sido elegidos por su mayor robustez y por ajustarse con más rigor a la disposición original de los datos (Chuvieco, 1996), y están incluidos dentro de los métodos paramétricos, que consideran que los histogramas de cada clase se ajustan a una distribución normal, permitiendo describir cada categoría por una función de probabilidad, a partir de su vector de medias y su matriz de varianza-covarianza.

La precisión de la cartografía obtenida se validó mediante una matriz de confusión y el estadístico Kappa (Foody, 2002).

Resultados

El resultado de la clasificación supervisada son dos mapas temáticos donde la zona de estudio se encuentra dividida según especies, pino silvestre (**Fig. 2**) y pino salgareño (**Fig. 3**), y según nivel de defoliación. La regla de decisión paramétrica de la máxima verosimilitud resultó la más acertada, tanto por su alta precisión (83,89%) como por su baja aleatoriedad en la asignación de las clases durante el proceso clasificatorio, con un índice Kappa $\kappa=0,70$ (**Tabla 2; Tabla 3**). Valores de κ próximos a 1 indican un acuerdo pleno entre la realidad y la cartografía elaborada, por lo que puede afirmarse que la cartografía generada tiene un alto grado de acuerdo con el terreno. No obstante, los resultados obtenidos corresponden a un número limitado de clases (tres), dada la dificultad de distinguir para un número mayor de niveles de defoliación.

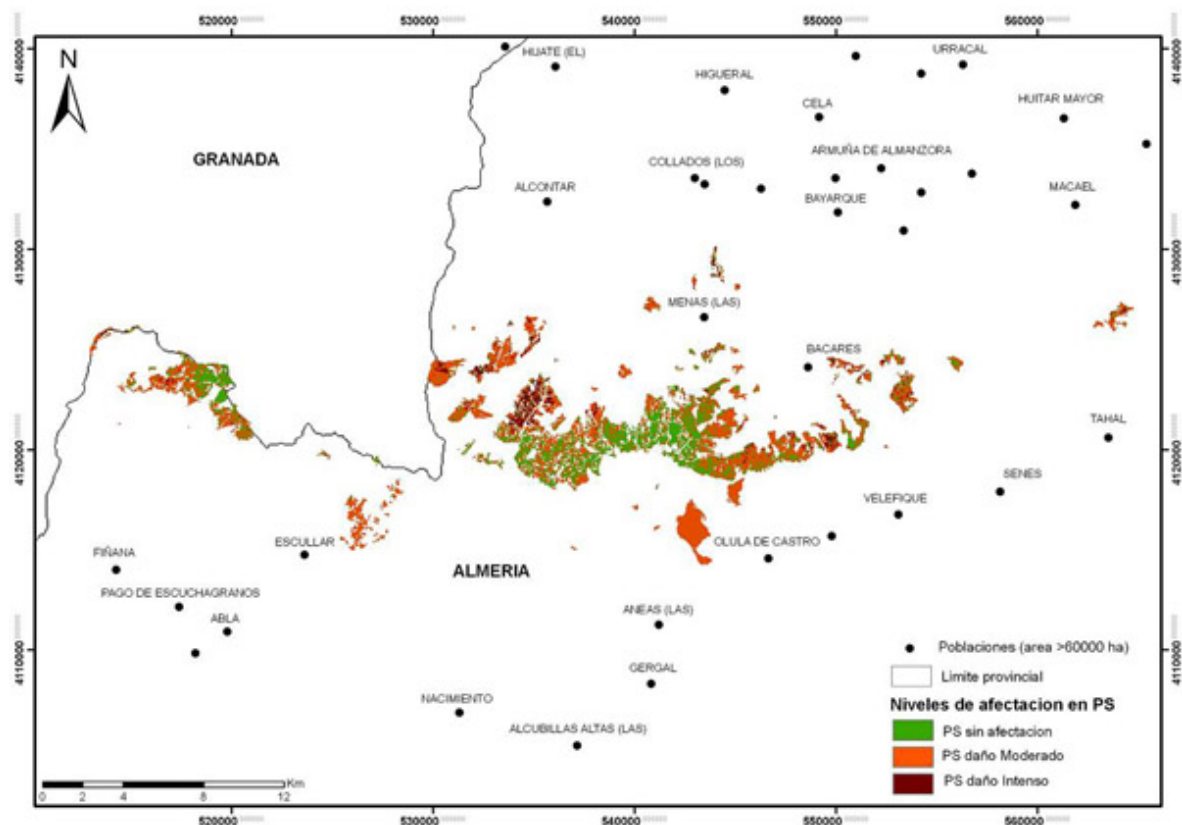


Figura 2. Mapa del nivel de daños de defoliación de las masas de *Pinus sylvestris* en la Sierra de los Filabres (Almería).

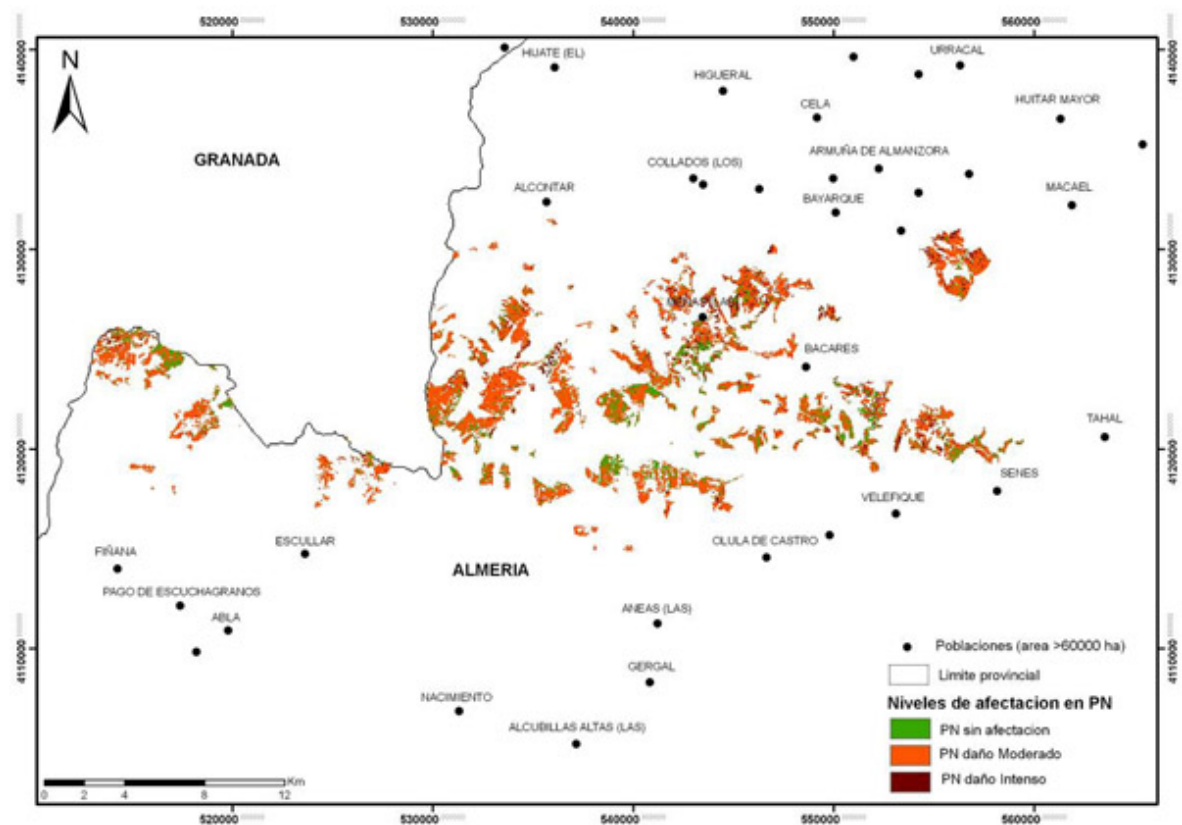


Figura 3. Mapa del nivel de daños de defoliación de las masas de *Pinus nigra* en la Sierra de los Filabres (Almería).

Tabla 4. Cálculo de superficies (ha) según especies y niveles de daños de defoliación en los pinares de la Sierra de los Filabres a partir de la clasificación de imágenes ASTER.

ESPECIE	Sin daños (ha)	Moderados (ha)	Elevados (ha)	Totales (ha)
<i>Pino salgareño</i>	905,8	6272,3	325,7	7503,8
<i>Pino silvestre</i>	1614,4	3961,5	324,0	5899,9
Totales	2520,2	10233,8	649,7	

En la **Tabla 4**, se presentan los resultados de superficie según especie y grado de afectación. Se puede observar que aunque la superficie total afectada por niveles elevados de defoliación es baja para el conjunto de ambas especies (650 ha), las zonas con grados de afectación moderada, que son particularmente sensibles a nuevos periodos de sequía, son muy importantes (10.200 ha), afectando a más del 76% de la superficie estudiada (**Fig. 4**).



Figura 4. Rodal de *Pinus sylvestris* L. con daños intensos en la umbría de Calar Alto, Sierra de los Filabres (Almería).

Discusión

Las repoblaciones de pino silvestre y pino salgareño de la S^a de los Filabres están experimentando un proceso grave y acelerado de decaimiento forestal, que afecta de manera generalizada a toda la masa (Navarro *et al.*, 2006). La importancia de los daños obliga a desarrollar sistemas de evaluación que permitan conocer el estado de la vegetación de manera rápida, económica y periódica con el objetivo de conocer la evolución que estos experimentan, y adecuar las actuaciones selvícolas, tanto en intensidad como en localización.

Las imágenes suministradas por el sensor ASTER han demostrado su utilidad para evaluar la defoliación producida en masas artificiales de pinar asociadas a procesos generalizados de decaimiento. Existen numerosos antecedentes del uso de imágenes Landsat en estudios de afección, en particular de plagas de defoliadores (Heikkilä *et al.*, 2002. Olthof *et al.*, 2004). Sin embargo, la incorporación reciente del sensor ASTER a estudios de cubiertas forestales hace que no existan muchos trabajos que utilicen este tipo de imágenes (Wulder *et al.*, 2006).

La fiabilidad alcanzada en la clasificación cuando se utiliza el algoritmo de máxima verosimilitud (Fiabilidad 83%, $\kappa = 0,70$) es similar a la alcanzada en trabajos previos con sensores de resolución espacial y espectral similar (Hagner y Rigina, 1998; Heikkilä *et al.*, 2002; Foody, 2002), y utilizando el mismo clasificador. Los resultados obtenidos en este trabajo refuerzan el valor del índice NDVI para el seguimiento del estado fitosanitario de masas forestales, en particular si se trabaja con un número limitado de niveles de defoliación, que aunque suponen una simplificación del número de clases utilizado en la asignación del estado sanitario de los bosques (Ferretti, 1994, Spcán, 2002), reflejan de manera más operativa la defoliación de la masa. Las causas que dan lugar a la pérdida de fiabilidad y, por tanto, orientan en las posibles mejoras, pueden agruparse en dos tipos. En primer lugar los errores cometidos en el trabajo de campo, dada la dificultad de identificar con precisión rodales con valor de defoliación totalmente uniformes, al interior de los cuales la distribución de daños tampoco es homogénea, en particular en la categoría de daños moderados. Esta situación da lugar a una gran dispersión de los valores de las bandas obtenidos en las áreas de entrenamiento. En segundo lugar, también influyen los errores cometidos en el análisis de la imagen, bien debido a la normalización de la misma, como a las correcciones necesarias. La transformación de las imágenes a reflectividad (Ekstrand, 1994) posiblemente mejoren la precisión de las categorías, siempre que se mantenga un nivel mínimo de agrupación de las mismas.

No obstante, la evaluación de los daños asociados al proceso de decaimiento en la S^a de los Filabres mediante imágenes del sensor ASTER, ha confirmado la gravedad de dicho proceso, como ya había sido indicado por los técnicos de la Consejería de Medio Ambiente y del equipo de equilibrios biológicos de EGMASA. En la actualidad la superficie afectada con daños moderados es de 3.961 ha para pino silvestre y de 6.272 ha para pino salgareño, siendo éstas las superficies más susceptibles a nuevos procesos de mortalidad en los próximos años, acentuando la gravedad de la situación.

A modo de conclusión, de este trabajo puede derivarse la adecuación de las imágenes ASTER como una fuente de información útil para el seguimiento del estado fitosanitario de los ecosistemas dominados por coníferas en Andalucía, en particular la evaluación de niveles de defoliación asociados a procesos de decaimiento. La simplificación de las categorías de defoliación, así como un mejor trabajo de asignación de las áreas de entrenamiento y la corrección de las imágenes, puede permitir obtener valores de precisión adecuados para la planificación de actuaciones selvícolas y de control fitosanitario necesarios para mejorar el estado forestal de las masas.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias al convenio *Evaluación de procesos de decaimiento en masas artificiales de pino silvestre en la S^a de los Filabres. análisis de sus causas y alternativas de control*, entre la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (Servicio de Gestión del Medio Natural) y el Grupo de Investigación de Silvopascicultura (AGR-221) de la Universidad de Córdoba. Queremos dar las gracias al equipo de control y evaluación de daños formado D. Pedro Bachiller, D. José Antonio Bielsa, D. José Ruiz Navarro y D. Miguel Ángel Gómez de Dios, así como distintos técnicos y Agentes de Medio Ambiente en Almería.

Referencias

- Abellanas Oar B., B., Cuadros Tavira, S., Oliet Pala, J. 2004. *Estudio de optimización de las claras y clareos en la Sierra de los Filabres*. Consejería de Medio Ambiente-Junta de Andalucía. Informe no publicado.
- Ardö, J. 1998. *Remote sensing of forest decline in the Czech Republic*. Lund University Press.
- Astorga, T., Lopez, D., Carazo, N., Save, R. 1993. Efecto del viento marino en la vegetación urbana del nuevo litoral Barcelonés. *Actas II Congreso Ibérico SECH* pp. 539-545.
- Busotti, F., Ferretti, M. 1998. Air pollution, forest condition and forest decline in Southern Europe, an overview. *Environmental Pollution* 101: 49-65.
- Cámara, A., Jordán de Urries, F., Baraza, C. 2001. Determinación de las causas de decaimiento de las masas naturales de pinares de *Pinus halepensis* Mill. en la provincia de Zaragoza. *Actas III Congreso Forestal Nacional, Tomo I. Granada*. 43-48 pp.
- Camarero, J.J., Lloret, F., Corcuera, L., Peñuelas, J., Gil-Pelegrín, E. 2004. Cambio global y decaimiento del bosque. En Valladares, F. (Ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Pp. 397-423. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

- Chuvieco, E. 1996. Fundamentos de Teledetección espacial. Ed. Rialp. Madrid.
- Ekstrand, S. 1994. Assessment of forest damage with Landsat TM: Correction for varying forest stand characteristics. *Remote Sensing of Environment* 47: 291-302.
- Foody, G.M. 2002 Status of land covers classification accuracy assessment. *Remote Sensing of the Environment* 80: 185-201.
- Ferretti M. (Editor), 1994. *Especies forestales mediterráneas. Guía para la evaluación de las copas*. CEE-UN/ECE. Bruselas, Ginebra.
- Gellini, R., Pantani, F., Grossoni, P., Bussotti, F. 1987. L'influence de la pollution marine sur la vegetation côtière italienne. *Bulletin d'Ecologie* 18: 213-219.
- Gimeno, B.S., Peñuelas, J., Porcuna, J.L., Reinert, R.A. 1995. Biomonitoring ozone phytotoxicity in eastern Spain. *Water Air and Soil Pollution* 85: 1521-1526.
- Guyon, J.P., 1991. Dépérissement du pin maritime (Pinus pinaster Ait.) en Vendée. Les causes écologiques. *Annales de Sciences Forestières* 48: 333-346.
- Haara, A. y Nevalainen, S. 2002. Detection of dead or defoliated spruces using digital aerial data. *Forest Ecology and Management* 160: 97-107.
- Hagner, O. y Rigina, O. 1998. Detection of forest decline in Monchegorsk Area. *Remote Sensing Environment* 63: 11-23.
- Heikkilä, J., Nevalainen, S. y Tokola, T. 2002. Estimating defoliation in boreal coniferous forest by combining Landsat TM, aerial photographs and field data. *Forest Ecology and Management* 158: 9-23.
- Innes, J.L., 1993. Forest health. Its assessment and status. CAB Int. Wallingford, UK.
- Klap, J.M., Oude Voshaar, J.H., De Vries, W., ERISMAN, J.W. 2000. Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part IV: Statistical analysis of relationships. *Water Air and Soil Pollution* . 119: 387-420.
- Macomber, , Woodcock, C.E. 1994. Mapping and monitoring conifer mortality using remote sensing in the Lake Tahoe Basin. *Remote Sensing of Environment* 50: 255-266.
- Manion, P.D. 1991. *Tree disease concepts*. Prentice Hall. Englewood Cliffs.
- Martínez Villalta, J., Piñol, J., 2002. Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 161: 247-256.
- Navarro Cerrillo, R.M., Martín Sánchez, A., Ruiz Navarro, J.M. 2001. *Manual de Campo para el Inventario y Censo de Masas de Quercus Afectadas de Daños de seca*. Servicio de Ordenación de los Recursos Forestales. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 26 pp.
- Navarro Cerrillo, R.M., Fernandez, A., Lara, A., Calzado, C. 2006. *Evaluación de procesos de decaimiento en masas artificiales de pino silvestre en la S^a de los Filabres*. Analisis de sus causas y alternativas de control. Consejería de Medio Ambiente-Junta de Andalucía. Informe no publicado.
- Olthof, I., King, D. J., Lautenschlager, R.A. 2004. Mapping deciduous forest ice storm damage using Landsat and environmental data. *Remote Sensing of Environment* 89, 484-496.
- Sabaté, S., Gracia, C.A., Sánchez, A. 2002. Likely effects of climate change on growth of Quercus ilex, Pinus halepensis, Pinus pinaster, Pinus sylvestris and Fagus sylvatica forest in the Mediterranean region. *Forest Ecology and Management* 162: 23-37.
- Sanz Sánchez, M.J., Sánchez Peña, G., Calatayud Lorente, V., Minaya Gallego, M.T., Cerveró Albert, J. 2001. *La Contaminación Atmosférica en los bosques*. Guía para la identificación de daños visibles causados por Ozono. Dirección

general de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.

San Miguel, J., Bigins, G.S. 1996. An iterative classification approach for mapping natural resources from satellite imagery. *Int. J. Remote Sensing* Vol. 17 (5): 957-981.

Serrano, L., Peñuelas, J., Ustin, S.L. 2002. Remote sensing of nitrogen and lignin in Mediterranean vegetation from AVIRIS data: Decomposing biochemical from structural signals. *Remote Sensing of Environment* 81: 355-364.

Servicio de Protección Contra Agentes Nocivos (Spcan), 2002. Manual Red CE de Nivel I. *Red de Seguimiento de daños en Bosques*. Documento interno, DGCN. Madrid.

Williams, D.L., Nelson, R.F. 1986. Use of remotely sensed data for assessing forest stands conditions in Eastern United states. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 24: 130-138.

Wulder, M.A., Dymond, C.C., White, J.C., Leckie, D.G., Carroll, A.L. 2006. Surveying mountain pine beetle damage of forests: A review of remote sensing opportunities. *Forest Ecology and Management* 221: 27-41.

Juniperus thurifera: una especie dioica, vecera y relíctica

D. Montesinos Torres

Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-UV-GV).

➤ Recibido el 12 de septiembre de 2007, aceptado el 12 de septiembre de 2007.

***Juniperus thurifera*: una especie dioica, vecera y relíctica.** La dioecia es un factor extremadamente significativo a lo largo de toda la historia vital de *J. thurifera*. Machos y hembras modifican el ambiente de forma diferencial, generando dinámicas poblacionales y estructuras espaciales determinadas por el sexo. Además, la diferencia en costos reproductivos de ambos sexos presenta una interesante interacción cuando se estudia el efecto en la variación en la disponibilidad de recursos, ya que modifica la eficacia reproductiva de machos y hembras de forma diferente: los machos suelen distribuir los recursos adicionales entre diversas funciones biológicas, utilizando los recursos disponibles de forma más o menos inmediata; por su parte las hembras almacenan la mayor parte de esos recursos, demostrando tener una estrategia a largo plazo que les permite optimizar el compromiso entre la eficacia reproductiva presente y la supervivencia futura. Machos y hembras presentan diferentes compromisos de inversión de recursos, estrategias fisiológicas y funcionales bien diferenciadas para ambos sexos e incluso diferencias entre los ciclos reproductivos de ambos sexos, lo que genera un "desacoplamiento en la vecería" entre machos y hembras. Las hembras controlan el éxito del proceso reproductivo y son, por tanto, de importancia crítica frente a los cambios ambientales naturales o inducidos por la actividad humana, que reducirían paulatinamente su fertilidad induciendo un declive que en el largo plazo podría comprometer la regeneración de sus poblaciones.

Palabras clave: fisiología, facilitación, trade-offs, costes reproductivos

***Juniperus thurifera*: a dioecious, masting, relictual tree.** Dioecy is an extremely significant character along the life history of *J. thurifera*. Male and female trees modify their surrounding environment differently, creating population dynamics and spatial structures determined by sex of adult trees. Besides, reproductive costs between sexes present an interesting interaction when the effect of the variation in resource availability is studied, since it affects reproductive strategies of males and females differently: males split additional resources between diverse biological functions, using their resources immediately; on the other hand females store most of the additional resources, in a long term strategy which allows the optimization of the compromise between present reproduction and future survival. Male and female trees present different trade-offs, physiological and functional strategies and even differences between their reproductive cycles, generating "masting uncoupling" between males and females. Female trees control the success of the reproductive process and any decline in females' fertility will compromise the regeneration of its populations in the long term. Their response to environmental changes induced by human activity is therefore critical.

Key words: physiology, facilitation, trade-offs, reproductive costs

La especie

Juniperus thurifera L. (Cupressaceae), comúnmente conocida como sabina albar, es una especie arbórea originaria del Terciario (**Fig. 1**). Actualmente presenta una distribución relíctica en la cuenca mediterránea occidental, encontrándose poblaciones de distinto tamaño en los Alpes, Córcega, los Pirineos, a lo largo de la península Ibérica, en los Atlas Marroquíes y en Argelia. Junto con las dos especies vicariantes *J. excelsa* y *J. procera*, de similar biología, se distribuyen por toda la cuenca mediterránea, el oeste de África y el este de Asia. Habitualmente es la especie dominante en los lugares donde se encuentra, formando bosques de baja densidad en zonas semiáridas de alta montaña, aunque puede coexistir en masas mixtas de *Quercus ilex*, *Q. faginea* y *Pinus nigra*.



Figura 1. Adulto de *Juniperus thurifera*.

Habitualmente los árboles tienen una altura de entre 4 y 10 metros y suelen alcanzar la madurez sexual alrededor de los 30 años (Pavón-García, 2005) alargando su vida durante más de 200 años (Bertaudière *et al.*, 1999). *J. thurifera* es una especie dioica, esto es, con pies masculinos y femeninos independientes. Machos y hembras preforman sus flores desde el verano y florecen al final del periodo invernal (**Fig. 2**) y tras la polinización anemófila las hembras producen conos reproductivos carnosos (gálbulos) que crecen y maduran durante un periodo de 20 meses, hasta que la dispersión de semillas se produce (Amaral-Franco 1986). Por ello, las hembras suelen ser portadoras de dos cohortes de gálbulos: los inmaduros, que han estado creciendo durante 12 meses y proceden de la floración del año anterior, presentando una coloración verdosa; y los maduros, que provienen de la floración de dos años antes y que han estado creciendo y madurando durante al menos 22 meses (**Fig. 3**), presentando una coloración azulada oscura y conteniendo entre 1 y 7 semillas (media=3,5). Estas semillas presentan una tasa de viabilidad y germinación extraordinariamente bajas, debido a altas tasas de partenocarpia (**Fig 4**), aborto y predación predispersiva de semillas (Ceballos *et al.*, 1979; Melero *et al.*, 2001). Las semillas son predadas por una gran variedad de insectos, siendo sus principales predadores el calcídido *Megastigmus bipunctatus* (en adelante *Megastigmus*) y el ácaro *Trisetacus quadrisetus* (en adelante *Trisetacus*). *Megastigmus* oviposita en semillas inmaduras durante el primer verano tras la polinización y sus larvas se desarrollan y crecen durante un año antes de emerger de la semilla a través de un orificio de salida característico (Roques *et al.*, 1984). La oviposición de *Trisetacus* ocurre mucho antes, a menudo antes de la polinización. Estos ácaros viven en colonias y utilizan las semillas como cámara de crecimiento, lo que suele conllevar la destrucción de la totalidad de semillas del gábullo. Las semillas afectadas por la actividad de colonias de *Trisetacus* presentan una morfología típica “fibrosa” y marrón (Roques *et al.*, 1984).



Figura 2. Flores masculinas



Figura 3. Gálbulos maduros.



Figura 4. Semillas partenocárpicas

J. thurifera es una especie vecera: su producción de gálbulos varía fuertemente entre años, presentando un alto grado de variabilidad, sincronía poblacional y periodicidad temporal. El esfuerzo reproductivo medio por rama durante un año no vecero es similar para ambos sexos. Por el contrario, durante los años veceros las hembras tienen que invertir una cantidad de recursos en reproducción muy superior a la de los machos. Esta diferencia reproductiva podría tener un coste somático, y estudios dendrocronológicos muestran que las hembras presentan un crecimiento vegetativo menor que los machos (Gauquelin *et al.*, 2002; Montesinos *et al.*, 2006) y que dicha diferencia entre sexos aparece únicamente en individuos sexualmente maduros y no en juveniles (Montesinos *et al.*, 2006).

Al menos el 55% de los gálbulos de sabina albar son dispersados por aves de talla media del género *Turdus* (Santos *et al.*, 1994; Santos *et al.*, 1999) que, cuando invernan en bosques de sabina albar, se alimentan casi exclusivamente de gálbulos de *J. thurifera* y su abundancia y actividad se suele incrementar paralelamente al tamaño de cosecha de las sabinas (Zamora, 1990; Jordano, 1993; Santos *et al.*, 1999; García *et al.*, 2004). Habitualmente sus semillas germinan tras ser ingeridas por tordos aunque también pueden germinar directamente desde gálbulos no dispersados por aves (com. pers. P. García-Fayos). Los roedores y hormigas depredan sus semillas tras la dispersión (Fig. 5). Otros ungulados y mamíferos también se pueden alimentar de gálbulos de sabina, aunque sólo representan una pequeña parte de su dieta (Santos *et al.*, 1999). Por ello, y aunque estos mamíferos pueden viajar y dispersar semillas a largas distancias, juegan un papel cuantitativamente menor, comparados con los tordos (Santos *et al.*, 1999).

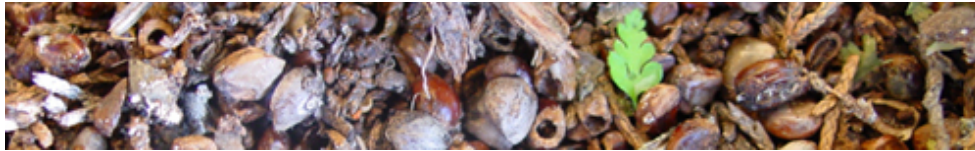


Figura 5. Predación postdispersiva de semillas realizada por roedores.

La dioecia

Mucho se ha investigado descrito y escrito sobre la ecología poblacional de plantas mediterráneas. Tanto, que no es arriesgado decir que, a la hora de resumir todo el conocimiento que anualmente se genera, uno de los mayores retos con que se encuentra la ciencia es la síntesis de esa miríada de datos en generalizaciones manejables. Ante dicha necesidad, han aparecido una serie de conceptos y generalizaciones que tratan de hacer fácilmente utilizables los conceptos ecológicos a distintos tipos de plantas, siendo la aparición y auge del concepto de grupos funcionales sólo un ejemplo entre varios.

El sexo es claramente otra de las claras diferenciaciones genéricas que se pueden hacer fácilmente para predecir el comportamiento de un grupo de individuos respecto a otros (p. ej. machos respecto a hembras, pero también machos frente a hermafroditas, etc.). Mucho se ha trabajado y se está trabajando al respecto y, sin embargo, mucho queda por hacer aún en este campo. La dioecia es un elemental y claro punto de partida para estudiar el efecto del sexo y los costes reproductivos sobre la biología de las plantas. Estudio que se torna más difícil si abordamos especies de sexualidad más compleja (androdioicas, ginodioicas, etc.).

La sexualidad tiene implicaciones a lo largo de todo el ciclo vital de las plantas. El hecho de ser macho o hembra puede acarrear diferencias desde la dispersión de semillas y supervivencia de plántulas hasta, naturalmente, la morfología y fisiología, y por supuesto en los sutiles compromisos de eficacia (conocidos en inglés como *trade-offs*) entre reproducción y crecimiento.

Estructura poblacional sexualmente sesgada

En ecosistemas mediterráneos la sequía estival constituye la principal limitación ambiental y la principal causa de mortalidad juvenil de plantas (Herrera *et al.*, 1994; García-Fayos *et al.*, 1998; Traveset *et al.*, 2003; Gulías *et al.*, 2004). En ambientes estresantes, la facilitación es un fenómeno común (Callaway, 1995; Callaway *et al.*, 2002) y las plantas nodriza mejoran las condiciones físicas y la germinación y supervivencia de plántulas (Verdú y García-Fayos, 1996; Castro *et al.*, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004), protegiéndolas a menudo de los herbívoros (García *et al.*, 2003).

La facilitación puede ser específica de especie (Callaway, 1998) pero también específica de sexo (Verdú *et al.*, 2003; Verdú *et al.*, 2004). Diferentes sexos generan diferentes condiciones ambientales, constituyendo diferentes microhábitats. La variación en las condiciones ambientales puede determinar la supervivencia de plántulas lo que frecuentemente genera una discordancia espacial entre microhábitats (Jordano *et al.*, 1995; Schupp, 1995), aunque los factores que propician las diferencias entre microhábitats son múltiples a lo largo del ciclo reproductivo y vital de las plantas.

Las aves frugívoras se alimentan de los gálbulos que portan las hembras de *J. thurifera*, lo que genera que una cantidad desproporcionada de semillas se depositen inmediatamente bajo la copa de individuos hembra (Holthuijzen *et al.*, 1985; Herrera, 1988; Herrera *et al.*, 1994; Nanami *et al.*, 1999; Calviño-Cancela, 2002). Además, la deposición de frutos no dispersados bajo copa de hembras refuerza este patrón, dado que las semillas son capaces de germinar a partir de frutos no dispersados por endozoocoria (P. García-Fayos com. pers.). Tras la germinación, la sombra que proporcionan las plantas nodriza protege a las plántulas de la sequía reduciendo la temperatura del suelo durante el verano y mejorando el balance hídrico del suelo (Callaway, 1995; Verdú *et al.*, 1996; 2003). Bajo las plantas nodriza se encuentra mayor proporción de materia orgánica y mayor contenido en nitrógeno que en espacios abiertos (Callaway, 1995; Joy *et al.*, 2002; Verdú *et al.*, 2003; Verdú *et al.*, 2004). Además, las nodrizas hembra incrementan la disponibilidad de nutrientes bajo su copa, debido a la deposición de frutos y heces de aves que acuden a alimentarse (Verdú *et al.*, 1996; Verdú *et al.*, 2003; Montesinos *et al.*, 2007). Así, las hembras de *J. thurifera* atraen a las aves dispersoras y mejoran el microhábitat bajo su copa, facilitando el establecimiento de plántulas en este microhábitat más que bajo machos, y bajo estos más que al descubierto, generando un patrón de autofacilitación espacial sexualmente sesgado (Fig. 6; Fig. 7). A lo largo de todo el ciclo vital, todos los estadios vitales favorecen la regeneración bajo copa de árbol, y particularmente bajo hembras, presentando un acoplamiento total entre estadios vitales (*stage coupling*) (Montesinos *et al.*, 2007).



Figura 6. Hembra de sabina albar con brinzales y juveniles de distinta talla estableciéndose bajo su copa con mayor frecuencia de lo esperable por azar.

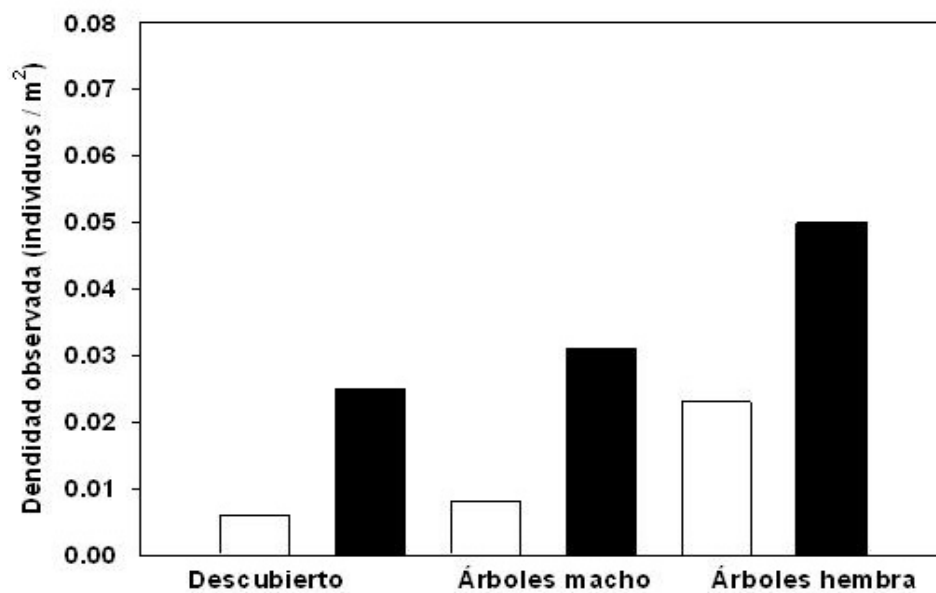


Figura 7. Para tres microhábitats diferentes, al descubierto, bajo macho y bajo hembra, las barras blancas representan la frecuencia observada de brinzales y las barras negras la de juveniles. Ambas son significativamente mayores bajo copa que al descubierto y bajo hembra que bajo macho.

Costes reproductivos y fisiología de la dioecia

Cuando las plantas dioicas alcanzan la madurez sexual es cuando las diferencias entre sexos se maximizan. Dado que reproducirse es costoso, las plantas compensan estos costes reduciendo el crecimiento vegetativo, reduciendo la frecuencia de reproducción o mejorando su fisiología (Delph, 1999; Obeso, 2002). Las plantas pueden compensar estos esfuerzos reproductivos reduciendo los recursos asignados a crecimiento y mantenimiento vegetativo (Obeso, 2002). Sin embargo, detectar esta reducción en el crecimiento vegetativo puede ser difícil en el corto plazo debido a la frecuente existencia de mecanismos de compensación fisiológica (Obeso *et al.*, 2002). Por lo tanto, el uso de variables acumulativas, como el los anillos de crecimiento anual, es la aproximación más apropiada para valorar la asignación de recursos a funciones vegetativas en plantas leñosas (Obeso 1997; Silvertown *et al.*, 1999).

Los costes de reproducción son específicos de edad y el esfuerzo reproductivo varía a lo largo de la vida de las plantas (Silvertown *et al.*, 1999). Además, plantas de diferente sexo pueden incurrir en costes reproductivos diferentes y, por lo tanto, presentar diferentes compromisos de eficacia (*trade-offs*) en el uso de recursos, entre reproducción y crecimiento, y pueden desarrollar diferentes estrategias de uso de recursos (Obeso, 2002).

Análisis dendrocronológicos (**Fig. 8**) de machos y hembras de *J. thurifera* muestran que ambos sexos invierten una cantidad similar de recursos a crecimiento durante los primeros estadios vitales. Sin embargo, tras alcanzar la madurez reproductiva, ambos reducen su inversión vegetativa, presentando las hembras una reducción significativamente mayor (**Fig. 9**). Los machos de esta especie anemófila se pueden beneficiar de una inversión vegetativa mayor, ya que esto incrementaría su éxito polinizador, mientras que las hembras aumentan más su eficacia reproductiva cuando invierten en reproducción.

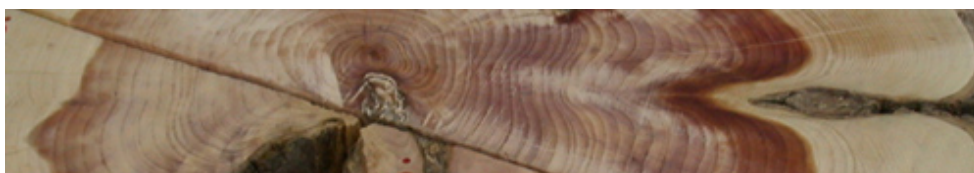


Figura 8. Corte para análisis dendrocronológico.

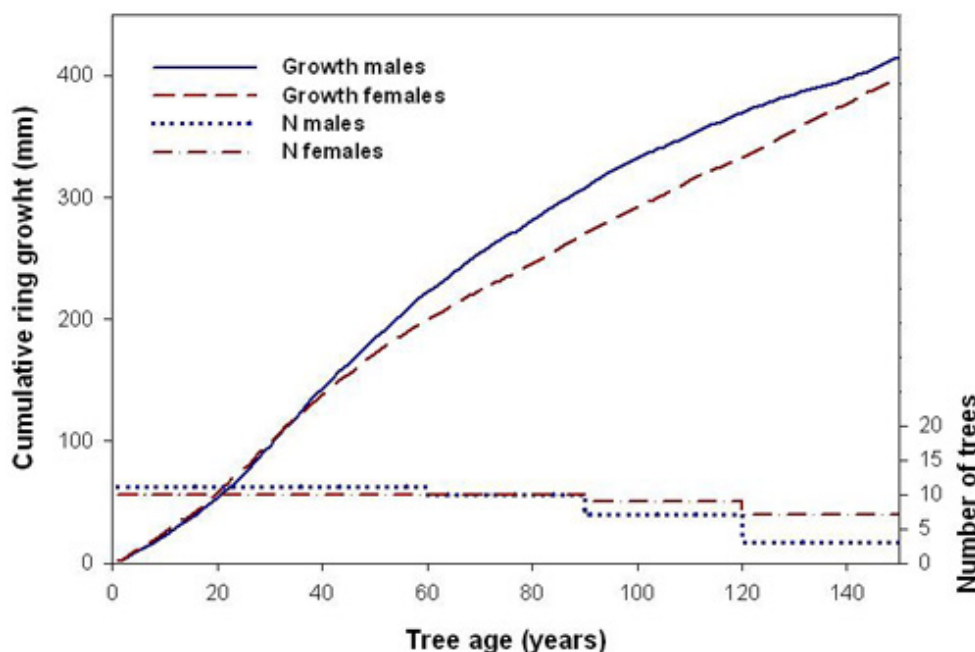


Figura 9. Machos y hembras de sabina albar crecen de forma similar hasta la madurez reproductiva (aprox. 30 años), desde ese momento los machos crecen significativamente más que las hembras. Se muestra el crecimiento radial de anillos acumulados para cada edad. El tamaño de muestra para ambos sexos aparece en el eje derecho.

La escala estacional de inversión de recursos también puede jugar un papel relevante en la asignación de recursos específica de sexo. En especies dioicas los machos incurren en el máximo gasto en el periodo de floración. Una vez el polen es liberado, sin embargo, los machos no precisan invertir más recursos en reproducción. Por el contrario, las hembras incurren en el mayor gasto reproductivo inmediatamente tras la polinización dado que el crecimiento y maduración de frutos es muy costoso en comparación con la producción de flores (Verdú *et al.*, 1998b; Obeso, 2002). Coherentemente, en *J. thurifera* la relación entre crecimiento de anillos y precipitación de meses anteriores muestra que, efectivamente, machos y hembras asignan sus recursos con un patrón temporal diferente, debido a que los machos realizan su máxima inversión reproductiva durante el periodo de floración, mientras que las hembras realizan su máxima inversión inmediatamente después de la floración, cuando deben crecer y madurar los gálbulos carnosos.

Desacoplamiento en la vecería

Además de ser una especie dioica, *J. thurifera* es una especie vecera; es decir, que sus poblaciones se reproducen de forma variable, periódica y sincrónica, presentando pulsos de reproducción elevada alternados con periodos más o menos largos de reproducción baja o nula. La vecería es un fenómeno resultante de la interacción de varios factores funcionales y evolutivos. En ausencia de selección por mayor o menor variabilidad la reproducción de una población debería variar en paralelo a los recursos disponibles (como lo es la lluvia en ambientes semiáridos). Este comportamiento ha sido llamado “de concordancia de recursos” (*resource matching*) (Kelly *et al.*, 2002). Además, se han propuesto dos explicaciones evolutivas de la vecería: (i) el saciado de predadores, que sugiere que la producción intermitente de grandes cosechas reduce la pérdida de semillas por saciado de los predadores; y (ii) eficiencia de la polinización, que propone que concentrar la polinización en algunos años incrementa la eficiencia en la polinización en especies anemófilas (Kelly *et al.*, 2002; Rees *et al.*, 2002; Piovesan *et al.*, 2005). Kelly (1994) basándose en un estudio de Sork y Bramble (1993b) sugirió que diferentes fuerzas selectivas podrían estar actuando sobre la floración vecera (p. ej. la eficiencia en la polinización anemófila) y sobre la fructificación vecera (p. ej. la saciado de predadores). Por lo tanto, las fuerzas evolutivas que favorecen el comportamiento vecero pueden afectar diferencialmente a machos y hembras de especies dioicas. Pese a todo, las ventajas selectivas de la vecería se obtienen de economías de escala (Norton *et al.*, 1988) y los pulsos de vecería dependen en mayor o menor grado de las reservas de recursos disponibles y acumulados (Sork *et al.*, 1993a; Yamauchi, 1996; Isagi *et al.*, 1997).

Dado que en *J. thurifera* las hembras invierten, de media, cuatro veces más recursos que los machos en reproducirse, es lógico que aparezcan patrones de variación diferentes entre sexos, y que los machos lleguen a reproducirse con más frecuencia que las hembras (Antos *et al.*, 1999; Montesinos, 2007). En un trabajo de revisión, Delph (1999) encontró que los machos florecen más a menudo que las hembras en el 63% de los casos estudiados, y no encontró ningún caso en el que lo contrario fuera cierto. No obstante, esta revisión pretendía esclarecer el efecto de los costes reproductivos en cada sexo, lo que finalmente resultó en reproducción variable. Sin embargo esa revisión no consideró la periodicidad reproductiva o la sincronía poblacional, que junto con la reproducción variable son los tres elementos característicos de la vecería (Janzen, 1976; Kelly, 1994; Kelly *et al.*, 2002; Rees *et al.*, 2002). Recientes estudios con *J. thurifera* (Montesinos, 2007) indican que los costes diferenciales de las especies veceras dioicas generan diferencias en la periodicidad y tamaño del ciclo reproductivo similares a los de especies dioicas no veceras.

En concreto, machos y hembras de *J. thurifera* se reproducen sincrónicamente con un patrón bianual de floración vecera (**Fig. 10**). Sin embargo, no todos los episodios de floración vecera resultan en fructificación vecera. Los ciclos de fructificación femeninos son más largos y desperdician la mayoría de los eventos de floración, generando un **desacoplamiento de la vecería** (**Fig. 11**). Aunque los ciclos de vecería pueden estar condicionados por fuerzas evolutivas, es razonable pensar que las hembras se benefician de “apuestas de pérdidas limitadas” (*bet hedging*) y absciden los gálbulos polinizados si los costos reproductivos se tornan demasiado altos, lo que indica que los costes reproductivos diferenciales juegan un rol determinante en la modulación de los ciclos de vecería en especies dioicas.

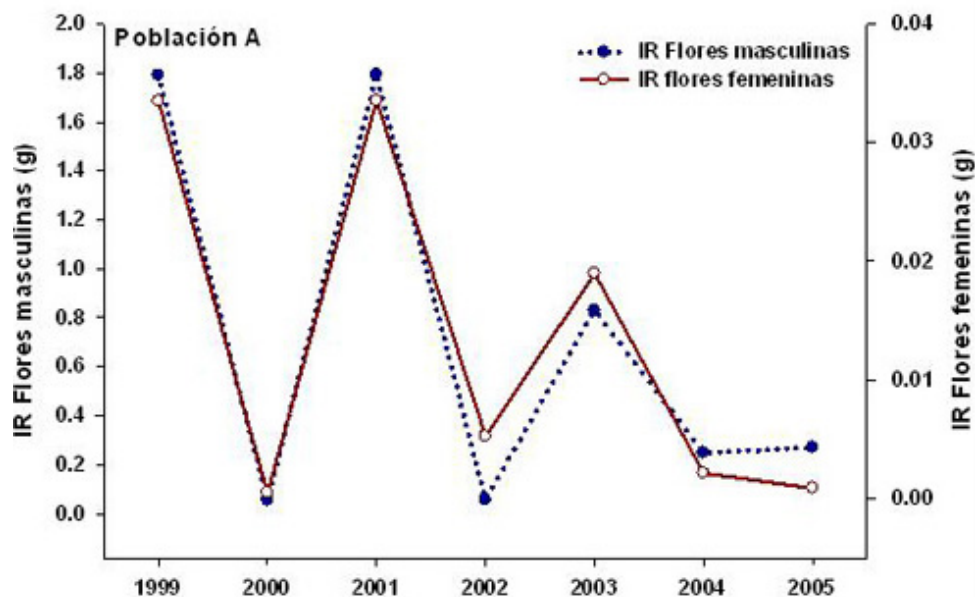


Figura 10. Machos y hembras presentan un patrón de floración interanual sincrónico. Se representa la inversión reproductiva de ambos sexos para cada año.

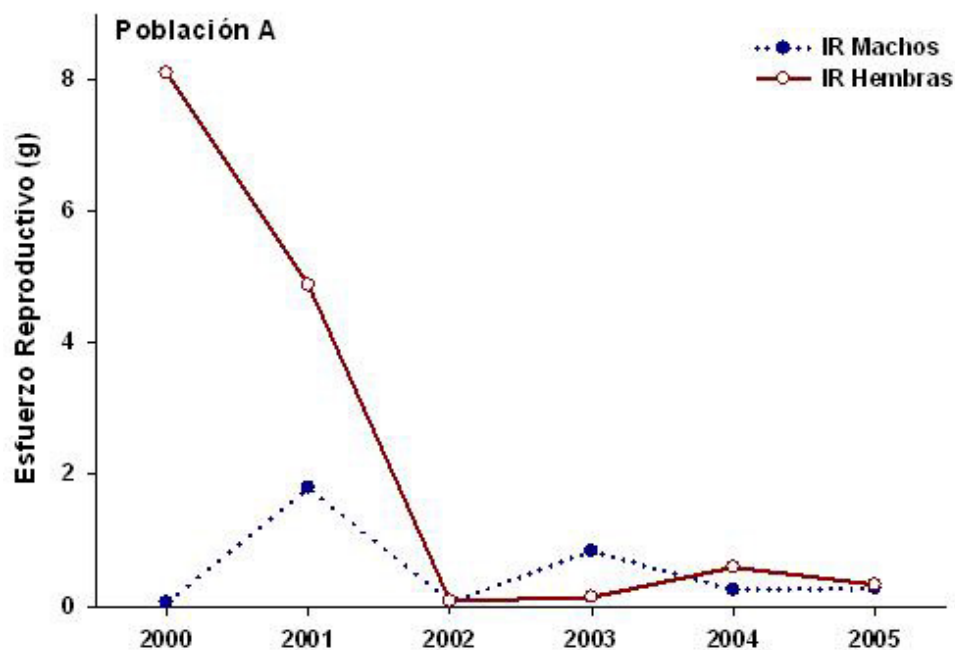


Figura 11. Inversión reproductiva de machos y hembras durante 6 años. En el año 2001 hubo una cosecha vecera.

Diferencias fisiológicas

Machos y hembras de *J. thurifera* presentan diferentes estrategias fisiológicas y funcionales. En una reciente revisión (Obeso, 2002), se describe una serie de mecanismos fisiológicos y funcionales de compensación de costes de reproducción diferenciales: desarrollo de estructuras reproductivas fotosintéticamente activas, retraso en la edad de madurez sexual, reabsorción de nutrientes de estructuras senescentes, especialización de módulos y aumento de la tasa fotosintética de hembras. Gracias a estos mecanismos de compensación, algunas plantas pueden llegar a neutralizar sus costes de reproducción (Delph, 1990). Dada la plasticidad de las variables fisiológicas, a menudo se asume que la respuesta fisiológica responde inmediatamente a las variaciones ambientales y la demanda de recursos. Sin embargo, en *J. thurifera* se han

encontrado diferencias fisiológicas entre plantas de distinto sexo durante periodos en que ambas invierten cantidades similares de recursos a reproducción (Montesinos, 2007) lo que confirma la existencia de verdaderas estrategias fisiológicas prefijadas para cada sexo, actuando en el largo plazo, y no únicamente como una respuesta inmediata a una demanda de recursos episódica.

Además, es interesante constatar que los compromisos de eficacia (*trade-offs*) entre rasgos de vida pueden ser detectados bajo unas condiciones ambientales determinadas, pero no en otras, debido a la plasticidad fenotípica (Stearns, 1989; Correia *et al.*, 2000; Verdú *et al.*, 2004). Cuando la disponibilidad de recursos se incrementa de forma experimental, los machos de *J. thurifera* dividen los recursos adicionales entre varias funciones biológicas diferentes (crecimiento vegetativo, reproducción, mejora del aparato fotosintético). Por el contrario, las hembras almacenan la mayoría de los recursos en forma de hojas, y sólo invierten una pequeña proporción de éstos en incrementar ligeramente la reproducción inmediata (Montesinos, 2007). En concreto, hembras de *J. thurifera* presentaron tasas fotosintéticas mayores que los machos durante años no veceros, y cuando experimentalmente se añadieron nutrientes y agua, los machos aumentaron su tasa fotosintética, alcanzando la de las hembras (Fig. 12).

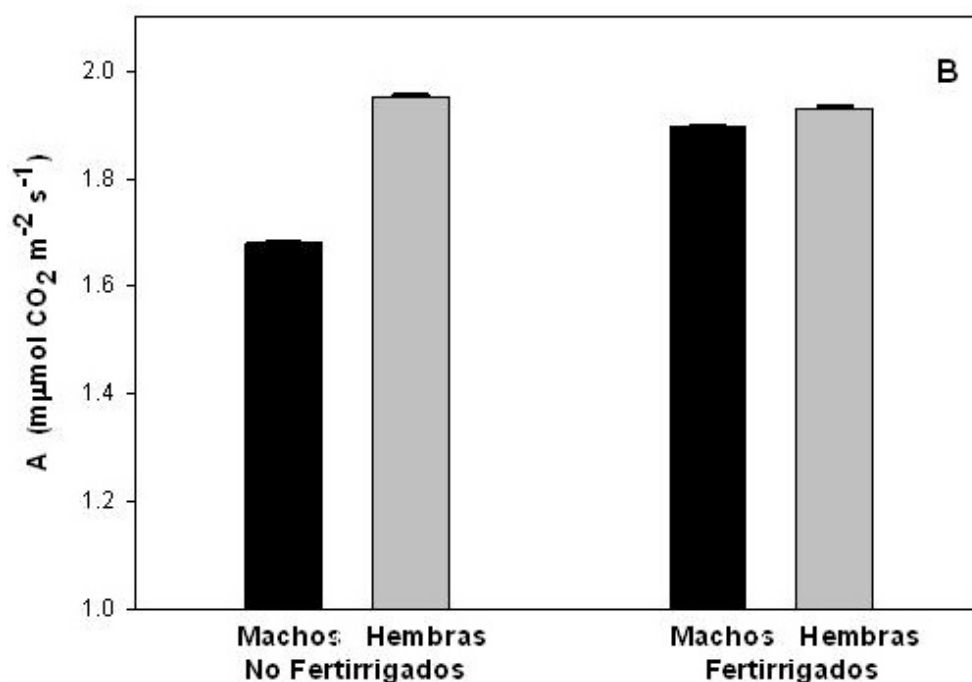


Figura 12. Las hembras presentan tasas fotosintéticas mayores que los machos. Sin embargo la fertilirrigación incrementa la tasa fotosintética de machos hasta alcanzar la de hembras. Las barras representan el error típico.

Cambio global y el riesgo de ser relíctico

Si la variación en las condiciones ambientales y la disponibilidad de recursos es capaz de influenciar significativamente la reproducción de las plantas, el cambio climático actual puede sin duda alterar el equilibrio fisiológico y reproductivo de especies de alta montaña. *J. thurifera* es una especie originaria del terciario y habita ambientes semiáridos fríos en la región Holártica (Suárez Cardona *et al.*, 1991). El progresivo calentamiento desde la última glaciación ha reducido su distribución a una serie de poblaciones dispersas en las altas montañas de la cuenca mediterránea occidental. Aunque la migración altitudinal de la flora de alta montaña es una tendencia generalizada en respuesta al cambio climático (Grabherr *et al.*, 1994; Klanderud *et al.*, 2003; Walther 2003), el incremento altitudinal de los límites inferiores de distribución de las plantas de montaña normalmente no es debido a estrés térmico e hídrico, sino más bien al incremento del límite altitudinal superior de especies competidoras con tasas de crecimiento mayores (Loehle, 1998; Walther, 2003; Alward *et al.*, 2006).

Ahora bien, para aumentar sus límites de distribución las plantas tienen que hacer frente a un compendio de condiciones ambientales, progresivamente peores, y características de alta montaña, como un incremento en la radiación (IR, UV y visible); menor presión parcial de CO₂ y O₂; vientos fuertes que pueden destruir mecánicamente tejidos, y eventos de sequía más frecuentes (Barceló *et al.*, 1992; De Lillis *et al.*, 2004). Estas condiciones ambientales pueden llegar a inhibir la actividad fotosintética (Kofidis *et al.*, 2003) y reducir la producción primaria neta (Luo *et al.*, 2004). Así, la asignación de recursos tiende a disminuir con la altitud (Hemborg *et al.*, 1998; Obeso 2002; Sakai *et al.*, 2006) y las plantas pueden mitigar los costes

reproductivos produciendo semillas de baja calidad (Houle *et al.*, 1994). Como muchas sabinas, *J. thurifera* presenta bajas tasas de viabilidad (Roques *et al.*, 1984; García, 1998).

Como hemos visto, la fertilidad de las plantas se relaciona claramente con las condiciones ambientales, pero los factores geográficos también pueden afectar directamente a la viabilidad de semillas (García *et al.*, 2000). La fertilidad de sabinas y enebros puede verse limitada por la dureza ambiental (García *et al.*, 2000; Wesche *et al.*, 2005), por la disponibilidad de nutrientes y agua (Stephenson, 1981; García *et al.*, 1999; Drenovsky *et al.*, 2005) y por fallos en la polinización (Ortiz *et al.*, 2002). Las especies del género *Juniperus* típicamente presentan altas tasas de partenocarpia (Fuentes, 2000), y tasas de aborto y predación predisersiva de semillas moderadas (Rappaport *et al.*, 1993; García, 1998; El Alaoui El Fels *et al.*, 1999). La partenocarpia puede estar causada por daños al óvulo por heladas y carencia de nutrientes, y también puede suponer una defensa contra los depredadores de semillas (Traveset, 1993; Verdú *et al.*, 1998a). Las especies depredadoras de semillas también migran altitudinalmente en respuesta al calentamiento global, elevando su límite de distribución a mayor velocidad que las plantas, incrementando las tasas de depredación en poblaciones y especies previamente intactas (Hódar *et al.*, 2004). Las plantas de alta montaña también presentan menores tasas de crecimiento de hojas a mayores altitudes (De Lillis *et al.*, 2004; Angert, 2006). Además, la mayor radiación UV presente a mayor altitud puede ser dañina para las hojas (Robberecht *et al.*, 1980), reduciendo la longevidad foliar de plantas de montaña.

El hábitat actual de las poblaciones de *J. thurifera*, relegado a manchas relicticas aisladas geográficamente, debe ser consecuencia de un compromiso entre elevado estrés ambiental y baja presencia de especies competidoras (Gómez-Manzanque, 1997). Un incremento en las temperaturas y/o reducción en la precipitación como los previstos en la cuenca mediterránea debido al cambio global (IPCC, 2001; Schröter *et al.*, 2005) podría incrementar la presión de especies competidoras en el límite de distribución inferior de las sabinas, mientras que las condiciones ambientales propias de la alta montaña podrían limitar la migración altitudinal y exponiendo a esta especie a una extinción en el medio plazo.

De hecho la altitud es el principal factor geográfico determinante de la baja tasa de viabilidad de semillas de *J. thurifera*. La ausencia de precipitaciones es capaz de reducir la tasa de aborto de semillas, pero esta reducción suele estar acompañada de un incremento de magnitud similar en la depredación predisersiva de semillas, lo que resulta en una tasa de viabilidad máxima determinada por la actividad de depredadores de semillas. Sin embargo, experimentos de incremento en la disponibilidad de recursos (fertirrigación) fueron capaces de aumentar la fertilidad global de las hembras incrementando el tamaño de cosecha, aunque la tasa de viabilidad de estos gábulos se mantuvo similar (Montesinos, 2007).

Por tanto, si el cambio climático incrementa la temperatura media y reduce las precipitaciones en la cuenca mediterránea los bosques de *J. thurifera* se verán invadidos en su límite altitudinal inferior por especies competidoras de crecimiento rápido y por predadores de semillas que previamente no eran capaces de sobrevivir a mayor altitud. Por la otra parte, su migración altitudinal se verá limitada por la reducción en la fertilidad asociada con el incremento en la altitud. Aunque la gran longevidad de esta especie permitirá sobrellevar la falta de reproducción durante un largo periodo, la baja fertilidad comprometería en el largo plazo la viabilidad de las poblaciones de esta especie relictica.

Referencias

- Alward, R.D., Detling, J.K. y Milchunas, D.G. 2006. Grassland vegetation changes and nocturnal global warming. *Science* 283: 229-231.
- Amaral-Franco, J. 1986. *Juniperus*. *Flora Ibérica* (eds S. Castroviejo, M. Laínz, G. López-González, P. Montserrat, F. Muñoz-Garmendia, J. Paiva y L. Villar), pp. 181-188. Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid.
- Angert, A.L. 2006. Growth and leaf physiology of monkeyflowers with different altitude ranges. *Oecologia* 148: 183-194.
- Antos, J.A. y Allen, G.A. 1999. Patterns of reproductive effort in male and female shrubs of *Oemleria cerasiformis*: a 6-year study. *Journal of Ecology* 87: 77-84.
- Barceló, J., Nicolas, G., Sabater, B. y Sánchez, R. 1992. *Fisiología Vegetal*. Ediciones Pirámide S.A., Madrid.
- Bertaudière, V., Montes, N., Gauquelin, T. y Edouard, J.L. 1999. Dendroecology of thuriferous juniper (*Juniperus thurifera* L.): example from a French Pyrenean site at Rie mountain. *Annals of Forest Science* 56: 685-697.
- Callaway, R.M. 1995. Positive interactions among plants. *Botanical Review* 61: 306-349.
- Callaway, R.M. 1998. Are positive interactions species-specific? *Oikos* 82: 202-207.

Callaway, R.M., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Lortie, C.J., Michalet, R., Paolini, L., Pugnaire, F.I., Newingham, B., Aschehoug, E.T., Armas, C., Kikvidze, D. y Cook, B.J. 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* 417: 844-848.

Calviño-Cancela, M. 2002. Spatial patterns of seed dispersal and seedling recruitment in Corema album (Empetraceae): the importance of unspecialized dispersers for regeneration. *Journal of Ecology* 90: 775-784.

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M. y Gómez-Aparicio, L. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: A 4-year study. *Restoration Ecology* 12: 352-358.

Ceballos, L. y Ruiz de la Torre, J. 1979. *Árboles y arbustos de la España peninsular*. E.T.S.I. de Montes, Madrid.

Correia, O. y Díaz Barradas, M.C. 2000. Ecophysiological differences between male and female plants of Pistacia lentiscus L. *Plant Ecology* 149: 131-142.

De Lillis, M., Matteucci, G. y Valentini, R. 2004. Carbon assimilation, nitrogen, and photochemical efficiency of different Himalayan tree species along an altitudinal gradient. *Photosynthetica* 42: 597-605.

Delph, L.F. 1990. Sex-Differential Resource-Allocation Patterns in the Subdioecious Shrub Hebe-Subalpina. *Ecology* 71: 1342-1351.

Delph, L.F. 1999. Sexual dimorphism in life history. *Gender and sexual dimorphism in flowering plants*. (eds M. A. Geber, T. E. Dawson y L. F. Delph), pp. 149-173. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany.

Drenovsky, R.E. y Richards, J.H. 2005. Nitrogen addition increases fecundity in the desert shrub Sarcobatus vermiculatus. *Oecologia* 143: 349-356.

El Alaoui El Fels, M.A., Roques, A. y Boumezzough, A. 1999. Les arthropodes liés aux galbules et aux graines du genévrier thurifère, Juniperus thurifera L., dans les Atlas marocains (The arthropods related to cones and seeds of incense-juniper, Juniperus thurifera L., in Atlas mountains of Morocco). *Ecologia Mediterranea* 25: 95-110.

Fuentes, M. 2000. Frugivory, seed dispersal and plant community ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 487-488.

García, D. 1998. Interaction between juniper Juniperus communis L. and its fruit pest insects: Pest abundance, fruit characteristics and seed viability. *Acta Oecologica* 19: 517-525.

García, D. y Obeso, J.R. 2003. Facilitation by herbivore-mediated nurse plants in a threatened tree, Taxus baccata: local effects and landscape level consistency. *Ecography* 26: 739-750.

García, D. y Ortiz-Pulido, R. 2004. Patterns of resource tracking by avian frugivores at multiple spatial scales: two case studies on discordance among scales. *Ecography* 27: 187-196.

García, D., Zamora, R., Gómez, J.M., Jordano, P. y Hódar, J.A. 2000. Geographical variation in seed production, predation and abortion in Juniperus communis throughout its range in Europe. *Journal of Ecology* 88: 436-446.

García, D., Zamora, R., Hódar, J.A. y Gómez, J.M. 1999. Age structure of Juniperus communis L. in the Iberian peninsula: Conservation of remnant populations in Mediterranean mountains. *Biological Conservation* 87: 215-220.

García-Fayos, P. y Verdú, M. 1998. Soil seed bank, factors controlling germination and establishment of a Mediterranean shrub: Pistacia lentiscus L. *Acta Oecologica* 19: 357-366.

Gauquelin, T., Bertaudière, V., Badri, W. y Montès, N. 2002. Sex ratio and sexual dimorphism in mountain dioecious thuriferous juniper (Juniperus thurifera L., Cupressaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 138: 237-244.

Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., Castro, J. y Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14: 1128-1138.

Gómez-Manzaneque, F. 1997. *Los bosques ibéricos: una interpretación geobotánica*. Planeta, Barcelona.

- Grabherr, G., Gottfried, M. y Pauli, H. 1994. Climate effects on mountain plants. *Nature* 369: 448.
- Gulías, J., Traveset, A., Riera, N. y Mus, M. 2004. Critical stages in the recruitment process of *Rhamnus alaternus* L. *Annals of Botany* 93: 723-731.
- Hemborg, A.M. y Karlsson, P.S. 1998. Altitudinal variation in size effects on plant reproductive effort and somatic costs of reproduction. *Ecoscience* 5: 517-525.
- Herrera, C.M. 1988. Habitat shaping, host plant use by a hemiparasitic shrub, and the importance of gut fellows. *Oikos* 51: 383-386.
- Herrera, C.M., Jordano, P., López-Soria, L. y Amat, J. 1994. Recruitment of a mast fruiting, bird dispersed tree: bridging frugivore activity and seedling establishment. *Ecological Monographs* 64: 315-344.
- Hódar, J.A. y Zamora, R. 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation* 13: 493-500.
- Holthuijzen, A.M.A. y Sharik, T.L. 1985. Colonization of abandoned pastures by eastern red cedar (*Juniperus virginiana* L.). *Canadian Journal of Forest Research* 15: 1065-1068.
- Houle, G. y Barbeux, P. 1994. Variations in rooting ability and in seed characteristics of five populations of *Juniperus communis* var. *depressa* from subarctic Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 456-450.
- IPCC 2001. *Climate change 2001: The scientific basis*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Isagi, Y., Sugimura, K., Sumida, A. y Ito, H. 1997. How does masting happen and synchronize? *Journal of Theoretical Biology* 187: 231-239.
- Janzen, D.H. 1976. Why bamboos wait so long to flower. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7: 347-391.
- Jordano, P. 1993. Geographical ecology and variation of plant-seed disperser interactions: southern Spanish junipers and frugivorous thrushes. *Vegetatio* 107/108: 87-104.
- Jordano, P. y Herrera, C.M. 1995. Shuffling the offspring: Uncoupling and spatial discordance of multiple stages in vertebrate seed dispersal. *Ecoscience* 2: 230-237.
- Joy, D.A. y Young, D.R. 2002. Promotion of mid-successional seedling recruitment and establishment by *Juniperus virginiana* in a coastal environment. *Plant Ecology* 160: 125-135.
- Kelly, D. 1994. The evolutionary ecology of mast seeding. *Trends in Ecology and Evolution* 82: 117-126.
- Kelly, D. y Sork, V.L. 2002. Mast Seeding in Perennial Plants: Why, How, Where? *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 427-447.
- Klanderud, K. y Birks, H.J.B. 2003. Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. *The Holocene* 13: 1-6.
- Kofidis, G., Bosabalidis, A.M. y Moustakas, M. 2003. Contemporary seasonal and altitudinal variations of leaf structural features in oregano (*Origanum vulgare* L.). *Annals of Botany* 92: 635-645.
- Loehle, C. 1998. Height growth rate tradeoffs determine northern and southern range limits for trees. *Journal of Biogeography* 25: 735-742.
- Luo, T., Pan, Y., Ouyang, H., Shi, P., Luo, J., Yu, Z. y Lu, Q. 2004. Leaf area index and net primary productivity along subtropical to alpine gradients in the Tibetan Plateau. *Global Ecology and Biogeography* 13: 345-358.
- Melero, J.P. y García-Fayos, P. (2001) Protocolos de germinación de semillas de sabina albar (*Juniperus thurifera*) y sabina rastrera (*J. sabina*). *III Congreso Forestal Español. Montes para la sociedad del nuevo milenio*. S.E.C.F., Granada.

- Montesinos, D. 2007. *Resource availability and reproductive efficacy of the dioecious tree Juniperus thurifera*. (Dissertation Thesis). Universitat de València, Valencia.
- Montesinos, D., De Luís, M., Verdú, M., Raventós, J. y García-Fayos, P. 2006. When, how and how much: gender-specific resource use strategies in the dioecious tree *Juniperus thurifera*. *Annals of Botany* 98: 885-889.
- Montesinos, D., Verdú, M. y García-Fayos, P. 2007. Moms are better nurses than dads: sex biased self-facilitation in a dioecious juniper tree. *Journal of Vegetation Science* 18: 271-280.
- Nanami, S., Kawaguchi, H. y Yamakura, T. 1999. Dioecy-induced spatial patterns of two codominant tree species, *Podocarpus nagi* and *Neolitsea aciculata*. *Journal of Ecology* 87: 678-687.
- Norton, D.A. y Kelly, D. 1988. Mast seeding over 33 years by *Dacrydium cupressinum* Lamb. (rimu) (Podocarpaceae) in New Zealand: the importance of economies of scale. *Functional Ecology* 2: 399-408.
- Obeso, J.R. 1997. Costs of reproduction in *Ilex aquifolium*: effects at tree, branch and leaf levels. *Journal of Ecology* 85: 159-166.
- Obeso, J.R. 2002. The costs of reproduction in plants. *New Phytologist* 155: 321-348.
- Obeso, J.R. y Retuerto, R. 2002. Sexual dimorphism in holly *Ilex aquifolium*: cost of reproduction, sexual selection or physiological differentiation? *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 67-77.
- Ortiz, P.L., Arista, M. y Talavera, S. 2002. Sex ratio and reproductive effort in the dioecious *Juniperus communis* subsp. *alpina* (Suter) Celak. (Cupressaceae) along an altitudinal gradient. *Annals of Botany* 89: 205-211.
- Pavón-García, J. .2005. *Biología vegetativa y reproductiva en los primeros estadios de crecimiento de Juniperus thurifera L.* Dissertation Thesis. Universidad de Alcalá.
- Piovesan, G. y Adams, J.M. 2005. The evolutionary ecology of masting: does the environmental prediction hypothesis also have a role in mesic temperate forests? *Ecological Research* 20: 739-743.
- Rappaport, N., Mori, S. y Roques, A. 1993. Estimating effect of *Megastigmus spermatrophus* (Hymenoptera: Torymidae) on Douglas-Fir seed production: The new paradigm. *Forest Entomology* 86: 845-849.
- Rees, M., Kelly, D. y Bjørnstad, O.N. 2002. Snow, tussocks, chaos, and the evolution of mast seeding. *The American Naturalist* 160: 44-59.
- Robberecht, R. y Caldwell, M.M. 1980. Leaf ultraviolet optical properties along a latitudinal gradient in the arctic-alpine life zone. *Ecology* 61: 612-619.
- Roques, A., Raimbault, J.P. y Goussard, F. 1984. La colonisation des cônes et galbules des genévriers méditerranéens par les insectes et acariens et son influence sur les possibilités de régénération naturelle de ces essences. *Ecologia Mediterranea* 10: 147-169.
- Sakai, A., Sasa, A. y Sakai, S. 2006. Do sexual dimorphisms in reproductive allocation and new shoot biomass increase with an increase of altitude? A case of the shrub willow *Salix reinii* (Salicaceae). *American Journal of Botany* 93: 988-992.
- Santos, T. y Tellería, J.L. 1994. Influence of forest fragmentation on seed consumption and dispersal of Spanish Juniper *Juniperus thurifera*. *Biological Conservation* 70: 129-134.
- Santos, T., Tellería, J.L. y Virgós, E. 1999. Dispersal of Spanish juniper *Juniperus thurifera* by birds and mammals in a fragmented landscape. *Ecography* 22: 193-204.
- Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I.C., Araújo, M.B., Arnell, N.W. y et al., 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310: 1333-1337.
- Schupp, E.W. 1995. Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82: 399-409.

- Silvertown, J. y Dodd, M. 1999. The demographic cost of reproduction and its consequences in Balsam Fir (Abies balsamea). *The American Naturalist* 29: 321-332.
- Sork, V., Bramble, J. y Sexton, O. 1993a. Ecology of mast-fruiting in three species of North American deciduous Oaks. *Ecology* 74: 528-541.
- Sork, V.L. y Bramble, J.E. 1993b. Prediction of acorn crops in three species of North American oaks: Quercus alba, Q. rubra and Q. velutina. *Annales des Sciences Forestieres* 50 (Suppl.): 128-136.
- Stearns, S.C. 1989. Trade-Offs in Life-History Evolution. *Functional Ecology* 3: 259-268.
- Stephenson, A.G. 1981. Flower and fruit abortion: proximate causes and ultimate functions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 12: 279.
- Suárez Cardona, F., Sainz Ollero, H., Santos Martínez, T. y González Bernáldez, F. 1991. *Las estepas Ibéricas*. Ministerio de Obras Públicas, Madrid.
- Traveset, A. 1993. Deceptive fruits reduce insect seed predation in Pistacia terebinthus L. *Evolutionary Ecology* 7: 357-361.
- Traveset, A., Gullías, J., Riera, N. y Mus, M. 2003. Transition probabilities from pollination to establishment in a rare dioecious shrub species (Rhamnus ludovici-salvatoris) in two habitats. *Journal of Ecology* 91: 427-437.
- Verdú, M. y García-Fayos, P. 1996. Nucleation processes in a Mediterranean bird-dispersed plant. *Functional Ecology* 10: 275-280.
- Verdú, M. y García-Fayos, P. 1998a. Ecological causes, function, and evolution of abortion and parthenocarpy in Pistacia lentiscus (Anacardiaceae). *Canadian Journal of Botany* 76: 134-141.
- Verdú, M. y García-Fayos, P. 1998b. Female biased sex ratios in Pistacia lentiscus L. (Anacardiaceae). *Plant Ecology* 135: 95-101.
- Verdú, M. y García-Fayos, P. 2003. Frugivorous birds mediate sex-biased facilitation in a dioecious nurse plant. *Journal of Vegetation Science* 14: 35-42.
- Verdú, M., Villar-Salvador, P. y García-Fayos, P. 2004. Gender effects on the post-facilitation performance of two dioecious Juniperus species. *Functional Ecology* 18: 87-93.
- Walther, G.R. 2003. Plants in a warmer world. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6/3: 169-185.
- Wesche, K., Ronnenberg, K. y Hensen, I. 2005. Lack of sexual reproduction within mountain steppe populations of the clonal shrub Juniperus sabina L. in semi-arid southern Mongolia. *Journal of Arid Environments* 63: 390-405.
- Yamauchi, A. 1996. Theory of mast reproduction in plants: Storage-size dependent strategy. *Evolution* 50: 1795-1807.
- Zamora, R. 1990 The fruit diet of ring-ouzel (Turdus torquatus) wintering in the Sierra Nevada (South-East Spain.). *Alauda* 58: 67-70.

¿Por qué no formuló un español la teoría de la evolución por selección natural?: de "Mambrú" a Darwin pasando por Birmingham

A. Martínez Abraín

IMEDEA (CSIC-UIB). Avda. dels Pinars 106, 46012 El Saler. Valencia (Spain).
TE: 34 961610847

➤ Recibido el 28 de mayo de 2007, aceptado el 28 de mayo de 2007.

Tenemos tendencia a pensar, de manera bastante irracional e infundada, que las cosas que ocurren en la vida sin nuestro control se deben al azar o al 'destino'. Sin embargo, olvidamos una tercera vía, que es la habitual responsable de todo tipo de acontecimientos: la contingencia. La mayor parte de las veces las cosas suceden por pura contingencia histórica, es decir, porque previamente ha acontecido algo que ha condicionado que el rumbo que va a seguir un avatar cualquiera sea uno en concreto de entre los posibles. Si pudiésemos dar marcha atrás e influir en uno de los eventos precedentes encadenados, el resultado final sería completamente distinto.

A lo largo de este ensayo argumentaré que el hecho de que fuesen dos ingleses victorianos quienes propusieron que la evolución procede por selección natural se debe, en gran medida, a una compleja cadena de hechos contingentes a una escala geográfica y temporal muy amplia, y no a un hecho casual ni a una especial predestinación de la sociedad anglosajona por la historia natural. No obstante con ello no quisiera restar importancia a la histórica dejadez activa (cuando no frontal oposición determinista) de los poderes fácticos y oficiales de nuestro país en contra de la acumulación de conocimiento. Inquisiciones y exilios son buena prueba de ello.

Esta historia comienza a las puertas del palacio de Blenheim, uno de los más majestuosos palacios del Reino Unido, situado a las afueras de Oxford, junto a la villa de Woodstock (<http://www.blenheimpalace.com/>). Este palacio fue la residencia de John Churchill (1650-1722), lejano pariente de Winston Churchill, quien ostentara el título de primer duque de Marlborough. Sobre las ciclópeas puertas del palacio se halla un escudo con un águila de dos cabezas y un emblema a sus pies que, sorprendentemente, reza en la lengua de Cervantes: "Fiel pero desafortunado". Y es que John Churchill fue realmente desafortunado ya que, entre otras cosas, no consiguió llevar a buen puerto las tareas que la reina Ana de Inglaterra le encomendó como capitán general de las tropas inglesas en la guerra española de Sucesión. A pesar de sus triunfantes victorias en los Países Bajos (como la de Blenheim, que da nombre a su palacio), las cuales dejaron al imperio español sin las tierras de Flandes, las tropas británicas no pudieron conseguir que el ejército confederado (compuesto por Inglaterra, Portugal, Países Bajos y Austria) venciese finalmente la guerra. En concreto el 25 de abril de 1707, hace ahora justo 300 años, el ejército austracista al mando del general Galway, que defendía los intereses del archiduque Carlos de Austria, pierde en Almansa (Albacete) la batalla contra las tropas franco-españolas, al mando del duque de Berwick. A partir de ese momento Felipe de Anjou (Felipe V), nieto de Luis XIV, rey de Francia (*le Roi Soleil*), se convierte en el primer monarca español de la saga borbónica. El caso es que Marlborough fue incapaz de cumplir los designios reales y desde entonces es recordado en el cancionero popular español bajo el nombre castellanizado de "Mambrú"...el que se fue a la guerra...qué dolor...qué dolor...qué pena.

Los enemigos internacionales de la casa de los Borbones eran poderosos, y con el objetivo de poner fin a la guerra de la Sucesión y consolidar así el gobierno borbónico, se firma en 1713 el famoso Tratado de Utrecht, por el que España cedió casi todas sus posesiones en Europa. Pero lo que más interesa ahora remarcar aquí es que Inglaterra (además de botines tan generosos como Gibraltar o Menorca), se llevó como prenda el comercio de esclavos de las Américas.

Tendemos a pensar, con buen criterio, en la componente ética del tráfico de esclavos pero olvidamos a menudo las tremendas repercusiones económicas que tal actividad tuvo para Inglaterra. Si unimos el comercio de esclavos, al pirateo corsario alentado desde el trono y a los beneficios de la actividad prestamista a los endeudados monarcas españoles, tenemos como resultado que el botín de las Américas, al menos desde el siglo XVIII, fue recaudado fundamentalmente por Inglaterra y otras naciones de la Europa central. Como nos recuerda Eduardo Galeano en “Las venas abiertas de latinoamérica” con ese flujo de dinero, los nuevos mecenas, financian en estos países a toda una casta de técnicos que tiene como consecuencia última la sofisticada máquina de vapor de James Watt, que conduciría finalmente a la revolución industrial inglesa del siglo XVIII. Mientras esto ocurría en el mundo anglosajón, Francia preparaba su revolución (1789-1799) para acabar con el antiguo régimen absolutista y España yacía defenestrada tras las pérdidas de Utrecht, por lo que pocos recursos podían ser invertidos en ambos países en el I+D de la época. Tan sólo 75 años después de la revolución francesa, Napoleón asesta su golpe de estado e invade España, haciendo aún menos verosímil la posibilidad de desarrollo de ambas naciones.

La revolución industrial fue feroz con el pueblo llano. En las ciudades donde esta actividad surgió, como Birmingham, la explotación infantil estaba a la orden del día, si bien también surgió, como consecuencia directa de lo anterior, una clase acomodada de empresarios, liberados de las actividades productivas y, por tanto, con abundante tiempo libre que dedicar a las actividades de ocio.

En el seno de esta casta de nuevos ricos generados por la revolución industrial, nació en Shrewsbury (condado de Shropshire), el 12 de febrero de 1809, Charles Robert Darwin, quien llegaría a cambiar la concepción de la historia de la vida sobre nuestro planeta. Mientras tanto en España, a penas un año antes, se producía el levantamiento del 2 de mayo de 1808 contra los invasores franceses frente al Palacio Real de Madrid, que marcaría el comienzo de la guerra de la Independencia, al tiempo que Hispanoamérica comenzaba su propia guerra de Independencia respecto a España. Charles fue internado por su familia en la escuela local, a pesar de que su casa natal se encontraba a escasa distancia. Tras esta dura etapa inicial de su vida se trasladó a Edimburgo, a la edad de 16 años, para estudiar medicina, forzado por la circunstancia de que tanto su padre como su abuelo paterno fueron médicos de renombre. Sin embargo, tan sólo dos años después abandonaría sus estudios por falta de vocación, e ingresaría en el Christ's College de Cambridge para seguir una carrera eclesiástica. Tras licenciarse a los 22 años, el profesor John Henslow, conocedor de la vocación naturalista de Darwin (dado que éste asistía de manera voluntaria a sus clases, cuando no estaba ocupado cazando, montando a caballo o coleccionando objetos de la naturaleza) consiguió que lo aceptasen como naturalista de a bordo en el buque Beagle, que surcaría el mundo durante cinco largos años, como todo el mundo sabe. A la vuelta de su viaje Charles se casó con su prima Emma y ambos se trasladaron a vivir a Londres y, poco después, a Down (condado de Kent), donde Charles se retiró hasta el final de sus días (acaecido el 19 de abril de 1882) para cuidar de su maltrecha salud, pensar y escribir. En 1859, a la edad de 50 años Charles se ve obligado a publicar su extraordinario “Origen de las especies por medio de selección natural...” poco después de apercebirse de que otro compatriota, Alfred Russell Wallace, había llegado a conclusiones similares a las suyas viajando por el archipiélago malayo. Aunque Wallace procedía de una familia humilde, como lo era la de Henry Walter Bates, con quien Wallace viajara al Amazonas en 1848, la sola posibilidad de convertirse en viajeros por algún medio sólo es concebible dentro del marco socio-político de la Inglaterra del XIX.

Recapitulando, la bonanza económica de la Inglaterra decimonónica, debida a la revolución industrial, debida al dinero del tráfico de esclavos en las Américas, debido a la guerra de Sucesión española, debida a que el último monarca de la casa de Austria (Carlos II, el Hechizado) muriera sin dejar descendencia, llevó a que existiese la posibilidad de tener a muchos intelectuales ingleses liberados del trabajo por la supervivencia, dedicados a viajar y a pensar, de entre los cuales dos dieron simultáneamente con una de las principales claves de la historia de la vida en la Tierra, tras inspirarse en los, por cierto, equivocados tratados demográficos de otro pensador inglés: Thomas Malthus, contemporáneo de ambos...que desconocía todo lo relacionado con los mecanismos denso-dependientes en el crecimiento de las poblaciones.

El principio de evolución por selección natural no fue formulado presumiblemente por alguien llamado, pongamos, Carlos Martínez, debido, en gran medida, a que la batalla de Almansa fue ganada por Berwick y no por Galway, y porque nuestra oportunidad de tener un país ilustrado se fue al traste debido a la conquista napoleónica y al absolutismo del repuesto Fernando VII, quien estrenó el cargo derogando la Constitución de las ilustradas cortes de Cádiz. Curiosamente la segunda esposa de Fernando VII, Isabel de Braganza, fue la responsable de que el Museo del Prado no se consolidase finalmente como Gabinete de Historia Natural, objetivo para el que fue diseñado en tiempos de Carlos III.

Escribo esto para recalcar, aunque no debiera ser necesario hacerlo, que no hay nada intrínseco en los seres humanos de unas u otras naciones que expliquen el mayor o menor progreso de las ciencias en una u otra esquina del globo. Baste recordar que en Timbuktú, Mali, existió en el siglo XII una de las primeras universidades de la historia de la humanidad, coincidiendo con la extraordinaria riqueza comercial alcanzada por la ciudad en el mundo árabe de aquella época. Los progresos alcanzados en naciones particulares se deben a largas cadenas contingentes que se pueden remontar cientos de años atrás. Un cambio ligero en uno de los eslabones iniciales hubiera dado lugar a un resultado completamente distinto. El disfrute de la naturaleza (en un marco de intensa explotación de los recursos naturales) era un privilegio exclusivo de la aristocracia inglesa del XIX y las huestes de apasionados paseantes británicos que ahora invaden sus deforestadas montañas cada fin de semana emulan, de algún modo inconsciente, los lujos de las clases favorecidas del pasado.

(En Birmingham...)

Me apetecen unas mandarinas y entro en la tienda de la esquina de mi barrio temporalmente adoptivo y dudo entre comprar una cestilla de clementinas de Quatretonda o una de la Pobla del Duc, provincia de Valencia. Caramba, ¡vivimos en un mundo realmente globalizado!, pienso para mis adentros; impresión reforzada por el hecho de que los dependientes de la tienda sean pakistaníes, que se defienden con el inglés poco más o menos igual que yo. Sin embargo, pensándolo mejor, que los dependientes sean pakistaníes y no ecuatorianos se debe, en gran medida, a que la actual Pakistán era parte del imperio británico, de quien se independizó en fechas bastante recientes. Así que los pakistaníes de la tienda ni estaban predestinados para acabar vendiendo comestibles en una pequeña tienda del centro del Reino Unido ni es casualidad que acabasen haciéndolo. Simplemente su actual cometido no es independiente de todas y cada una de las andanzas de los británicos por la India, y por dos quintas partes de las tierras emergidas de nuestro planeta, en siglos pasados. Su presencia en el Reino Unido en el siglo XXI es contingente por tanto con el área de distribución de la Pax Britannica.

Los creadores del clima

J. Pausas

Departamento de Ecología, Universidad de Alicante. Apartado de correos 99, 03080 Alicante - Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM). C/ Charles Darwin, 14. 46980 Paterna, Valencia.

➤ Recibido el 2 de julio de 2007, aceptado el 2 de julio de 2007.

Paseando por una de las grandes librerías de nuestro país, me di cuenta de que con esta 'moda' del cambio climático, los libros sobre este tema aparecen como setas (y las editoriales se están poniendo las botas). Mi satisfacción fue ver la versión española de *The Weathermakers* de Tim Flannery. Se trata de un libro muy ameno y con gran cantidad información precisa, muy bien explicada y analizada con detalle. Tim Flannery ya ha mostrado en otros libros sus facultades didácticas para explicar historias, y en este, nos cuenta otra historia, la del cambio climático en el planeta Tierra. El libro nos explica con detalle los procesos atmosféricos y oceánicos necesarios para entender los cambios climáticos, y cómo estos cambios han afectado a diversas (innumerables) especies de plantas y animales. Entre otras muchas cosas, el lector aprenderá sobre los numerosos ciclos de retroalimentación positiva y negativa que influyen en el clima, y el porqué del aumento de las temperaturas justo después del fatídico 11S. También nos permite valorar en qué medida la película 'El día de mañana' (*The day after tomorrow*, R. Emmerich, 2004) es realista o no, y qué hay que saber para llevar una vida un poco más sostenible. Por ejemplo, el autor nos explica con sencillez las diferencias en relación al impacto sobre el clima que tienen el uso de los diferentes combustibles fósiles (carbón, petróleo, gas natural, ...), y la capacidad real de las soluciones energéticas emergentes para detener el cambio climático (hidrógeno, uranio, etc.), incluyendo aspectos tan prácticos como el papel de los coches híbridos en la gestión del cambio climático. También entenderemos porqué, aunque James Lovelock tenga parte de razón, la energía nuclear no es una respuesta útil para frenar el cambio climático, ni tampoco las ingeniosas geotecnologías de almacenamiento subterráneo de CO₂.

El libro está actualizado, y contiene las referencias bibliográficas más importantes, por si el lector quiere profundizar; de manera que no es sólo un libro de divulgación, sino que puede ser una buena introducción al tema para que el lector indague por su cuenta. La versión española tiene algunos pequeños errores de traducción, pero sólo mencionaré uno que no pasa desapercibido a nadie: los sumideros de carbono (*carbon sink*), es decir el estado en que un ecosistema fija más carbono (fotosíntesis) del que libera (respiración), los denomina 'vertederos de carbono'.... El estado contrario, en el que el sistema libera más carbono del que fija, los llama correctamente fuentes de carbono (*carbon source*).

El libro finaliza con optimismo, sugiriendo que aún estamos a tiempo de reaccionar, aunque no quede mucho tiempo para ello. De igual manera que se reaccionó para reducir drásticamente las emisiones de compuestos responsables de la reducción de la capa de ozono, también lo podemos hacer para reducir las emisiones de carbono. Si no se reacciona, podemos llegar a un colapso de nuestra sociedad (ver Diamond, 2005), o a una dictadura del carbono (¡con cascos verdes incluidos!). Es evidente que luchar contra el cambio climático tiene un coste, pero también es evidente que no hacer nada será mucho más caro. Somos los creadores del clima que controla el futuro de ese paraíso llamado Tierra. Sólo queda decidir qué clima queremos.

Referencias

Flannery, T. 2006. *The Weathermakers. La Amenaza del Cambio Climático. Historia y futuro*. Editorial Taurus. Madrid.

Diamond, J. 2005. *Collapse: How societies choose to fail or succeed*. Penguin. Traducción española: *Colapso: Por Qué unas Sociedades Perduran y Otras Desaparecen*. Editorial Debate. Madrid.

Federación Ecológica Europea: La voz de los ecólogos en Europa

M.A. Pérez Fernández

Universidad Pablo de Olavide. Facultad de CC. Experimentales. Dpto de CCAA, Área de Ecología. Carretera a Utrera, Km 1, 41013. Sevilla
TE: 954977935 Fax: 954349151

➤ Recibido el 13 de julio de 2007, aceptado el 14 de julio de 2007.

Desde hace casi tres décadas, las distintas sociedades europeas de Ecología han manifestado su deseo de aunar fuerzas en pro de la ciencia ecológica. El inicio de esta cooperación data de 1977, fecha en la que un simposio de la Sociedad Ecológica Británica en Norwich fue apoyado por sociedades de otros países. En este momento se acordó celebrar regularmente un simposio cada tres años en distintos países europeos, encomendando su organización a la sociedad de Ecología del país anfitrión. Tras varios años se formalizó la cooperación mediante el establecimiento de una Junta Directiva y de un Consejo, surgiendo entonces la Federación Ecológica Europea (EEF) con unos estatutos formales que recogen el objetivo de la Federación '*...promover la cooperación entre ecólogos Europeos y unir las sociedades ecológicas europeas con otras sociedades del mundo a través de INTECOL. Para ello, la Federación promoverá distintas actividades entre las que se encuentran la organización de simposia y workshops, la coordinación de programas de post grado y la formación de grupos de especialistas y servicios de información. La Federación no es una organización política*'.

La celebración regular de simposia dio paso a congresos que se han celebrado en Alemania, Suecia, Holanda, Francia, Italia, Hungría, Grecia y el último en Turquía, en Noviembre de 2005. Igualmente y durante algunos años, la Federación ha pasado por momentos de actividad variable. Sin embargo, a partir de la renovación del Consejo y de la Junta Directiva, en Noviembre de 2005, la EEF está tomando un nuevo impulso gracias al compromiso de todas las sociedades ecológicas europeas, entre las cuales se encuentra la AEET. En el ánimo de todos está que la EEF sea la plataforma que promueva una investigación estratégica mediante la cooperación entre sus sociedades integrantes y el establecimiento de redes de trabajo en toda Europa. Asimismo, se espera que la EEF se convierta en la voz de la Ecología en Europa, tal y como pusieron de manifiesto los miembros del Consejo en Abril de 2006, en la reunión celebrada en Londres bajo el auspicio de la Sociedad Ecológica Británica. En esta misma reunión se acordó que la EEF ha de actuar como *lobby* en Bruselas para influir en la política ambiental de la Unión Europea.

En este sentido, el actual Presidente de la EEF, el alemán Dr. Stefan Klotz, se reunirá en Septiembre próximo con representantes de la UE en Bruselas para presentar la Federación, las sociedades que la integran y las actividades que están desarrollan, así como propuestas de colaboración en políticas ambientales. Durante la última reunión del Consejo de la EEF, celebrada en Barcelona el 3 de Mayo pasado, todas las sociedades representadas expusieron las actividades que llevan a cabo. Para nuestra satisfacción, la AEET se manifestó como una de las sociedades con más empuje de Europa, manifestado en la organización de congresos, cursos, simposia, ayudas a estudiantes, grupos de trabajo o publicaciones.

Adicionalmente, la EEF ha reactivado *Web Ecology* (<http://www.oikos.ekol.lu.se/wejrnl.html>), la revista electrónica de la Federación, que había pospuesto su edición y que, con la renovación de sus comités editorial y científico, ha iniciado una etapa mucho más activa y continua. Desde el año 2000 se publica *online* y en 2008 se solicitará su inclusión en el ISI. En la reunión de Barcelona se puso de manifiesto el compromiso de las sociedades representadas por animar a sus miembros a presentar trabajos en esta revista.

Por último, a título informativo, indicamos que el XI Congreso de la Federación se celebrará del 15 al 19 de Septiembre de 2008, en Leipzig, Alemania, bajo el lema '**Biodiversity in an Ecosystem context**' y que servirá de foro para la discusión de temas ecológicos a nivel europeo.

Así pues, tras períodos más o menos inciertos, es evidente que el espíritu de colaboración y de compromiso están vivos entre los ecólogos europeos, y esperamos que nuestros esfuerzos nos lleven hacia una mayor implicación en la investigación y en la gestión de los recursos naturales de Europa.



Lista de revisores 2007

La revista **ECOSISTEMAS** agradece la colaboración desinteresada de los siguientes revisores entre octubre de 2006 y septiembre de 2007:

Adrián Escudero
Ana J. Hernández
Andreu Bonet
Ángel R. Cabello
Antonio Quesada
Antonio Saldivar
Björn Sletto
Carlos González Hidalgo
Concepción Pineiro
Diego de la Rosa
Domingo Morales
Eglee L. Zent
Eliás Dana
Eloy Bécares
Enrique Chanetón
Esteban Jobbágy
Francisco Heras
Francisco J. Bonet
Francisco Pugnaire
Jaume Vadell
Joan Romanyà
José Ramón Guzmán
Josep M^a. Panareda
María J. Fernández-Pañés
María José Albert
Mariapía Bevilacqua
Rafael Zas
Regino Zamora