

# Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional

B. Martín-López, J.A. González<sup>1</sup>, S. Díaz<sup>2</sup>, I. Castro, M. García-Llorente<sup>3</sup>

(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

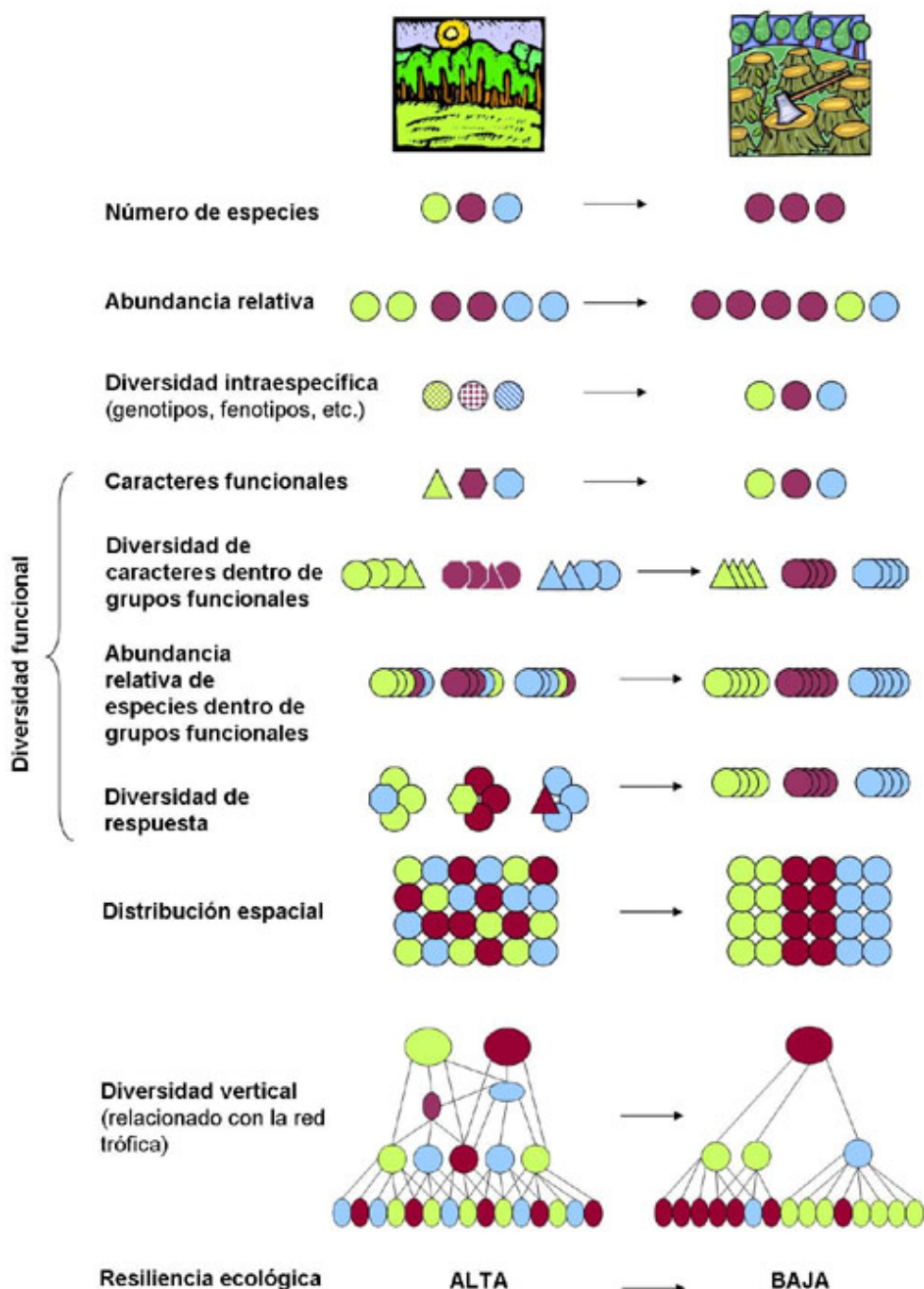
La biodiversidad del planeta está siendo severamente afectada por las modificaciones, sin precedentes, inducidas por las actividades humanas sobre los ecosistemas, entre las cuales destacan el cambio de usos del suelo, la alteración de los ciclos biogeoquímicos, la destrucción y fragmentación de hábitats, 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)  Abastecimiento (p.e. ganado, caza de subsistencia)	Herbivorismo por ungulados	Arquitectura del dosel  Estructura y composición química de las hojas	Plantas de follaje concentrado en los estratos bajos, de hojas tiernas y ricas en nutrientes, favorecen el herbivorismo por ungulados.
Capacidad de suministrar los servicios a lo largo del tiempo	Persistencia en el banco de semillas  Transporte de semillas por distintos agentes	Tamaño de semilla  Forma de semilla  Estructuras anexas de la semilla (alas, ganchos, estructuras carnosas, cubiertas duras, etc.)	El tamaño y forma de semilla está asociado con la longevidad en el banco de semillas del suelo.  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)

<b>Resistencia a incendios</b>	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.

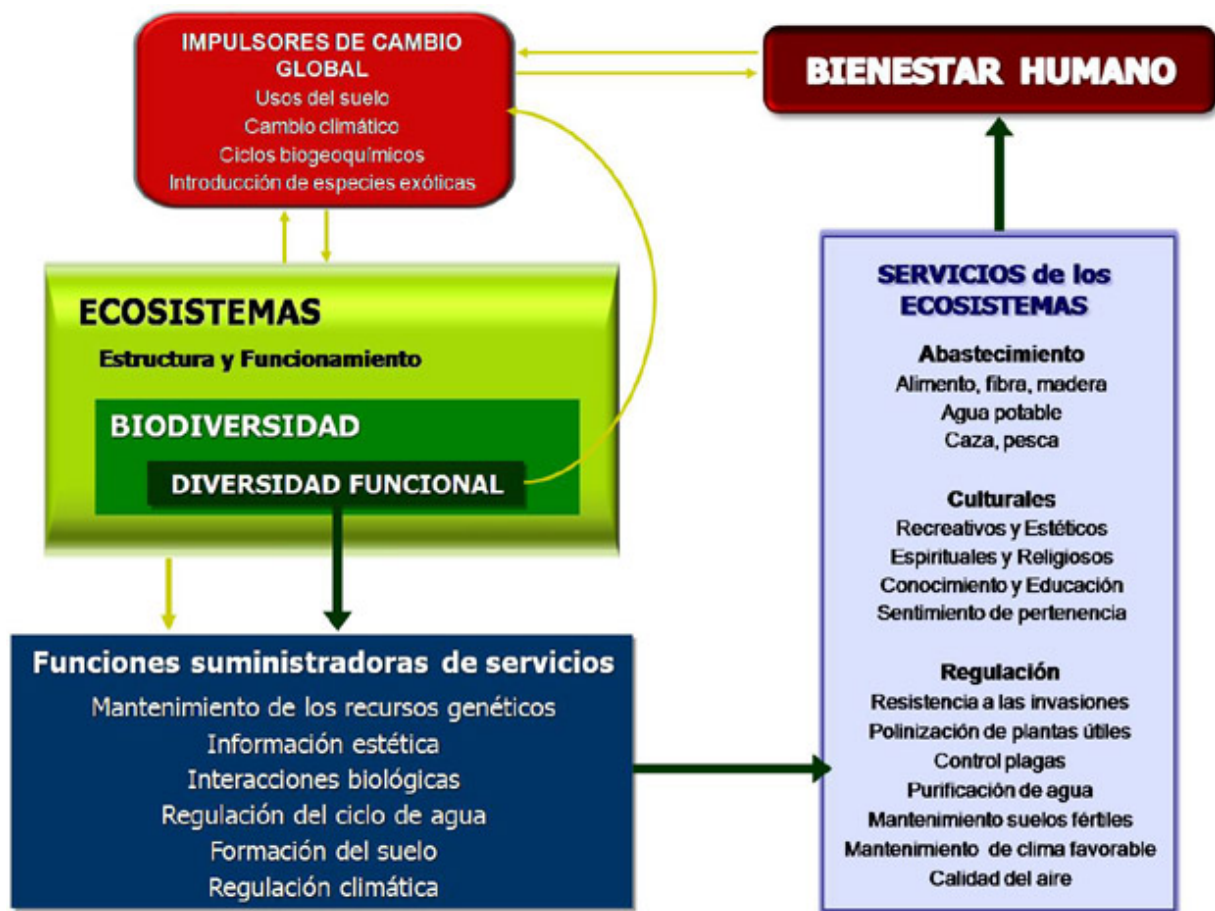
Otro aspecto importante para la resiliencia de los ecosistemas es la presencia de más de una especie dentro de cada grupo funcional, esto es la *redundancia funcional* (Walker *et al.*, 1992). Desde un punto de vista teórico, la presencia de múltiples especies, dominantes o subordinadas, dentro de cada 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 Garner, 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.