

Capítulo 6

EL SEGUIMIENTO DEL NIVEL DE PROVISIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

José Paruelo¹, Domingo Alcaraz-Segura^{1,2} y José N. Volante³

¹Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección. Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información, IFEVA y Facultad de Agronomía. UBA-CONICET. Av. San Martín 4453. (1417) Buenos Aires, Argentina. Email Paruelo: paruelo@agro.uba.ar - ²Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Almería, La Cañada de San Urbano. (04120)Almería, España. ³EEA INTA Salta. Cerrillos, Salta, Argentina.

Resumen. El seguimiento de los cambios en el nivel de provisión de los servicios ecosistémicos con una cobertura completa del territorio es un aspecto crítico en la implementación de planes de manejo y ordenamiento del territorio. En este capítulo se propone un sistema de seguimiento de los cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios a partir del cálculo de tipos funcionales de ecosistemas (TFEs). Los TFEs identifican grupos de ecosistemas que comparten características relacionadas con la dinámica de los intercambios de materia y energía entre la biota y la atmósfera y que, además, responden de manera semejante ante factores ambientales. Cada TFE puede ser caracterizado sobre la base de procesos ecosistémicos y, por lo tanto, puede reflejar el nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte. Los TFE pueden definirse a partir de atributos funcionales derivados de la dinámica estacional de índice espectrales registrados por sensores remotos. Los cambios en los TFE observados en el período 2000-2005 en área originalmente ocupadas por bosques chaqueños de Salta y Jujuy se asocian a una caída en la productividad primaria neta (PPN) y a un aumento de la estacionalidad (la variabilidad estacional en la PPN). Las transiciones observadas muestran que la PPN y la estacionalidad, dos descriptores del nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte, no se modificaron de manera sustancial en el conjunto de las unidades político-administrativas (UPAs) o en las áreas de referencia (áreas con bajo impacto antrópico). En cambio, la PPN y su variación estacional disminuyeron sensiblemente en áreas desmontadas. Las consecuencias de la agriculturización de áreas de los bosques chaqueños pueden entonces ser descriptas en términos de transiciones entre TFE y de caída en la PPN y aumentos en la estacionalidad, cuya influencia sobre los servicios finales de provisión o regulación dependerá a su vez de otros factores tales como las características de la cuenca o factores de manejo.

INTRODUCCIÓN: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y FUNCIONAMIENTO ECOSISTÉMICO

El proceso de toma de decisiones en cuestiones ambientales requiere no sólo de un inventario de los servicios ecosistémicos (SE) sino también de una estimación de la tasa de provisión y demanda de dichos servicios y de una evaluación de cómo las actividades antrópicas modifican su provisión. Los SE son evaluados frecuentemente a partir de mediciones o de indicadores estáticos y puntuales que no brindan una representación adecuada de todo el territorio y/o no captan la variación temporal en la tasa de provisión y demanda del servicio (Carpenter y Folke 2006). El objetivo de este capítulo es proponer un sistema de seguimiento de los cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios a partir de la caracterización y la estimación de la cobertura de tipos funcionales de ecosistemas (TFEs). El sistema propuesto se ejemplifica para bosques chaqueños de las provincias de Salta y Jujuy.

Uno de los atractivos del concepto de SE es su relación directa con el funcionamiento y la integridad estructural de los ecosistemas. Más aun, la definición de tipos de SE del MEA (2004) reconoce la existencia de servicios de soporte que se identifican de forma directa con el intercambio de materia y energía del ecosistema (e.g., la productividad primaria neta y el ciclado de materiales), es decir, con su funcionamiento (Virginia y Wall 2001). A su vez, varios servicios de provisión y regulación presentan una relación directa con procesos funcionales. Por ejemplo, la provisión de agua depende del rendimiento hidrológico de la cuenca en cuestión, y el rendimiento hidrológico resultará de la magnitud relativa de los flujos de evaporación, transpiración, drenaje y escorrentía. Evaluar cómo se modifica el nivel de provisión de este servicio implica monitorear alguno de estos procesos ecosistémicos. Díaz et al. (2007) identificaron para pastizales subalpinos una serie de SE y los procesos ecosistémicos a los que se asocian. Estos autores vinculan los cambios en el nivel de provisión de los distintos SE entre usos o coberturas, con cambios funcionales que a su vez se relacionan con la variación en la diversidad funcional de plantas. Esta diversidad funcional, en última instancia, es una expresión de la biodiversidad.

Fisher et al. (2009), partiendo de una definición algo distinta de SE, proponen una clasificación complementaria o adicional a la del MEA (2004). Estos autores separan los beneficios que obtiene la sociedad humana de los fenómenos ecosistémicos que los generan, y circunscriben la definición de SE a fenómenos (i.e., procesos y estructuras) del ecosistema. Así, la regulación hídrica, la productividad primaria o la formación de suelo son SE intermedios que determinan servicios finales (e.g., purificación del agua) de los cuales se derivan beneficios (e.g., agua potable).

Aquellos servicios relacionados de manera directa con la dinámica de la energía y de la materia son potencialmente cuantificables a partir de técnicas de teledetección de una manera rápida y continua en el tiempo y en el espacio. Una ventaja de estas aproximaciones es que permiten la cuantificación y el seguimiento de un determinado servicio en grandes extensiones usando el mismo protocolo de observación.

Un aspecto clave en la evaluación de los SE es cuantificar en qué medida un proceso determinado (e.g., el rendimiento hidrológico, el grado de apertura del ciclo del N, el balance de C) se ve afectado por cada tipo de intervención (implantación de bosques artificiales, construcción de una carretera, expansión agrícola) y cómo se reparten los beneficios económicos y ambientales entre los distintos actores socioeconómicos (Paruelo 2010, este volumen). En la planificación del

uso del territorio, la identificación de los procesos ecosistémicos resulta un punto clave de cara a evaluar compromisos en el nivel de provisión de SE (Rodríguez et al. 2006). En varios capítulos de este libro se exponen alternativas para su evaluación. En la mayoría de los casos, para que estas evaluaciones se tornen operativas, deben realizarse en una escala compatible con el ámbito de acción de los actores involucrados y de las posibles decisiones a tomar.

ESCALAS EN LA EVALUACIÓN DE SE

La definición de la escala espacial y temporal de análisis es uno de los aspectos críticos de cualquier estudio ecológico (O'Neill et al. 1986, Peterson et al. 1998, García 2008). Los servicios del ecosistema tienen asociada, en mayor o menor medida, una escala espacial. Esta escala puede no ser la misma para el proceso ecosistémico que para el SE que de él deriva. Por ejemplo, la capacidad de procesar y de detoxificar residuos o de regular la emisión de metano u óxidos de N con efecto invernadero resulta de la actividad de microorganismos. Los mecanismos que subyacen a estos procesos involucran pasos metabólicos complejos que suceden a nivel subcelular. Aun cuando los mecanismos ocurren a una escala microscópica, el resultado neto de la actividad de estos microorganismos adquiere significado en términos de los servicios provistos a escalas de mucho menor detalle. Para el caso de la regulación de la composición atmosférica, la escala relevante puede ser, incluso, la global. Por otra parte, muchos de los beneficios asociados a un servicio dado se perciben a distancias considerables del ecosistema que los está proveyendo o en configuraciones espaciales particulares (e.g., aguas abajo) (Fisher et al. 2009). El control de la erosión del suelo que realiza un ecosistema dado ejemplifica cómo la correcta evaluación de ese servicio requiere de una cierta perspectiva espacial. Si bien el tipo y grado de cobertura vegetal, la pendiente y la textura del suelo de un lote en particular son elementos clave para evaluar su susceptibilidad a la erosión, el contexto geográfico del lote es esencial. Así, su posición relativa en el paisaje, las características de los lotes vecinos y las perturbaciones a su alrededor son determinantes importantes de lo que ocurrirá en ese lote. En un contexto geográfico heterogéneo, lo que ocurre en un parche de vegetación depende de lo que ocurre en los parches contiguos. Si bien los procesos de sucesión, extinción local o lixiviación ocurren en un sitio particular, la dinámica de ese sitio rara vez resulta crítica en sí misma. Estos ejemplos destacan la importancia de evaluar los servicios a nivel de paisaje. Aun cuando los paisajes pueden tener tamaños diversos, su extensión varía en general entre 10 y 10^4 ha.

Sin embargo, no sólo debe considerarse la dimensión biofísica a la hora de definir la escala del análisis de los SE, también hay que tomar en cuenta la dimensión administrativa. La extensión del análisis de los SE variará entonces entre el municipio (partido o departamento) y la provincia. Más aun, en muchas circunstancias es imprescindible trabajar sobre la coordinación entre distintas unidades administrativas (López-Hoffman et al. 2010). La resolución espacial debería permitir identificar los distintos tipos de ecosistemas y coberturas del suelo (parches del paisaje) y las unidades de manejo (establecimientos o potreros).

EL SEGUIMIENTO DEL NIVEL DE PROVISIÓN DE SE

Además de ayudar en el proceso de toma de decisiones, la caracterización de los SE es un elemento clave en programas de seguimiento. Carpenter et al. (2009) resaltan la importancia de mantener y mejorar sistemas de seguimiento de los SE. Estos sistemas son muy importantes en la evaluación de la sustentabilidad y salud ecosistémica (Rapport et al. 1998a, b).

El seguimiento del nivel de provisión de SE debería basarse sobre el registro de procesos o de funciones ecosistémicas (servicios intermedios) de los cuales se deriven servicios finales y beneficios para la sociedad. Las variables a incluir en estos instrumentos de seguimiento deben seguir algunos principios básicos (Costanza et al. 1992, Grumbine 1994, Ludwig et al. 2004, Zorn et al. 2001) para ser capaces de: 1) poder registrarse a nivel de ecosistema, a lo largo de grandes áreas y en tiempo real, 2) tener un tiempo de respuesta que permita la detección temprana de los impactos para servir de guía a una gestión adaptativa efectiva; 3) poder ser medidas de forma fácil, económica y directa, 4) capturar la variabilidad espacio-temporal causada tanto por los regímenes naturales de cambio como por las perturbaciones humanas; 5) permitir el establecimiento de valores cuantitativos de referencia o control; 6) poder ser comparadas no sólo a nivel local sino también a escala regional, y 7) poder establecer relaciones entre ellas a través de diferentes escalas espaciales.

EL CONCEPTO DE TIPO FUNCIONAL DE ECOSISTEMA (TFE) Y SU USO EN LA EVALUACIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL NIVEL DE PROVISIÓN DE LOS SE

La posibilidad de estimar flujos de C y agua mediante sensores remotos brinda enormes posibilidades en estudios ecológicos regionales ya que permite cuantificar variables ecosistémicas de manera directa sobre áreas extensas sin necesidad de recurrir a protocolos de extrapolación de mediciones puntuales (Paruelo et al. 2001). En buena medida, el uso de estas herramientas permite satisfacer varios de los requisitos para variables a incluir en programas de seguimiento listados en el punto anterior. El uso de estimaciones de variables ecosistémicas funcionales derivadas de la teledetección tiene muchos antecedentes en la literatura (ver Kerr y Ostrowsky 2003, Petorelli et al. 2005, Paruelo 2008). La curva estacional del índice de vegetación normalizado (IVN), en tanto un estimador de las ganancias de C, permite estimar una serie de atributos capaces de discriminar el comportamiento funcional de distintos ecosistemas (Figura 1). Petorelli et al. (2005) resumen los atributos que pueden calcularse a partir de las curvas estacionales de índices de vegetación derivadas de datos provistos por plataformas con alta resolución temporal (e.g., AVHRR/NOAA o MODIS) (Tabla 1).

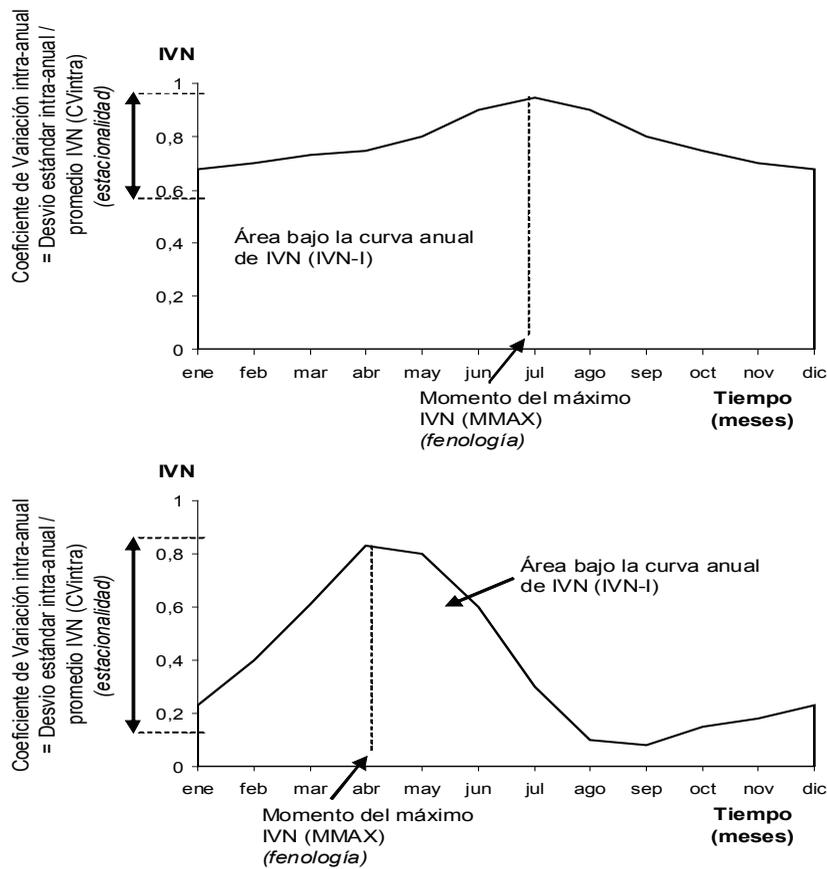


Figura 1. Dinámica estacional del índice de vegetación normalizado (IVN) a lo largo del año y atributos descriptores del funcionamiento ecosistémico para dos ecosistemas que difieren en la integral del IVN, la fecha del máximo y la variabilidad estacional. Ver tabla 1 para detalles de los atributos que pueden derivarse de la curva estacional de IVN.

Tabla 1. Atributos derivados de la curva estacional del índice de vegetación normalizado (IVN) y sus características (modificado de Pettorelli et al. 2005).

Atributo	Tipo de medida	Definición	Proceso ecosistémico o servicio intermedio	Comentarios
IVN-I	Productividad total y biomasa	Suma de valores positivos de IVN en un período de tiempo	Productividad anual de la vegetación	No es importante cuando la calidad es tan importante como la cantidad (e.g., herbívoros muy selectivos)
Máximo IVN	Productividad total y biomasa	Máximo IVN en el año	Productividad anual de la vegetación	Sensible a falsos picos y "ruido"
Rango relativo de IVN	Variabilidad intra-anual en productividad	(Máximo IVN - Mínimo IVN) / IVN-I	Estacionalidad de las ganancias de C	Sensible a falsos rangos debidos a datos marginales
Tasa de incremento o decremento de IVN	Fenología	Pendiente entre valores de IVN en diferentes fechas; Pendiente de la curva logística de una serie temporal de valores de IVN	Tasa de cambio de la productividad primaria y de la senescencia	Sensible a falsos picos y "ruido"
Fecha de comienzo o final de estación de crecimiento	Fenología	Fechas estimadas a partir de valores umbral o con el método de medias móviles	Fenología	La precisión esta ligada a la escala temporal de los datos (mayor frecuencia trae aparejado peor calidad de datos)
Duración de la estación de crecimiento	Fenología	Tiempo con valores de IVN > 0 o período entre inicio y final de estación de crecimiento	Fenología	Sensible a falsos picos y "ruido"
Momento de máximo IVN	Fenología	Fecha en la que se registra el valor máximo de IVN	Fenología	Sensible a falsos picos y "ruido"

Soriano y Paruelo (1992) introducen el concepto de "biozonas" o "tipos funcionales de ecosistemas" (TFE). Los TFE identifican grupos de ecosistemas que comparten características relacionadas con la dinámica de los intercambios de materia y energía entre la biota y la atmósfera y que, además, responden de manera semejante ante factores ambientales (Paruelo et al. 2001). Los TFE equivalen a los tipos funcionales de plantas (TFP) pero definidos a un nivel de organización jerárquico superior. La identificación de TFE ha permitido describir los patrones regionales de las ganancias de carbono por parte de la vegetación y la diversidad funcional de los ecosistemas templados en Sudamérica (Paruelo et al. 1998, 2001, Baeza et al. 2006) y en la Península Ibérica (Alcaraz-Segura et al. 2006). En estos trabajos, los TFE fueron definidos a partir del índice de vegetación normalizado (IVN) obtenido de imágenes provistas por los satélites AVHRR/NOAA para el período 1982-1999. Cada unidad de muestreo se caracterizó por medio de la curva estacional de IVN promedio para el período. La categorización de los gradientes de los atributos de las curvas de IVN y su posterior combinación permitió agrupar los píxeles en unidades funcionales (TFE) que integran en un solo mapa los patrones de intercepción de radiación descriptos.

El concepto de TFE se vincula de forma estrecha con la idea de unidades funcionales de paisaje propuesta por Valentini et al. (1999). La definición de estas unidades o de los TFE puede basarse sobre distintas combinaciones de atributos funcionales de los ecosistemas. Los atributos a utilizar deberían integrar los aspectos básicos del funcionamiento ecosistémico y presentar baja correlación entre sí. Los atributos de la curva estacional del IVN enunciados más arriba satisfacen esas condiciones (McNaughton et al. 1989, Paruelo y Lauenroth 1998).

El estrés y/o las perturbaciones, tanto naturales como antrópicas, que experimenta una región afectan al funcionamiento de sus ecosistemas y, por tanto, modifican su composición de TFE. De esta manera, la transformación agrícola de pastizales templados húmedos genera TFE con menor productividad, mayor estacionalidad y picos de máxima productividad más tempranos o más tardíos. Cada TFE puede ser caracterizado en base a procesos ecosistémicos, reflejando por lo tanto el nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte. Por ejemplo, el TFE cuya dinámica estacional se grafica en la Figura 1a es más productivo y menos estacional que el representado en la Figura 1b. Esto se verá reflejado en el nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte, tales como la captación de C (debido a diferencias en productividad) y la regulación hídrica o climática (debido a diferencias en la variación estacional de la productividad y por ende de la evapotranspiración). Un punto crítico en el proceso de tornar operativo el concepto de SE es la definición explícita de estas "funciones de producción", es decir de la relación entre procesos ecosistémicos (la productividad primaria o la evapotranspiración) y servicios intermedios (regulación hídrica) y finales (control de inundaciones).

DEFINICIÓN DE SITUACIONES DE REFERENCIA PARA EVALUAR CAMBIOS EN LA TASA DE PROVISIÓN DE SERVICIOS

El impacto antrópico sobre los ecosistemas puede ser cuantificado a partir del registro de las diferencias en el funcionamiento ecosistémico entre áreas alteradas y áreas sin (o con mínima) alteración. Las áreas protegidas (la red de Parques Nacionales, provinciales y las reservas privadas) son candidatas ideales para funcionar como situaciones de referencia (Schonewald-Cox 1988). Varios estudios comparan el funcionamiento de áreas protegidas y su entorno (Stoms y Hargrove 2000, Cridland y Fitzgerald 2001, Garbulsky y Paruelo 2004, Paruelo et al. 2005, Alcaraz-Segura et al. 2009). Estos análisis proveen evidencias cuantitativas del impacto de los cambios en el uso y la cobertura del suelo sobre el funcionamiento ecosistémico. En los ecosistemas templados de Sudamérica, la comparación de áreas agrícolas con áreas poco modificadas muestra cómo la agricultura reduce las ganancias de C de sistemas muy productivos y las aumenta en los poco productivos (Paruelo et al. 2001). Esta comparación muestra a su vez un aumento fuerte de la estacionalidad en las ganancias de C debido al uso antrópico.

Si bien las situaciones de referencia deberían ubicarse en áreas donde el impacto humano sea mínimo, tales como las áreas protegidas, muchos tipos de ecosistemas, tanto singulares como comunes, no se encuentran representados en dichas áreas (Cabello et al. 2008). Blanco et al. (2008) buscan situaciones de referencia para evaluar el impacto del pastoreo sobre la vegetación de los Llanos de La Rioja sobre la base de la distancia a la aguada. En las estepas graminosas del oeste de la Patagonia, Paruelo (2005) define dichas situaciones de referencia a partir de las diferencias fisonómicas (proporción de pastos y arbustos y cobertura total) de los distintos estados

alternativos de la secuencia de deterioro de esos ambientes. La definición y la localización de áreas de referencia es un punto crítico en el seguimiento del nivel de provisión de SE tanto por los efectos de la transformación del territorio, como por los de cambios en el clima y la composición atmosférica. Las estrategias para llevar a cabo esta definición variarán con el tipo de ecosistema y el contexto geográfico.

SEGUIMIENTO DEL NIVEL DE PROVISIÓN DE SE A PARTIR DE LA DINÁMICA DE LOS TFE: ESQUEMA METODOLÓGICO

El vínculo entre los SE y el funcionamiento ecosistémico, junto a la posibilidad de registrar cambios en este último aspecto mediante percepción remota, abre la posibilidad de diseñar sistemas automatizados para monitorear la tasa de provisión de SE en extensiones grandes. De ningún modo estos sistemas pueden reemplazar la evaluación a campo o soslayar otros aspectos funcionales y estructurales de los ecosistemas. Sin embargo, sí constituyen una valiosa herramienta de diagnóstico y seguimiento, complementaria de la evaluación a campo.

Un sistema de seguimiento del nivel de provisión de SE (intermedios o de soporte) basado sobre el concepto de TFE debe partir de la identificación de las unidades político-ambientales (UPA) (Figura 2a). En las UPA se evaluará el SE con un grano que variará según el objetivo y las características particulares de la región. El máximo detalle del grano del análisis quedará definido por el sensor que provee los datos espectrales con una resolución temporal adecuada. Por ejemplo, MODIS provee datos con una resolución de 250 x 250 m. Estas UPA resultan de la intersección entre unidades que describen la heterogeneidad ecosistémica (e.g., unidades biogeográficas) y unidades político administrativas (e.g., departamentos o municipios). La definición del nivel o escala de las unidades ambientales y políticas debe tener en cuenta la escala a la cual se perciben los SE (ver párrafos anteriores). Para cada una de esas UPA deben identificarse "situaciones de referencia" (SR) que, al ser comparadas con el resto del territorio, representen áreas de mínima artificialización y que, al ser comparadas en el tiempo, constituyan la línea de base sobre la que se analicen las tendencias y los cambios temporales. Cada una de las SR debe tener asociada una porción de la UPA de acuerdo con algún criterio de representatividad. Por ejemplo, el uso de polígonos de Thiessen permite calcular la zona de influencia de cada SR (Figura 2b). A continuación, deben identificarse los tipos funcionales de ecosistemas presentes en el área de estudio en cada año. La evolución temporal de los TFE presentes será indicadora de cambios funcionales y, por tanto, de variaciones en el nivel de provisión de SE (ya sean por causas naturales o mediadas por el uso humano). Por último, el análisis comparado de la variación espacial y temporal de los TFE en las UPA y en las SR permitirá estimar qué cambios están asociados al uso antrópico y cuáles a la variabilidad propia del sistema.

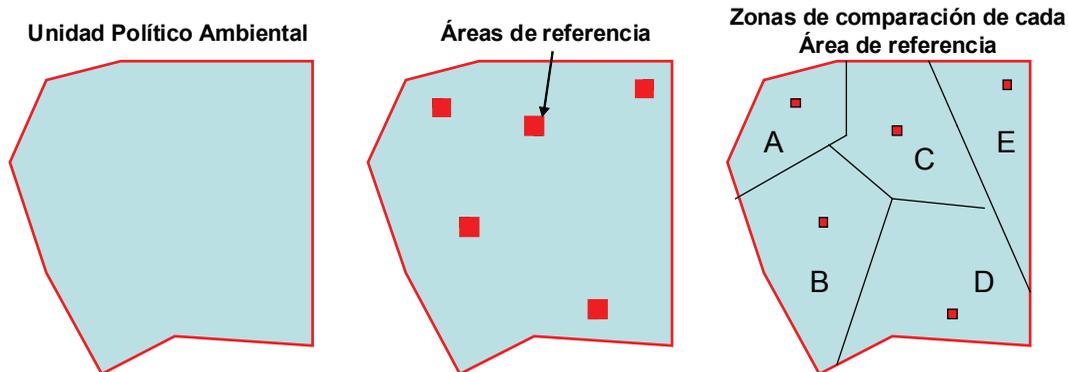
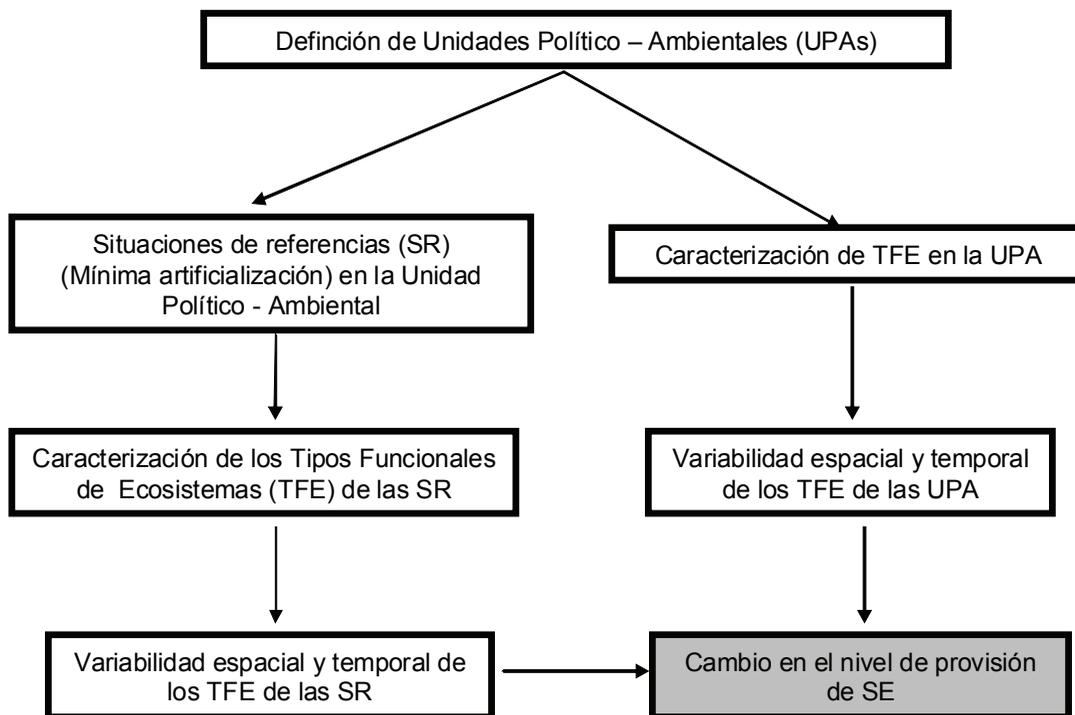


Figura 2. a) Esquema que describe los pasos para la evaluación del cambio en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos en unidades político ambientales. b) Esquema de evaluación de porciones de una unidad político-ambiental a partir de la definición de áreas de referencia.

UN EJEMPLO PARA LAS PROVINCIAS DE SALTA Y JUJUY (ARGENTINA)

Las provincias del Salta y Jujuy están sufriendo un proceso acelerado de transformación del uso del suelo (Grau et al. 2005). La transformación involucra el reemplazo de bosques chaqueños

y de Yungas por cultivos anuales y/o por pasturas de gramíneas megatérmicas. Los cambios estructurales derivados de esta transformación pueden ser evaluados usando teledetección (ver www.inta.gov.ar/prorenea); sin embargo, los impactos que estas transformaciones tienen sobre el nivel de provisión de servicios no surgen de manera inmediata de estos estudios centrados en aspectos estructurales. En esta sección presentamos una evaluación de la evolución de la provisión de servicios ecosistémicos intermedios en el este de Salta y Jujuy a partir de la caracterización de TFE mediante imágenes de satélite. Estos análisis se realizan para una de las unidades ambientales de la zona: el bosque chaqueño. Para esas zonas se identificaron situaciones de referencia, es decir, áreas que han sufrido un menor impacto antrópico que el resto del territorio. En este ejemplo, y al sólo efecto de simplificar, se consideró a las provincias de Salta y Jujuy como la unidad político-administrativa. Queda así definida una UPA correspondiente a los bosques chaqueños de Salta y Jujuy.

Definición de tipos funcionales de ecosistemas (TFE)

Para la identificación de tipos funcionales de ecosistemas se siguió la propuesta de clasificación con límites fijos desarrollada por Alcaraz-Segura et al. (2006) a partir de los tres atributos de la curva estacional de IVN promedio sugeridos por Paruelo et al. (2001): la integral anual, un estimador de la productividad primaria; el coeficiente de variación intraanual, un indicador de la estacionalidad; y el momento del máximo IVN, un descriptor de la fenología (Figura 1). La curva estacional de IVN para el año promedio se obtuvo a partir de la serie temporal 2000-2005 de imágenes de compuestos MODIS cada 16 días con 1 km de resolución espacial (producto MOD13A2 Colección 4). Es decir que en este análisis el grano del análisis fue de 100 ha, una superficie menor que el tamaño modal de las unidades de manejo del área. El rango de variación de cada atributo se dividió en cuatro intervalos. En el caso de IVN-I y CV, se usaron los percentiles 25, 50 y 75 de sus histogramas como límites entre clases. En el caso del momento del máximo, los cuatro intervalos se eligieron en correspondencia con las cuatro estaciones del año que ocurren en los ecosistemas templados. De este modo, se obtuvieron un total de $4 \times 4 \times 4 = 64$ TFEs posibles. Los TFEs se designan a partir de un código de 2 letras y un número (Tabla 2). La primera letra, en mayúscula, indica el nivel de IVN-I, la clase A es la de mayor valor y la clase D la de menor valor. La segunda letra indica la estacionalidad siendo "a" el menos estacional y "d" el más variable a lo largo del año. El número designa la estación en donde ocurre el pico de productividad (Tabla 2)

Al tener límites fijos que no varían en función del tiempo, se pudieron evaluar los cambios en la extensión de cada TFE a lo largo de los años para relacionarlos con los cambios experimentados por los factores ambientales y los usos del territorio entre 2000 y 2005.

Tabla 2. Rangos de los atributos funcionales empleados en la identificación de tipos funcionales de ecosistemas. Integral anual de IVN (IVN-I), coeficiente de variación intraanual (CV) y momento del máximo anual (MMAX). El código en mayúsculas corresponde a la IVN-I, y varía entre la A y la D de bajo a alto IVN-I. Las minúsculas muestran el coeficiente de variación intraanual, y también varían entre la a y la d, de menor a mayor. Los números indican la estación del año donde ocurre el máximo de IVN.

	Código del TFE	Límite inferior	Límite superior
NDVI-I Integral anual	A	0.0136	0.3581
	B	0.3581	0.5750
	C	0.5750	0.6942
	D	0.6942	0.9075
CV Coeficiente de variación intraanual	a	0.0080	0.0928
	b	0.0928	0.1588
	c	0.1588	0.2507
	d	0.2507	0.6988
MMAX Momento del máximo	1	Primavera (fechas 18 a 22)	
	2	Verano (fechas 23 a 5)	
	3	Otoño (fechas 6 a 11)	
	4	Invierno (fechas 12 a 17)	

Los TFEs de Salta y Jujuy y sus cambios en el tiempo

Siete TFEs ocupan más de 75% de la superficie correspondiente a los bosques chaqueños (Tabla 3, Figura 3). Los más abundantes fueron el Cc2 y el Cb2, es decir TFEs con una productividad relativamente alta, una estacionalidad media y con el pico de área foliar en verano. Estos TFEs fueron a su vez los más abundantes en las situaciones de referencia (Tabla 3). El tercer TFE en abundancia de toda la UPA, el Bd2 (menos productivo y más estacional que los anteriores), no tuvo una presencia cuantitativamente importante en las situaciones de referencia.

La extensión de los TFEs de una determinada extensión de terreno es variable en el tiempo como consecuencia de diversos factores que modifican el funcionamiento de un año a otro: la dinámica interna de ese ecosistema (la sucesión autogénica), la variabilidad climática, las perturbaciones (naturales y antrópicas) y el manejo. El análisis de la tendencia en el tiempo de los TFE y de la variabilidad temporal de las situaciones de referencia y sometidas a distinto manejo permite discriminar, de forma parcial, la influencia de estos factores. El análisis de la dinámica temporal de la abundancia de estos TFE muestra que los TFE Cc2 y el Cb2 presentan para el período 2000-2005 una tendencia negativa (pendiente de la relación entre la abundancia relativa y el tiempo) en toda el área (Tabla 3, Figura 3 y 4). Sin embargo no se observan cambios en las situaciones de referencia (Tabla 3, Figura 4). En las áreas que sufrieron desmontes (Volante et al. en preparación) la tendencia negativa en estos TFE es más marcada que cuando se considera toda la UPA. Esta caída ocurre a expensas del

aumento de otros TFE, fundamentalmente Bd2 y Bd3. Estas dos unidades tienen una tendencia a aumentar durante el período 2000-2005 mucho más marcada en las áreas desmontadas.

Tabla 3. Tipos funcionales de ecosistemas (TFE) presentes en dos unidades político-ambientales (UPA): el área chaqueña y de Yungas de las provincias de Salta y Jujuy. Para cada área se presenta la proporción del área ocupada (promedio 2000-2005) y la tendencia temporal [pendiente de la relación entre la proporción del área ocupada (ha) y el tiempo (años)]. Se consignan también los TFE, su proporción y la tendencia temporal en situaciones de referencia (SR) y las áreas desmontadas en el período 2000-2005. Ver Tabla 2 para código de los TFEs.

	Bosques Chaqueños		
Total UPA	TFE	Promedio	Tendencia
	Cc2	29.96	-1.36
	Cb2	11.24	-0.91
	Bd2	11.12	1.59
	Bc2	8.34	-0.13
	Cc3	7.64	-0.30
	Db2	5.52	-0.48
	Bc3	4.35	0.92
SR			
	Cc2	31.30	0.83
	Cb2	26.57	0.02
	Db2	16.64	1.15
Desmontes '00-'05			
	Cc2	25.31	-5.22
	Bd2	21.35	6.15
	Bd3	9.84	2.72
	Cb2	7.94	-1.61
	Cc3	5.92	-0.78
	Bc2	4.98	0.40

Los cambios en el tiempo en la abundancia de TFE observados implican una caída en la PPN y un aumento de la estacionalidad (la variabilidad estacional en la PPN): cambios en PPN de D y C a B, y en estacionalidad de b y c a d. La observación de la ubicación de los TFE menos productivos y más estacionales coincide con la distribución de las áreas desmontadas cartografiadas a partir de imágenes LANDSAT por Volante et al. (en preparación) (Figura 3). A su vez, la observación de la Figura 4 muestra la importancia de analizar la tendencia en plazos mayores a un año y respecto de una situación de referencia (espacial y/o temporal) dada la sensibilidad de los atributos funcionales que definen los TFE a variaciones interanuales de los factores ambientales (e.g., el clima).

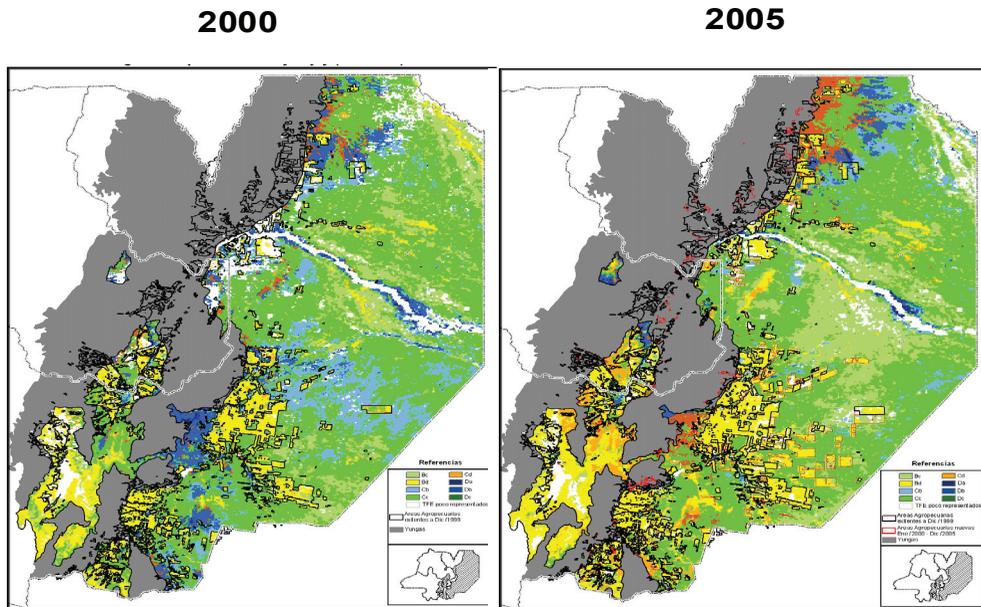


Figura 3. Tipos funcionales de ecosistemas que cubren 75% de la superficie de la unidad político-ambiental que corresponde a los bosques chaqueños de Salta y Jujuy en los años 2000 y 2005. El área en gris corresponde a la región de las Yungas. Los polígonos grises y rojos corresponden a áreas desmontadas antes de 2000 y entre 2000-2005, respectivamente. Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

Bosques Chaqueños

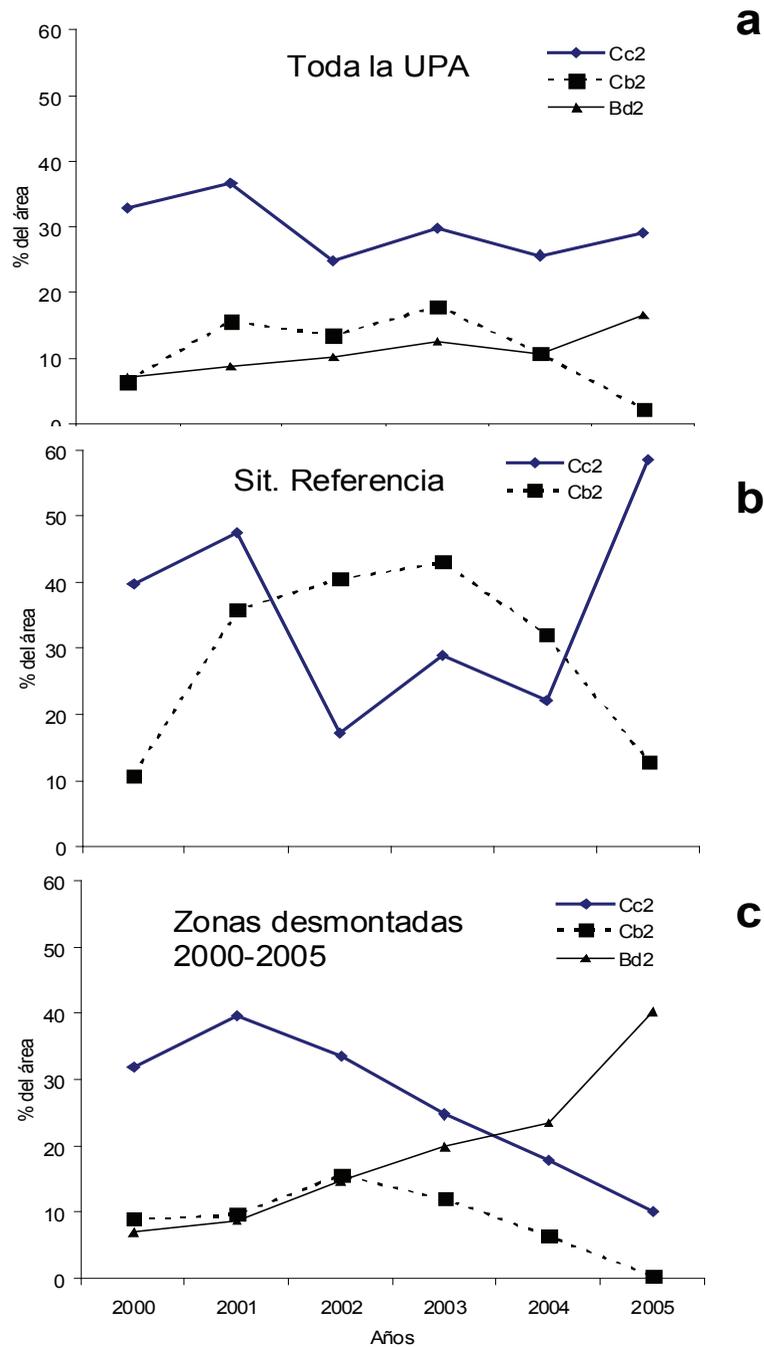


Figura 4. Cambios en la proporción ocupada por tres TFE en la totalidad de la unidad político-ambiental a) en las áreas de referencia, b) en las áreas desmontadas entre 2000-2005, y c) durante el periodo 2000-2005.

ALGUNAS CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

¿Qué implican estos cambios en términos de provisión de SE? Las transiciones observadas muestran que la PPN y la estacionalidad, dos descriptores del nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte (Fisher et al. 2009), no se modificaron de manera sustancial en el conjunto de las UPAs o en las áreas de referencia. En cambio se redujeron sensiblemente en áreas desmontadas. Gracias a este análisis, las consecuencias de la agriculturización de áreas de los bosques chaqueños puede entonces describirse en términos de transiciones entre TFE que representan caídas en la PPN y aumentos en la estacionalidad. La consecuencia de estos cambios sobre los servicios finales de provisión o regulación dependerá de otros factores tales como las características de la cuenca o los factores de manejo. Sin embargo, la descripción de los cambios en los atributos que definen los TFE provee una base cuantitativa insoslayable en su evaluación.

Aun dentro de las situaciones de referencia, un ecosistema determinado puede cambiar de TFE en el tiempo. La dinámica temporal de los TFEs es una fortaleza del concepto ya que permite seguir cambios en los ecosistemas usando un descriptor con un corto tiempo de respuesta. El seguimiento de los cambios en TFE permite caracterizar y monitorear de manera sintética, espacialmente explícita y con un mismo protocolo de observación, el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios (Fisher et al. 2009). Esta información puede ser integrada con otros datos (e.g., modelos digitales de elevación del terreno, suelos, infraestructura, uso del suelo, variables sociales, etc.) o modelos conceptuales para calcular servicios directos (e.g., provisión de agua, regulación de inundaciones, etc.) y los beneficios y perjuicios para distintos grupos de actores e involucrados.

Nuestro análisis puso el énfasis en servicios intermedios; sin embargo, se necesitan dos pasos más para obtener estimaciones de bienes y servicios que, de manera directa, generen beneficios a los seres humanos. Primero es necesario calcular los servicios ecosistémicos finales (e.g., la regulación hídrica, la producción de forraje o la protección del suelo). Para derivar “funciones de producción” de los servicios finales es necesario disponer de datos adicionales (e.g., modelos digitales de elevación del terreno, suelos, infraestructura, uso del suelo, variables sociales, etc.) y de modelos conceptuales como los presentados por Viglizzo et al. (Capítulo 1 en este libro). Para estimar los beneficios es necesario, además, una caracterización detallada de los actores y de los beneficiarios. No obstante, los servicios ecosistémicos intermedios, y en particular aquellos relacionados con la dinámica del C, son un buen subrogado de esos beneficios. Por ejemplo, Costanza et al. (1998) mostraron que a escala global el valor económico de los servicios provistos por distintos biomas mostraba una relación lineal y positiva con su productividad primaria, uno de los servicios ecosistémicos intermedios que determina el TFE de un área en particular.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcaraz-Segura, D., J.M. Paruelo y J. Cabello. 2006. Current distribution of Ecosystem Functional Types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography* 15:200-210.
- Alcaraz-Segura, D., J.M. Paruelo y J. Cabello. 2009. Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology* 202:13-29.
- Baeza, S., J.M. Paruelo y A. Altesor. 2006. Caracterización funcional de la vegetación del Uruguay mediante el uso de sensores remotos. *Interciencia* 31:382-387.
- Blanco, L.J., M.O. Aguilera, J.M. Paruelo y F.N. Biurrun. 2008. Grazing effect on NDVI across an aridity gradient in Argentina. *Journal of Arid Environments* 72:764-776.
- Cabello, J., D. Alcaraz-Segura, A. Altesor, M. Delibes y E. Liras. 2008. Funcionamiento ecosistémico y evaluación de prioridades geográficas en conservación. *Ecosistemas* 17(3):53-63.
- Carpenter, S.R. y C. Folke. 2006. Ecology for transformation. *TRENDS in Ecology and Evolution* 21:309-315.
- Carpenter, S.R., M.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. DeFries, S. Díaz, T. Dietz, A.K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboahi, H.M. Pereira, C. Perrings, W.V. Reid, J. Sarukhanm, R.J. Scholes y A. Whyte. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Science* 106:1305-1312.
- Costanza, R., B.G. Norton y B.D. Haskell. 1992. *Ecosystem health: New goals for environmental management*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- 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. 1998. The value of ecosystem services: putting the issue in perspective. *Ecological Economics* 25:67-72.
- Cridland, S.W. y N.J. Fitzgerald. 2001. Apparent stability in the rangelands using NDVI-derived indicators. *Geoscience and Remote Sensing Symposium* 6:2640-2641.
- Díaz, S., S. Lavorel, F. de Bello, F. Quétier, K. Grigulis y T.M. Robson. 2008. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments *Proceedings of the National Academy of Science* 104:20684-20689.
- Fisher, B., R.K. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Garbulsky, M.G. y J.M. Paruelo. 2004. Remote sensing of protected areas. An approach to derive baseline vegetation functioning. *Journal of Vegetation Science* 15:711-720.

- García, D. 2008. El concepto de escala y su importancia en el análisis espacial. Pp: 663-675 en: Maestre, F., A. Escudero y A. Bonet (eds.). *Análisis espacial en Ecología, métodos y aplicaciones*. Servicio de Publicaciones Universidad Rey Juan Carlos. ISBN:978-84-9849-308-5.
- Grau, H., N. Gasparri y T.M. Aide. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* 32:140-148.
- Grumbine, R.E. 1994. What is ecosystem management. *Conservation Biology* 8:27-28.
- Kerr, J.T. y M. Ostrovsky. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution* 18:299-305.
- López-Hoffman, L., R.G. Varady, K.W. Flessa y P. Balvanera. 2010. Ecosystem services across borders: A framework for transboundary conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:84-91.
- Ludwig, J.A., D.J. Tongway, G.N. Bastin y C.D. James. 2004. Monitoring ecological indicators of rangeland functional integrity and their relation to biodiversity at local to regional scales. *Austral Ecology* 29:108-120.
- McNaughton, S.J., M. Oesterheld, D.A. Frank y K.J. Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341:142-144.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2004. *Ecosystems and human well-being: our human planet*. Washington, D.C. Island Press. EE.UU.
- O'Neill, R.V., D.L. DeAngelis, J.B. Waide y T.F.H. Allen. 1986. A hierarchical concept of ecosystems. *Monographs in population Biology* 23. Princeton University Press, Princeton. Pp. 253.
- Paruelo, J.M. y W.K. Lauenroth. 1998. Interannual variability of NDVI and their relationship to climate for North American shrublands and grasslands. *Journal of Biogeography* 25:721-733.
- Paruelo, J.M., E.G. Jobbagy y O.E. Sala. 1998. Biozones of Patagonia (Argentina). *Ecología Austral* 8:145-153.
- Paruelo, J.M., E.G. Jobbagy y O.E. Sala. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* 4:683-698.
- Paruelo, J.M. 2005. ¿Cuanto se han desertificado las estepas patagónicas? Evidencias a partir de la memoria del sistema. En "La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas". Pp. 303-318 en: Oesterheld, M., M.R. Aguiar, C. Ghersa y J.M. Paruelo (eds.). Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires. Argentina.
- Paruelo, J.M., G. Piñeiro, C. Oyonarte, D. Alcaraz-Segura, J. Cabello y P. Escribano. 2005. Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas of Southeastern Spain. *Applied Vegetation Science* 8:93-102.

- Paruelo, J.M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17:3.
- Paruelo, J.M. 2010. Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿Es necesario hablar de dinero? (Capítulo 5 en este libro).
- Peterson, G., C.R. Allen y C.S. Holling. 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1:6-18.
- Pettorelli, N., J.O. Vik, A. Mysterud, J.M. Gaillard, C.J. Tucker y N.C. Stenseth. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution* 20:503-510.
- Rapport, D., R. Costanza, P.R. Epstein, C. Gaudet y R. Levins. 1998a. Ecosystem health. Blackwell Scientific, Malden, MA. EE.UU. Pp. 373.
- Rapport, D.J., R. Costanza y A.J. McMichael. 1998b. Assessing ecosystem health. *TREE* 13:397-402.
- Rodríguez, J.P., et al. 2006. Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecology and Society* 11:28. www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/ (último acceso: 11/11/2010).
- Schonewald-Cox, C. 1988. Boundaries in the protection of nature reserves. *BioScience* 38:480-486.
- Stoms, D.M. y W.W. Hargrove. 2000. Potential NDVI as a baseline for monitoring ecosystem functioning. *International Journal of Remote Sensing* 21:401- 407.
- Soriano, A. y J.M. Paruelo. 1992. Biozones: Vegetation units of functional character identifiable with the aid of satellite images. *Global Ecology and Biogeography Letters* 2:82-89.
- Valentini, R., D.D. Baldocchi y J.D. Tenhunen. 1999. Ecological controls on land's surface atmospheric interactions. In: *Integrating Hydrology, Ecosystem Dynamics, and Biogeochemistry in Complex Landscapes*. Pp. 117-146 en: Tenhunen, J.D. y P. Kabat (eds.). Chichester, John Wiley and Sons.
- Viglizzo, E.F., L.V. Carreño, J. Volante y M.J. Mosciaro. Valoración de bienes y servicios ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa? (Capítulo 1 de este libro).
- Virginia, R.A. y D.H. Wall. 2001. Ecosystem function. Pp. 345-352 en: Levin, S.A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego, EE.UU.
- Zorn, P., W. Stephenson y P. Grigoriev. 2001. An ecosystem management program and assessment process for Ontario national parks. *Conservation Biology* 15:353-362.