

# Capítulo 14

## VARIABILIDAD INDIVIDUAL E INTERSECTORIAL EN LA VALORACIÓN SOCIAL DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DENTRO DEL DEPARTAMENTO DE ALMIRANTE BROWN, PROVINCIA DE CHACO

---

Laura Dagnino<sup>1</sup>, Sebastián Kees<sup>2</sup>, Mariano Vera<sup>2</sup>, Natalia Murillo<sup>3</sup> y Pedro Laterra<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Gestión Ambiental, INTA EEA Sáenz Peña. Ruta 95, km 1108, (3700)Chaco. Argentina. Área Recursos Naturales. Email Dagnino: ldagnino@saenzpe.inta.gov.ar - <sup>2</sup>Estación Forestal Pres. de la Plaza, INTA EEA Sáenz Peña. Lote IV. Colonia Santa Elena, (3536)Chaco. Argentina. <sup>3</sup>Área Recursos Naturales - Unidad Integrada Balcarce (EEA INTA - Fac. Cs. Agrarias, UNMdP), C.C. 276, (7620) Balcarce, Argentina.

**Resumen.** Este trabajo tiene como objetivo evaluar la conveniencia de implementar el enfoque de valoración deliberativo, mediante un análisis previo de la variabilidad en el valor social relativo otorgado por distintos individuos a un conjunto de servicios ecosistémicos (SE). Para ello, se presenta la aplicación de un método de valoración multicriterio sobre un conjunto de encuestas dirigidas a individuos seleccionados como referentes de distintos sectores sociales identificados en un área de la Provincia de Chaco. Los resultados obtenidos indican que: a) existe una variabilidad importante en la valoración social de distintos tipos de SE, aun dentro de una misma sociedad y dentro de un área de extensión muy limitada, b) los sectores sociales definidos "a priori" pueden presentar diferencias significativas en la valoración de esos distintos servicios, pero aun así pueden no explicar las tendencias principales de variación. Se concluye que: a) el reconocimiento de las bases sociales subyacentes a las principales tendencias de variación del valor social de distintos servicios requieren una caracterización de los encuestados mucho más amplia que la simple clasificación en sectores sociales definidos "a priori", y b) la variabilidad en la valoración de los SE hallada a nivel individual e intersectorial hace recomendable la aplicación de métodos de valoración participativa o deliberativa orientados a reflejar la valoración de los beneficios de los ecosistemas para el conjunto de la sociedad antes que a los individuos y a los sectores que la componen.

## INTRODUCCIÓN

La capacidad de los ecosistemas para proveer distintos tipos de beneficios a la sociedad (servicios ecosistémicos, SE) depende de interacciones funcionales entre los elementos que los componen. Si bien los SE benefician al conjunto de la sociedad, éstos por lo general carecen de valor en el mercado y son con frecuencia pasados por alto en la toma de decisiones sobre usos de la tierra.

Dado que la capacidad de los ecosistemas para proveer un tipo de SE particular no es independiente de su capacidad para proveer otros tipos de SE, sino que entre ellos pueden operar tanto relaciones sinérgicas como de compromiso (“trade-offs”) (Viglizzo y Frank 2006), la toma de decisiones en base a SE debe considerar la provisión de conjuntos de SE relevantes antes que de SE aislados. Esta necesidad de integración no sólo exige que la provisión de SE sea expresada en términos conmensurables, sino que sea ponderada de acuerdo a su capacidad para satisfacer necesidades humanas.

La valoración económica de los SE permite satisfacer el requisito de conmensurabilidad y constituye en sí misma una estimación de su valor social, pero su alta demanda de información restringe la aplicabilidad de este enfoque para la valoración social de los ecosistemas sobre la base del conjunto de los beneficios que proveen a la sociedad, como idealmente se requiere para el ordenamiento territorial. Por otra parte, las inequidades en la distribución de la riqueza y en el acceso a los recursos naturales y otros SE, probablemente limitan la capacidad de los métodos de valoración económica para expresar el valor social de los SE para distintos sectores sociales (Boyd y Wainger 2003).

Un enfoque alternativo a la ponderación económica de la provisión de SE capaz de capturar la valoración por parte de distintos sectores sociales consiste en la deliberación libre y abierta sobre el valor de los bienes y servicios, en la cual el valor social de los SE no resulta del mero agregado de preferencias individuales sino de la discusión e intercambio democrático de opiniones y de información (Wilson y Howarth 2002). Un supuesto básico de este enfoque consiste en que los grupos de deliberación ciudadana pueden proveer valoraciones fundamentadas sobre la importancia de los SE no simplemente para los individuos sino para la sociedad como un todo (Farber et al. 2002).

En el marco de un proceso de ordenamiento territorial, la necesidad de lograr consensos mediante métodos deliberativos acerca del valor social de distintos ecosistemas y usos de la tierra dependerá del nivel de dispersión en la valoración de esos SE entre individuos y sectores sociales. Este trabajo tiene como objetivo evaluar la conveniencia de implementar el enfoque de valoración deliberativo mediante un análisis previo de la variabilidad en el valor social relativo otorgado por distintos individuos a un conjunto de SE. Para ello, se presenta la aplicación de un método de valoración multicriterio sobre un conjunto de encuestas dirigidas a individuos seleccionados como referentes de distintos sectores sociales identificados en un área de la Provincia de Chaco.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El análisis de la valoración social de los SE se realizó mediante un total de 27 encuestas dirigidas a referentes de los principales sectores socio-económicos reconocidos dentro de un área de 7219 km<sup>2</sup> pertenecientes en un 80% al Departamento de Almirante Brown de la Provincia de Chaco (Tabla 1).

Tabla 1. Tipos de referente y número de encuestas realizadas en cada sector socioeconómico analizado. El número de encuestas por tipo de sector se consigna entre paréntesis.

Sector socioeconómico	Número total de encuestas	Referentes
Productivo (agropecuario)	9	Productores rurales (5), asesores agropecuarios (3), dirigente sociedad rural (1)
Público	6	Técnicos forestales (3), intendente (1), médicos hospitalarios (2)
Salud	2	Odontólogo (1) y bioquímico (1) independientes
Administración provincial	2	Contador (1), agente fiscal del ministerio economía (1)
Educativo	7	Docentes (6) y secretario (1) de escuelas primarias y secundarias en zona urbana (no hay escuelas rurales funcionando en la zona)

Las encuestas fueron realizadas en forma presencial y personalizada, entre el 5 de marzo y el 11 de junio de 2009. Cada encuesta constó de tres pasos sucesivos: a) una explicación previamente estandarizada sobre el concepto de bienes y servicios ecosistémicos y sobre el objetivo de la encuesta, b) una explicación sobre el método de encuestamiento, y c) la encuesta propiamente dicha, que consistió en el llenado de un formulario por parte del encuestado.

Las encuestas propiamente dichas consistieron en la comparación del valor de importancia relativa de una serie de SE en forma pareada. Para posibilitar el completado de las encuestas dentro de un período de tiempo razonable, el número de servicios a comparar se limitó a 7 (21 comparaciones, Tabla 2) y la escala de importancia relativa utilizada fue reducida a 5 categorías a partir de la escala de 9 categorías propuesta por Saaty (2003) para este tipo de comparaciones (Tabla 3).

Tabla 2. Definiciones y criterios de valoración de los servicios ecosistémicos proporcionados a los encuestados.

Servicio ecosistémico	Definición
Disponibilidad de agua limpia ("agua")	Mantenimiento de la calidad y cantidad del agua de lagos, arroyos, napas, para que ésta sea apta para el consumo humano, uso industrial, riego, navegación, recreación y/o generación de energía hidroeléctrica
Atenuación de disturbios ("disturbios")	Atenuación de grandes inundaciones, sequías e incendios, que pueden afectar la producción del campo, la infraestructura rural y urbana, la salud y el bienestar de la población
Mantenimiento de la calidad del aire ("aire")	Mantenimiento de aire limpio, libre de agroquímicos y/o de polvo en suspensión
Producción de alimentos, maderas y otras materias primas ("producción")	Generación de productos agrícolas, ganaderos y pesqueros, así como de otros productos comerciales o de abastecimiento (e.g., madera, fibras y extractos medicinales para alimentación y comercialización)
Belleza del paisaje ("paisaje")	Mantenimiento de los atractivos naturales, insumos del turismo y de la recreación
Provisión de germoplasma ("germoplasma")	Conservación de especies potencialmente útiles para mejorar la genética de especies comestibles y/o medicinales, y para restaurar áreas degradadas
Acervo natural-histórico-cultural ("cultura")	Mantenimiento y preservación de elementos naturales que tiene valor turístico y/o cultural (especies emblemáticas como el venado de las pampas, ñandú, tala, ombú, entre otros), o de sitios de esparcimiento (como playas, ríos, arroyos)

Tabla 3. Escala de importancias relativas empleada en las encuestas para la comparación servicios ecosistémicos. SE: servicios ecosistémicos.

Categoría	Factor de importancia (número de veces) en la escala de Saaty (2003)	Enunciado en la encuesta
1	0	El primer SE NO es más importante que el segundo SE del par
2	3	El primer SE es POCO más importante que el segundo SE del par
3	5	El primer SE es MEDIANAMENTE más importante que el segundo SE del par
4	8	El primer SE es MUCHO más importante que el segundo SE del par
5	9	El primer SE es MUCHÍSIMO más importante que el segundo SE del par

Las encuestas fueron analizadas mediante el método de evaluación multicriterio por comparación de pares con el software "Superdecisions" (Saaty 2003). Este método permitió establecer los valores de importancia relativa de cada tipo de SE para cada encuesta ( $I_i$ ) y calcular su coeficiente de consistencia (CR) de Saaty, como la razón entre la consistencia de la matriz de comparaciones pareadas en base a las respuestas obtenidas y aquella correspondiente a la consistencia resultante de matrices de comparaciones pareadas aleatorias. Los  $I_i$  obtenidos fueron comparados dentro de cada tipo de SE entre los distintos sectores socioeconómicos encuestados, mediante ANOVA con un diseño de parcelas divididas tomando el sector socioeconómico como parcela principal y el SE como subparcela. A fin de identificar patrones de valoración de conjuntos de SE por los encuestados, se aplicó un análisis de componentes principales (PCA) a la variación entre encuestados según su valoración de la importancia relativa de los distintos tipos de SE, a partir de la matriz de correlaciones entre la valoración de los distintos tipos de SE. A fin de facilitar la interpretación de los principales patrones de variación multivariada, la posición de los individuos encuestados ("scores") y los pesos relativos de los tipos de SE ("loadings") fueron graficados conjuntamente (biplots). Por otra parte, para ilustrar las relaciones univariadas sugeridas por el PCA, se realizaron diagramas de dispersión entre los SE con mayor peso relativo en los primeros ejes principales y se calculó el coeficiente de correlación de Pearson entre las mismas.

## RESULTADOS

Los índices de inconsistencia ( $i$ ) calculados para cada una de las 26 encuestas variaron entre 0.066 y 0.674, y con excepción de aquella con valor de  $i$  más bajo, todas las encuestas estuvieron por encima del valor crítico o límite superior de inconsistencia ( $i=0.1$ ) considerado por el método como aceptable (Saaty 2003).

Las valoración de los distintos tipos de SE mostró diferencias dentro de cada sector socioeconómico, y a su vez, las diferencias entre SE variaron entre los sectores (P interacción  $_{\text{tipo SE} \times \text{sectores}} = 0.004$ ). Por su parte, los sectores "público" y "administración provincial" privilegiaron el servicio de "aire", el sector de "salud" otorgó la valoración más alta al SE de "agua", el sector "educativo" otorgó mayor importancia a los servicios de "agua" y "aire", mientras que el sector "productivo" valorizó los SE de "agua", "aire", "disturbios" y "producción" en forma similar y por encima del resto (LSD,  $\alpha=5\%$ ) (Figura 1).

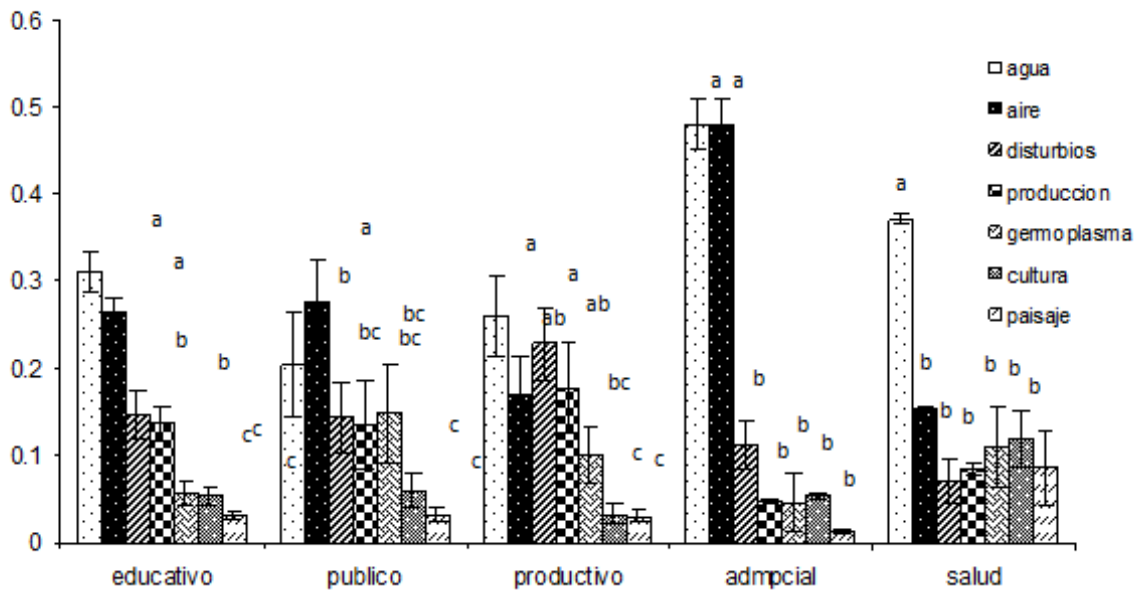


Figura 1. Valores de importancia medios de cada SE en cada Sector socioeconómico encuestado ( $P_{\text{sector} \times \text{SE}} = 0.046$ ), (LSD 5%). Letras iguales indican diferencias no significativas, dentro de cada sector socioeconómico.

Más de las tres cuartas partes de la variación total en la valoración de los distintos SE por los diferentes encuestados pudo ser explicada por las primeras tres combinaciones lineales de los tipos de SE, obtenidas mediante el análisis de componentes principales. El principal patrón de variación (primer componente principal, aproximadamente 33% de la variación total) consiste en un contraste entre los individuos que mostraron preferencias por los SE "cultura", "paisaje" y "agua" vs. "disturbios", "germoplasma" y "aire", el segundo componente principal (aproximadamente 25%) refleja un contraste entre los SE "aire" y "agua" vs. el resto de los SE, y el tercer componente representa un contraste entre el SE "producción" vs. el resto de los SE (aproximadamente 20%) (Figura 2). La distribución de las encuestas a lo largo de esos gradientes, no ofreció ningún patrón evidente en relación a su sector de pertenencia.

De manera consistente con lo sugerido por el primer componente principal, quienes otorgaron mayor importancia al SE "paisaje" también tendieron a valorar relativamente alto a los SE "cultura" (Figura 3a) y "agua", en detrimento de su valoración de otros SE (e.g., "disturbio", "germoplasma" y "aire", Figura 3b, 3c y 3d, respectivamente). En cambio, los ejes principales segundo y tercero no reflejan relaciones univariadas significativas, excepto entre "producción" y "aire" ( $R = -0.52$ ,  $P = 0.01$ ).

La distribución de los individuos a lo largo de los ejes que representan la variación en la valoración uni- o multivariada de los SE no sugiere ningún patrón evidente en relación al sector social que representan (Figuras 2 y 3, respectivamente).

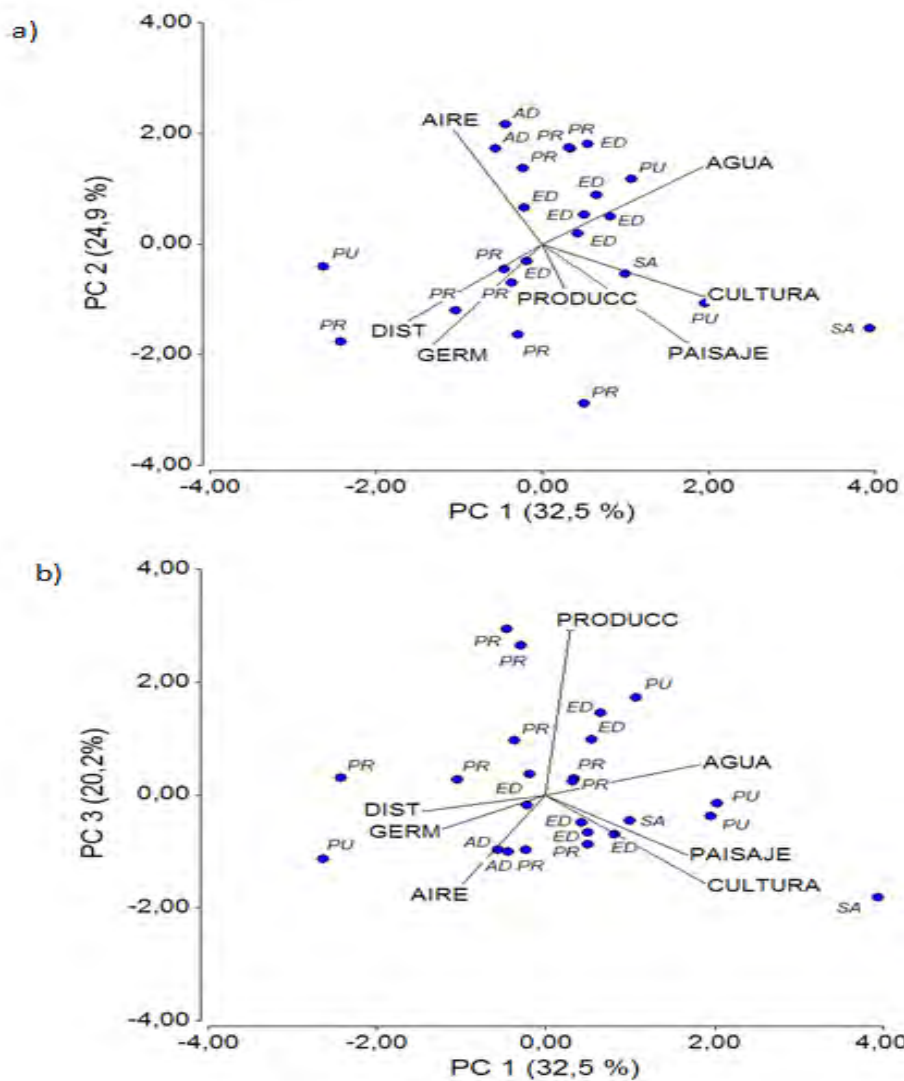
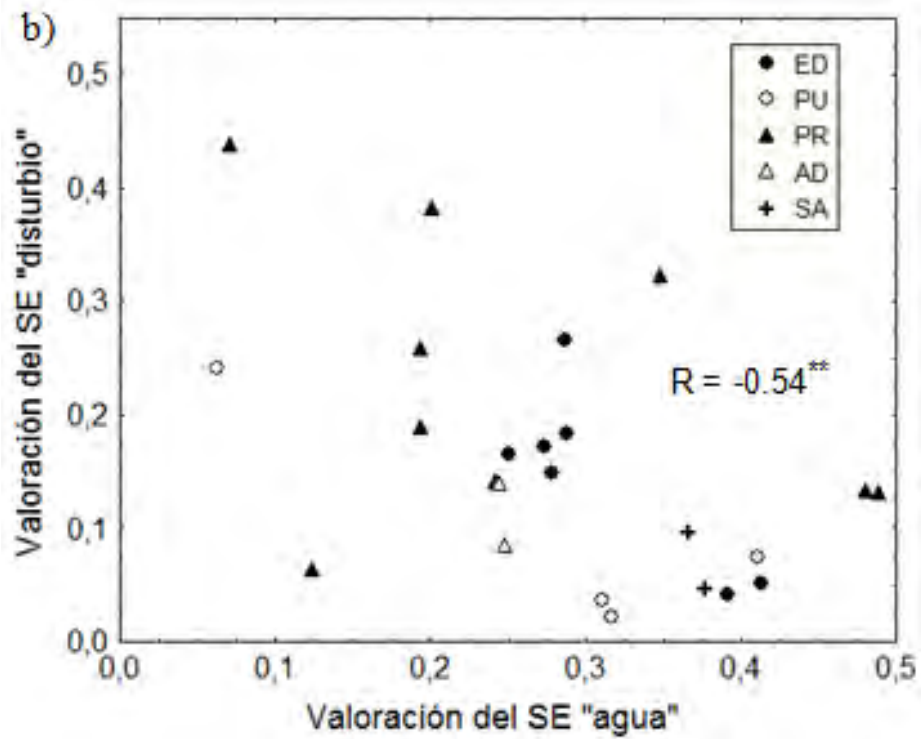
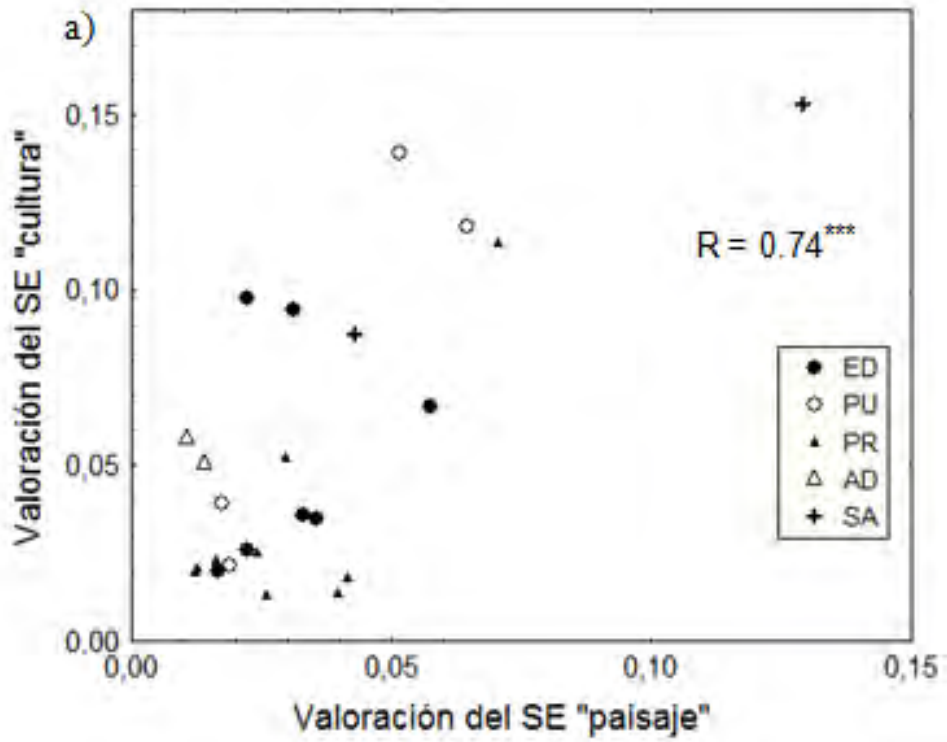


Figura 2. Biplots del análisis de componentes principales de la variación individual de referentes de distintos sectores sociales (ED: educativo, PU: público, PR: productivo, AD: administrativo, SA: salud) según valoración de distintos servicios ecosistémicos (rectas partiendo del centroide, donde PRODUCC: producción, DIST: disturbios, GERM: germoplasma).





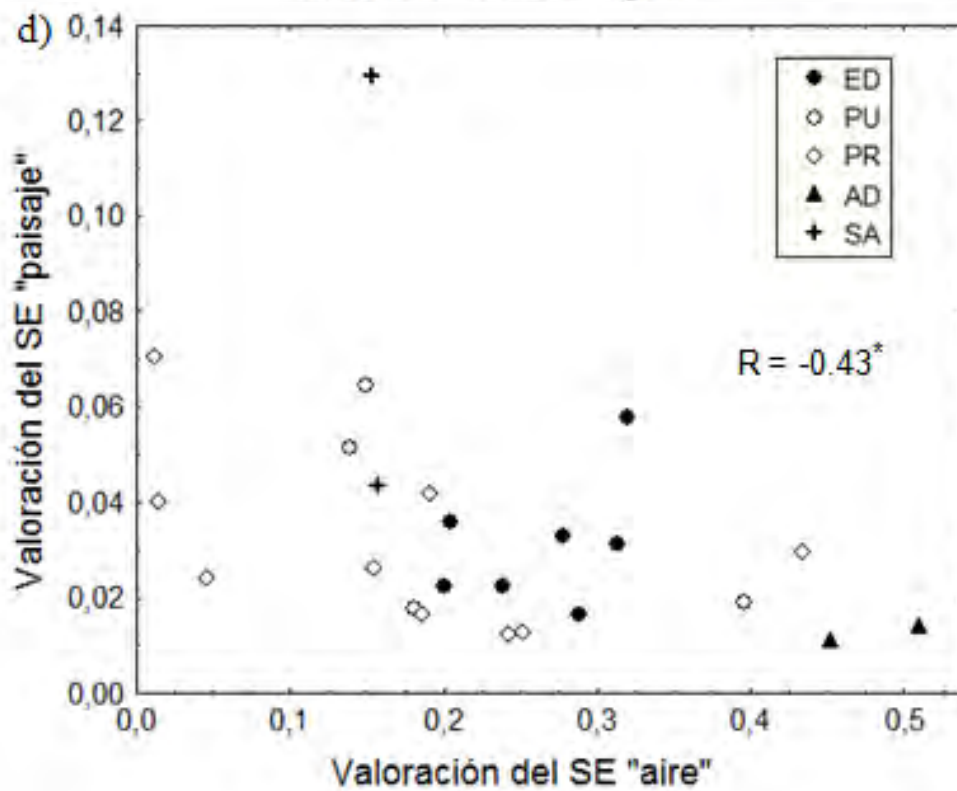
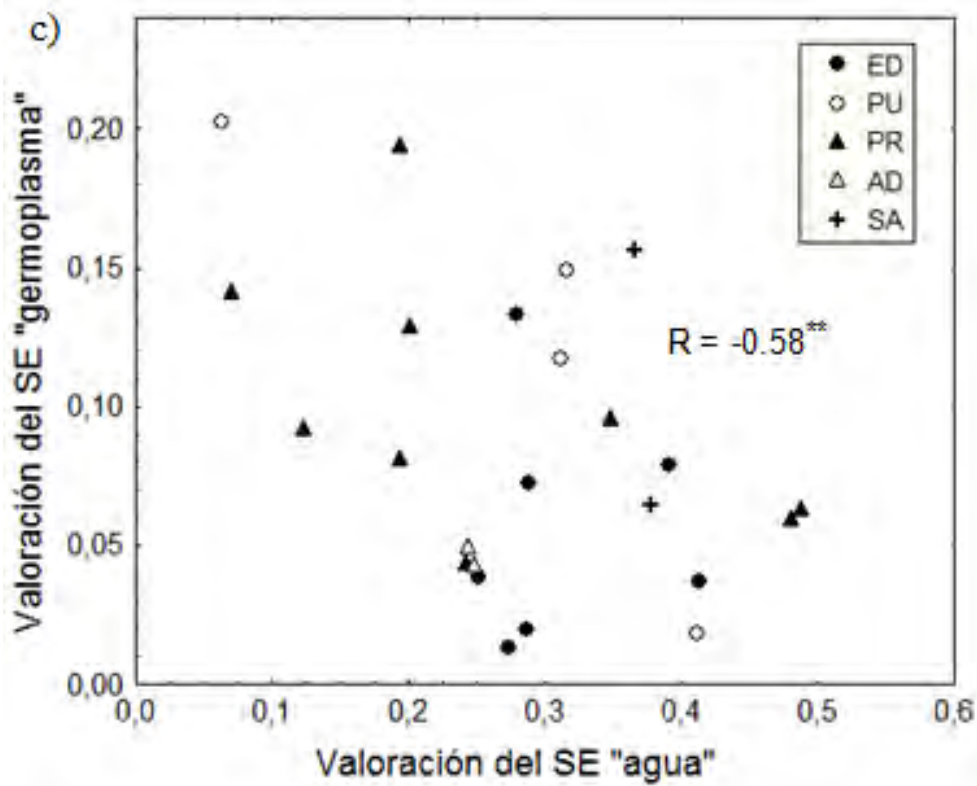


Figura 3. Relaciones entre la valoración de la importancia relativa de distintos SE por referentes de distintos sectores sociales (ED: sector educativo, PU: sector público, PR: sector productivo, AD: sector de administración pública, SA: sector de salud. R es el coeficiente de correlación de Pearson;

\*:  $0.01 \leq P < 0.05$ , \*\*:  $0.001 \leq P < 0.01$ , \*\*\*:  $P < 0.001$ .

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos sobre valoración relativa de los distintos bienes y servicios ecosistémicos por los individuos permiten reconocer algunos patrones generales y, a su vez, ilustran sobre la existencia de una importante variabilidad aun dentro de un área relativamente restringida como es la zona de este estudio (un Departamento) e indican que al menos una parte de esa variación se explica por el sector social de pertenencia.

Como patrón general, la mayor valoración otorgada a la provisión de agua limpia y al mantenimiento de la calidad del aire por casi todos los sectores sociales analizados es consistente con las valoraciones obtenidas mediante métodos de valoración económica a escala global (Costanza et al. 1997). También se destaca como patrón general la escasa valoración del mantenimiento y preservación de elementos naturales que tiene valor turístico y/o cultural ("cultura"), así como del mantenimiento de los atractivos naturales, insumos del turismo y la recreación ("paisaje"). Estos resultados posiblemente reflejan la ausencia de representación de los sectores capaces de valorar los servicios "culturales" y del "paisaje" que proveen los ecosistemas (e.g., aquellos con mayor historia en el sitio, como los aborígenes, y los que dependen del turismo), y/o la verdadera ausencia de beneficios (utilización) derivados de esos servicios en el área de estudio.

En cuanto a la variabilidad de las valoraciones encontrada, es llamativo que los distintos sectores no sólo difirieron en cuanto a los valores absolutos sino también en cuanto al orden de importancia otorgado a los distintos bienes y servicios. En particular, se destaca la valoración elevada del sector productivo hacia los servicios de atenuación de disturbios y de producción de alimentos, maderas y otras materias primas, en contraste con el resto de los sectores sociales, donde la valoración de esos servicios aparece siempre subordinada a la valoración de la provisión de agua limpia y al mantenimiento de la calidad del aire.

A pesar de las diferencias de valoración de los distintos tipos de servicios ecosistémicos observada entre sectores sociales diferenciados "a priori", las principales tendencias de variación multivariada de esos servicios no reflejaron contrastes evidentes entre esos sectores de acuerdo a su posición en los biplots. El análisis de las bases sociales de la variabilidad conjunta en la valoración de los distintos servicios, requiere la aplicación de métodos multivariados apropiados (e.g., MANOVA, análisis discriminante) sobre un mayor número de repeticiones que las disponibles hasta el momento.

Como conclusiones de este trabajo, se puede puntualizar que: a) existe una variabilidad importante en la valoración social de distintos tipos de servicios ecosistémicos, aun dentro de una misma sociedad y dentro de un área de extensión muy limitada; b) los sectores sociales definidos "a priori" presentan diferencias significativas en la valoración de los distintos servicios, pero una porción importante de la variabilidad en esa valoración responde a fuentes de variación no identificadas, c) el reconocimiento de las bases sociales subyacentes a las principales tendencias de variación del valor social de distintos servicios requieren una caracterización de los encuestados mucho más amplia que la simple clasificación en sectores sociales definidos "a priori", d) la variabilidad en la valoración de los SE hallada a nivel individual e intersectorial hace recomendable aumentar el número de encuestados y revisar su clasificación "a priori", y e) los pobres niveles de consistencia obtenidos en las encuestas individuales sugieren la necesidad de simplificar las encuestas así como facilitar la comprensión del procedimiento y de las opciones a los encuestados. Si las inconsistencias en las valoraciones individuales se reconocen como una propiedad intrínseca

de la percepción a escala individual, en lugar de ser consideradas como un "error", podría resultar conveniente explorar métodos de evaluación orientados a reflejar los beneficios de los ecosistemas para el conjunto de la sociedad antes que a los individuos y sectores que la componen, tales como aquellos basados en valoración participativa o deliberativa.

## **AGRADECIMIENTOS**

Este proyecto fue financiado por PE 1303 del Programa Nacional de Ecorregiones del INTA. la colaboración del Ing. Ftal. Carlos Gómez, la Lic. Yanina Goytia, de Lorena Pernocchi, y de los productores y referentes del área Piloto Pampa del Infierno.

## BIBLIOGRAFÍA

- Boyd, J. y L. Wainger. 2003. Measuring Ecosystem Service Benefits: The use of landscape analysis to evaluate environmental trades and compensation. *Resources for the Future*. Discussion Paper 02-63.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Farber, S., R. Costanza y M. Wilson. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41:375-392.
- Saaty, R. 2003. Decision making in complex environments. SuperDecisions. [www.superdecisions.com](http://www.superdecisions.com) (último acceso: 30-09-2010).
- Viglizzo, E. y F. Frank. 2006. Ecological interactions, feedbacks, thresholds and collapses in the Argentine Pampas in response to climate and farming during the last century. *Quaternary International* 158:122-126.
- Wilson, M. y R. Howarth. 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: Establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics* 41:431-443.

# Capítulo 15

## SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y CUESTIÓN AMBIENTAL. REFLEXIONES A PARTIR DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LA LEY DE BOSQUES NATIVOS

---

Mariana Moricz<sup>1,5</sup>, Roberto Cittadini<sup>2,5</sup>, Iris Barth<sup>3</sup> y Miguel Barreda<sup>4,5</sup>

<sup>1</sup>INTA, Coordinación Nacional de Prohuerta (INTA-MDS). Email Moricz: mmoricz@correo.inta.gov.ar -

<sup>2</sup>INTA, Coordinador Nacional del Prohuerta (INTA-MDS). Email Cittadini: rcittadini@correo.inta.

gov.ar - <sup>3</sup>Convenio CIM-GTZ/INTA, Coordinación Nacional de Transferencia y Extensión.

Email Barth: ibarth@correo.inta.gov.ar - <sup>4</sup>INTA, AER Cruz del Eje, Programa

Prohuerta (INTA-MDS). Email barreda: mummybarreda@arnet.com.ar. <sup>5</sup>Programa

Nacional de Apoyo al Desarrollo de los Territorios.

**Resumen.** El presente trabajo pretende enriquecer la discusión en torno a la valoración de los SE como parte del debate sobre la cuestión ambiental, y abordar las tensiones y contradicciones que existen en los distintos modos en que los actores sociales “valorizan” los servicios ambientales. Para ello, tomaremos referencias de un caso particular, como es el tratamiento de la llamada “Ley de Bosques Nativos”, experiencia que en la actualidad está poniendo en debate los criterios de regulación del uso de los SE. En este artículo nos proponemos aportar elementos conceptuales para comprender este tipo de problemáticas socioambientales. Estos elementos son: i) la cuestión ambiental como problema complejo y multidimensional, ii) el problema de la relación sociedad-naturaleza y las racionalidades que la sustenta, y iii) los conflictos relativos al uso y apropiación de recursos y SE como territorialidades en disputa. Retroalimentaremos este análisis con la reflexión sobre el caso seleccionado.

## INTRODUCCIÓN

En los umbrales del tercer milenio, las grandes promesas formuladas por el paradigma sociocultural de la modernidad occidental (igualdad, libertad, paz) permanecen incumplidas, o bien su cumplimiento ha redundado en efectos perversos, como el caso de la promesa de dominación de la naturaleza. La idea de desarrollo es parte integrante de este paradigma, cuya relevancia ha aumentado a partir de mediados del siglo XIX con la consolidación de la convergencia entre el paradigma de la modernidad y el capitalismo (Sousa Santos 2000). Sin embargo, en la actualidad esta idea de desarrollo, sustentada en el principio de acumulación de capital, se encuentra en debate dadas las dificultades que ha demostrado para garantizar la reproducción ampliada de la vida en el planeta y la mercantilización creciente que ha impuesto a las relaciones humanas y a la naturaleza (Coraggio 2007, Porto Goç Alves 2006, Escobar 2005).

Un ejemplo de esta crisis lo representa la emergencia ambiental y el cambio climático (i.e., en los últimos 50 años el planeta perdió casi un tercio de su cobertura forestal, un quinto de la población mundial hoy no tiene acceso al agua potable, etc.), lo que constituye uno de los pilares que permiten definir a nuestras sociedades como “sociedades de riesgo mundial” (Beck 2007)<sup>1</sup>. Aun cuando esta cuestión esté siendo en parte problematizada por la comunidad internacional, el vínculo extractivo con la naturaleza parecería haberse profundizado en los últimos años, al menos en los países periféricos. En América Latina esta tendencia se observa en el avance del modelo de monocultivo de exportación (e.g., forestal, mineral, oleaginoso y otros productos), que degrada de manera acelerada los ecosistemas naturales (Pengue 2005, Paruelo et al. 2005).

En este marco de crisis ambiental y social hemos de introducir la discusión acerca de la valoración de los servicios ecosistémicos (SE). El objetivo de este artículo es realizar un análisis sobre los conflictos socioambientales, teniendo en cuenta el punto de vista de los diferentes actores en la valorización de los SE. Sugerimos un breve marco conceptual desde las ciencias sociales, que entendemos propicio para profundizar dicho análisis. A efectos ilustrativos haremos mención de un caso particular: la implementación de la llamada “Ley de Bosques Nativos”<sup>2</sup>, cuya presentación y análisis detallado excede los alcances de este artículo.

## LA DISPUTA POR EL USO Y APROPIACIÓN DE LOS BOSQUES NATIVOS

Como mencionamos antes, el avance de la frontera agropecuaria destinada a la producción del monocultivo de soja ha ejercido una presión muy grande sobre el nivel de desmonte de los bosques nativos del país, en particular en las provincias del NEA y NOA<sup>3</sup>; esto ha provocado impactos sociales

---

1 El autor se refiere a la aparición de un nuevo patrón de organización de las sociedades modernas surgido a mediados del siglo XX que se basa en la exposición al riesgo constante, un riesgo que emerge como efecto de sus propias intervenciones, en particular del sistema científico-técnico (i.e., crisis ambientales, desmantelamiento de las seguridades del Estado de Bienestar, etc.). Con la consolidación de la globalización, la categoría de riesgo se “globaliza” en tres tipos fundamentales: los riesgos financieros globales, las amenazas terroristas y las crisis ecológica (cambio climático y catástrofes asociadas).

2 Ley N° 26.331 de “Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos”, sancionada el 28/11/2007.

3 Sólo en la Provincia de Salta, entre 2004 y 2007, se realizaron autorizaciones para el desmonte de 807000 ha. El 54% de ese total se autorizó en 2007, antes de la sanción de la Ley de Bosques (Leake y Ecónomo 2008).



y ambientales serios (Reboratti 2008). Cabe mencionar que una parte importante de los bosques nativos son habitados en la actualidad por comunidades indígenas de campesinos y pequeños productores (especialmente en el Chaco Salteño), quienes se ven afectados por este nuevo modo de utilización del territorio<sup>4</sup>. Como es de esperar, esta situación ha generado conflictos y disputas entre actores, no siempre en el marco de relaciones de poder igualitarias.

La sanción de la Ley de Bosques Nativos configuró un nuevo escenario sobre el cual se desarrollan estas disputas. Por un lado, ordenó suspender los desmontes, y por otro, propugnó realizar un debate participativo respecto del ordenamiento territorial de los bosques. Estas instancias tuvieron el mérito de incorporar, en muchos casos, a actores por lo general excluidos del debate público (e.g., las comunidades originarias, criollas y campesinas, acompañados por expertos de instituciones del sistema de ciencia y técnica, como el INTA, INTI, Universidades Nacionales, Parques Nacionales, entre otros). Algunos trabajos consideran este tipo de instancias participativas como una herramienta para resolver los conflictos derivados de las valoraciones contrapuestas sobre el territorio y sus recursos (Groppo et al. 2003). Sin embargo, en el caso de la Ley de Bosques Nativos puede verse que las disputas entre impulsores del desmonte y defensores de la conservación de bosques trascendieron estas instancias<sup>5</sup>.

Al tratarse de un problema que involucra la relación de los sujetos sociales y los ecosistemas, nos interesa ponerlo en debate con los aportes que trae el concepto "servicios ecosistémicos", entendido como los beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos, tanto mediante el consumo directo o mediante su transformación en bien o servicio, y que contribuyen a garantizar el bienestar humano (Costanza et al. 2007). El concepto pretende dar cuenta de las interacciones entre sociedades y ecosistemas con la intención de demostrar que la conservación de la naturaleza tiene un sentido concreto en la resolución de necesidades humanas. De allí la importancia de construir un "valor" equivalente para cada servicio.

Ahora bien, si tomamos el caso de la deforestación en la región chaqueña, vemos que la problemática no sólo comprende la definición de funciones de afectación y producción de los SE, sino que también involucra al modo en que los sujetos, los grupos y las clases sociales se relacionan entre sí y con la naturaleza en función de una determinada visión del mundo. Con frecuencia, los grupos sociales difieren en la valoración de los SE, ya que estos servicios pueden ser considerados dentro de una estrategia de valorización económica, o bien como componentes centrales de la reproducción cotidiana de la vida. En ese sentido, esbozamos un marco teórico que creemos propicio para la comprensión del problema.

---

4 Si se toma en cuenta sólo el noroeste de la Provincia de Salta, la población indígena registrada asciende a 20269 habitantes distribuidos en comunidades, con estimaciones que superan las 23225 personas. El 86.4% pertenece a la etnia Wichi, el 7.7% a la Chorote, el 2% a la Toba y el 1.8% a la Chulupí. La reproducción de estas comunidades se sostuvo durante milenios a partir del aprovechamiento de la diversidad de recursos naturales, sistema que entra en contradicción con el avance de la frontera agropecuaria (Leake 2008).

5 En Salta, la propuesta realizada de forma participativa fue modificada por la Legislatura en aspectos centrales, hecho que derivó el conflicto a la órbita de la Corte Suprema de Justicia de la Nación, quien ante un amparo presentado por las comunidades damnificadas dictó un fallo ejemplar suspendiendo los desmontes hasta tanto se determinasen los efectos agregados del desmonte. En Córdoba, el proceso participativo tuvo amplio reconocimiento y participación por parte de movimientos campesinos y ambientalistas, mas no del sector agropecuario. Del mismo modo, la Legislatura provincial terminó aprobando un Proyecto de Ley con importantes diferencias a la propuesta realizada participativamente, generando reacciones contrarias.

## Necesidad de considerar la naturaleza compleja y multidimensional del problema

La problemática ambiental, además de ser un fenómeno físico y biológico, es un problema eminentemente social ya que resulta del modo en que una sociedad se relaciona con su medio natural, relación que emerge de manera “problemática” al perder elementos de armonía y equilibrio. De acuerdo con Rolando García, este tipo de problemáticas trascienden los dominios de una única disciplina dado que están conformadas por dimensiones múltiples (e.g., geográfica, biológica, social, económica) que las constituyen como un “sistema complejo”<sup>6</sup> y requieren un giro epistemológico en el campo del conocimiento para poder aprehenderlas (Morin 1998). De allí la necesidad de construir una metodología interdisciplinaria (o transdisciplinaria), que lejos de significar la confluencia de distintos puntos de vista disciplinares, sea el resultado del “análisis de las interrelaciones que se dan en un sistema complejo entre los procesos que determinan su funcionamiento” (García 1994).

## La racionalidad que subyace a las acciones de los sujetos

Otro problema central que no debemos excluir del análisis de los conflictos socioambientales es la cuestión de la racionalidad que subyace al modo de comprender y de apreciar la vida y la naturaleza por parte de los actores involucrados. Muchos pensadores han advertido el carácter instrumental que la misma ha adquirido en las sociedades modernas (Weber 1996), cuya lógica medio-fin se reduce, en el marco del desarrollo del sistema capitalista, en la realización del fin económico. Es decir, la maximización del beneficio o acumulación de ganancias. Bajo esta racionalidad, todo puede ser considerado un objeto. Incluso el Hombre y la naturaleza han sido considerados como mercancías para poder utilizarlos en el proceso de producción (Polanyi 1975). Sin embargo, existen racionalidades basadas sobre otros paradigmas, como las cosmovisiones de los pueblos originarios andinos, reflejadas en la idea del “buen vivir” (“sumak kawsay”, en lengua aymara). Históricamente, estas racionalidades, que quedaron ocultas bajo el paradigma occidental de desarrollo, representan formas más armónicas de relacionamiento entre sociedad y naturaleza ya que pone en jaque el concepto de “progreso” e iluminan las discusiones sobre la construcción de nuevos paradigmas de desarrollo (Escobar 2005, Mignolo 2000). En este sentido, distintos autores propugnan la construcción de una racionalidad que reemplace el sentido instrumental por otro que ubique a la vida y a la naturaleza en el centro, como es el caso de la “racionalidad reproductiva” propuesta por Hinkelammert (2003)<sup>7</sup>, la “racionalidad ambiental”, propuesta por Leff (1994)<sup>8</sup>, y la “racionalidad comunicativa” de Habermas (1987)<sup>9</sup>. Los conflictos relativos al desmonte pueden mostrarnos esta disputa entre racionalidades.

---

6 *Estamos ante un fenómeno complejo cuando “toda alteración en un sector se propaga de diversas maneras a través de un conjunto de relaciones que definen la estructura del sistema, y en situaciones críticas, genera una reorganización total”. (...) Estas interacciones entre la totalidad y las partes no pueden ser analizadas fraccionando el sistema en un conjunto de áreas parciales que correspondan al dominio disciplinario de cada uno de los elementos” (García 1994).*

7 *Ubica la reproducción de las condiciones materiales de vida (la naturaleza) y la vida misma (el Hombre) como el fundamento de toda razón. Desde este criterio, una determinada organización social será considerada “racional” sólo en la medida en que garantice la reproducción de la vida en condiciones dignas y en el tiempo adecuado.*

8 *Plantea la transformación de los sistemas de producción, de valores y de conocimiento de la sociedad a la luz de una “racionalidad productiva alternativa” que priorice un manejo adecuado y sostenible de los recursos naturales.*

9 *Propone la superación del patrón de dominación predominante en nuestras sociedades, mediante la búsqueda del entendimiento en base al diálogo y la discusión argumentada.*

## Los conflictos relativos al uso y apropiación de SE como territorialidades en disputa

De acuerdo con el Geógrafo Mançano Fernandes, el territorio es la materialización de las relaciones sociales que existen en una sociedad y los distintos modelos de desarrollo que se encuentran en disputa. De allí que las disputas territoriales son “disputas de significación de las relaciones sociales y de control de los diferentes tipos de territorios por las clases sociales” (M. Fernandes 2009). Para el autor, el conflicto debe ser entendido como una condición estructural del capitalismo (i.e., expresión de la contradicción irresoluble entre la reproducción del capital y la reproducción de la vida); por este motivo no puede pensarse ajeno a los procesos de desarrollo. Los conflictos por la tierra y los recursos naturales son también conflictos por la imposición de modelos de desarrollo territorial (Fernandes 2004). “Territorializar” implica construir territorio desde una determinada lógica, sometida a relaciones de poder, y en eso consiste la disputa.

Desde esta perspectiva, el comportamiento de los actores que entran en conflicto por la apropiación de los SE, puede entenderse a partir del análisis de las territorialidades que están en juego. En el caso salteño, la territorialidad que construye la agricultura industrial, organizada bajo la lógica del capital (racionalidad instrumental), implica una determinada percepción y valoración de los SE presentes en el territorio, que no supera la rentabilidad que ofrece el cultivo de soja. Otra territorialidad presente, la de las comunidades originarias y los pequeños productores, organizadas bajo una lógica reproductiva de la vida y el trabajo familiar (racionalidad reproductiva), necesita de esos recursos para poder garantizar su subsistencia, de allí que la valoración de los SE existentes será muy diferente. Hay autores que sostienen la complementariedad del uso campesino del territorio con la sostenibilidad ambiental (Morello 1992)<sup>10</sup>. Respecto del caso salteño, estudios sobre la relación de las comunidades wichís con el ambiente, sostienen que la economía distributiva característica de esta cultura, limitan las conductas extractivas de los recursos naturales, siempre y cuando no se altere la provisión de los mismos (Van Dam 2000).

## CONCLUSIÓN

Los conflictos socioambientales como los sucedidos en Salta representan problemas complejos y de una gran multidimensionalidad, entre ellas, la pérdida de SE asociados a la deforestación. La reflexión sobre los modelos de desarrollo territorial presente en los actores en disputa y las racionalidades sociedad-naturaleza presentes, podría ofrecer una interesante puerta de entrada a la complejidad planteada. De allí la necesidad imperiosa de construir programas de investigación transdisciplinarios que generen las condiciones necesarias para afrontar tales desafíos.

---

<sup>10</sup> “(...) su baja posibilidad de incorporar insumos lo acerca a la fertilización orgánica, al control integrado de plagas, al uso de cercos vivos, a combinar el cultivo con la actividad extravista del bosque vecino (...). El campesino que tiene larga experiencia en el ecosistema que maneja, sólo produce impactos ambientales negativos cuando se le cierran las opciones.”

## BIBLIOGRAFÍA

- Beck, U. 2007. La sociedad del riesgo mundial. En busca de la seguridad perdida. Ed. Paidós, Barcelona. España.
- Coraggio, J.L. 2007. Economía social, acción pública y política (hay vida después del neoliberalismo). Ediciones CICCUS, Bs. As. Argentina.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem service and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Escobar, A. 2005. Más allá del Tercer Mundo. Globalización y diferencia. Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Bogotá. Colombia.
- García, R. 1994. Interdisciplinarietà y sistemas complejos, en Leff, E. (comp.) Ciencias sociales y formación ambiental. Ed. Gedisa, Barcelona. España.
- Grosso, P., S. Clementi y F. Ravera. 2003. Desde el diagnóstico territorial participativo hasta la mesa de negociación: orientaciones metodológicas. En: Reforma Agraria. Colonización y cooperativas. FAO.
- Habermas, J. 1987. Teoría de la Acción comunicativa. Ed. Taurus, Madrid. España.
- Hinkelammert, F. y H. Mora. 2003. Por una economía orientada hacia la vida. *Revista Economía y Sociedad*, Nº 22-23, Costa Rica.
- Leake, A. y M. de Eónomo. 2008. La deforestación en Salta. 2004-2007. Fundación Asociana, Salta. Argentina.
- Leake, A. 2008. Los pueblos indígenas cazadores-recolectores del chaco salteño. Fundación Asociana, INAI, UNSA.
- Leff, E. 1994. Sociología y ambiente: formación socioeconómica, racionalidad ambiental y transformaciones del conocimiento. En: Leff, E. (comp.) Ciencias sociales y formación ambiental. Ed. Gedisa, Barcelona. España.
- Mançano Fernández, B. 2004. Cuestión Agraria: Conflictualidad y desarrollo territorial. Ponencia. [www.ua.es/grupo/giecryal/documentos/docs/BMFUNESP%202.pdf](http://www.ua.es/grupo/giecryal/documentos/docs/BMFUNESP%202.pdf) (último acceso 20/10/2010).
- Mançano Fernández, B. 2009. Sobre la tipología de los territorios. Ponencia. [landaction.org/spip/IMG/pdf/BERNARDO\\_TIPOLOGIA\\_DE\\_TERRITORIOS\\_espanol.pdf](http://landaction.org/spip/IMG/pdf/BERNARDO_TIPOLOGIA_DE_TERRITORIOS_espanol.pdf) (último acceso 20/10/2010).

- Mignolo, W. 2000. La colonialidad a lo largo y a lo ancho: el hemisferio occidental y horizonte colonial de la modernidad. En: Lander, E. (comp.). La colonialidad del saber: eurocentrismo y ciencias sociales. Perspectivas latinoamericanas. UNESCO-CLACSO, Buenos Aires. Argentina.
- Morin, E. 1998. Introducción al pensamiento complejo. Gedisa. Barcelona, España.
- Morello, J. 1992. Agricultura y conservación de la biodiversidad. La frontera agropecuaria en América Latina. En: Revista Medio Ambiente y urbanización, N° 41, año 10, Bs. As. Argentina.
- Paruelo, J.M., J. Guerschman y S. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. Revista Ciencia Hoy 15, N° 87, Junio-Julio, Bs. As. Argentina.
- Pengue, W. 2005. Agricultura industrial y transnacionalización en América Latina. PNUMA, Bs. As. Argentina.
- Polanyi, K. 1975. La gran transformación. Ed. Claridad. Bs. As. Argentina.
- Porto Gonçalves, C. 2006. El desafío ambiental. PNUMA, México.
- Reboratti, C. 2008. La expansión de la soja en el norte de Argentina: Impactos ambientales y sociales. Fac. Agronomía, Univ. Buenos Aires. Argentina.
- Sousa Santos, B. 2003. Crítica de la razón indolente. Contra el desperdicio de la experiencia. Ed. Desclee, Bilbao. España.
- Van Dam, C. 2000. Condiciones para un uso sostenible: el caso del Chaguar en una comunidad Wichí del Chaco Argentino. Universidad Nacional de Salta. [theomai.unq.edu.ar/artVanDam.htm](http://theomai.unq.edu.ar/artVanDam.htm) (último acceso 20/10/2010).
- Weber, M. 1996. Economía y sociedad. Fondo de Cultura Económica, México.

# Capítulo 16

## **ECOSER: UN PROTOCOLO PARA LA EVALUACIÓN BIOFÍSICA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y LA INTEGRACIÓN CON SU VALOR SOCIAL**

---

Pedro Lateralra<sup>1</sup>, Fabiana Castellarini<sup>2</sup> y Eugenia Orúe<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Unidad Integrada EEA Balcarce, Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria (INTA)-  
Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce,  
Provincia de Buenos Aires, Argentina - Consejo Nacional de Investigaciones  
Científicas y Técnicas (CONICET). Email Lateralra: [plateralra@balcarce.inta.gov.ar](mailto:plateralra@balcarce.inta.gov.ar) -

<sup>2</sup>Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV-UNC-CONICET), Córdoba,  
Argentina.

**Resumen.** La discusión de políticas públicas orientadas al desarrollo sustentable del territorio rural de Argentina demanda una mayor capacidad para evaluar la distribución espacial de bienes y servicios ecosistémicos (SE). Esa capacidad se encuentra limitada por la disponibilidad de herramientas de integración y de síntesis del conocimiento de procesos ecosistémicos y sociales. Proponemos el protocolo ECOSER como un método de evaluación de SE específicamente orientado a reducir esa limitante y facilitar la colaboración multidisciplinaria para el análisis de la provisión, utilización y vulnerabilidad de bienes y servicios. ECOSER combina métodos de evaluación biofísica de distintos tipos de SE con su valor socioeconómico relativo (monetario o no monetario) en forma espacialmente explícita. La evaluación de SE de cada unidad de análisis resulta de la combinación de indicadores y modelos de funciones ecosistémicas para estimar la provisión de SE, en tanto que la vulnerabilidad depende de la capacidad de utilización de los SE y de su resiliencia. Mediante la aplicación de este protocolo a un paisaje rural del sudeste bonaerense se ilustra la limitación de las evaluaciones restringidas a cuantificar la provisión de SE, debido al desacople que puede existir entre la distribución espacial de la provisión y la vulnerabilidad de SE. Si bien ECOSER permite superar varias limitaciones que ofrecen los métodos de valoración estrictamente socioeconómica o biofísica, su implementación y la confiabilidad de sus resultados aún depende de futuros esfuerzos para resolver sus numerosos supuestos, así como para calibrar, validar y ampliar los indicadores y modelos propuestos.

## INTRODUCCIÓN

Al igual que otros países latinoamericanos, Argentina se encuentra atravesando una nueva fase de intensificación y expansión de la agricultura dentro de ecorregiones donde las tasas de transformación y reemplazo de bosques, arbustales, pastizales y humedales pueden comprometer su desarrollo en el largo plazo (Zak et al. 2004, Paruelo et al. 2005, Boletta et al. 2006).

La evaluación de políticas públicas orientadas al desarrollo sustentable del territorio rural puede resultar facilitada por la consideración de la provisión sostenida de servicios ecosistémicos (SE) como principio integrador de los múltiples beneficios que ofrecen los ecosistemas a la sociedad (Cork y Proctor 2005). No obstante, la aplicación del concepto de SE como criterio para la toma de decisiones se encuentra, por lo general, sujeta a limitaciones metodológicas y de disponibilidad de información, en ambos casos necesarias para valorar los ecosistemas según su capacidad para proveer esos servicios.

Este trabajo tiene como objetivo ofrecer un protocolo (ECOSER) para la valoración de unidades del paisaje según su capacidad para brindar SE, como soporte para la toma de decisiones sobre uso de la tierra en el marco de procesos de ordenamiento territorial rural. ECOSER comprende dos etapas o módulos: 1) la evaluación de la capacidad del sitio proveer SE ponderados por el valor social de los mismos, y 2) la evaluación de la vulnerabilidad del sitio a la pérdida de SE capturados o utilizados por la sociedad. A continuación (ítem "Procesos, funciones, bienes y servicios ecosistémicos") se ofrece un marco conceptual del problema y un breve análisis sobre los distintos enfoques de valoración de SE en el contexto del ordenamiento territorial rural (ítem "Evaluación y valoración de servicios ecosistémicos (SE)"). Luego se describe la estructura lógica de ECOSER en la Sección "El Protocolo ECOSER" y, por último, se ilustra su aplicación a un caso de estudio en la Sección "Aplicación".

### **Procesos, funciones, bienes y servicios ecosistémicos**

Los esquemas clasificatorios disponibles sobre funciones ecosistémicas y SE (Caja 1) facilitan la evaluación de los SE pero ofrecen inconsistencias en cuanto a la composición de ambos grupos y al reconocimiento de los vínculos que los conectan entre sí. Por ejemplo, mientras Fisher y Turner (2008) diferencian los beneficios finales de los SE y reconocen como SE a todo proceso ecosistémico que directa o indirectamente conduce a un beneficio para los individuos o la sociedad, Boyd y Banzhaf (2007) y Wallace (2007) restringen la lista de SE a "aquellos componentes de la naturaleza directamente disfrutados, consumidos o usados para el bienestar humano". Por otro lado, esos esquemas reconocen que un mismo "componente" (función o SE) a veces puede ser un fin y otras veces actuar como un medio, o sea que los SE son "beneficio-específicos" según un esquema de "componentes intermedios, servicios finales y beneficios" (Boyd y Banzhaf 2007) o "servicios intermedios, servicios finales y beneficios" (Fisher y Turner 2008). Así por ejemplo, el agua limpia de un lago puede ser un fin para el beneficio de "agua bebible" pero un medio para el beneficio de provisión de "peces comestibles".

A fin de establecer el valor relativo de distintas unidades del paisaje (caracterizadas por uno o más ecosistemas) según su capacidad para proveer SE, el protocolo ECOSER orienta la evaluación de esos SE mediante la identificación de los SE finales o directamente disfrutados por la sociedad ("sensu" Boyd y Banzhaf 2007) y la cuantificación de los procesos ecosistémicos capaces de soportar esos



SE en forma directa o indirecta. Esos procesos son equivalentes a los “servicios intermedios” en la clasificación de Fisher y Turner (2008), y a las “funciones ecosistémicas” definidas por de Groot et al. (2002). En la Caja 1 se sintetizan las definiciones sobre SE y sobre conceptos afines adoptadas en este trabajo.

### **Caja 1. Definiciones básicas adoptadas en ECOSER**

Procesos ecosistémicos: transferencia de materia y energía dentro del ecosistema (e.g., secuestro de carbono, control de erosión, almacenaje de agua en humedales, infiltración de agua en suelos, regulación poblacional).

Funciones ecosistémicas (FE): procesos ecosistémicos que contribuyen a la provisión de beneficios directos de los ecosistemas a la sociedad o “servicios ecosistémicos” (e.g., secuestro de carbono por su contribución al mantenimiento de la composición atmosférica y estabilidad del clima, control de erosión por su contribución a la provisión de alimentos y provisión de agua limpia, almacenaje de agua en humedales por su contribución a la amortiguación de inundaciones).

Servicios ecosistémicos (SE): beneficios directos del funcionamiento de los ecosistemas (o de las “funciones ecosistémicas”) para la sociedad humana. El nivel de SE efectivamente percibidos por la sociedad depende de la producción, disponibilidad (provisión) y capacidad de utilización de los mismos (ver Tabla 2).

Valor social y/o económico de los SE: consiste en estimaciones cualitativas o cuantitativas, no necesariamente monetarias, de la importancia relativa de distintos beneficios derivados del funcionamiento de los ecosistemas para las sociedades humanas (ver ítem “Estimación del valor social de SE: Encuestas a referentes sociales calificados (RSC)”).

Vulnerabilidad de SE de un bioma, un paisaje, un elemento del paisaje o un ecosistema: es el riesgo intrínseco de perder o reducir la provisión de un servicio ecosistémico, o un conjunto de servicios ecosistémicos utilizados por la sociedad, frente a la ocurrencia de un evento (o serie de eventos) de disturbio o frente a la influencia crónica de un factor de estrés, en ambos casos de origen natural o antrópico. Por ejemplo, la vulnerabilidad de SE de dos áreas boscosas con similar provisión total de SE frente a su reemplazo agrícola puede variar con el nivel de utilización de esos SE por la sociedad, y con factores que reduzcan la regeneración postagrícola de los mismos (e.g., erodabilidad, distancia a bosques más próximos), entre otros factores (ver ítem “Vulnerabilidad ambiental por pérdida de SE”).

### **Evaluación y valoración de servicios ecosistémicos (SE)**

La importancia relativa de un ecosistema para la sociedad como proveedor de SE resulta de una combinación entre la percepción social acerca de la importancia relativa de esos SE y la capacidad intrínseca de ese ecosistema para proveer los distintos tipos de SE. La importancia relativa o “valor” de un tipo de SE para la sociedad (valor social) depende del nivel de conciencia o percepción de la sociedad sobre la capacidad relativa de ese SE para satisfacer sus necesidades.

En contraste, la capacidad intrínseca de un ecosistema para proveer SE puede ser evaluada a través del reconocimiento, la cuantificación y la integración del conjunto de procesos biofísicos que lo soportan, en forma independiente de la percepción de la sociedad sobre su importancia relativa. Así por ejemplo, para una sociedad con una demanda de alimentos insatisfecha, un sitio cubierto por bosques desarrollados sobre suelos de baja aptitud agrícola pero con alta capacidad de secuestro de carbono (y por consiguiente una alta contribución a la regulación atmosférica) puede ser menos valioso (“ofrecer” menos SE) que el mismo sitio transformado en cultivos anuales de bajo rendimiento.

Los métodos de valoración monetaria procuran revelar el valor económico de los SE que por su carácter público no cotizan en el mercado, suponiendo que los valores revelados reflejan una porción importante de los beneficios provistos por los ecosistemas a la sociedad (“valor social”). Bajo ese supuesto, la valoración monetaria permite discutir y fundamentar las políticas públicas sobre uso de la tierra en términos fácilmente comprensibles para los distintos grupos de interés, y analizar las decisiones alternativas sobre uso de la tierra en términos de costo-beneficio [ver Penna et al. (Capítulo 4 de este libro)]. Al focalizarse en los beneficios finales, los métodos de valoración estrictamente monetaria son capaces de proveer estimaciones aun donde el conocimiento sobre el funcionamiento de los ecosistemas es insuficiente. En contrapartida, estos métodos presentan diferentes limitaciones presentadas por Paruelo (Capítulo 5 de este libro) a las cuales, por su relevancia para el foco de este artículo, deberían agregarse dos consideraciones adicionales. La primera consideración consiste en que estos métodos son necesariamente caso-dependientes (e.g., costos evitados o preferencias reveladas son sólo válidas para un determinado momento y lugar). Por esta razón, sus extrapolaciones espaciales requieren el desarrollo de una casuística aún inexistente en nuestro país, capaz de soportar los procedimientos de transferencia de valoraciones desarrollados con ese fin (Plummer 2009). La segunda consideración consiste en que mientras el ordenamiento territorial constituye una típica herramienta destinada a incrementar el valor social en forma equitativa y sustentable, en general, estos métodos privilegian la valoración individual y privada frente a la social y pública (Wilson y Howarth 2002). Las valoraciones monetarias sintetizadas por Costanza et al. (1997) en la escala de bioma han sido transferidas para analizar la distribución espacial y las relaciones de compromiso (“trade-offs”) entre distintos tipos de SE a escala del territorio argentino (Viglizzo y Frank 2006, Carreño y Viglizzo 2007).

Así como la distribución y la tasa de provisión de los SE varía en el tiempo y en el espacio (Costanza et al. 1997, King y Wainger 1999, Kremen 2005), la demanda y el acceso a los SE también varían dentro y entre las sociedades humanas (e.g., Chan et al. 2007, Jansson et al. 1999). Esa influencia de las dimensiones temporal, espacial y social de los SE restringe la confiabilidad de las transferencias del valor de los servicios brindados por ecosistemas semejantes entre regiones con realidades ecológicas, productivas y sociales diferentes. En esos casos, la estimación del valor de los ecosistemas por su capacidad para brindar SE exige la aplicación previa de herramientas capaces de reconocer e integrar cuantitativamente la capacidad de provisión de sus principales SE en base a sus propiedades (“evaluación de SE”).

Los métodos de valoración cuantitativa no monetarios consisten en evaluaciones biofísicas (también llamadas “evaluaciones funcionales”) de procesos ecosistémicos capaces de soportar bienes y servicios que satisfacen necesidades humanas, si bien las propias funciones también han sido usadas como variables sustitutas (“proxys”) de los servicios que soportan. Según el nivel de conocimiento disponible, la habilidad de los ecosistemas para realizar esas funciones (“capacidad

funcional”, Hauer y Smith 1998) puede ser comparada a través de indicadores (“índices de capacidad funcional”), evaluaciones multicriterio [Achinelli et al. (Capítulo 21 de este libro), Somma et al. (Capítulo 18 de este libro)] o modelos cuantitativos (Egoh et al. 2008, Nelson et al. 2009). Un enfoque alternativo, basado sobre el análisis energético de la producción de SE (Odum y Odum 2000, Rótolo y Francis 2008) es discutido por Ferraro (Capítulo 9) y por Rótolo (Capítulo 27) en este libro. La capacidad funcional de porciones discretas del espacio puede basarse sobre los tipos de formaciones o biomas dominantes en el píxel (ecosistemas definidos por su fisonomía) o según los patrones temporales de fijación de la energía radiante (tipo funcionales de ecosistemas, Paruelo et al. 2001).

Las evaluaciones biofísicas de los SE varían según el modo en que las funciones son integradas para estimar la provisión de servicios y con su capacidad para tomar en cuenta la influencia de las propiedades locales y del contexto espacial sobre la capacidad funcional de un mismo tipo de ecosistema. Un mismo tipo de SE resulta de la variación independiente de un conjunto de funciones ecosistémicas y, a su vez, una misma función ecosistémica puede sustentar en forma variable a distintos SE (Scott et al. 1998) (Figura 1). Debido a diferentes procesos de flujo lateral (e.g., el transporte de sedimentos y nutrientes y el flujo de individuos de plantas, animales y humanos) (Van Noordwijk et al. 2004), los métodos basados estrictamente sobre las propiedades locales de los ecosistemas y que ignoran la configuración espacial de los ecosistemas dentro del territorio (Wang et al. 2006) carecen de sensibilidad frente a variaciones en los contextos ecológicos y socioeconómicos capaces de modificar la influencia del ambiente local.

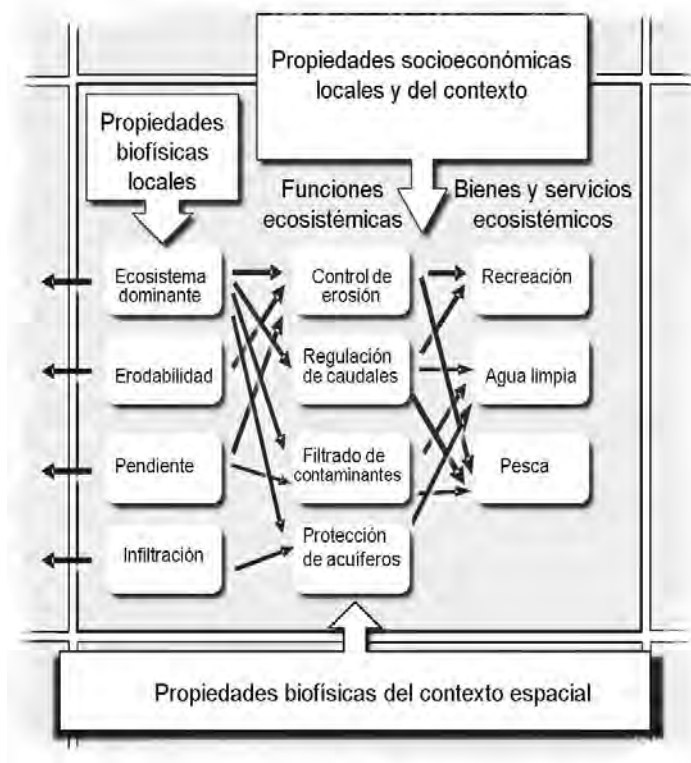


Figura 1. Las relaciones múltiples que vinculan las propiedades biofísicas locales, el funcionamiento del ecosistema local y su provisión de servicios ecosistémicos son, a su vez, modificadas por flujos de materia, energía e información que dependen de las propiedades biofísicas y socioeconómicas del contexto espacial.

Por lo anterior, dos sitios con igual flujo de las funciones que soportan SE pueden representar una oferta distinta de SE según la accesibilidad y capacidad de uso de esos SE por parte de la sociedad (valor actual de SE). Así por ejemplo, el valor recreativo de dos áreas de conservación similares varía en forma inversamente proporcional a la distancia con los grandes centros urbanos. Al no considerar el uso efectivo de los SE, la valoración funcional es en realidad una caracterización del valor potencial de un ecosistema o de un elemento del paisaje para proveer beneficios a la sociedad, pero no una valoración de los SE que benefician de manera efectiva a los individuos o a la sociedad (King 1996, Boyd y Wainger 2003); en adelante, "utilización" de SE.

A su vez, dos sitios con valores de utilización de SE similares, tienen distinta relevancia en el marco de la planificación del uso de la tierra si los mismos difieren en su exposición y susceptibilidad frente a los principales factores de disturbio (vulnerabilidad). Por tal motivo, la vulnerabilidad socioambiental del sitio frente a la pérdida de SE constituiría el criterio central para orientar planes de ordenamiento territorial basados sobre la oferta de SE. De acuerdo a lo anterior, las principales limitaciones de los esquemas de valoración de SE disponibles hasta el momento radican en distintas combinaciones de los siguientes déficits: a) la evaluación de conjuntos arbitrarios de SE, b) una reducción arbitraria de los SE a algunas de las funciones que los soportan, c) la omisión de la influencia de la configuración del paisaje, d) escasa generalidad, y e) falta de conexión explícita con la vulnerabilidad socioambiental asociada a distintos escenarios de uso de la tierra. El protocolo que se propone a continuación representa un intento por resolver esos distintos déficits a través de identificar los modelos y los indicadores disponibles o, en su defecto, algunas bases teóricas para su desarrollo, así como una secuencia de procedimientos para su integración lógica en forma espacialmente explícita.

## **EL PROTOCOLO ECOSER**

El protocolo ECOSER es un esquema de procedimientos para la evaluación no monetaria y el modelado de la distribución espacial de servicios ecosistémicos y de la vulnerabilidad ambiental asociada a la pérdida de los mismos, aplicable a un amplio rango de escalas espaciales y calidad de información. Entre las características distintiva de tales procedimientos, se destacan: a) la estimación indirecta de la provisión relativa de SE a través del flujo de las funciones que los soportan en cada tipo de ecosistema, b) el ajuste de esas funciones a las condiciones particulares de cada sitio y de su contexto espacial, y c) la integración entre métodos de evaluación biofísica y métodos de valoración social y/o económica.

ECOSER se compone de i) una serie de reglas, índices y modelos integrados dentro de dos grandes módulos para la evaluación y mapeo de la oferta de SE (módulo 1) y de la vulnerabilidad ambiental (módulo 2) en formato "raster" (Figura 2), ii) una guía para la identificación de los SE más relevantes en el área de estudio (ver punto "Pasos del protocolo"), y iii) anexos tales como bases de datos (o sus enlaces para su consulta en línea), glosario y bibliografía. Esos distintos elementos del protocolo se encuentran organizados para su consulta interactiva en formato Excel (disponible por pedido a los autores). Si bien la ineficiencia de las planillas de cálculo para operar con grandes bases de información georeferenciada restringe su utilidad de aplicación a áreas de extensión y/o resolución limitadas, este tipo de soporte resulta idóneo como vehículo para el objetivo de colaboración interdisciplinaria. En cambio, para la mayoría de las aplicaciones de este

protocolo, resulta necesario el soporte de un sistema de información geográfica (SIG) y el uso de herramientas de modelado espacial (e.g., "Model Builder" de ArcGIS®).

El primer módulo del primer componente (i) tiene como objetivo la generación de mapas de la provisión relativa de los SE de interés y de su provisión conjunta ponderada ("oferta de SE") mediante un criterio de valoración social o económica (Figura 2). A partir de esa oferta, el segundo módulo tiene como objetivo la estimación explícita en términos espaciales de la vulnerabilidad ambiental por pérdida de SE, así como su simulación frente a distintos escenarios de uso de la tierra.

El marco de aplicación de este protocolo puede consistir en una cuenca, un paisaje o una porción arbitraria del territorio en la que se reconocen elementos del paisaje (e.g., parches, corredores, matrices) relativamente homogéneos, caracterizadas por un tipo de ecosistema dominante (TED). A su vez, esos elementos del paisaje se encuentran conformados por una o más celdas regulares (píxeles), cuyo TED y condición local y de paisaje particular son utilizados a través de este protocolo para obtener el flujo de servicios ecosistémicos o capacidad funcional de cada celda. De esta forma, los resultados de la aplicación de este protocolo para cada celda del paisaje bajo estudio pueden ser exportados y mapeados mediante un SIG, o pueden ser obtenidos de forma directa mediante modelado en SIG en base a los algoritmos y bases de datos provistos por ECOSER.

La fase de trabajo en SIG se realiza en formato "raster", en donde cada píxel cuenta con información local (e.g., tipo de ecosistema dominante, tipo de uso de la tierra, tipo de suelos, pendiente, clima) y de su contexto espacial (e.g., tamaño y conectividad del parche al que pertenece el píxel, porcentaje de agricultura en el área colectora que drena al sitio, distancia a caminos y rutas, distancia a cuerpos de agua superficial, distancia a pueblos y ciudades y su estructura demográfica, entre otras variables). Idealmente, el tamaño de píxel debe responder al patrón de heterogeneidad de la cobertura observable en la escala de interés, de forma que cada celda resulte lo más homogénea posible no sólo en cuanto al tipo de cobertura vegetal sino a las distintas variables físicas subyacentes (e.g., pendientes, tipos de suelos, etc). Por ejemplo, es probable que el tamaño de píxel que es capaz de satisfacer ese requisito en la estepa patagónica resulte demasiado grande para algunos paisajes de Corrientes, caracterizados por un mosaico de humedales, pastizales y bosquetes de grano muy fino. Sin embargo, en la práctica existen restricciones insalvables derivadas de la resolución de las imágenes satelitales disponibles y del modelo digital de elevación que pueda usarse para derivar las variables topográficas.

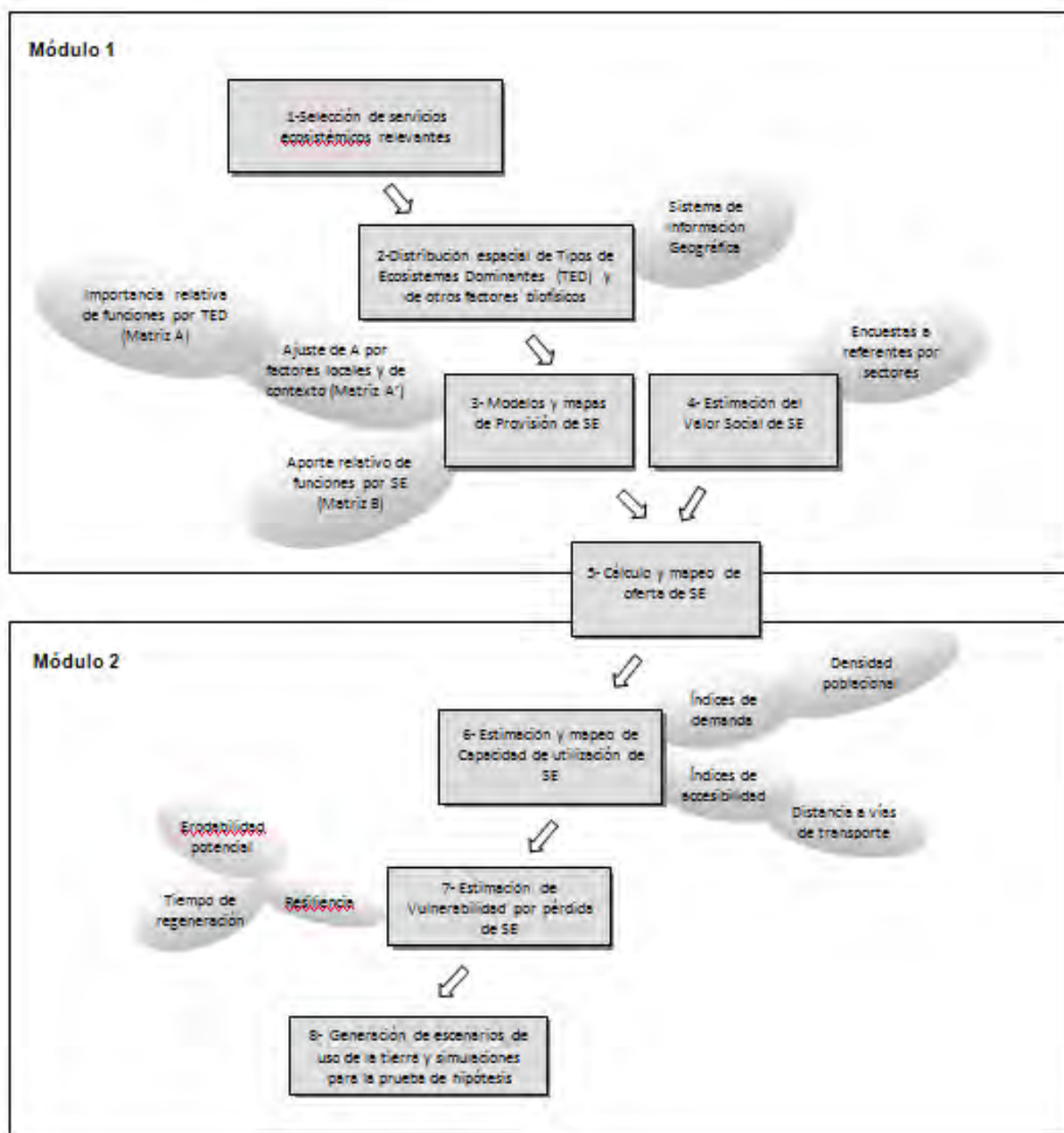


Figura 2. Pasos (cajas) e insumos (elipses) del modelo ECOSER para la simulación de cambios en la configuración espacial de provisión bienes y servicios ecosistémicos (SE) y sus consecuencias sobre la vulnerabilidad ambiental a escala de paisajes.

## Pasos del protocolo

Seguidamente se describen los distintos pasos del protocolo, siguiendo la misma numeración utilizada en el diagrama de la Figura 2.

## Identificación de SE relevantes mediante modelos conceptuales

El esfuerzo por reunir el conocimiento necesario para aplicar este protocolo a todas las funciones y servicios potencialmente ofrecidos por los ecosistemas contenidos dentro de un área de estudio particular puede resultar poco práctico o hasta imposible de llevar a cabo. A fin de orientar la identificación de SE relevantes para utilizar en las aplicaciones de este protocolo, en su versión Excel se incluye un modelo conceptual generalizado que vincula los principales factores conductores del funcionamiento de los ecosistemas interactuantes en el área de estudio (“metaecosistemas”), con la provisión de los distintos tipos de servicios ecosistémicos. Ese modelo conceptual comprende tres pasos básicos, detallados a continuación.

- a) El agregado o la supresión de componentes (cajas) que representan factores directos e indirectos, funciones ecosistémicas y sus modificadores, servicios ecosistémicos y estimadores de impacto sobre la oferta de esos servicios
- b) El agregado o la supresión de flechas vinculando factores, servicios ecosistémicos y estimadores de impacto sobre los mismos
- c) La fundamentación de componentes y vínculos propuestos, así como de su nivel de certidumbre, sobre la base de antecedentes publicados y/o de consideraciones teóricas y/o de la opinión de los expertos

## Distribución espacial de ecosistemas y variables biofísicas

La distribución espacial de tipos de ecosistemas dominantes (TED) puede obtenerse a partir de mapas publicados o a través de clasificaciones de la cobertura vegetal convencionales. Alternativamente, puede considerarse la distribución de tipos funcionales de ecosistemas (Paruelo et al. 2001), pero la relación entre estos y la provisión de distintos tipos de SE aún se encuentra poco estudiada.

Según los servicios ecosistémicos y las correspondientes funciones ecosistémicas seleccionados en la etapa anterior, y según el método de estimación de esas funciones a aplicar (transferencia de valores medios por TED o modelado en base a propiedades del sitio y de su contexto espacial, ver más adelante ítems “Provisión relativa de cada tipo de SE” y “Evaluación de capacidad funcional”), en esta etapa bastará con un mapa de tipos de ecosistemas o será necesaria la preparación de un SIG integrando diferentes capas de información biofísica (e.g., variables edáficas y variables topográficas, entre otras).

## Provisión relativa de cada tipo de SE

La provisión relativa de servicios ecosistémicos por cada tipo de ecosistema dominante se obtiene a partir de las funciones ecosistémicas que aportan a los principales servicios ecosistémicos mediante cuatro pasos sucesivos. El primer paso consiste en consignar la importancia relativa de cada función ecosistémica (filas) en cada uno de los tipos de ecosistemas dominantes (columnas) para completar la matriz A (Figura 2, Tabla 1). Los elementos de esa matriz varían entre 0: importancia baja o despreciable y 1: para los ecosistemas en donde esa función tiene su máxima expresión según los antecedentes que se discuten más abajo (ver más adelante el ítem “Evaluación de capacidad funcional”). Para ello, las estimaciones del flujo de funciones ecosistémicas por tipo de ecosistema



se relativizan dentro de cada función, en relación al valor máximo y luego son representadas por el valor más aproximado a 0, 0.25, 0.50, 0.75 ó 1. La asignación de estas categorías constituye una parametrización por defecto, de utilidad restringida a los análisis de escala más gruesa (i.e., nacional, continental, global).

Tabla 1. Matriz A. Funciones ecosistémicas (filas) y principales tipos de ecosistemas (columnas) considerados en el protocolo ECOSER. Los valores representan flujos relativos sugeridos por defecto a partir la bibliografía (ver fuentes de información en el ítem "Evaluación de la capacidad funcional").

	1- Bosque tropical subtropical	2- Bosque templado	3- Pastizales y arbustales	4- Ecosistemas ribereños	5- Otros ecosist. Lineales	5- Marismas	6- Otros humedales	7- Lagos y ríos	8- Desiertos	9- Hielos y afloramientos marinos	10- Cultivos
	Flujo Relativo de Funciones Ecosistémicas (FRFE)										
1- Secuestro de carbono en suelo	1,00	0,75	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2- Secuestro de carbono en biomasa	1,00	0,75	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3- Evapotranspiración	1,00	0,75	0,50	0,00	0,00	0,50	0,75	0,50	0,00	0,00	0,50
4- Control de erosión	1,00	1,00	0,75	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
5- Ciclado de nutrientes y detoxificación	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00
6- Amortiguación de inundaciones	0,00	0,00	0,00	0,25	0,25	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7- Protección de acuíferos	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
8- Protección de aguas superficiales	0,50	0,50	0,50	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
9- Infiltración	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
10- Protección de ambientes costeros	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
11- Regulación de poblaciones clave	0,25	0,25	0,25	0,25	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
12- Mantenimiento de diversidad de especies	1,00	0,75	0,50	0,50	0,00	0,25	0,25	1,00	0,25	0,25	0,00
13- Provisión de hábitats / especies amenazadas	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14- Formación de suelo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15- Almacenaje de agua en suelo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16- Atractividad del paisaje	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Para los análisis de escala más fina (e.g., ecorregiones, provincias, cuencas, municipios) es necesario el ajuste de los valores de la matriz A (matriz ajustada o A') según las características particulares del sitio o píxel y de su contexto espacial (paisaje). De acuerdo al nivel de conocimiento disponible, el protocolo admite ajustes utilizando índices de capacidad funcional, evaluaciones multicriterio o modelos cuantitativos (ver ítem "Evaluación de la capacidad funcional"). Estas funciones o índices se normalizan a su vez dentro del área de estudio utilizando como referencia los valores máximos y mínimos dentro del área de estudio. Una descripción semidetallada de los modelos e índices sugeridos para la evaluación de la capacidad funcional de los ecosistemas se presenta en el ítem "Evaluación de capacidad funcional".

El segundo paso consiste en la valoración del aporte relativo de cada función (filas) a cada servicio (columnas) (matriz B, cuyos elementos varían entre 0: aporte bajo o despreciable, y 1: para los servicios donde esa función ejerce su máxima contribución) (ver ítem "Contribución relativa de funciones a SE" y Tabla 2).



El tercer paso consiste en la combinación de las matrices A' y B para obtener la matriz sobre la provisión relativa de cada tipo de servicios (PSE<sub>i</sub>) en cada tipo de ecosistema analizado, donde cada elemento de la matriz se calcula como la combinación lineal del flujo de cada función ecosistémica (FE<sub>j</sub>) ponderado por su aporte relativo (b<sub>j</sub>) al correspondiente SE, según:

$$PSE_i = b_j * FE_j$$

Para las aplicaciones a mayor nivel de resolución, el PSE de cada píxel también se ajusta según factores particulares de la celda y de su contexto espacial (ver "Evaluación de la capacidad funcional").

La evaluación de la capacidad funcional de los ecosistemas y su integración en términos de provisión de distintos SE no revela por sí misma el beneficio del conjunto de SE que provee un ecosistema para la sociedad. A fin de comparar los beneficios potencialmente provistos por las distintas subunidades espaciales del área de estudio, en el último paso de este módulo consiste en la ponderación de la provisión de cada tipo de SE por su correspondiente valor social.

### **Estimación del valor social de SE: encuestas a referentes sociales calificados (RSC)**

Como estimadores del valor social pueden usarse los métodos de valoración económica, aunque algunas de las limitaciones de esos métodos ya consideradas en la introducción pueden ser abordadas por métodos alternativos.

Debido a la asimetría que existe en la apropiación y dependencias de los SE por distintas sociedades y por distintos sectores sociales de una misma sociedad, los métodos monetarios presentan limitaciones para capturar el valor social de esos servicios. Como alternativas orientadas a reflejar valores basados sobre el bien común, antes que en el individual pueden aplicarse métodos al debate público o de valoración colectiva entre los distintos grupos de interés (Dodgson et al. 2001, Wilson y Howarth 2002). Con ese mismo objetivo, aquí se propone un método basado sobre la opinión de referentes sociales calificados (RSC) de los distintos grupos de interés. A diferencia de los valores obtenidos por consenso que arrojan los métodos deliberativos, el método RSC permite diferenciar y comparar valoraciones específicas por grupos de interés y eventualmente, realizar simulaciones sobre las consecuencias de distintas asimetrías en la influencia de esos valores sobre la toma de decisiones de uso de la tierra.

El método RSC supone que es posible estimar el valor social de los SE a través de la consulta a algunos miembros de los distintos grupos de interés, seleccionados de acuerdo a su calidad como referente (i.e., extensionistas rurales, dirigentes y asesores de asociaciones de productores, representantes de comunidades aborígenes, dirigentes de cámaras empresariales, delegados gremiales, educadores, funcionarios de gobierno, etc.) y a su capacidad para interpretar los fundamentos y las consignas de la consulta. Este método, en esencia, comprende cuatro pasos: a) reconocimiento y priorización de los SE relevantes dentro del área de estudio (ver ítem "Identificación de SE relevantes"), b) ajuste de una encuesta según los resultados del paso anterior, c) identificación y encuestado de referentes sociales por grupos de interés, y d) análisis de los resultados. A fin de minimizar la influencia de diferencias iniciales en el grado de conocimiento y conciencia ambiental de los distintos referentes, en el texto de las encuestas se evitan las referencias a SE y otros términos

técnicos, apelando en cambio a comparaciones pareadas del impacto social esperado para el sector que representan frente a eventuales reducciones de similar magnitud en la provisión de los distintos SE.

## Valor social y oferta de SE: análisis de las encuestas

Las encuestas son analizadas mediante el método de comparación por pares de Saaty (2006). Aquellas con un nivel de consistencia satisfactorio son empleadas en la estimación de las ponderaciones medias estandarizadas por grupos sociales. Otros detalles del método y un ejemplo de aplicación son descriptos por Dagnino et al. (Capítulo 14 de este libro).

Por último, la oferta conjunta de SE en el píxel (O) se calcula como la combinación lineal de la provisión de cada SE normalizada (rango 0-1) en relación a valores de referencia internos o externos al área de estudio ( $PSEN_i$ ) ponderada por su correspondiente valor social relativo ( $VS_i$ ), según:

$$O = \sum_{i=1}^{i=n} VS_i * PSEN_i$$

## Capacidad de utilización de SE

Si bien la provisión y el valor social relativo de los SE reflejan la percepción de los beneficios disponibles para la sociedad (oferta de SE), la importancia actual de la oferta de SE depende en gran medida de la capacidad de utilización de esa oferta por la sociedad (King y Wainger 1999) o utilización social. Por ejemplo, a igual capacidad funcional, la capacidad de utilización esperada de la oferta del servicio de regulación hídrica y de provisión de agua limpia será mayor para un píxel perteneciente a un humedal aislado que para un píxel perteneciente a un humedal próximo a numerosos humedales de igual o superior capacidad funcional. La apropiación de la oferta de servicio recreativo será mayor para un píxel de bosque cercano que para otro mucho más alejado del núcleo poblacional más próximo. O bien, la oferta del servicio de producción ganadera será mayor para un píxel de pastizal cercano que otro alejado a la vía de acceso más próxima para el traslado de hacienda.

La capacidad de las sociedades para beneficiarse de la oferta (O) de un determinado SE generada en un determinado sitio (capacidad de utilización de SE), depende de interacciones muy poco conocidas entre el patrón de propagación espacial del SE y del tamaño de la población alcanzada o beneficiada por ese patrón. La complejidad de esas interacciones reside en que el patrón de propagación espacial no sólo varía con el tipo de SE (Fisher et al. 2009), sino con la posición del píxel en el espacio y con la presencia o ausencia de intervenciones humanas capaces de facilitar esa propagación (e.g., acueductos, redes viales, dragado de ríos), con el nivel socioeconómico y con la consiguiente capacidad de sustitución del SE por la sociedad, entre otros factores.

La omisión de la captura o utilización de los SE restringe de manera severa la utilidad de los análisis sobre provisión actual o proyectada de SE ya que, por definición, éstos consisten en los beneficios de los ecosistemas que contribuyen de forma efectiva a mantener o a mejorar el bienestar de los individuos y/o el funcionamiento de la sociedad. Un índice simple pero a la vez razonable

es claramente una mejor opción frente al error de valorar de manera uniforme los SE de un ecosistema cuyo contexto espacial, sin embargo, condiciona mucho la transferencia de sus SE a la sociedad (e.g., variación del uso recreativo de un bosque según la densidad de la población humana circundante). Aquí se propone un índice de capacidad de utilización de un dado SE (ICU), generado por un dado píxel como:

$$ICU = c \times O$$

donde  $O$  es la oferta normalizada (0-1) del SE de interés dentro del área de estudio y " $c$ " es el coeficiente de utilización (de rango 0-1), que varía con la capacidad efectiva del píxel para satisfacer la demanda del SE de la población blanco. Se calcula como:

$$c = d \times a$$

donde " $d$ " es la demanda normalizada y " $a$ " es la accesibilidad del SE. Un descriptor básico de la demanda es el tamaño relativo de la población beneficiada dentro de un área definida en torno del píxel blanco, y se calcula como:

$$d = \frac{d_x - d_{min}}{d_{max} - d_{min}}$$

donde " $d_x$ " es la densidad poblacional dentro de un área concéntrica en torno al píxel, definida por un radio correspondiente a la escala de propagación de las funciones que soportan el SE de interés, y " $d_{max}$ " y " $d_{min}$ " son las densidades poblacionales máximas y mínimas de referencia (dentro o fuera del área de estudio).

Como un descriptor simple de la accesibilidad (" $a$ "), puede utilizarse la fracción de " $d$ " que, efectivamente, se beneficia de ese SE, y estimarse a través de la proporción de la población beneficiada. Mientras que en el caso de los SE que se propagan en forma aproximadamente homogénea dentro del área concéntrica definida en torno al píxel (e.g., calidad de los acuíferos), corresponde un  $a=1$ , en el caso de los SE que se propagan anisotrópicamente (e.g., atenuación de inundaciones por humedales), o por SE utilizados y/o valorados por una porción limitada o por un sector de la sociedad (e.g., recreación, mantenimiento de biodiversidad) corresponde un valor de  $a < 1$ .

## Vulnerabilidad ambiental por pérdida de SE

La vulnerabilidad ambiental de un ecosistema frente a la pérdida de sus servicios se define aquí como la susceptibilidad intrínseca de perder o reducir la apropiación social esperada de un determinado SE, o un conjunto de servicios ecosistémicos, frente a la ocurrencia de un evento (o serie de eventos) de disturbio o frente a la influencia crónica de un factor de estrés, en ambos casos de origen natural o antrópico. Esa susceptibilidad es considerada a través de la capacidad de utilización de SE comprometida y la capacidad de recuperación (resiliencia) de esos SE frente a posibles disturbios (Figura 2, módulo 2).

Se supone que la vulnerabilidad socioambiental de un píxel (" $V$ ") varía en forma directamente proporcional a la oferta de servicios ecosistémicos demandada por y accesible para la sociedad

(ICU, ver ítem "Capacidad de utilización de SE") sujeta a pérdida por la transformación agrícola, pecuaria o forestal del ecosistema, e inversamente proporcional a la capacidad del sitio para recuperar sus funciones a partir de su eventual transformación agrícola y abandono (resiliencia, "R"), según:

$$V = \frac{ICU}{R}$$

En este contexto, "R" consiste en un índice que varía en forma inversa con la erodabilidad potencial ("E") y con el tiempo de regeneración ("TR") del ecosistema dominante después de su transformación, y en forma directa con la cobertura relativa de ecosistemas no transformados o poco modificados en torno al mismo ("C"), capaces de actuar como refugios de biodiversidad y fuentes de propágulos para la recuperación postagrícola del ecosistema, según:

$$R = e \left( 1 - \frac{E_x - E_{min}}{E_{max} - E_{min}} \right) + t \left( 1 - \frac{TR_x - TR_{min}}{TR_{max} - TR_{min}} \right) + c \frac{C_x - C_{min}}{C_{max} - C_{min}}$$

donde, "e", "t" y "c" son factores (0-1) que representan el peso relativo de la erodabilidad, tiempo de regeneración y cobertura del ecosistema en el entorno, respectivamente).

## Evaluación de capacidad funcional

Las funciones ecosistémicas no sólo poseen distinta relevancia como soporte de SE (Tabla 1), sino que poseen distinta importancia para ser consideradas en el marco de procesos de ordenamiento territorial. Esa importancia depende fundamentalmente del conocimiento disponible para vincular atributos estructurales locales y del contexto de los ecosistemas con su capacidad funcional, y de la capacidad técnica e información disponible para caracterizar la distribución de esos atributos dentro del área de interés. De acuerdo a esos criterios, a continuación se plantea una serie de indicadores y modelos de funciones consideradas importantes para la evaluación de la capacidad de los ecosistemas para realizar algunas funciones ecosistémicas relevantes.

## Secuestro y contenidos ("stocks") de carbono

Por lo general, la capacidad de secuestro de carbono (C) es definida como la masa neta anual de C adicionada a los sumideros existentes. Esa tasa parece muy poco relevante en relación con los contenidos de carbono edáfico de los ecosistemas poco intervenidos (en el orden de 1‰ anual; confrontar Jobbágy y Jackson 2000 y Janssens et al. 2005) y con la pérdida de C edáfico ocasionada por el uso agrícola y forestal (Post y Kwon 2000, Naidoo et al. 2008). Por tal razón, el C almacenado en la materia orgánica del suelo es considerado aquí como un "proxy" aceptable de las funciones de regulación del contenido de C atmosférico. Los valores de referencia sobre contenido de C edáfico propuestos para los análisis de escala más gruesa (Tabla 1) fueron tomados de Jobbágy y Jackson (2000) para bosques y pastizales, y de Euliss et al. (2006) y de Bridgham et al. (2006) para humedales. De forma alternativa, para esta escala pueden usarse valores georreferenciados en base a la distribución de tipos de suelos (Global Soil Data Task Group 2000, Batjes 2005). Para las escalas más finas (1:250000-1:50000), el contenido de C puede obtenerse a partir de mapas de suelos digitalizados de Argentina (INTA y Aeroterra S.A. 1995, SAGyP et al. 2009). Una limitante

importante del uso de esta información, es que los valores de C en suelos con alguna aptitud agrícola generalmente derivan de caracterizaciones realizadas en sitios agriculturizados y que ya han perdido una porción significativa de su materia orgánica original.

Los contenidos de carbono en la biomasa adoptados aquí se basan sobre los procedimientos recomendados por el IPCC (Ruesch y Gibbs 2008). Una comparación de procedimientos de estimación alternativos y sus limitaciones ha sido recientemente realizada por Goetz et al. (2009).

## **Balance hídrico**

Puede obtenerse a partir de estadísticas y mapas publicados sobre la distribución espacial y temporal de las precipitaciones en el territorio argentino (Rodríguez et al. 2009) y de mapas digitalizados de evapotranspiración mensual y anual del territorio argentino (Bianchi 2009, Di Bella y Paruelo 2010). La evapotranspiración relativa por tipo de ecosistema ha sido adoptada de Rockström et al. (1999).

## **Control de erosión**

El control de la erosión hídrica de una cobertura vegetal dada puede ser estimada como la diferencia porcentual entre la erosión esperada para un determinado tipo de suelo, pendiente y régimen de lluvias sin cobertura vegetal y la erosión esperada en presencia de la correspondiente cobertura vegetal, usando los modelos USLE (Wischmeier y Smith 1978) o RUSLE (Renard et al. 1996). Este enfoque ha sido aplicado para el mapeo de servicios ecosistémicos provistos por pastizales en un área de la Pampa Austral (Lattera et al. 2009). La vulnerabilidad a la erosión hídrica en base al modelo USLE ha sido mapeada para el territorio argentino por Orúe et al. (2007). Un procedimiento análogo que puede aplicarse para la valoración del control de erosión eólica es la Ecuación Universal de Erosión Eólica (WEQ et al. 1965). No obstante, para aquellos casos donde la disponibilidad de información es insuficiente para la aplicación de la WEQ, la función de control de la erosión eólica puede considerarse como directamente proporcional a los valores de erodabilidad asociados a los distintos grupos de suelos (WEG, ver tablas en U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service 2007).

## **Amortiguación de inundaciones**

Tanto los humedales como los canales de los cursos de agua y sus planicies de inundación actúan como reservorios capaces de atenuar los picos de inundaciones aguas abajo. El tipo de vegetación de las planicies de inundación y zonas ribereñas puede influenciar la estabilidad de los bancos y la geomorfología de los canales y sus planicies de inundación (Montgomery y Wohl 2004). Si bien esa geomorfología posee una influencia decisiva sobre el comportamiento de las inundaciones, las relaciones funcionales cuantitativas entre ese comportamiento y el tipo de cobertura de las planicies y ambientes ribereños son de difícil cuantificación y no hemos encontrado descripciones apropiadas de las mismas. La influencia de los humedales sobre la intensidad de las inundaciones depende fundamentalmente de su capacidad de almacenaje en relación al volumen del agua de inundación, de su proximidad a las zonas de desborde, y de la capacidad de almacenaje por humedales, cursos de agua y planicies de inundación aguas arriba (Hauer y Smith 1998, Sheldon et al. 2005). Si bien la influencia de la vegetación sobre esta función no ha sido bien cuantificada, existen bases teóricas para su consideración junto a los atributos geofísicos a través de métodos de valoración multicriterio como el propuesto por Achinelli et al. (Capítulo 21 de este libro).

## Protección de acuíferos por cobertura (PAC)

La vegetación natural protege la calidad de los reservorios de agua subterránea frente a su eventual contaminación por agroquímicos en caso de ser reemplazados por cultivos agrícolas. Por consiguiente, dentro de un análisis de grano grueso, la cobertura natural o seminatural en zonas de recarga y con capacidad de uso agrícola provee un servicio de protección potencial de "1". Para un análisis de mayor resolución, se considera que esa función de protección varía dentro de las áreas con capacidad de uso agrícola según factores edáficos y geomorfológicos que condicionan la lixiviación "in situ". Como criterios para ponderar la influencia de esos factores sobre la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación pueden utilizarse aquellos considerados por el índice DRASTIC (Aller et al. 1985), según:

$$PAC = m \times \frac{ID_i}{ID_{max}}$$

donde "m" es un factor que refleja el riesgo de contaminación de los acuíferos asociado al tipo de cobertura (desde m=1 para los cultivos que demandan un mayor uso de agroquímicos de fácil lixiviación, hasta m=0 para altas coberturas de vegetación permanente), "ID<sub>i</sub>" es el índice DRASTIC en el píxel "i", e "ID<sub>max</sub>" es el máximo valor de referencia de ese mismo índice.

## Protección aguas superficiales

Para el análisis a escala de grano grueso, se supone que una franja de 30 m de vegetación ribereña permanente (bosques o pastizales en buena condición) adyacente a las vías de drenaje y otros cuerpos de agua superficial, consigue reducir los niveles de sedimentos, nitrógeno y fósforo transportados por escurrimiento superficial del agua de lluvia y consolidar el banco del cauce en forma sustantiva (Parkyn 2004). Para una escala de grano intermedio puede suponerse que la variación espacial en protección de aguas superficiales por las franjas de vegetación ribereña (FVR) depende fundamentalmente de los factores que controlan la carga de sedimentos y nutrientes transportados por escurrimiento superficial hasta cada punto (píxel) adyacente a las franjas. De esta forma, la función de protección de los píxeles ribereños puede ser valorada mediante la relación entre el área de la FVR y su correspondiente área colectora (Dosskey et al. 2002), ponderada por la erodabilidad del área colectora. Orúe et al. (Capítulo 10 de este libro) modelaron la influencia de la configuración espacial de coberturas y usos de la tierra a escala de cuencas sobre la carga de nutrientes que alcanza las FVR integrando modelos empíricos y mecanicistas mediante SIG. A fin de integrar la contribución de los humedales a esta función, se supone que la capacidad de protección frente a la exposición por distintos contaminantes es bien reflejada por su capacidad de retención de N y se aplica un modelo exponencial en el que la capacidad de retención de N aumenta en forma más que proporcional con el tamaño del humedal y con el ingreso de N (NL) desde el área colectora. Para las aplicaciones a escala de grano grueso, NL puede ser considerada como constante (Trepel y Palmeri 2002), en tanto que para las aplicaciones con mayor resolución, NL puede calcularse y mapearse a partir de otros modelos basados sobre el uso de la tierra dentro de las áreas colectoras [ver Orúe et al. (Capítulo 10 de este libro)]. Si bien este tipo de aproximaciones supera en complejidad los requerimientos de un protocolo orientado a establecer pautas de ordenamiento territorial, es factible reducir esa complejidad mediante el ajuste de metamodelos a las predicciones de modelos complejos (Klejnén 1979).

## Regulación hídrica (infiltración)

La contribución de los acuíferos al flujo de aguas superficiales (caudales de base) es considerada como un buen indicador del servicio de regulación hídrica de una cuenca (Egoh et al. 2008). Sin embargo, al depender tanto de factores biológicos como climáticos, geomorfológicos y edáficos, esa contribución no refleja la influencia del tipo de ecosistema y del uso de la tierra sobre la regulación hídrica. El tipo de cobertura es capaz de incidir sobre la estabilidad de los caudales y de los reservorios a través de su influencia sobre la proporción de agua de lluvia infiltrada, pero la influencia de un mismo tipo de cobertura varía con la intensidad de la tormenta, con atributos físicos del suelo y con la topografía. Como un indicador de la función de regulación hídrica, en este protocolo se propone utilizar la proporción de agua de lluvia infiltrada frente a tormentas modales o con una recurrencia dada, siguiendo el método de la curva-número del Soil Conservation Service (ver tablas en Muñoz-Carpena y Parsons 2003) debido a su sensibilidad al tipo de cobertura vegetal y a su interacción con propiedades del suelo y la pendiente del terreno (Orúe et al. 2007, Laterra et al. 2009).

## Regulación de poblaciones clave

Al proveer refugio a distintos tipos de predadores, se espera que el mantenimiento de bordes y parches de vegetación permanente (i.e., bosques, arbustales y pastizales) dentro de los paisajes agrícolas facilite con frecuencia la biorregulación de poblaciones de plagas y de malezas de los cultivos, en comparación con paisajes agriculturizados en su totalidad (paisajes complejos vs. simples) (Booman et al. 2009). En una reciente revisión, Bianchi et al. (2006) concluyeron que los niveles poblacionales de los predadores aumentan con claridad con la complejidad del paisaje, aunque las consecuencias de ese aumento sobre la presión de las plagas sobre los cultivos sólo se trasladan en una proporción de esos casos. Frente a la ausencia de modelos cuantitativos de esta función, aquí se supone que el aporte de cada píxel de bosque o pastizales en bordes y parches dispersos dentro de paisajes agrícolas (aquellos con al menos 25% de cobertura de cultivos) es inversamente proporcional a su cobertura, tomando un valor máximo relativo (1) entre 1 y 20% de bosques y pastizales, un valor intermedio (0.5) entre 20 y 75%, y un valor nulo para paisajes con menos de 25% de cobertura de cultivos.

## Mantenimiento de diversidad de especies

La influencia de la diversidad de especies sobre la variación del funcionamiento y provisión de SE dentro de distintos tipos de ecosistemas ha sido motivo de muchos estudios que, en balance, arrojan un efecto positivo para casi todas las propiedades analizadas (Balvanera et al. 2006). Si bien esas variaciones en la diversidad de especies dentro de un mismo tipo de ecosistema poseen alta relevancia para orientar decisiones de manejo de los ecosistemas a escala de sitio, su consideración escapa al nivel de información con el que normalmente se puede contar para la toma de decisiones sobre uso de la tierra. En cambio, la influencia de la diversidad de especies sobre la variación de la capacidad funcional entre ecosistemas se encuentra mayormente implícita dentro de cada una de las funciones e indicadores propuestos. Existen, sin embargo, otros descriptores de la biodiversidad no implícitos en otras funciones e indicadores, capaces de contribuir a la provisión de SE a través de su valor de existencia [valor intrínseco y valor sociocultural; ver Penna et al. (Capítulo 4 de este libro)]. En la escala de grano grueso, la función de mantenimiento de especies emblemáticas o amenazadas puede considerarse como proporcional al número de



especies emblemáticas y de aquellas reconocidas bajo distintas categorías de amenaza (IUCN 2009, Baillie et al. 2004) esperado en el sitio (píxel).

## **Provisión de hábitats para especies amenazadas**

La presencia-ausencia de esas especies en un píxel puede estimarse de acuerdo a mapas de distribución por especies construidos en base a avistajes directos o a modelos de preferencias de hábitat. Las valoraciones de grano fino deberían corregir este indicador tomando en cuenta la influencia del contexto espacial de cada píxel, a través de: a) el tamaño y aislamiento del parche al que pertenece el píxel, b) el nivel de rareza del tipo de ecosistema (% de la superficie original), y c) su representación en el sistema nacional de áreas protegidas.

## **Atractividad recreativa del paisaje**

Las preferencias que manifiestan distintos individuos y grupos humanos por determinados ambientes para su recreación resultan de la interacción entre la composición del paisaje y las actitudes o valores de los distintos grupos de interés (Kaltenborn y Bjerke 2002). Los métodos usados por la economía ambiental para valorar el servicio recreativo de un determinado punto de interés (e.g., el costo de viaje, evaluación contingente) exigen ser aplicados a cada caso particular (Willis y Garrod 1993, Vanslebrouck y Van Huylenbroeck 2003) y al reflejar básicamente la valoración actual y no potencial poseen una generalidad escasa para ser usados en este protocolo. El potencial recreativo del paisaje ha sido explorado mediante modelos basados sobre la opinión de expertos, en encuestas sobre preferencia visual o en la distribución espacial de descriptores de idoneidad para determinadas actividades (Kliskey 2000, Campbell et al. 2005), los que sin embargo, no satisfacen la generalidad requerida para ser usados en este protocolo. Una posible aproximación al desarrollo de modelos suficientemente generales consistiría en el ajuste de modelos de regresión del flujo turístico a un rango amplio de paisajes, con diversos descriptores de ese paisaje a distintas escalas de observación (e.g., cobertura de distintos tipos de ecosistemas, índice de diversidad de paisaje, índice de relieve), incluyendo como covariables algunos posibles modificadores de la influencia de esos descriptores (e.g., densidad poblacional de la localidad, distancia a grandes centros urbanos, distancia al foco de interés turístico más próximo).

Entre otros indicadores y modelos de capacidad funcional relevantes para este protocolo pero pendientes de desarrollo cabe destacar los correspondientes a las funciones de ciclado de nutrientes, la detoxificación de aguas superficiales, el almacenaje de agua en suelo, la formación de suelo, la protección de ambientes costeros, el mantenimiento de la diversidad de especies y la conexión biológica de paisajes fragmentados.

## **Simulaciones**

Mediante la integración a formato SIG de los modelos, funciones e indicadores que componen los dos módulos de este protocolo, ECOSER puede dar origen a modelos espacialmente explícitos para la simulación de la distribución de la provisión, oferta y utilización de SE, así como de la vulnerabilidad ambiental asociada a la pérdida de esos servicios. Entre las principales aplicaciones de esos modelos, puede mencionarse: a) la identificación de los tipos de ecosistemas, funciones, tipos de SE y parámetros que confieren mayor sensibilidad a la capacidad de utilización de los SE (U) y la consiguiente vulnerabilidad ambiental (V) en cuencas u otras áreas de estudio particulares,



y b) la evaluación de las consecuencias de distintos escenarios de uso de la tierra (planificados y no planificados) sobre U y V.

## **APLICACIÓN**

Como ejemplo de aplicación de este protocolo nos basamos sobre un análisis de provisión de SE para los pastizales remanentes en una pequeña ventana seleccionada en la zona de transición entre la Pampa Deprimida y la Pampa Austral al sudeste de la Provincia de Buenos Aires (Lattera et al. 2009, Figura 3). Los servicios considerados corresponden a la recarga de acuíferos, calidad de los acuíferos, regulación de caudales e inundaciones, calidad de agua superficiales y producción ganadera y producción agrícola. Las capas de información georeferenciada necesarios para el cálculo de las funciones y servicios ecosistémicos fueron procesadas e integradas en un SIG, con una resolución de 90 x 90 m, aplicando el aporte relativo de funciones ecosistémicas por SE (matriz B) consignado en la Tabla 2.

Frente al déficit actual de conocimientos disponibles para la ponderación objetiva de las distintas funciones que soportan la provisión de servicios ecosistémicos, éstos fueron aproximados mediante la opinión consensuada de los autores en torno a un grupo restringido de funciones y de servicios ecosistémicos para el desarrollo de un ejemplo de aplicación (Tabla 2). Una encuesta ampliada a otros expertos podrá modificar o confirmar los valores de esta tabla para futuras versiones del protocolo.

Tabla 2. Matriz B. Valoración del aporte relativo de cada función (filas) a cada servicio (columnas). 0: aporte bajo o despreciable, y 1: para la función/es que ejerce/n la máxima contribución dentro de cada servicio (las celdas en blanco tienen un valor cero que se omite aquí para facilitar la identificación de las celdas con valores no nulos). Sólo se consignan las contribuciones relativas de las funciones ecosistémicas para los servicios ecosistémicos evaluados en el ejemplo de aplicación (ver Figura 4).

Servicios Ecosistémicos →		Funciones Ecosistémicas ↓																				
		Regulación climática	Protección / atenuación de inundaciones	Recarga de lagos y embalses	Mantenimiento capacidad hidroeléctrica	Recarga de acuíferos	Calidad aguas superficiales	Tratamiento efluentes (TE)	Calidad del acuífero	Calidad del aire	Producción agrícola	Producción ganadera	Producción maderas nativas	Producción bosques implantados	Capturas o producción pesca comercial	Provisión otras materias primas	Provisión germoplasma	Provisión de caza, pesca y recolección	Provisión de habitats spp. Amenazadas	Recreación	No uso	
1-	Secuestro de carbono en suelo																					
2-	Secuestro de carbono en biomasa																					
3-	Balace hídrico																					
4-	Control de erosión						1				0,6	0,3										
5-	Ciclado de nutrientes y detoxificación																					
7-	Protección de acuíferos por cobertura					1		1														
8-	Protección de aguas superficiales						1															
9-	Infiltración	1				1	0,3		0,6		1	1										
10-	Protección de ambientes costeros																					
11-	Regulación de poblaciones clave																					
12-	Mantenimiento de diversidad de especies																					
13-	Provisión de hábitats / especies amenazadas																					
14-	Formación de suelo																					
15-	Almacenaje de agua en suelo																					
16-	Atractividad del paisaje																					

En este caso, además de la provisión relativa de la sumatoria de los SE en los píxeles ocupados por pastizales, también se incluye la provisión conjunta de SE en las áreas cultivadas (Figura 3b). En este ejemplo, ante el desconocimiento de la valoración social de cada SE la provisión de los distintos SE se ponderó de manera equitativa y se la supone equivalente a la oferta de SE.

Debido a que la población humana presente en el área seleccionada es escasa y dispersa, a efectos de ilustrar el análisis de la capacidad de utilización de SE y de la vulnerabilidad ambiental de SE se simuló la presencia un núcleo poblacional (Figura 3c) con una distribución de densidades arbitraria. Para calcular los índices de capacidad de utilización de cada SE en cada píxel consideraron las funciones ecosistémicas más asociadas a cada servicio y con mayor capacidad de propagación espacial. Con ese criterio se consideró que dentro del sitio de estudio: a) el servicio de regulación de caudales e inundaciones se propaga de forma direccional siguiendo la pendiente del terreno, en correspondencia con la función de infiltración del agua de lluvia (y su complemento, la escorrentía superficial) con una extensión de cuatro píxeles, b) la influencia de la infiltración sobre la recarga de los acuíferos se propaga en forma isotrópica y con una mayor extensión (10 píxeles) que la influencia de la protección por cobertura, c) la propagación espacial del servicio de mantenimiento o mejoramiento de calidad de las aguas superficiales sigue la dirección de las pendientes y se asocia en mayor medida al control de erosión (4 píxeles) que a la infiltración, d) el SE de mantenimiento de la calidad del acuífero se propaga isotrópicamente dependiendo de la función de protección

por cobertura a una escala de 10 píxeles, y e) los SE de producción agrícola y de producción ganadera se propagan isotrópicamente con una extensión superior a la escala del sitio de estudio. Estos supuestos sobre el radio de propagación de las funciones asociadas y de la fracción de la población beneficiada (accesibilidad) fueron establecidos con el único propósito de ilustrar posibles resultados de la aplicación de este protocolo y dada su arbitrariedad, los resultados obtenidos a partir de su aplicación son sólo válidos para ese fin.

Los resultados muestran un contraste claro entre la distribución espacial de la oferta conjunta de SE (Figura 3b) y de su utilización (Figura 3c) debido a la influencia de los SE con menor propagación espacial en relación a la distribución espacial de la demanda. El mapa de vulnerabilidad (Figura 3d) permite identificar los sitios donde se conjuga una capacidad elevada de utilización de la oferta conjunta de SE pero una baja resiliencia, o en otros términos, una susceptibilidad alta a la pérdida de SE valorados y utilizados por la sociedad. En este caso, los sitios con mayor vulnerabilidad coinciden con los pastizales remanente próximos a la población, con baja resiliencia debido a su erodabilidad (pastizales serranos sobre las mayores pendientes) o con alta oferta del servicio de recarga y del servicio de protección de los acuíferos (i.e., pastizales remanentes en áreas más bajas) (Figura 3e).

## CONCLUSIONES Y PROYECCIONES

Los procesos de desarrollo socioeconómico conducen a una diferencia marcada entre las escalas espaciales y temporales dentro de las cuales se perciben las ganancias económicas y las pérdidas de los beneficios provistos por los ecosistemas a la sociedad (bienes y servicios ecosistémicos, SE). Con frecuencia, ese desajuste espacio-temporal en la expresión de beneficios y costos es argumentado como una de las principales causas de la pérdida progresiva y generalizada de SE que caracterizan a los patrones de desarrollo no sustentable (Cumming et al. 2006). El desajuste entre la escala de los procesos ecosistémicos subyacentes a la provisión sustentable de SE y la escala en la que generalmente operan las instituciones encargadas de reunir conocimiento, planificar, legislar e impulsar el desarrollo es otro factor que aumenta la vulnerabilidad de los SE (Folke et al. 2007).

La capacidad actual para orientar el desarrollo sustentable del territorio rural argentino se encuentra tanto o más limitada por el escaso nivel de integración y síntesis del conocimiento disponible sobre procesos y funciones ecosistémicas y sociales que por la necesidad de generar un conocimiento más profundo de esos procesos. El protocolo ECOSER intenta incorporar las valoraciones biofísicas y sociales de los ecosistemas y sus servicios al contexto de ordenamiento territorial, ofreciendo además una alternativa y/o complemento a las valoraciones estrictamente monetarias. Sin embargo, su aplicabilidad a la planificación del uso de la tierra depende aún de un trabajo y diálogo interdisciplinario y gubernamental que propicie en primer lugar la disponibilidad, accesibilidad y uso de la información básica. Esto es, la identificación de las necesidades de información específica, la utilidad de la información existente y la existencia de recursos que permitan generar información adecuada a las necesidades del contexto de ordenamiento territorial. De este modo, además de su utilidad como soporte para la toma de decisiones sobre la base del conocimiento disponible, mediante el reconocimiento de sus supuestos implícitos y explícitos, ECOSER puede ser usado para el reconocimiento de prioridades de investigación.

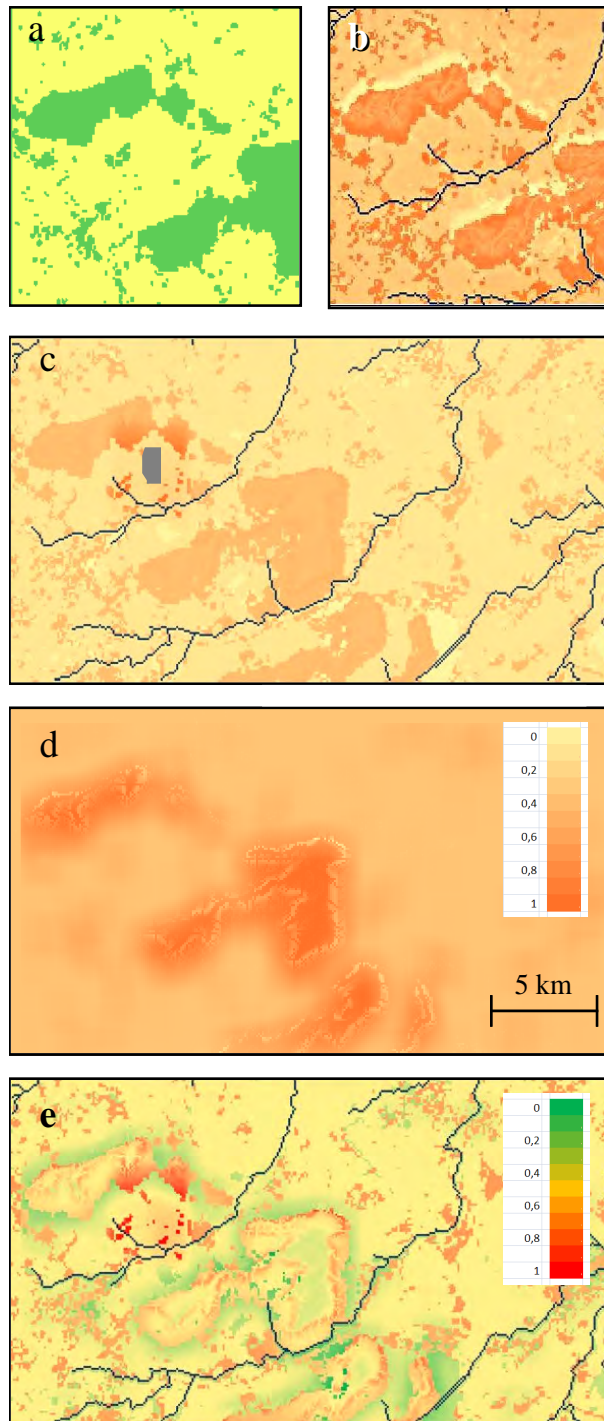


Figura 3. Distribución espacial de la vulnerabilidad a la pérdida de servicios ecosistémicos (SE) en un sector de transición entre la Pampa Deprimida y la Pampa Austral (e) y algunas de las capas de información que intervienen en su evaluación: a) cobertura de pastizales (en verde) y de cultivos (en amarillo), b) provisión conjunta de servicios ecosistémicos, c) índice de capacidad de utilización de la oferta de SE, y d) índice de resiliencia. Los parches de pastizal más grandes corresponden a pastizales serranos, las líneas oscuras corresponden a arroyos, y el polígono gris de la figura c) corresponde a un núcleo poblacional simulado. Todos los mapas expresan valores normalizados (0-1); la escala de la paleta de colores superior corresponde a los cuadros b), c) y d) y la escala inferior corresponde al cuadro e). Consultar la versión a color en el Cap. 33.

## **AGRADECIMIENTOS**

Este trabajo ha sido financiado por el INTA, la Universidad Nacional de Mar del Plata y el FONCyT (PICT04 No. 20-25532). Se agradecen los comentarios críticos de N. Maceira, O. Fernández, J. Paruelo, P. Balvanera, E. Viglizzo, G. Rótolo, M. Achinelli, S. Perucca, F. Acosta, L. D'Agnino, J. Volante y M.J. Mosciaro.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aller, L., T. Bennett, J. Lehr y R. Petty. 1985. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution. Pp. 157.
- Baillie, J.E.M., C. Hilton-Taylor y S.N. Stuart. 2004. IUCN Red List of threatened species. A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Balvanera, P., A. Pfisterer, N. Buchmann, J. He, T. Nakashizuka, et al. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146-1156.
- Batjes, N.H. 2005. ISRIC-WISE global data set of derived soil properties on a 0.5 by 0.5 degree grid (Version 3.0). Report.
- Bianchi, A. 2009. Atlas Climático Digital de la Republica Argentina. [www.inta.gov.ar/prorenea/info/resultados/atlas\\_climatico\\_arg/atlas\\_clima\\_arg.htm](http://www.inta.gov.ar/prorenea/info/resultados/atlas_climatico_arg/atlas_clima_arg.htm) (último acceso: 05/11/2010).
- Bianchi, F., C. Booij y T. Tscharntke. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273:1715-1727.
- Boletta, P.E., A.C. Ravelo, A.M. Planchuelo y M. Grilli. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management* 228:108-114.
- Booman, G., P. Littera, V. Comparatore y N. Murillo. 2009. Post-dispersal predation of weed seeds by small vertebrates: Interactive influences of neighbor land use and local environment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129:277-285.
- Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Boyd, J. y L. Wainger. 2003. Measuring Ecosystem Service Benefits: The use of landscape analysis to evaluate environmental trades and compensation. *Resources for the Future Discussion Paper:02-63*. [www.rff.org/documents/RFF-DP-02-63.pdf](http://www.rff.org/documents/RFF-DP-02-63.pdf) (último acceso: 05/11/2010)
- Bridgham, S., J. Megonigal, J. Keller, N. Bliss y C. Trettin. 2006. The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands* 26:889-916.
- Campbell, J., D. Walker, B. Smid y R. Baydack. 2005. Recreation habitat suitability indices: Key concepts and a framework for application in landscape planning. *Environments* 33:71-88.
- Carreño, L. y E.F. Viglizzo. 2007. Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina. Ediciones INTA, Buenos Aires. Argentina.
- Chan, K., R. Pringle, J. Ranganathan, C. Boggs, Y. Chan, et al. 2007. When agendas collide: Human welfare and biological conservation. *Conservation Biology* 21:59-68.

- Cork, S.J. y W. Proctor. 2005. Implementing a Process for Integration Research: Ecosystem Services Project, Australia. *Journal of Research Practice* 1.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Cumming, G., D. Cumming y C. Redman. 2006. Scale mismatches in social-ecological systems: Causes, consequences, and solutions. *Ecology and Society* 11. Di Bella, C. y J. Paruelo. 2010. Estimación de la evapotranspiración real en la Región Pampeana. [www.evapotranspiracion.org.ar](http://www.evapotranspiracion.org.ar) (último acceso: 04/11/2010).
- de Groot, R.S., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.
- Dodgson, J., M. Spackman, A. Pearman y L. Phillips. 2001. *Multi-Criteria Analysis: a Manual*. DETR, Rotherham, UK.
- Dosskey, M.G., M.J. Helmers, D.E. Eisenhauer, T.G. Franti y K.D. Hoagland. 2002. Assessment of concentrated flow through riparian buffers. *Journal of Soil and Water Conservation* 57:336-343.
- Egoh, B., B. Reyers, M. Rouget, D. Richardson, D. Le Maitre, et al. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127:135-140.
- Euliss, N.H., R.A. Gleason, A. Olness, R.L. McDougal, H.R. Murkin, et al. 2006. North American prairie wetlands are important nonforested land-based carbon storage sites. *Science of the Total Environment*, 361:179-188.
- Fisher, B. y K. Turner. 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141:1167-1169.
- Fisher, B., R. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Folke, C., L. Pritchard Jr., F. Berkes, J. Colding y U. Svedin. 2007. The problem of fit between ecosystems and institutions: Ten years later. *Ecology and Society* 12.
- Global Soil Data Task Group. 2000. *Global Gridded Surfaces of Selected Soil Characteristics (IGBP-DIS)*. [Global Gridded Surfaces of Selected Soil Characteristics (International Geosphere-Biosphere Programme - Data and Information System)]. Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, EE.UU. [www.daac.ornl.gov](http://www.daac.ornl.gov) (último acceso: 04/11/2010).
- Goetz, S., A. Baccini, N. Laporte, T. Johns, W. Walker, et al. 2009. Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. *Carbon Balance and Management* 4:2.

- Hauer, F. y R. Smith. 1998. The hydrogeomorphic approach to functional assessment of riparian wetlands: Evaluating impacts and mitigation on river floodplains in the U.S.A. *Freshwater Biology* 40:517-530.
- INTA y Aeroterra S.A. 1995. Atlas de Suelos de la República Argentina. Sistema de Información Geográfico. CD.
- IUCN. 2009. The IUCN Red List of Threatened Species. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) (último acceso: 05/11/2010).
- Janssens, I.A., A. Freibauer, B. Schlamadinger, R. Ceulemans, P. Ciais, et al. 2005. The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale—a European case study. *Biogeosciences* 2:15-26.
- Jansson, A., C. Folke, J. Rockström y L. Gordon. 1999. Linking freshwater flows and ecosystem services appropriated by people: The case of the Baltic Sea drainage basin. *Ecosystems* 2:351-366.
- Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10:423-436.
- Kaltenborn, B.P. y T. Bjerke. 2002. Associations between environmental value orientations and landscape preferences. *Landscape and Urban Planning* 59:1-11.
- King, D.M. 1996. Comparing ecosystem services and values. US Department of Commerce. [www.darrp.noaa.gov/library/pdf/kingpape.pdf](http://www.darrp.noaa.gov/library/pdf/kingpape.pdf) (último acceso: 06/11/2010).
- King, D.M. y L. Wainger. 1999. Assessing the Economic Value of Biodiversity Using Indicators of Site Conditions and Landscape Context. University of Maryland Center for Environmental Science. [www.ecosystemvaluation.org](http://www.ecosystemvaluation.org) (último acceso: 04/11/2010).
- Kleijnen, J. 1979. Regression Metamodels for Generalizing Simulation Results. *Systems, Man and Cybernetics, IEEE Transactions* 9:93-96.
- Kliskey, A.D. 2000. Recreation terrain suitability mapping: a spatially explicit methodology for determining recreation potential for resource use assessment. *Landscape and Urban Planning* 52:33-43.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.
- Laterra, P., M.E. Orúe, K.D. Zelaya, G. Booman y F. Cabria 2009. Jerarquización y mapeo de pastizales según su provisión de servicios ecosistémicos. Pp. 128-136 en: Pillar, V.D., S.C. Müller, Z.M. Castilhos y A.V.A. Jacques (eds.). *Campos Sulinos*. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília. Brasil.



- Montgomery, D.R. y E.E. Wohl. 2004. Rivers and riverine landscapes. *Developments in Quaternary Science* 1:221-245.
- Muñoz-Cárpena, R. y J. Parsons. 2003. VFSSMOD-W. Vegetative Filter Strips Hydrology and Sediment Transport Modelling System. Model documentation & users manual version 2.x.
- Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R. Green, et al. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:9495-9500.
- Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, et al. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:4-11.
- Odum, H. y E. Odum. 2000. The energetic basis for valuation of ecosystem services. *Ecosystems* 3:21-23.
- Orúe, M.E., P. Laterra y F. Cabria. 2007. Expansión de la frontera agrícola en Argentina y erosión hídrica: mapas de riesgo utilizando el modelo USLE con apoyo de SIG. Pp. 185-192 en: Rivas, R., A. Grisotto y M. Sacido (eds.). *Teledetección. Hacia un Mejor Entendimiento de la Dinámica Global*. Editorial Martín, Mar del Plata. Argentina.
- Parkyn, S. 2004. Review of riparian buffer zone effectiveness. MAF technical paper No. 2004/05. [www.maf.govt.nz/mafnet/rural-nz/sustainable-resource-use/resource-management/review-riparian-buffer-zone-effectiveness/index.htm](http://www.maf.govt.nz/mafnet/rural-nz/sustainable-resource-use/resource-management/review-riparian-buffer-zone-effectiveness/index.htm) (último acceso: 05/11/2010).
- Paruelo, J.M., E.G. Jobbágy y O.E. Sala. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* 4:683-698.
- Paruelo, J.M., J.P. Guerschman y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14-23.
- Plummer, M.L. 2009. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:38-45.
- Post, W.M. y K.C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6:317-327.
- Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool y D.C. Yoder. 1996. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE), USDA Agriculture Handbook Number 703. Washington, D.C. EE.UU.
- Rockström, J., L. Gordon, C. Folke, M. Falkenmark y M. Engwall. 1999. Linkages among water vapor flows, food production, and terrestrial ecosystem services. *Ecology and Society* 3.
- Rodríguez, R., G. Cazenave y G. Galvani. 2009. SIG de Estadísticas Agroclimáticas. Serie 1971-2000. [geointa.inta.gov.ar/SIGAGROC](http://geointa.inta.gov.ar/SIGAGROC) (último acceso: 03/11/2010).

- Rótolo, G. y C. Francis. 2008. Los servicios ecosistémicos en el "corazón agrícola" de Argentina. Ediciones INTA - Miscelánea 44. Buenos Aires. Argentina.
- Ruesch, A. y H.K. Gibbs. 2008. New IPCC Tier-1 Global Biomass Carbon Map for the Year 2000. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. [cdiac.ornl.gov](http://cdiac.ornl.gov) (último acceso: 05/11/2010).
- Saaty, T.L. 2006. Rank from comparisons and from ratings in the analytic hierarchy/network processes. *European Journal of Operational Research* 168:557-570.
- SAGyP - INTA - Proyecto PNUD ARG/85/019. Con la participación del Instituto de Suelos y EEAs del INTA. Versión Digital Corregida, Revisada y Aumentada (Versión 1.0): Cruzate, G., L. Gómez, M.J. Pizarro, P. Mercuri y S. Banchemo. Suelos de la República Argentina. [geointa.inta.gov.ar/node/11/id%3D15](http://geointa.inta.gov.ar/node/11/id%3D15) (último acceso: 03/11/2010).
- Scott, M.J., G.R. Bilyard, S.O. Link, C.A. Ulibarri, H.E. Westerdahl, et al. 1998. Valuation of Ecological Resources and Functions. *Environmental Management* 22:49-68.
- Sheldon, D., T. Hruby, P. Johnson, K. Harper, et al. 2005. Wetlands in Washington State. Washington State Dept. of Ecology: Washington Dept. of Fish and Wildlife. [www.ecy.wa.gov/biblio/0506006.html](http://www.ecy.wa.gov/biblio/0506006.html) (último acceso: 05/11/2010).
- Trepel, M. y L. Palmeri. 2002. Quantifying nitrogen retention in surface flow wetlands for environmental planning at the landscape-scale. *Ecological Engineering* 19:127-140.
- U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. 2007. National Soil Survey Handbook, title 430-VI. [soils.usda.gov/technical/handbook/](http://soils.usda.gov/technical/handbook/) (último acceso: 04/11/2010).
- Van Noordwijk, M., J. Poulsen y P. Ericksen. 2004. Quantifying off-site effects of land use change: Filters, flows and fallacies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:19-34.
- Vanslebrouck, I. y G. Van Huylenbroeck. 2003. The demand for landscape amenities by rural tourists. Pp. 83-99 en: Van Huylenbroeck, G., y G. Durand (eds.). *Multifunctional Agriculture: A New Paradigm for European Agriculture and Rural Development*. Ashgate, Aldershot.
- Viglizzo, E. y F. Frank. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.
- Wallace, K.J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246.
- Wang, Z., B. Zhang, S. Zhang, X. Li, D. Liu, et al. 2006. Changes of land use and of ecosystem service values in Sanjiang Plain, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment* 112:69-91.
- Willis, K.G., y G.D. Garrod. 1993. Valuing Landscape: a Contingent Valuation Approach. *Journal of Environmental Management* 37:1-22.

- Wilson, M. y R. Howarth. 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: Establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics* 41:431-443.
- Wischmeier, W.H. y D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning Agriculture Handbook No 537. US Department of Agriculture, Washington, D.C. EE.UU.
- Woodruff, N.P. y F.H. Siddoway. 1965. A Wind Erosion Equation. *Soil Science Society of America Proceedings* 29:602-608.
- Zak, M., M. Cabido y J. Hodgson. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120:589-598.

# Capítulo 17

## **CAMBIO Y EFICIENCIA DE USO DEL TERRITORIO EN EL CHACO ARGENTINO: EL CONFLICTO ENTRE PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS Y CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA EN DISTINTAS ESCALAS**

---

H. Ricardo Grau<sup>1,2</sup>, N. Ignacio Gasparri<sup>1,2</sup> y Marcelo A. Gasparri<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Ecología Regional, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Tucumán. C. C. 34, (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina. Email Grau: chilograu@gmail.com - <sup>2</sup>CONICET. <sup>3</sup>Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Argentina.

**Resumen.** La búsqueda de un balance entre la producción de alimentos y la conservación de la naturaleza sintetiza muchos de los conflictos entre los diferentes usos del territorio. En el Chaco Semiárido, estos conflictos se reflejan en procesos de cambio acelerados. El oeste de la zona, el Chaco Salteño, ha experimentado la deforestación de más de 1 millón de ha, despoblación rural y desintensificación de la ganadería tradicional en puestos sobre más de 5 millones de ha de bosque. Este proceso aumentó de manera significativa la productividad de alimentos y disminuyó la presión sobre ambientes seminaturales no deforestados. En contraste, en el este del Chaco Semiárido (oeste de Chaco y Formosa) las políticas gubernamentales favorecieron la expansión e intensificación de los puestos, lo que implica una progresiva y extensa degradación ambiental con niveles persistentemente bajos de producción de alimentos. En Formosa, un modelo de optimización de asignación de recursos permite observar que para cumplir las metas gubernamentales de aumento de la producción ganadera, la normativa vigente que impide deforestar más de 50% de cada propiedad, contribuye a aumentar los conflictos sociales y reducirá el valor conservacionista del bosque. Sobre la base de estos ejemplos, postulamos que para optimizar el balance entre la conservación de la naturaleza y la producción de alimentos es necesario analizar su interacción en escalas espaciales extensas, y considerar que la agricultura moderna asociada a toma de decisiones orientadas por el mercado puede contribuir al uso eficiente del territorio.

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas son afectados por la creciente demanda de “servicios ecosistémicos”, es decir, de las distintas maneras en que la humanidad puede beneficiarse del funcionamiento de los ecosistemas: producción de alimentos, fibras, conservación de la biodiversidad, captación de carbono atmosférico, conservación de suelos, polinización, control de plagas y enfermedades, regulación de regímenes hidrológicos, etc. (DeFries et al. 2004). Esta diversidad de servicios ecosistémicos potenciales implica que para realizar un balance de costos y beneficios de los cambios de uso del territorio tendientes a su optimización, es necesario realizar cálculos complejos, basados sobre información inexistente y difícil de obtener para cada ecosistema.

Sin embargo, una buena parte de esta complejidad y diversidad de servicios puede reducirse a las dimensiones más significativas que impliquen conflictos más notorios. En muchos ecosistemas, la conservación de la estructura de la vegetación natural (por lo general asociada a una biodiversidad mayor) entra en conflicto con la producción de alimentos en sistemas agrícola-ganaderos modernos, que se basan sobre una simplificación e industrialización del uso de la tierra (e.g., plantaciones de soja basadas sobre cultivos transgénicos, producción ganadera a base de pasturas artificiales). Son sistemas donde se produce el grueso de los alimentos del planeta. Este conflicto es clave para la toma de decisiones ya que los aumentos en la producción de alimentos por lo común determinan la reducción en áreas naturales ricas en biodiversidad (Mattison y Norris 2005, Green et al. 2005). Por otro lado, esta dimensión del conflicto captura una buena parte de la variación en los otros servicios. Por ejemplo, deterioros de suelo, control de plagas o polinización, en el mediano o largo plazo deberían verse reflejados en deterioros de la productividad de alimentos. Y la conservación de la biodiversidad en general co-varía con la conservación de biomasa y la regulación de ciclos hidrológicos (DeFries et al. 2004).

El Chaco es una de las ecorregiones neotropicales que conserva extensiones grandes no transformadas a agricultura. Sin embargo, estas áreas extensas distan de ser bosques prístinos, dado que desde principios del siglo XX han sido alterados de forma severa por la ganadería extensiva, la extracción de madera, leña y carbón, y por la caza de subsistencia (muy asociada a la ganadería extensiva) (Bucher y Huszar 1999). Además, durante las últimas cuatro décadas, la ecorregión ha experimentado un proceso de deforestación acelerado. El aumento de las precipitaciones regionales, los avances en la tecnología agrícola (incluyendo la siembra directa y la incorporación de cultivares de soja resistentes a herbicidas de amplio espectro) y la creciente demanda global de alimentos han favorecido que millones de hectáreas de bosque chaqueño hayan sido transformadas a la agricultura moderna en los últimos 30 años (Gasparri et al. 2008). Este nuevo proceso de cambio implica que el conflicto entre la producción de alimentos y la conservación de la naturaleza se superpone con un conflicto entre productores modernos capitalistas (orientados a economías globales de mercado) y productores tradicionales (con economías mixtas entre subsistencia y mercados locales). Entre estos últimos se encuentran varias de las principales poblaciones indígenas de Argentina, caracterizadas por niveles de marginalidad y pobreza elevados.

En este artículo presentamos dos estudios de caso en los que se consideran los conflictos potenciales derivados de los cambios recientes y esperables para el futuro cercano en el uso del territorio, y que tratan de contribuir a la búsqueda de soluciones de compromiso que maximicen los beneficios en términos de producción de alimentos y conservación de la naturaleza.

## **AJUSTE AGRÍCOLO-GANADERO EN EL CHACO: TENDENCIAS EN PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS Y CONSERVACIÓN DEL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO**

Desde principio de los años '70, el proceso más dramático de cambio de uso y cobertura del territorio en el Chaco ha sido la deforestación para expansión de cultivos anuales (e.g., porotos, trigo, maíz, sorgo, y en su mayoría, soja). Esto ha implicado la eliminación de casi 6 millones de hectáreas de bosque chaqueño en el subtropico de Argentina durante ese período (Gasparri et al. 2008). El sector norte del Chaco argentino (este de la Provincia de Salta, norte de Santiago del Estero, oeste de Chaco y Formosa) comprende 13 millones de hectáreas de la ecorregión chaqueña; esta ecorregión se caracteriza por su elevada biodiversidad, y en consecuencia, por albergar zonas de gran valor conservacionista (TNC y FVS 2008). Aunque más remota en lo geográfico y marginal en lo socioeconómico, esta porción del Chaco ha experimentado procesos similares al resto de la ecorregión durante las últimas décadas. Desde principios de los años '70 se ha producido una expansión agrícola fuerte sobre el bosque (Grau et al. 2005a, Boletta et al. 2006). La expansión de la soja es el principal motor de la deforestación en el área, y esto ha llevado a que sea percibida como una amenaza ambiental importante (Grau et al. 2005b).

La situación del sector norte del Chaco argentino es representativa de procesos característicos de cambios de uso del territorio, movilizadas por la globalización socioeconómica. El grueso de la producción sojera de la región se exporta a China, donde se la usa para alimentos de granja destinados a satisfacer la creciente demanda de proteína animal asociada al aumento del nivel adquisitivo de la población. Otro subproducto muy importante es el aceite vegetal para alimentación humana, típicamente fuera de Argentina. Tomando estos procesos como referencia, y con el objetivo de evaluar la influencia de estos cambios en la eficiencia de uso del territorio (tanto en términos de producción de alimento como de conservación de la naturaleza (Grau et al. 2008), realizamos un análisis de cambio de uso y cobertura del territorio en la región entre principios de la década de 1970 y 2001. Para el análisis, dividimos la región en dos subsectores (Figura 1): el sector oeste (Departamentos San Martín, Rivadavia, Orán, Anta, Metán y Rosario de la Frontera en Salta, y Departamento Pellegrini, en Santiago del Estero) es característico de procesos de cambios de uso del territorio gobernados fuertemente por la economía global de mercado; no existen políticas gubernamentales de colonización, y la expansión agrícola no tiene mayores restricciones legales. En contraste, el sector este del área de estudio (Departamentos Lista, Matacos y Bermejo en Formosa; oeste de los Departamentos Güemes y Brown en Chaco; y Departamentos Copo y Alberdi en Santiago del Estero), fueron menos afectados por la expansión agrícola, experimentaron políticas gubernamentales de fomento de la inmigración para ganadería (principalmente en la Provincia de Chaco) y tienen asentamientos importantes de comunidades indígenas (principalmente, la Provincia de Formosa). El análisis se enfocó en dos tipos principales de uso agrícola ganadero: la agricultura moderna, cuantificada como área deforestada, y la ganadería extensiva a monte, cuantificada sobre la base de los puestos ganaderos, que se pueden observar con facilidad en la imágenes satelitales Landsat.

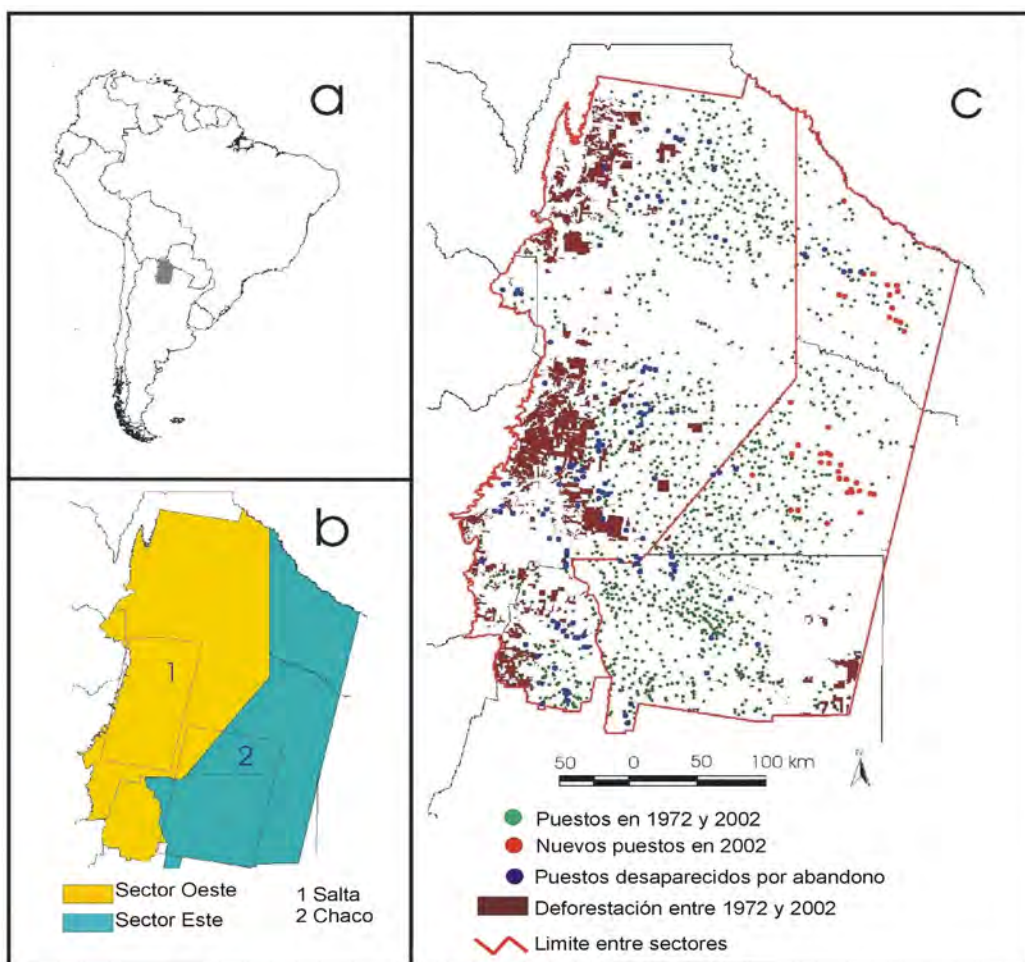


Figura 1. (a) Ubicación del estudio de caso 1; (b) ubicación de los sectores este y oeste del análisis, indicando zonas de análisis más detallado de cambio en los tamaños de puestos; (c) mapeo de puestos nuevos, desaparecidos y que permanecieron entre principios de los 70 y 2001 (Modificado de Grau et al. 2008). Consultar la versión a color en el Cap. 33.

Los resultados del análisis de imágenes satelitales y estadísticas gubernamentales mostraron que las dos subregiones difieren mucho en los patrones de cambio de uso del territorio durante el período de estudio. En la región este (menos afectada por la expansión agrícola) se abandonaron 25 puestos ganaderos, pero se agregaron 39 puestos nuevos. Además, en un análisis detallado de un sector del área de estudio (Figura 1b) se observó que 63% de los puestos ganaderos del sector este aumentaron su área de influencia o intensa degradación ambiental (cuantificada como la superficie de suelo desnudo en las imágenes Landsat). En contraste, en el sector oeste la expansión agrícola implicó la eliminación de algo menos de un millón de hectáreas de bosque; pero en los 6 millones de ha de bosque remanente, los puestos ganaderos se redujeron en número y tamaño del área intensamente afectada (Figura 1, Tabla 1). Las estadísticas ganaderas reflejan el mismo proceso. Mientras la cantidad de cabezas de ganado se incrementó en 131% en los departamentos del sector este, en el sector oeste se redujo en 5%; además, en este sector, las pasturas implantadas aumentaron en 91000 ha. Esto refleja un proceso de intensificación de la producción ganadera que también tiende de forma progresiva a incorporar más forrajes derivados de cultivos (e.g., maíz y sorgo). La demografía humana también difirió. En el oeste, la



reducción en el número de puestos se asoció con una reducción de 4% en la población rural de los departamentos considerados, mientras que en los departamentos del sector este, la población rural aumentó 17% (Tabla 1). Estos cambios en uso del territorio y en la demografía humana tuvieron impactos importantes en la eficiencia de producción de alimentos. En el sector oeste, el incremento de la superficie agrícola dominada por la soja llevó al área a una productividad media de 65.6 kg de proteínas por ha, comparado con sólo 8.4 kg/ha en el sector este. Si suponemos que toda la producción agrícola se destina a alimento de cerdos (el uso más generalizado de la soja de exportación), el sector oeste, en promedio, produce más del triple por hectárea que el sector este, en términos de “producción potencial de carne” (Tabla 1).

*Tabla 1. Cambios en los dos sectores de análisis (Grau et al. 2008). Las cabezas de ganado se expresan en unidades animales (combinando distintos tipos de ganado). La productividad de proteínas promedia para cada sector la producción estimada de los distintos cultivos y manejos ganaderos, ponderados por el área que ocupan. La producción potencial promedio de carne considera producción vacuna en el área de estudio, y alimentación de porcinos mediante productos agrícolas. Los datos de estadísticas gubernamentales se refieren a la totalidad de los Departamentos que incluyen el área de estudio.*

Variable	Sector oeste	Sector oeste
Área (ha)	7475683	5954263
Nuevos puestos	0	39
Puestos abandonados	99	25
Puestos aumentando tamaño	8%	63%
Puestos reduciendo tamaño	91%	34%
Cabezas de ganado 1960	523000	446000
Cabezas de ganado 2001	496000	1077000
Pasturas 1960 (ha)	19000	4500
Pastura 2001 (ha)	110000	13000
Población rural 1970	113500	68200
Población rural 2001	108679	79600
Deforestación	808521	55073
Productividad promedio de proteínas (kg/ha)	65.6	8.4
Productividad potencial promedio de carne (kg de peso vivo/ha)	54.1	16.7

En síntesis, el sistema de producción sobre la base de puestos, que degrada de manera severa la vegetación (Blanco et al. 2005) y la diversidad de macromamíferos (Altritcher y Boaglio 2004), es muy ineficiente para producir alimentos. Por ejemplo, para producir la cantidad de carne que hoy producen los 4.7 millones de ha circundantes a los puestos ubicados a menos de 5 km de distancia, sólo se requieren 150000 ha de soja. Por otra parte, en el sector donde se expande la agricultura moderna (que genera una producción de alimentos mucho mayor) parece experimentar una disminución de la intensidad del uso ganadero, expresado en la densidad de puestos. Seguramente, esto implica una reducción en el deterioro ambiental producido por la ganadería extensiva y la caza de subsistencia. El estudio muestra que el Chaco Semiárido puede estar experimentando un proceso de “ajuste agrícola” (según Mather y Needle 1998), donde la producción se concentra en los sitios más productivos (en este caso, reflejados como sitios de mayores precipitaciones) (Grau et al. 2005), mientras que las áreas marginales para la producción

sufren una baja en su nivel de intensidad y provee oportunidades potenciales para restauración y conservación de la naturaleza. El estudio no considera otros factores que deberían analizarse para tener una visión mas completa de uso del territorio (e.g., degradación de suelos por agricultura, contaminación hídrica y atmosférica por agroquímicos y fertilizantes, o efectos de largo plazo en las napas freáticas). Sin embargo, los patrones observados sugieren que la agricultura moderna puede jugar un rol importante en el logro de un balance entre la conservación de la naturaleza y la producción de alimentos para una población global en crecimiento.

El caso particular del este salteño presenta algunos interrogantes. La disminución en la intensidad ganadera observada en el oeste de Salta ¿es un proceso de largo plazo? ¿O es, en cambio, sólo un estado transitorio hacia un reemplazo total por sistemas agrícolas modernos? Esto depende de muchas variables, pero dos de los aspectos potencialmente influyentes en este sentido son el futuro de la ganadería tecnificada sobre la base de pasturas artificiales y el rol del gobierno sobre la expansión de la frontera agropecuaria. Los datos sobre deforestación en el este de Salta durante el periodo 2002-2007 indican una aceleración fuerte de la deforestación, fomentada por factores económicos y políticos (Gasparri y Grau 2009). Esto sugiere que la deforestación continuará avanzando, al menos en los próximos años. En la siguiente sección exploramos cómo la expansión de la ganadería moderna en Formosa puede generar conflictos por el uso del espacio según la escala en la cual se diseñan las políticas territoriales.

## **MODELANDO CONFLICTOS ENTRE USO FORESTAL TRADICIONAL POR COMUNIDADES CAMPESINAS Y EXPANSIÓN AGROGANADERA EN FORMOSA**

Como reacción a esta dicotomía de producción de alimentos vs. conservación de la naturaleza han surgido diferentes posturas político-económicas que buscan conjugar ambos aspectos en la implementación de regulaciones sobre la expansión de las actividades agropecuaria. Una de las aproximaciones que se señala como necesarias para resolver los conflictos emergentes es el ordenamiento territorial participativo. Este método aborda el problema en la escala regional y también en un nivel institucional alto (gobiernos provinciales y nacionales). El ordenamiento territorial es un enfoque promisorio, pero buena parte de los intentos de implementación tienden a subestimar algunos problemas. En primer lugar, el ordenamiento territorial implica que habrá sitios (propiedades) dedicados por completo a la conservación, y otros sitios destinados enteramente a la producción. Los propietarios inhabilitados para la producción pueden reclamar compensaciones por los costos de oportunidad, lo que requiere transferencias de recursos y esquemas impositivos y de subsidios complejos. En segundo lugar, la eficacia de los procesos participativos puede debilitarse por asimetrías en el acceso al poder de distintos grupos y actores sociales. Por último, los ordenamientos requieren un insumo considerable de información sobre el estado de los recursos naturales, que en muchas ocasiones no está disponible.

Como alternativa a los ordenamientos territoriales es común que se trate de resolver el problema en la escala de propiedad. Así, se establecen reglamentaciones referentes a los patrones locales de deforestación (retención de parches o corredores de vegetación natural) y/o a la proporción de cada propiedad que puede ser transformada a la actividad productiva. Este tipo de medidas se utiliza en varias provincias de Argentina (i.e., Formosa y Santiago del Estero), y es la base de

la reglamentación para la deforestación en Brasil. Esta clase de política territorial es de más fácil legislación, implementación, control, y se presenta como equitativa para el sector productivo al no discriminar las limitaciones de uso según ubicación geográfica. Esta política se basa sobre las superficies a conservar, pero de manera más o menos independiente de su localización geográfica. En consecuencia, descansa parcialmente sobre un supuesto (falso) de similitud espacial (localización y configuración) en la capacidad de prestar servicios ambientales.

Las consecuencias de esta última aproximación para la regulación de la expansión agropecuaria fueron analizadas en el oeste de la Provincia de Formosa (Gasparri 2008). En esa provincia, la principal actividad económica es la cría de ganado bajo monte y en pastizales naturales, con una capacidad de carga en los sitios más aptos de 0.1 y 0.4, respectivamente. Estos valores están por debajo de los estándares modernos de productividad ganadera como consecuencia de la baja productividad primaria accesible para el ganado y de las difíciles condiciones de manejo (Glatze 2000). Para incrementar la producción ganadera, el gobierno de la Provincia de Formosa lanzó un plan ganadero con el objetivo de duplicar las existencias de ganado en toda la provincia (hoy en día, 1.3 millones de cabezas, de las cuales casi 500000 están situadas en los departamentos del oeste), promoviendo la mejora de la sanidad animal, la implantación de pasturas y la construcción de mataderos y otra infraestructura. A su vez, se han asumido ciertos compromisos para la conservación del ambiente y el reconocimiento de los derechos de los pueblos aborígenes de la región. La provincia inició la zonificación de sus bosques para adherirse a la nueva legislación de bosques nativos. Sin embargo, hasta el presente la reglamentación vigente (decreto provincial N° 51) sólo establece que en "suelos con aptitud silvopastoril" puede desmontarse hasta un 50% de la superficie de monte para la siembra de pasturas.

Se elaboró un modelo de programación lineal multiobjetivo ("Goal Programming") (Buongiorno y Gilles 2003) para evaluar los costos ambientales necesarios para alcanzar la meta productiva propuesta, bajo dos esquemas alternativos de regulación de la deforestación (con y sin restricción en el nivel de predio). Este modelo permite calcular la asignación óptima de la superficie bajo distintos usos para cumplir con varios objetivos a la vez. En este caso el modelo busca la forma de alcanzar la meta productiva (cabezas de ganado), alejándose lo menos posible de la situación actual (es decir deforestando lo menos posible y minimizando el efecto negativo sobre áreas prioritarias y/o de uso tradicional). El modelo incluyó un gradiente de producción asociado a las características del suelo y a su aptitud para la implantación de pasturas. Para describir este gradiente de manera cuantitativa se utilizó el índice de productividad de las diferentes unidades cartográficas del Atlas de Suelos de la República Argentina correspondientes a la Provincia de Formosa. Este índice representa una proporción del rendimiento máximo potencial de los cultivos más comunes y ecotípicamente adaptados a la región bajo un determinado nivel de manejo. En el caso de las pasturas implantadas, tomando como referencia a Glatze (2000), se estableció una carga animal ideal (1.1 UA/ha) (UA=unidades animales) y se le asignó máximo valor del índice de productividad encontrado en el área de estudio. Las cargas animales se ajustaron de manera lineal descendiente para los valores más bajos del índice. Es decir que si el valor del índice de productividad es un 50% más bajo que el máximo observado, entonces la carga animal también será un 50% inferior. De forma análoga se trató a la carga animal en bosque y pastizales, tomando como cargas animales de referencia 0.1 UA/ha y 0.4 UA/ha, respectivamente (Gasparri 2008).

Si bien en el modelo se incluyeron varios aspectos ambientales, aquí se hará referencia a la superficie deforestada total y en áreas de interés para la conservación o uso tradicional de las

comunidades Wichi. Por tradición, el pueblo Wichi realizaba un uso de los recursos basado sobre la caza y recolección de productos del bosque (e.g., chaguar o algarroba). La utilización de los recursos era función de la movilidad para acceder a diferentes unidades del paisaje según la época del año. En la actualidad, las comunidades se encuentran dispersas a lo largo de todo el territorio de la provincia y, en general, ocupan áreas comunales con títulos de propiedad asignados por la administración pública. Si bien estas propiedades no están exentas de los procesos de degradación de los recursos, por lo general se encuentran en mejor estado de conservación que las áreas circundantes. La disponibilidad de superficies se estimó a partir de procedimientos de sistemas de información geográfica (SIG), empleando coberturas de tipo de vegetación, áreas prioritarias para la conservación identificadas por diferentes iniciativas (AICAS de Birdlife, Gran Chaco Americano de Fundación Vida Silvestre y TNC) y mapa de comunidades Wichis incluyendo el área de influencia definida como 5 km a la redonda de cada comunidad. Los cálculos fueron realizados para distintas metas productivas (cabezas de ganado) bajo los supuestos de aplicación y no aplicación de la restricción en el nivel de propiedad.

Los resultados mostraron que sin la aplicación de la restricción de 50% de la propiedad, la región puede alcanzar una meta máxima de 1.5 millones de cabezas mediante la implantación de pasturas que elevan la productividad hasta 1.1 UA/ha en los lugares más aptos. Para ello es necesario deforestar 1.63 millones de ha (0.61 millones ha en sitios valiosos para la conservación), pero no es necesario realizar ganadería de monte o remplazar bosques de uso comunal. Además, sólo se afectarían con ganadería extensiva 0.5 millones de ha de pastizales naturales. Para alcanzar la misma meta productiva aplicando la restricción del 50% en cada propiedad, la producción ganadera debe desplazarse hacia las zonas menos productivas del oeste por no existir espacio suficiente en el este. El área que es preciso deforestar es similar (1.58 millones de ha), pero aumenta 25% la deforestación necesaria en sitios valiosos para la conservación (0.86 millones de ha), se deben deforestar 20000 ha en tierras comunales, y se hace necesaria la ganadería de

monte (1.02 millones de ha) y sobre pasturas naturales, afectando con ganadería extensiva 1.5 millones de ha (Tabla 2).

Tabla 2. Resultado del modelo donde se indican las superficies necesarias de los diferentes usos para obtener metas crecientes de producción (cabezas de ganado). Los resultados representan la forma de cumplir con las metas productivas alejándose lo menos posible de la situación de referencia (i.e., no deforestar y no hacer ganadería extensiva).

\* La superficie total de pasturas implantadas en áreas deforestadas incluye las áreas de uso comunal, áreas prioritarias y áreas sin conflicto identificado.

Escenario	Usos para producción ganadera	Cabezas de ganado						
		250000	500000	750000	1000000	1250000	1500000	1565000
Sin restricción	Pasturas implantadas en áreas deforestadas (Total) * (ha)	158409	402391	741341	1004975	1349995	1638357	1749838
	Pasturas implantadas en áreas prioritarias deforestadas (ha)	0	0	8989	198071	342818	610378	628701
	Pasturas implantadas en áreas de uso comunal deforestadas (ha)	0	0	0	0	0	0	0
	Bosque con ganadería extensiva (ha)	0	0	0	0	0	0	0
	Bosque sin ganadería extensiva (ha)	3094418	2850436	2511486	2247852	1902832	1614470	1502989
	Pastizales naturales con ganadería extensiva (ha)	303439	445347	463754	463754	470824	508748	528112
	Pastizales naturales sin ganadería extensiva (ha)	1233993	1092085	1073678	1073678	1066608	1028684	1009320
Con restricción	Pasturas implantadas en áreas deforestadas (Total) * (ha)	144225	446311	748566	1074230	1319630	1582760	1626414
	Pasturas implantadas en áreas prioritarias deforestadas (ha)	0	45821	245491	499960	700701	859710	877859
	Pasturas implantadas en áreas de uso comunal deforestadas (ha)	0	0	0	0	0	19445	57617
	Bosque con ganadería extensiva (ha)	0	0	4485	215994	429451	102200	1626413
	Bosque sin ganadería extensiva (ha)	3108602	2806516	2499776	1962603	1503746	567867	0
	Pastizales naturales con ganadería extensiva (ha)	404561	463754	487599	546043	977923	1490360	1537432
	Pastizales naturales sin ganadería extensiva (ha)	1132872	1073678	1049833	991389	559509	47072	0

Los resultados sugieren que la restricción a la deforestación en el nivel de propiedad no representa diferencias importantes en la superficie total deforestada para obtener la misma meta productiva, pero propicia una asignación ineficiente del uso de la tierra en la escala regional al fomentar más deforestación en sitios con conflictos de uso. Se disminuyen los servicios ecosistémicos del bosque para las comunidades indígenas en particular y para la sociedad en general. Adicionalmente, aunque el modelo empleado no es espacialmente explícito, resulta fácil inferir que para superficies similares deforestadas, la aplicación de la restricción de 50% en el nivel de propiedad generará un paisaje de bosque más fragmentado y, por lo tanto, con mayores limitantes respecto a sus funciones de conservación.

Aunque los resultados son dependientes de los supuestos del modelo y del nivel de ajuste que pueda tener con los sistemas reales, el trabajo sirve para mostrar con claridad que una medida que busca proteger los recursos naturales en la escala local puede terminar siendo contraproducente en escalas más extensas (regional), en especial cuando están presente gradientes productivos. Para lograr un uso eficiente del territorio no se deberían realizar extrapolaciones directas de una escala a otra, y es ineludible abordar la planificación a escalas regionales o de paisaje.

## CONCLUSIONES

La creciente demanda de alimento derivada del aumento de población y consumo obliga a buscar soluciones de compromiso entre los distintos servicios ecosistémicos. El conflicto más significativo tiene lugar entre la producción de alimentos y la conservación de la naturaleza, y en estos dos aspectos se resumen buena parte de los distintos servicios (DeFries et al. 2004, Grau y Aide 2008). Los estudios de caso descritos en este capítulo ponen en evidencia que las soluciones de compromiso pueden resultar contraintuitivas y que las soluciones de optimización en la escala de predio pueden resultar subóptimas en escalas geográficas extensas. La deforestación (con fuerte reducción de la biodiversidad local) para cultivos de soja, puede asociarse a procesos de desintensificación de ganadería extensiva y de recuperación del bosque en la escala regional mediada por la emigración rural. Es llamativo que la deforestación para expansión agrícola se asoció con una oportunidad para la conservación vinculada al proceso de "ajuste agrícola", pero que hasta el momento parece estar siendo desaprovechada. Las políticas de restricción de área deforestada en el nivel predial en Formosa tienden directamente a desfavorecer este ajuste agrícola, y no sólo promueven más deforestación en áreas de interés para la conservación o con uso tradicional, sino también un paisaje más fragmentado en la escala provincial. Ambos ejemplos muestran que el uso del territorio es un sistema complejo con no linealidades y cambios de patrones según la escala de análisis. Todo esto hace imprescindible que existan esfuerzos técnico-científicos que reconozcan esta complejidad a fin de identificar los aspectos más relevantes para optimizar la toma de decisiones.

Los ejemplos presentados también sirven para indicar que los sistemas agrícolas modernos pueden ser mucho más eficientes que los sistemas tradicionales en producir alimentos, algo absolutamente necesario, aunque no suficiente, para la sustentabilidad ecológica del planeta. Por eso, todo análisis de eficiencia de uso del territorio debe considerar a la agricultura moderna como parte de la ecuación de optimización. En este contexto, las formas de manejo ganadero más tecnificadas que no impliquen deforestación completa (e.g., prácticas de manejo silvopastoril),

pueden también contribuir al uso eficiente del territorio. Las formas tradicionales de uso de la tierra (incluyendo aquellas llevadas a cabo por comunidades indígenas) pueden merecer una valoración cultural, pero debe reconocerse que no son sinónimos de uso sustentable de los ecosistemas y con frecuencia están relacionadas con malas condiciones de alimentación, educación y salud. En ocasiones, como el sistema de puestos ganaderos, pueden implicar costos ecológicos en extremo elevados para la sociedad en su conjunto, a cambio de unos beneficios limitados en términos de producción de alimentos y condiciones socioeconómicas. La emigración rural de las zonas de puestos, presumiblemente hacia áreas urbanas, puede tener implicancias negativas por sus efectos disruptivos de las comunidades locales, pero también puede implicar, en el mediano plazo, mejoramientos sustanciales en las condiciones de vida de los migrantes (Polése 1998, Grau et al. 2007). Esto debería ser tenido en cuenta en las políticas de planificación territorial.

La planificación territorial en escalas geográficas extensas brinda mejores oportunidades de optimizar distintos beneficios de los ecosistemas, incluyendo una mejor conservación de la naturaleza asociada a mayor producción de alimentos, y una reducción de potenciales conflictos entre los distintos actores sociales y grupos étnicos. Procesos no planificados, en parte derivados de mecanismos de mercado (e.g., el "ajuste agrícola"; es decir, la concentración de la producción en los suelos más productivos) puede también contribuir a la recuperación de ecosistemas naturales en simultáneo a una alta producción agropecuaria (Mather y Needle 1998).

Los esfuerzos de ordenamiento territorial de la actualidad en Argentina plantean algunas oportunidades de balance de costos y beneficios, pero tienen al menos cuatro limitantes importantes: 1) su enfoque en la escala de provincias limita la planificación en la escala de ecorregiones; 2) la rigidez de los mapas resultantes limita la evolución de pautas de manejo a medida que las necesidades, la disponibilidad de información, los costos y beneficios, y las condiciones climáticas cambien (algo que con seguridad ocurrirá en las próximas décadas); 3) es muy difícil asegurar la participación y la inclusión de los intereses de los diferentes sectores de la sociedad, en especial de aquellos más relegados o con menor capacidad de negociación; y 4) es común que prevalezcan criterios políticos (aduciendo practicidad) por sobre criterios técnicos (señalados como complicados y/o impracticables). Los cambios acelerados que experimenta el Chaco argentino implican importantes conflictos de uso del territorio: conservación vs. producción de alimentos; capitalistas modernos vs. indígenas tradicionales; provincias vs. nación, etc. Para la resolución de estos conflictos es

necesario considerar que se está ante un problema complejo que requiere ser comprendido desde la investigación técnico-científica, y esto es frecuentemente sub-valorado en los esquemas actuales de ordenamiento territorial. Para lograr madurez en la planificación territorial basada sobre el concepto de eficiencia de uso del territorio se debe pasar a una etapa en la cual, en lugar de sostener posturas unilaterales promovidas por las distintas partes involucradas en los conflictos, se intente encontrar soluciones de compromiso mediante enfoques cuantitativos. En este esquema, el enfoque técnico-científico debe orientar y definir los márgenes donde se pueden establecer los acuerdos políticos sobre el uso del territorio, y no a la inversa. Los dos casos de estudio presentados en este capítulo ejemplifican cómo el análisis cuantitativo de costos y beneficios en escalas espaciales extensas puede contribuir con ese objetivo.

## **AGRADECIMIENTOS**

Este trabajo fue parcialmente financiado con un proyecto de la Agencia Argentina de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2006 #1693). Pablo Yapura fue de gran ayuda en el estudio de caso



de Formosa para la elaboración del modelo de programación lineal y en la interpretación de los datos. Marcelo Nosetto y Jorge Mercau enriquecieron con valiosas críticas y sugerencia la primera versión del artículo.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Altricher, M. y G.I. Boaglio. 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation* 116:217-225.
- Blanco, L., F. Biurrun y C. Ferrando. 2005. Niveles de Degradación de la Vegetación del Chaco Árido. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina. Pp. 11.
- Boletta, P.E., A.C. Ravello, A.M. Planchuelo y M. Grillo. 2006. Assessing deforestation in Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management* 228:108-114.
- Bucher, E.H. y P.C. Huszar. 1999. Sustainable management of the Gran Chaco of South America: ecological promise and economic constraints. *Journal of Environmental Management* 57:97-108.
- Biongiorno, J. y J.K. Gilles. 2003. *Decisión Methods for Forest Resource Managment*. Academic Press. Pp. 439.
- DeFries, R.S., J.A. Foley y G.P. Asner. 2004. Land use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:249-257.
- Gasparri, M.A. 2008. Asignación óptima del uso de la tierra con programación multiobjetivo en el oeste de la provincia de Formosa. Trabajo final para el Grado de Ing. Forestal. Fac. de Cs. Agrarias y Forestales. UNLP. Argentina.
- Gasparri, N.I. y H.R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina. *Forest Ecology and Management* 258:913-921.
- Gasparri, N.I. y H.R. Grau. 2006. Patrones regionales de deforestación en el subtrópico argentino y su contexto ecológico y socioeconómico. Pp. 442-446 en: Brown, A.D., et al. (eds.). *Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.
- Gasparri, N.I., H.R. Grau y E. Manghi. 2008. Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems* 11:1247-1261.
- Glatze, A. 2000. *Compendio para el manejo de pasturas en el Chaco*. El lector, Chaco, Paraguay. Pp. 188.
- Grau, H.R. y T.M. Aide. 2008. Globalization and land use transitions in Latin America. *Ecology and Society* 13. [www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art16/](http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art16/) (último acceso: 18/11/2010).
- Grau, H.R., T.M. Aide y N.I. Gasparri. 2005. Globalization and soybean expansion into semiarid

ecosystems of Argentina. *Ambio* 34:267-268.

Grau, H.R., N.I. Gasparri y T.M. Aide. 2008. Balancing food production and nature conservation in the neotropical dry forests of northern Argentina. *Global Change Biology* 14:985-997.

Grau, H.R., N.I. Gasparri y T.M. Aide. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of northwest Argentina. *Environmental Conservation* 32:140-148.

Grau, H.R., N.I. Gasparri, M. Morales, A. Grau, E. Aráoz, et al. 2007. Regeneración ambiental en el noroeste argentino. Oportunidades para la conservación y restauración de ecosistemas. *Ciencia Hoy* 17:46-60.

Green, R.E., S.J. Cornell, J.P. Scharlemann y A. Balmford. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307:550-555.

Mather, A.S. y C.L. Needle. 1998. The forest transition: theoretical basis. *Area* 30:117-124.

Mattison, E.H.A. y K. Norris. 2005. Bridging the gaps between agricultural policy, land use, and biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 20:610-616.

Polèse, M. 1998. *Economía Urbana y Regional. Introducción a la Relación entre Territorio y Desarrollo*. Libro Universitario Regional, Cartago, Costa Rica. Pp. 438.

The Nature Conservancy (TNC), Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA), Fundación para el Desarrollo Sustentable del Chaco (DeSdel Chaco) y Wildlife Conservation Society Bolivia (WCS). 2005. *Evaluación Ecorregional del Gran Chaco Americano / Gran Chaco Americano Ecoregional Assessment*. Buenos Aires. Fundación Vida Silvestre Argentina.

# Capítulo 18

## **APLICACIÓN DE ANÁLISIS MULTICRITERIO- MULTIOBJETIVO COMO BASE DE UN SISTEMA ESPACIAL DE SOPORTE DE DECISIONES PARA LA PLANIFICACIÓN DEL USO SUSTENTABLE DEL TERRITORIO EN REGIONES FORESTALES. CASO DE ESTUDIO: LOS BOSQUES NATIVOS DE LA PROVINCIA DE SALTA**

---

Daniel J. Somma<sup>1,8</sup>, José Volante<sup>2</sup>, Leónidas Lizárraga<sup>1</sup>, Miguel Boasso<sup>3</sup>, María J. Mosciaro<sup>2</sup>, María C. Morales Poclava<sup>2</sup>, Martín Abdo<sup>6</sup>, Silvana Castrillo<sup>5</sup>, Juan P. Zamora<sup>4</sup>, Keith Reynolds<sup>7</sup> y Javier Ramos<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Administración de Parques Nacionales. Email Somma: djsomma@yahoo.com.ar  
- <sup>2</sup>INTA EEA Salta. - <sup>3</sup>INTA OIT Morillo - <sup>4</sup>INTA IPAF NOA - <sup>5</sup>Universidad Nacional de Salta - <sup>6</sup>Sub. Sec. Agricultura Familiar MINAGRI, Salta - <sup>7</sup>Servicio Forestal de Estados Unidos, Estación Pacífico Noroeste, Corvallis, Oregon. EE.UU. - <sup>8</sup>INTA EEA Delta del Paraná.

**Resumen.** El ordenamiento territorial de bosques nativos en la Provincia de Salta fue implementado acorde a la Ley 26.331. En concordancia con los principios establecidos por la ley para la zonificación fueron definidos cuatro criterios principales de un sistema espacial de soporte de decisiones multicriterio-multiobjetivo. Estos fueron: conservación de cuencas, conservación de la biodiversidad, producción agropecuaria y tierras comunitarias de pueblos originarios y comunidades campesinas (criollos). Cada uno de estos criterios incluyeron de manera jerárquica un conjunto de subcriterios. Sin embargo, los criterios principales no fueron considerados con igual relevancia. El criterio de mayor jerarquía para zonificación fue la conservación de cuencas hidrográficas, que definió el número máximo posible de hectáreas a desmontar por cada cuenca. Luego, las áreas de comunidades indígenas y uso tradicional campesino fueron excluidas de análisis posteriores. En un nivel jerárquico inferior a las cuencas fue diseñado un análisis de localización multiobjetivo del territorio que permitió seleccionar iterativamente las mejores áreas para conservación de la biodiversidad y la producción agropecuaria. El enfoque aplicado contiene una base conceptual y respuestas espaciales de planificación con cierta flexibilidad. Estos son aspectos valorables cuando ocurre el estadio de definiciones en la asignación de usos del territorio.

## INTRODUCCIÓN

En la última década, Argentina estuvo inmersa en un proceso intenso de conversión sobre las áreas de bosque nativo que ha actuado en sentido de promover la expansión de la frontera agropecuaria. En particular, este proceso afectó a los bosques del norte del país (Ligier 2006, Volante et al. 2005, Paruelo 2006, Morello y Pengue 2006).

La nueva Ley de Bosques Nativos de Argentina (Ley 26.331: Merenson 2008) sancionada en 2007 definió la obligatoriedad de contar con un plan de ordenamiento territorial (OT) para cada provincia, y definió tres categorías de zonificación: 1-rojo: áreas de mayor interés para la conservación de biodiversidad, 2-amarillo: áreas que permiten manejo forestal sustentable, y 3-verde: áreas que permitirían el desmonte. Si se considera que todas las actividades económicas relacionadas con nuevos planes de aprovechamiento de bosques nativos (incluyendo el desmonte) fueron suspendidas a partir de la promulgación de la ley, este contexto motivó de manera importante a los Estados provinciales a iniciar el ordenamiento territorial. Como otro aspecto de ese contexto cabe consignar la falta de coordinación y de acuerdos entre las provincias acerca de los métodos y los objetivos del OT.

Junto a estas consideraciones generales, este trabajo presenta el análisis de la información relevante para el OT de bosques nativos (OTBN) realizado en Salta (Somma et al. 2009). Salta es la provincia con el mayor remanente de bosque nativo del país (6.2 millones de ha en diciembre de 2009) y es la segunda provincia (precedida por Santiago del Estero) en pérdida de recursos forestales nativos (más de 600000 ha) en el período 1998-2006 (Montenegro et al. 2008). Por ello, es esencial un esquema de planificación que incluya la sustentabilidad de usos de la tierra en las diferentes regiones boscosas de la provincia.

Las regiones boscosas de la Provincia de Salta (Figura 1) comprenden a las ecorregiones de Chaco (7481000 ha), Yungas (3016000 ha) y algunas zonas del Monte y Prepuna (1136000 ha) y constituyeron nuestra área de estudio. Históricamente, los bosques chaqueños y las Yungas han funcionado como un paisaje forestal continuo.

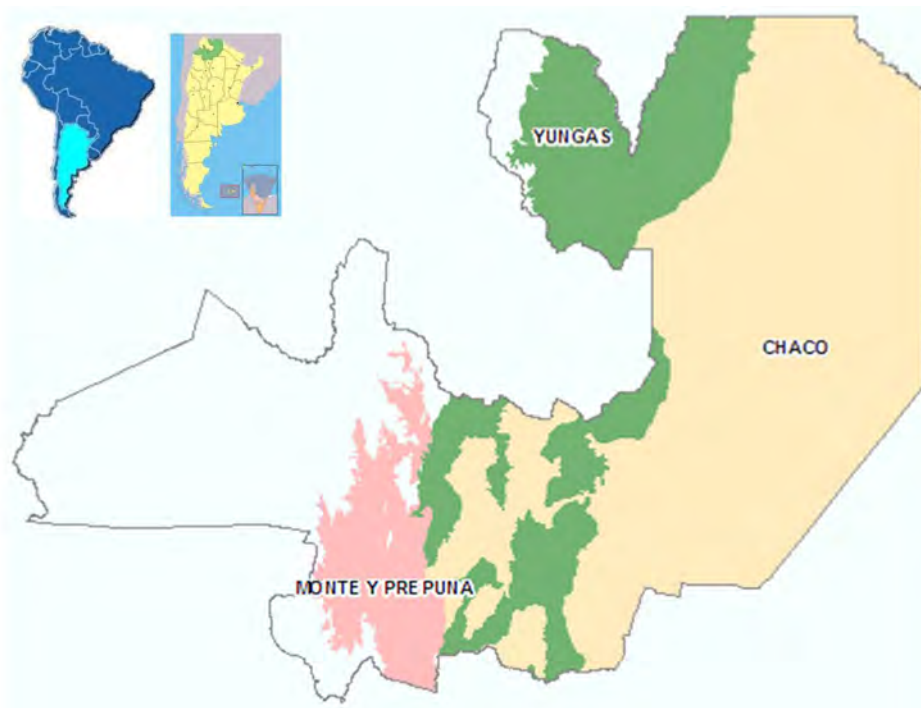


Figura 1. Regiones forestales de Salta. Consultar la versión a color en el Cap. 33.

El Chaco es un ambiente típico de llanura; sin embargo, también se desarrolla sobre terrenos ondulados y serranías bajas donde se entremezcla en un límite muy difuso con los diferentes ambientes de Yungas.

Las Yungas son ecosistemas de montaña y presentan en Argentina una configuración espacial fragmentaria como península discontinua (Ojeda y Mares 1989, Ojeda 1999, Chalukian 2002). Sólo un ambiente de las Yungas, la selva pedemontana o de transición, se extiende sobre el piedemonte y sobre parte de la llanura aluvial salteña, y se funde en un ecotono amplio con el chaco semiárido (Figura 1). Como resultado de esta configuración espacial, estas dos ecorregiones articulan relaciones intensas entre sí que trascienden sus límites. Por ejemplo, de las 23 especies de macromamíferos registradas en Salta, y si se considera que estas especies requieren territorios extensos, 17 de ellas comparten como hábitat común al Chaco y a las Yungas (García Fernández et al. 1997, Díaz y Ojeda 2000). Desde hace 500 años, esta continuidad espacial fue fragmentada progresivamente debido a conversiones de la vegetación original determinadas por las actividades humanas. En la última década, estos disturbios han incrementado mucho su magnitud debido a conversiones masivas provocadas por la expansión agropecuaria y la ausencia de planificación del sector forestal en la provincia.

La planificación de los recursos forestales es un problema muy complejo debido a la multiplicidad de criterios envueltos en el proceso de toma de decisiones. Por ello, es conveniente encarar la resolución de estos problemas dentro del paradigma de toma de decisión multicriterio (MCDM: "multicriteria decisión making paradigm") (Romero 1993).

Una decisión puede afectar criterios de diferente naturaleza, como: a) aspectos económicos (e.g., madera de aserrío, pasturas, ganado, caza, etc.), b) aspectos ambientales (e.g., erosión del suelo,

captura de carbono, conservación de biodiversidad, etc.), y c) aspectos sociales (e.g., empleo, distribución poblacional, recreación, etc.) (Díaz Baltiero y Romero 2008).

Las decisiones relacionadas con la planificación forestal y los recursos naturales a menudo son complejas y comprenden aspectos que involucran a grupos de interés con prioridades y objetivos diversos. Este problema de decisión es el tipo de conflicto que la investigación sobre toma de decisiones ha caracterizado como un campo específico en el que las sociedades están habitualmente muy mal capacitadas para su resolución. Por lo general, al enfrentarse ante problemas de este tipo, las sociedades intentan utilizar enfoques intuitivos o heurísticos para simplificar la complejidad hasta que el problema aparezca como más manejable (Peterson et al. 2003). En ese proceso de simplificación se puede perder información importante, se podrían descartar puntos de vista alternativos y valiosos, y se podrían ignorar elementos de incertidumbre. Como respuesta a ello, los métodos de análisis de decisión multicriterio han evolucionado como réplica a la comprobada incapacidad de los grupos de interés para analizar de manera eficaz los múltiples canales de información (Kiker et al. 2005).

Los métodos de soporte de decisiones pueden ser usados para analizar la situación de decisión y ayudar al decisor a tomar la mejor decisión, o al menos una satisfactoria. Cada método tiene sus propias características y son convenientes para su aplicación en diferentes tipos de situaciones de decisión (Díaz Balteiro y Romero 2008). Aplicaciones de métodos multicriterio de características variadas pueden ser encontradas en la planificación del manejo de bosques de uso múltiple. Sin embargo, la herramienta específica debería ser elegida en virtud de su capacidad de respuesta para el proceso de planificación considerado (Kangas et al. 2005).

El objetivo del trabajo fue generar una zonificación de los bosques nativos salteños orientada a su ordenamiento según la Ley Nacional Nro. 26.331. Para generar esa zonificación fueron analizadas distintas aplicaciones de modelos de evaluación multicriterio (MEMC) y se consideraron casos de análisis con objetivos conflictivos y jerarquías de criterios conocidas, resueltas bajo la modalidad de solución priorizada (Gómez Delgado y Barredo Cano 2005). Los antecedentes compilados incluyen aplicaciones en distintas escalas: país [Ecuador (Sarkar et al. 2004)], región [varios Estados del noroeste de EE.UU. (Gallo et al. 2005)], y cuencas individuales (Chang y Hsu 2009).

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

Para resolver la zonificación requerida por el OT aplicamos el método de jerarquías analíticas (MJA) (o, en inglés, AHP: "analytic hierarchy process") (Saaty 1980, 1990, 1994). Jerarquías analíticas es una técnica matemática para soporte de decisiones mediante evaluación multicriterio. El MJA permite tomar decisiones a través de involucrar muchas clases de intereses diferentes, incluyendo la planificación, la definición de prioridades, la selección de alternativas, y la asignación espacial de recursos. La estructura jerárquica (Allen y Starr 1982) busca identificar los aspectos más relevantes y las clases de relaciones que interconectan los dominios temáticos.

En cuanto al marco conceptual para obtener la información de base, la generación de las coberturas digitales se realizó por medio de un enfoque transdisciplinario (van Mansfeld 2003, Papst 2004, Keune 2004). Este enfoque combinó análisis de sistemas de información geográfica

(SIG) y de imágenes satelitales, Biología de la Conservación, Hidrología, Geología, Hidrogeología, Agroecología, Ciencia de Suelos, Ciencias Sociales, Ciencias de la Salud, Economía Rural y Forestal, etc. Esta multiplicidad de fuentes conformaron la base de conocimiento para afrontar el desafío de planificar el territorio (Santé Riveira y Crecente Maseda 2006).

Para diseñar esa estructura jerárquica fueron propuestos inicialmente cinco aspectos principales (denominados potenciales) como dominios temáticos y criterios rectores para planificar el territorio (Figura 2).

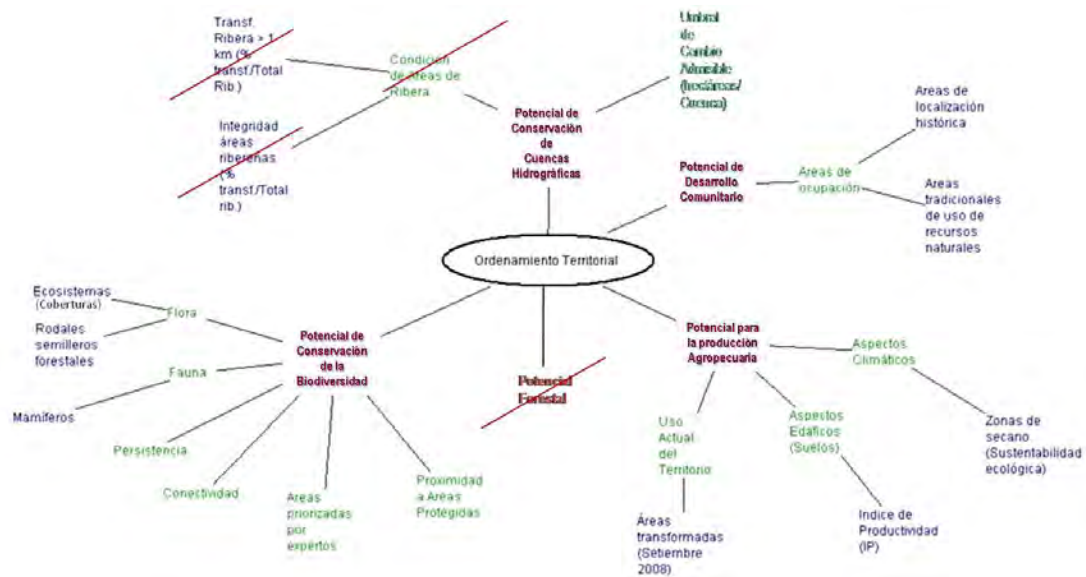


Figura 2. Modelo de evaluación multicriterio (MEMC): extensión a distintos niveles jerárquicos. Los criterios cruzados con la línea roja no fueron incluidos en el modelo final. Consultar la versión a color en el Cap. 33.

Para el análisis multicriterio (Figura 2) desarrollamos jerárquicamente niveles de análisis que agrupaban subcriterios en niveles inferiores. En virtud de la disponibilidad de datos definimos un conjunto “definitivo” de criterios principales para analizar. Los criterios fueron denominados “potenciales” y cubrieron cuatro de los cinco campos temáticos propuestos. Estos fueron: 1) potencial de conservación de cuencas hidrográficas (Paoli et al. 2009) en el máximo nivel jerárquico; luego, y en un nivel jerárquico inferior: 2) potencial de conservación de la biodiversidad, y 3) potencial para la producción agropecuaria. Posteriormente, a modo de una “máscara de corte espacial” para “extraer” y excluir las áreas de uso actual de comunidades criollas y áreas de uso actual y tradicional de pueblos originarios: 4) potencial de desarrollo comunitario. Descartamos el campo temático de los recursos forestales (“potencial forestal”: áreas de bosque nativo con riqueza de especies, estado de conservación y volúmenes maderables susceptibles de manejo silvícola sustentable para proveer a la foresto-industria) por insuficiencia de datos y, dentro del potencial de conservación de cuencas hidrográficas fueron descartados los aspectos de condición de áreas de ribera por insuficiente información de terreno para la verificación.

La combinación de los distintos análisis se realizó de un modo secuencial. Así, en el marco conceptual de análisis multicriterio puede interpretarse que el “potencial de conservación de cuencas hidrográficas” funciona como una restricción. Esta restricción impone límites de superficies disponibles por cuenca al análisis multiobjetivo de asignación de usos para garantizar un “piso” de sustentabilidad hídrica.



Dada la complejidad de los aspectos de conservación de la biodiversidad (2) y producción agropecuaria (3), una descripción detallada de los procedimientos específicos está fuera del alcance de este trabajo. A modo de síntesis presentamos un diagrama ISAC (Goldkuhl 2006), que refleja el enfoque metodológico aplicado para el manejo de la información digital (Figura 3).

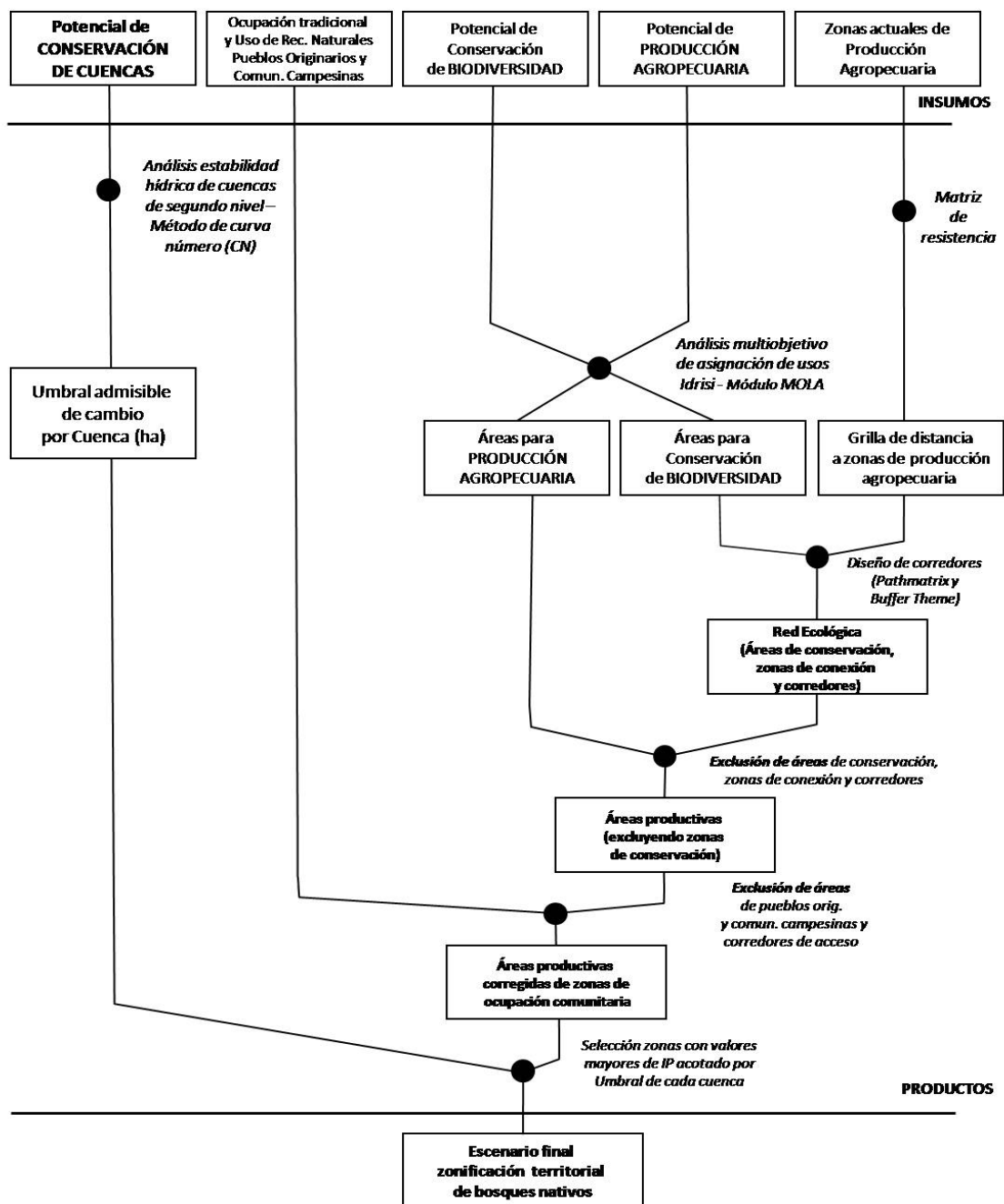


Figura 3. Esquema ISAC del desarrollo aplicado en el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos OTBN.

## Evaluación de potencial de conservación de cuencas hidrográficas

El análisis hidrológico se centró en el método de la curva número (CN). Este método es la base para la modelización del flujo hídrico superficial (Garen y Moore 2005). El objetivo fue determinar la condición actual de conservación de las cuencas de segundo nivel de la provincia (Paoli et al. 2009). Para ello, un análisis definió el umbral de cambio admisible (desmonte): el rango de deforestación posible (en hectáreas) a considerar en cada cuenca que no llega comprometer su sustentabilidad hídrica (Orsolini et al. 2000). Se consideró a la cuenca hidrográfica como un área delimitada por un contorno. En su interior, el agua que precipita corre por su superficie, se concentra y pasa por un punto de salida. Se mide en unidades de superficie,  $[L^2]$  (ha,  $km^2$ ). La cuenca funciona como un colector que por diferencia de nivel conduce el agua desde la parte más alta hacia la salida o parte más baja. Este funcionamiento es complejo y depende fundamentalmente del clima, la topografía, la geología y la vegetación. Si una cuenca puede quedar definida por un área colectora y un punto de salida, se trata de un sistema típico. Si no se pueden definir estos dos puntos, la cuenca debe ser tratada como un sistema hídrico no tradicional (SHNT) o transicional. En estos sistemas, el funcionamiento depende de otros factores además del topográfico y corresponde a zonas de llanura con pendientes muy suaves como la cuenca del sudeste de la Provincia de Salta o los bajos submeridionales del norte de la Provincia de Santa Fe.

La topografía es determinante para señalar la cabecera de cuenca. Desde la parte alta de la cuenca (Figura 4) el agua desciende por diferencia de potencial hacia el punto de salida. Cada cuenca (considerando un sistema típico) tiene una parte alta (cabecera), una parte media (valle) y una parte baja (salida). En este trabajo, y para cada una de las cuencas tratadas, el procedimiento para delimitar las cabeceras de cuencas fue:

1. Determinar los órdenes de los ríos según el método de Strahler (Strahler 1957, Gleyzer et al. 2004)
2. Construir los polígonos en función de la altimetría y la delimitación de cada cuenca
3. Considerar todas las serranías que se hallan en la cuenca: tanto las sierras que son límite topográfico como las serranías de menor altura que están dentro de la cuenca
4. En las serranías detectadas en el punto anterior, se delimitaron las zonas de las nacientes de los ríos que luego conforman los cauces principales teniendo en cuenta los ríos de orden 1, 2 y 3 según las características físicas de cada cuenca
5. Cada cuenca tuvo un tratamiento particular, obteniéndose un polígono tal que el área encerrada entre éste y el límite superior de la cuenca fue considerada la cabecera de cuenca
6. Las zonas de recarga de acuíferos son el sector de la cuenca desde la cual el agua se infiltra en el terreno para continuar escurriendo subsuperficialmente hacia la zona de menor potencial (terreno más bajo)

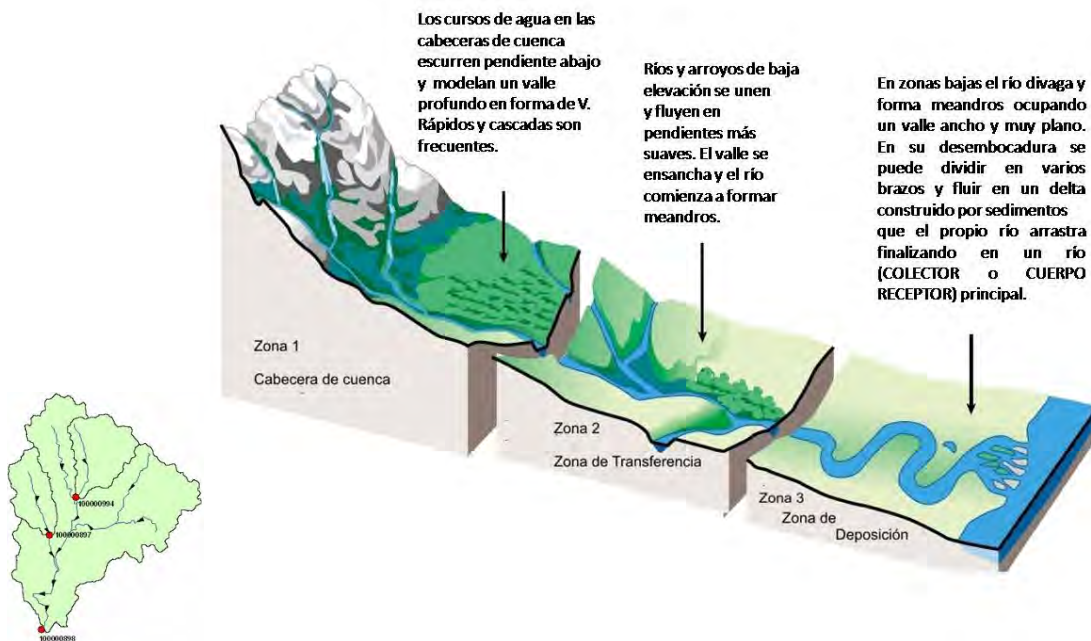


Figura 4. Una cuenca hidrográfica típica: vista tridimensional y en planta. Adaptado de FISRWG (1998). Consultar la versión a color en el Cap. 33.

Para delimitar las zonas de recarga de acuíferos se utilizó un modelo digital de elevación (MDE) desarrollado por nuestro equipo, complementado por imágenes satelitales Landsat TM. Luego se superpusieron ambas fuentes para determinar en cada cuenca i) zonas de quiebre de pendiente, ii) interfaces entre roca y suelo, iii) diferencias de potencial y iv) vegetación diferenciada.

El quiebre de pendiente (zona de piedemonte) indica, en primer lugar, un cambio de velocidad del agua superficial que escurre desde la zona alta de la cuenca. Esto tiene lugar en áreas de gran permeabilidad que, por lo general, coinciden con el inicio de los cursos de segundo orden. Estas zonas son interfaces entre roca y suelo (roca firme, prácticamente impermeable, y suelo como el horizonte compuesto de roca desagregada, porosa, permeable) y se constituyen como un medio poroso. En este medio el agua es capaz de infiltrar y circular hacia niveles de menor energía por la diferencia de potencial. En general, en estas zonas la vegetación comienza a diferenciarse en combinación con la altura sobre el nivel del mar en la que se da la interfaz descrita.

Con estos conceptos se delimitó, analizando de forma interactiva cada cuenca, la zona de recarga de acuíferos a través de un conjunto de polígonos en el SIG. En este análisis (al igual que para cada cabecera de cuenca) el área encerrada entre este polígono y el límite de la cuenca es considerada zona de recarga.

El área admisible de desmonte de las cuencas se definió a través del umbral de cambio admisible (desmonte admisible) que soporta cada cuenca, y se evitaron las situaciones de riesgo hidrológico desde el punto de vista del escurrimiento superficial. En teoría, el complejo suelo-vegetación de la cuenca podría aceptar una modificación (el umbral de cambio admisible o desmonte admisible) tal que su comportamiento en el escurrimiento superficial no presente variaciones. Los fundamentos teóricos surgen del balance hidrológico (BH) para una tormenta (Orsolini et al. 2000):

donde P=precipitación,  $\Delta F$ =variación del almacenamiento por follaje,  $\Delta S$ =variación por almacenamiento superficial, I=infiltración,  $A_s$ =escurrimiento superficial.

$$P = \Delta F + \Delta S + I + A_s \quad (1)$$

*Ecuación 1. Precipitación en la cuenca en función de la cobertura, la infiltración y el escurrimiento (Orsolini et al. 2000).*

En esta ecuación, las variaciones  $\Delta F$  y  $\Delta S$  son positivas ya que se trata del agua que retiene el follaje y el suelo. Esa retención no puede tomar valores iguales o menores que cero. Por lo tanto, ante una pérdida de cobertura vegetal,  $\Delta F$  disminuye e implica que hay un volumen de agua precipitada no retenida. Este volumen de agua llega al suelo más rápidamente y con mayor energía cinética que en la condición previa con mayor follaje. Además, con menor cobertura vegetal también hay menos demanda de agua para el crecimiento de los vegetales y menos elementos superficiales que obstaculizan el escurrimiento. Por el contrario, cuanto mayor es la integridad hidrológica de una cuenca (en nuestro caso mayor grado de conservación de la cobertura vegetal), menor es la proporción de precipitación que pasa a escurrimiento superficial (González del Tanago 2007). Expresando la ecuación con el escurrimiento superficial en función de las demás variables:

$$A_s = P - \Delta F - \Delta S - I \quad (2)$$

*Ecuación 2. Escurrimiento superficial en la cuenca (Orsolini et al. 2000).*

Las variables  $\Delta F$  y  $\Delta S$  son positivas con acotación máxima, y teniendo en cuenta que si aumenta la velocidad de llegada al suelo de la precipitación, luego, la infiltración tiende a disminuir, es evidente que aumenta el escurrimiento directo  $A_s$ .

El valor de umbral de cambio admisible por cuenca se halló mediante la determinación del escurrimiento directo por el método de curva número (CN). Para efectuar los cálculos se confeccionó una planilla de cálculo (ver Anexo 1). Con esta planilla se calculó para cada cuenca el volumen de agua retenida (S) antes (condición actual) y después de la modificación por desmonte, con el siguiente algoritmo

$$S = (25400 / CN) - 254 \text{ (mm)} \quad (3)$$

*Ecuación 3. Escurrimiento superficial en la cuenca (Orsolini et al. 2000).*

Los valores de CN están tipificados según la cobertura vegetal y las condiciones de infiltración (Orsolini et al. 2000, Robredo Sánchez 2007). Por ello, a cada cuenca se le asoció un valor de CN ponderado de acuerdo a los tipos de cobertura vegetal existentes, a su área respectiva y a la condición actual (según relevamiento del Laboratorio de Teledetección de la EEA INTA Salta). Posteriormente, se simuló un desmonte parcial, y se disminuyó la cobertura vegetal hasta que cambiara el valor de CN de la cuenca. Para esto es necesario aceptar que ese cambio cuantitativo indica un límite o umbral admisible para el cual la cuenca no compromete su equilibrio en el balance hídrico ya que sigue desagotando sin variar su número de CN.

Por ejemplo, si una cuenca tiene un valor CN=59 en su condición actual, luego, por acción del desmonte disminuye su cobertura vegetal en 10% sin cambiar el valor de CN=59. Sin embargo, si

el desmonte es de 11%, el CN aumenta a 60. Entonces, el límite (umbral admisible) de desmonte de esa cuenca es 10%. Al disminuir la cobertura vegetal por desmonte en una cuenca cambian las áreas relativas respecto del total de la cuenca. Entonces se adopta el siguiente criterio: de la totalidad del desmonte, 98% es convertido a tierras de uso agropecuario y 2% a áreas impermeables (i.e., construcciones, techos y caminos).

Ese porcentaje de desmonte es la tolerancia máxima de la cuenca (umbral de cambio admisible) a modificaciones (desmonte) en la relación suelo-vegetación sin modificar su capacidad de escurrimiento superficial. El porcentaje de cambio es en relación al área de bosque actual.

Para la determinación de las cuencas se adoptó un límite inferior de 5000 celdas cuadradas de 90 m de lado, lo que equivale a:  $8100 \text{ m}^2/\text{celda} \times 5000 \text{ celdas} = 40.5 \text{ km}^2$ . El MDE estaba disponible para toda la Provincia de Salta en escala 1:250000 (la escala de detalle mínimo exigida por la Ley 26.331).

El MDE fue desarrollado utilizando los datos de la misión de topografía por radar del trasbordador espacial de EE.UU. (Werner 2001) y consiste en una grilla de 90 x 90 m, en la que cada celda posee un valor promedio de elevación. La pendiente y el aspecto (azimut) de cada celda también se derivan del MDE.

Con estos valores, se calcularon los siguientes parámetros:

- Pendiente ( $S_o$ ) en m/m; % y m/km
- Tiempo de concentración de la cuenca ( $T_c$ ): en minutos (min) y horas (h)
- Tiempo de retardo (Lag) en minutos (min)
- Tiempo máximo para discretizar el hietograma del modelo meteorológico y así cargarlo en el programa HMS (Hydrologic Modeling System: Sistema de Modelización Hidrológico) (Cuerpo de Ingenieros del Ejército de EE.UU. 1995), es decir, el máximo  $\Delta t$

A partir de una clasificación de la vegetación en 15 clases (Tabla 1), la vegetación fue reagrupada en 3 tipos, con un valor de CN para cada uno (Tabla 2), siguiendo el criterio hidrológico del tipo de recepción y almacenamiento transitorio de cada cobertura vegetal (Orsolini et al. 2000).

Tabla 1. Clases de vegetación y valores de curva número (CN) asociados (según Orsolini et al. 2000).

Código	Clase de vegetación	CN
1	Arbustal	55
2	Bañados	95
3	matorrales de riberas	55
4	Bosques ribereños	55
5	Cauce	95
6	Cuerpo de agua	95
7	Cultivos extensivos	66
8	Pastizal	66
9	Plantación forestal	55
10	Quebrachal	55
11	Selva de transición o pedemontana	55
12	Selva montana y Bosque montano	55
13	Tierras agropecuarias	66
14	Tierras con construcción	66
15	Vegetación herbácea hidrófila	66

Tabla 2. Grandes grupos de vegetación para el análisis hídrico.

Gran Grupo	Clases de vegetación incluidas	CN
1	Selvas, bosques, quebrachal (incluye: matorrales de riberas, bosques ribereños, plantación forestal, quebrachal, selva de transición, selva montana)	55
2	Desmontado, descubierto (incluye: tierras agropecuarias, cultivos extensivos, pastizal, vegetación herbácea hidrófila)	66
43	Área urbana, construcciones (incluye: bañados, cuerpos de agua, áreas urbanas, tierras con construcciones)	95

Es relevante considerar que la generalización del tipo de suelo de mayor representación en cada cuenca implica una simplificación de la heterogeneidad del complejo suelo-vegetación. No obstante, para el presente análisis, y teniendo en cuenta la escala de trabajo, esta simplificación permitió conocer la sensibilidad de la cuenca ante una modificación en su cobertura vegetal. Con estos datos y valores asociados, se estimó la lámina de agua que es retenida en la cuenca. Esto ocurre cuando la velocidad de entrada supera a la velocidad de salida del sistema, es decir, cuando la intensidad de lluvia supera a la tasa de infiltración.

Respecto a la variación porcentual entre los dos estados (condición actual y condición con desmonte) se adoptó el siguiente criterio:

- Nueva superficie de Gran Grupo 1 “Selva, bosque, quebrachal”: a la superficie del área original se le sustrae la superficie desmontada (porcentaje directo que se resta de la condición anterior)
- Nueva superficie de Gran Grupo 2 “Desmontado o descubierto”: se consideró (como regla de análisis) que del total desmontado, 98% del área desmontada pasó a aumentar el tipo de uso de suelo “agricultura”
- Nueva superficie de Gran Grupo 3 “Área Urbana, construcciones”: 2% del desmonte total se suma a las áreas urbanas de la cuenca (y se suma a pueblos, ciudades, caminos y nuevas construcciones que esta conversión implica). Entonces, al área preexistente en esta categoría se le suma (como alícuota fija del desmonte total) 2% del área desmontada nueva. Esto incrementa el componente impermeable de la cuenca

Por último, se obtienen dos hidrogramas, uno para la condición actual de la cuenca y otro para la condición de umbral de cambio admisible. Se agrega, además, la cuantificación del “volumen de agua de lluvia no retenido” (en m<sup>3</sup>) que la cuenca deberá almacenar de forma temporal en esta condición. Este volumen es graficado en la salida del programa HMS (Scharffenberg y Fleming 2008) como resultado de la simulación. En los hidrogramas por cuenca (caudal vs. tiempo) se han cargado tormentas típicas para las distintas subregiones de Salta (Valles Calchaqués, Chaco, Zona norte de Salta y Valle de Lerma) a partir de valores promedio (Bianchi y Yañez 1992).

## **Evaluación de potencial de conservación de biodiversidad**

Para completar y actualizar las bases de información relacionadas con el potencial de conservación de biodiversidad se efectuó una revisión de la información existente y se trabajó sobre los vacíos de conocimiento detectados mediante talleres de expertos. En relación con estos vacíos generamos nuevas coberturas de vegetación natural mediante imágenes MODIS (Guenther et al. 1998) que cubrían un período de 8 años. Nuestra base de trabajo para las clases de vegetación fueron los análisis de la UMSEF (SAyDS 2004). También generamos coberturas digitales de la distribución de algunos grupos priorizados de fauna utilizando datos publicados de investigaciones regionales [felinos (Perovic 2002, Somma 2006), tapir (Chalukian et al. 2009), taruca (Regidor y Costilla 2004), entre otros]. Para ampliar la base de conocimiento llevamos a cabo dos talleres de participación con expertos que aportaron varias coberturas [i.e., rodales forestales de especies nativas de alto valor (A. Zapater de Del Castillo, comunicación personal) y mapas de distribución de varios mamíferos (N. Politti, comunicación personal)]. Se definió con ellos la ponderación para los distintos criterios mediante asignación de puntajes en un análisis multicriterio (Sarkar et al. 2004). Este análisis multicriterio incluyó: 1) distancia a zonas convertidas [como sucedáneo de persistencia, a mayor distancia a zonas transformadas se presupone mayor probabilidad de persistencia (“sensu” Margules y Sarkar 2006)], 2) proximidad a áreas protegidas: adicionando superficie de hábitat en el entorno de zonas ya protegidas, 3) áreas específicas de interés para la conservación definidas por conocimiento de expertos (en particular por hábitat, riqueza importante de especies, y ecosistemas amenazados. Por ejemplo, varios sitios específicos de selva pedemontana), 4) selección de diferentes tipos de bosques por su condición y número de estratos (denominado “Coberturas”), 5) diseño de una red ecológica: corredores biológicos y áreas núcleo (usado para extraer directamente estas zonas: Figura 3), y 6) productividad primaria neta aérea (PPNA): se utilizó el índice de vegetación mejorado EVI (del inglés “enhanced vegetation index”)



como estimador insesgado de la PPNA. Este índice de vegetación ha mostrado tener una relación fuerte con el índice de área foliar y con la PPNA (Huete 2002, Monteith 1972, Prince 1991, Paruelo et al. 1997, 2008). Fue obtenido a partir de imágenes MOD13Q1 desde 2000 a 2007, con una resolución temporal de 16 días y un píxel de 250 m. Este es un producto del satélite Terra-MODIS "Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250 m", obtenido a través del Land Processes Distributed Active Archive Center: EOS Data Gateway.

A partir de estas imágenes se construyeron series temporales de EVI cada 16 días de 7 períodos de tiempo correspondientes a los años hidrológicos del área de estudio (de octubre de 2000 a setiembre de 2007). A partir de estas series se estimó la integral anual de EVI (I-EVI) como la suma de valores positivos de EVI en el período de tiempo, siendo esta última una variable estimadora de la productividad anual de la vegetación (Paruelo et al. 2008). Luego, estos valores fueron promediados, con lo que se obtuvo un mapa de la PPNA promedio para el período 2000-2007 de toda el área de estudio.

Como señalamos antes, una descripción completa del análisis multicriterio de biodiversidad está fuera del alcance de este trabajo. Sin embargo, podemos sintetizar que los seis criterios principales para biodiversidad referidos arriba fueron ponderados y analizados con el módulo de soporte de decisiones con análisis multicriterio de Idrisi® (Eatsman 2006). En este módulo, los seis criterios son considerados factores y se valoran con una escala continua. Luego se contraponen con las "restricciones" que funcionan como "máscaras de corte" y determinan zonas de exclusión (i.e., áreas desmontadas, red de transporte, áreas urbanas, y la red ecológica, definida como zona de conservación de biodiversidad y excluida del análisis).

Como resultado, y considerando el hábitat más su conectividad espacial ("sensu" Langevelde 2000) fueron identificadas áreas clave a ser incluidas en una red ecológica ("sensu" Jongman 2004) que integró áreas núcleo, zonas de conexión y corredores biológicos. El diseño de esta red ecológica se realizó conectando las zonas núcleo con el siguiente método: 1) obtención de una matriz de resistencia (cálculo de una grilla sobre la base de la influencia de las zonas desmontadas. A mayor cercanía a estas zonas la resistencia al movimiento de fauna aumenta de modo directamente proporcional. Utilizamos la extensión Grid Tools de Arc View y la función Inverse Weighted Distance) (Jenness 2006), 2) diseño de una red de corredores (conectando los parches por las zonas de menor resistencia de la matriz. Empleamos la extensión Pathmatrix 1.2 de Arc View) (Ray 2005), y 3) ajuste de los corredores a un ancho total de 1 km (usamos la extensión Buffer Theme de Arc View) (O'Malley 1999).

## **Evaluación de potencial para la producción agropecuaria**

La potencialidad de las distintas regiones para la producción agropecuaria fue analizada por un equipo mixto que integró a investigadores del Instituto de Suelos del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y de la Universidad Nacional de Salta (UNSa). Este grupo articuló cartografía digital de suelos, una larga experiencia en todo el país y caracterización del potencial productivo (INTA) con una extensa experiencia y conocimiento regional (UNSa). El método seleccionado [índice de productividad (IP)] presenta tres características principales (Riquier et al. 1970, Nakama y Sobral 1985): 1) provee un índice numérico continuo para cada unidad cartográfica, 2) la relación entre los parámetros considerados es multiplicativa, y el factor menos favorable (limitante) es el que controla el resultado final (por lo tanto se obtiene un enfoque más realista de la interacción),



y 3) permite una utilización directa de la información básica existente. Si bien el IP es un índice de productividad agrícola también se utiliza para asignar las zonas con valores menores a rotaciones agrícola-ganaderas, y, en orden decreciente, a uso ganadero exclusivo. Por ello, las zonas más aptas (CITAB 2004) se consideran viables para ser incorporadas a la actividad agrícola (valores de IP entre 100 y 70), agrícola-ganadera (entre 69 y 30, con predominio de la ganadería en la rotación en zonas con IP menores a 49), y con orientación ganadera (zonas con IP menor a 29).

No se consideran unidades ni en los factores ni para el índice final IP. Para cada factor se transforma el valor real (o su condición de clase como ocurre con la textura) utilizando tablas "ad hoc" que asignan el valor final a ser utilizado en el producto resultante IP según:

$$IP = H * D * Pef * Ta * Tb * Sa * Na * MO * Pd \quad (4)$$

*Ecuación 4. Índice de productividad (Nakama y Sobral 1985).*

donde H=condición climática (A. Bianchi, INTA EEA Salta, comunicación personal), D=drenaje, Pef=profundidad efectiva, Ta=textura del horizonte superficial, Tb=textura subsuperficial, Sa=salinidad, Na=alcalinidad, MO=materia orgánica, Pd=pendiente.

Llevamos a cabo una actualización y edición de las investigaciones previas sobre suelos y productividad en la región (Nadir y Chafatinos 1990). Se ajustó la clasificación de atributos de unidades de suelo y la edición de las bases de datos asociadas de la cartografía digital. De manera complementaria fue organizado un taller "ad hoc" en el que participaron expertos locales para contar con una instancia adicional de validación de los resultados obtenidos. La aplicación del índice se realizó con una fórmula unificada para toda la provincia, y se usaron los principales cultivos anuales de referencia (i.e., soja, maíz, sorgo y poroto) y un nivel de manejo de medio a alto.

### **Asignación de usos en zonas con objetivos competitivos: conservación de la biodiversidad versus producción agropecuaria**

Resuelta la selección de zonas prioritarias para su potencial para conservación de la biodiversidad y la producción agropecuaria apareció un dilema de análisis espacial a resolver: en diferentes localizaciones las áreas de mayor valor para biodiversidad coinciden con áreas de alto-medio potencial productivo agropecuario. En vista de esta situación de conflicto para la asignación de usos utilizamos el módulo MOLA ("multiobjective land allocation", o asignación multiobjetivo de usos de la tierra) del programa Idrisi Andes (Eatsman et al. 1998, Eatsman 2001, Eatsman 2006). La selección de zonas para los distintos objetivos se estableció a partir de satisfacer una meta general de superficie (conservar 15% de cada región forestal como categoría 1-rojo, la de máxima protección de la Ley 26.331) para cada región forestal (Chaco, Monte y Yungas) y una meta mínima de superficie para cada parche (Franco Maass y Bosque Sendra 1997) o bloque de celdas (para depurar el "efecto sal y pimienta" que produce el MOLA seleccionando parches muy chicos). En la ponderación del MOLA definimos una ponderación de 60% para conservación de potencial de biodiversidad y 40% para producción agropecuaria para favorecer, en primera instancia, las mejores localizaciones para potencial de biodiversidad. El MOLA va seleccionando de forma iterativa los valores máximos (que oscilan entre 0 y 255) para cada objetivo (en nuestro caso, potencial de conservación de biodiversidad vs. potencial para la producción agropecuaria).

## Evaluación de potencial de desarrollo comunitario: aspectos sociales, comunidades criollas y pueblos originarios

Los aspectos sociales fueron incorporados como resultado de una compilación que abarcó varios talleres locales y regionales, con participación de diferentes grupos de actores sociales [i.e., pequeños, medianos y grandes productores agropecuarios, corporaciones de productores (ganaderos y forestales), pueblos originarios, comunidades campesinas, municipios e instituciones nacionales de gestión territorial (Parques Nacionales) y de investigación (profesionales de CONICET)]. Los talleres fueron organizados y desarrollados por el gobierno provincial, eran ámbitos informativos y de diagnóstico inicial que promovían la participación de los actores sociales referidos arriba, y fueron complementados por reuniones con expertos del área social. Los talleres de participación social fueron diseñados considerando cuatro objetivos principales (Kiker et al. 2005) (Figura 5): i) informar sobre las implicancias de la nueva Ley de Bosques Nativos (Ley Nro. 26.331), ii) efectuar un diagnóstico participativo inicial sobre problemas de manejo de la región en general y en relación con recursos naturales en particular (fueron subrayadas las amenazas actuales y las potenciales para la sustentabilidad local y regional), iii) desarrollar una experiencia de mapeo comunitario (Gonda y Pommier 2006, Anta Fonseca et al. 2006) para volcar el diagnóstico producido en el punto ii, y iv) delimitar las áreas históricas y actuales utilizadas por los pueblos originarios y las áreas utilizadas por las comunidades campesinas criollas.

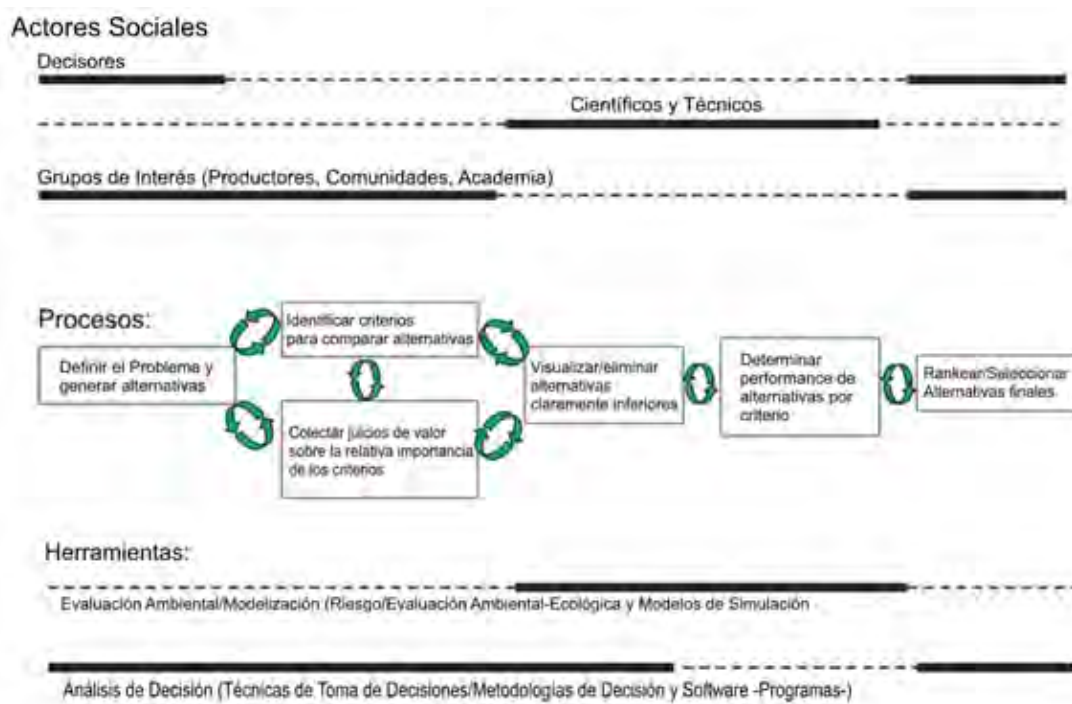


Figura 5. Desarrollo de un modelo multicriterio (MEMC) (Kiker et al. 2005).

A esta información se la complementó con una muy importante y detallada información de campo, en muchos casos relevada por las mismas comunidades, provista por las Fundaciones Asociana y FUNDAPAZ.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la etapa de validación técnica del MEMC, la propuesta de otorgar la máxima jerarquía al análisis de cuencas hidrográficas fue confirmada en su pertinencia por talleres de actores sociales y mesas de expertos (i.e., expertos hídricos, edafólogos, geólogos, productores, expertos en conservación). Esta circunstancia se relaciona con la muy delicada condición de conservación de los procesos hidrológicos que muestran varias cuencas salteñas.

### Resultados del análisis de cuencas hidrográficas

El umbral de cambio admisible dentro del análisis de cuencas podría ser interpretado como una restricción a la expresión plena del potencial de producción agropecuaria. Sin embargo, debe ser considerado como la principal referencia de sustentabilidad regional. Este concepto está refiriendo a un capital natural de propiedad social (CONABIO 2006) que es crítico conservar.

Tabla 3. Umbral de cambio admisible de los sistemas hídricos de Salta. \*: sistema hídrico no típico; requiere un estudio específico.

Sistemas hidrográficos y cuencas de 2do orden	Umbral de cambio admisible (desmonte permitido %)	Hectáreas
Bermejo norte		
Río Muerto	1	4324
Río Itiyuro - Caraparí	3	17127
Río Quebrada Colorada - Agua linda	9	75464
Total Sistema Bermejo Norte		96915
Bermejo superior		
Río Condado	7	3012
Río Los Toldos	7	9522
Río Iruya	4	10310
Río Blanco	8	11493
Río Colorado	10	11012
Río Grande de Tarija	4	26877
Total Sistema Bermejo Superior		72227
Bermejo medio (San Francisco)		
Río Mojotoro - Lavayén	11	47503
Total Sistema Bermejo Medio		47503

Sistemas hidrográficos y cuencas de 2do orden	Umbral de cambio admisible (desmonte permitido %)	Hectáreas
Bermejo inferior		
Río Seco	0	0
A° de las Chuñas	5	7327
Río Zanjón del Saladillo	8	15248
Río Dorado - Del Valle	5	33599
Río Bermejito (Antiguo cauce del Bermejo)	6	31395
Río Bermejo (en territorio salteño)	8	40641
Total Sistema Bermejo Inferior		128210
Cuenca del Sudeste (sin aporte significativo)*	0	0
Juramento - Cuenca alta		
Río Rosario - Toro	29	27257
Río Calchaquí Superior	100	5850
Río Calchaquí Medio	22	919
Río Calchaquí Inferior	22	3031
Río Santa María Este	23	22819
Río Santa María Oeste	4	26877
Río Guachipas - Las Conchas	9	21449
Río Chicoana	2	1482
Río Arias - Arenales	12	5906
Total Sistema Juramento Cuenca Alta		115589
Juramento - Cuenca Media		
Río Juramento - Medio	10	25122
Río Juramento Inferior	8	24803
Río Metán o Medina	8	8451
Río Juramento - Salado (o Salado Norte - NOA)	1	2276
Río Rosario - Horcones (en Salta)	5	12849
Río Urueña	5	3584
Total Sistema Juramento Cuenca Media		77084
Suma de totales de los sistemas		537528

Las 537528 ha constituyen la superficie total admisible para desmonte e indica la sensibilidad de las cuencas (Figura 6) a la modificación de la relación suelo-vegetación que se produciría como efecto de la deforestación. Es el máximo teórico de desmonte admisible. Transpuestos estos límites de desmonte "posible", las cuencas entran en riesgo dado que el escurrimiento superficial se modifica y habría cambios en el comportamiento hidrológico.

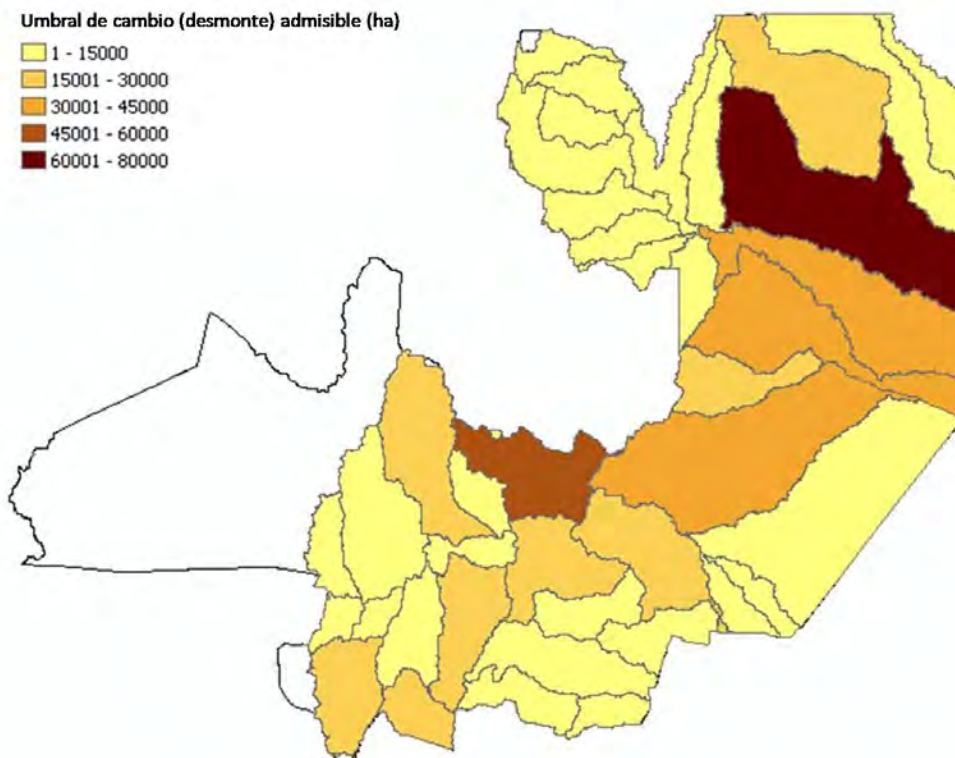


Figura 6. Clasificación de cuencas de Salta por su umbral de cambio admisible. Consultar la versión a color en el Cap. 33.

Por lo tanto, el umbral de cambio admisible indica que, si se sobrepasa ese valor, la cuenca está comprometida respecto al escurrimiento superficial: retiene menos agua de lluvia y hay un volumen excedente que escurre aguas abajo, con las consecuencias que esto implica.

### **Análisis del potencial de conservación de la biodiversidad**

Con la información compilada y los aportes de talleres de expertos se seleccionaron zonas prioritarias que presentaban condiciones ecológicas de representatividad y conectividad que justificaban su inclusión en una red ecológica regional. Al analizar la distribución de las Yungas observamos que su límite oriental con el Chaco ocurre en las zonas más bajas, y que en su límite occidental colinda con ambientes puneños y del Monte (Figura 1). Si se combinan estos límites (ecotonos) con los sectores convertidos hasta 2008, se observa que los ecotonos con el Chaco son los más comprometidos en cuanto a conectividad biológica (el criterio denominado "coberturas" hace referencia a algunas formaciones vegetales priorizadas por los expertos: por ejemplo en Chaco refiere a los quebrachales y palosantales, y en el análisis del Monte hace referencia a los algarrobales).

Por este efecto de "contagio" en el proceso de conversión de vegetación nativa priorizamos localizaciones distantes de las zonas transformadas en la selección de áreas candidatas a formar parte de una red ecológica. En particular, este énfasis se refleja en la ponderación asignada a este criterio para Yungas (Figura 7).

En los tres análisis multicriterio de biodiversidad realizados (Chaco, Monte y Yungas) las zonas más apropiadas tienen el mayor puntaje, es decir valores iguales o cercanos a 255 (Figura 7).

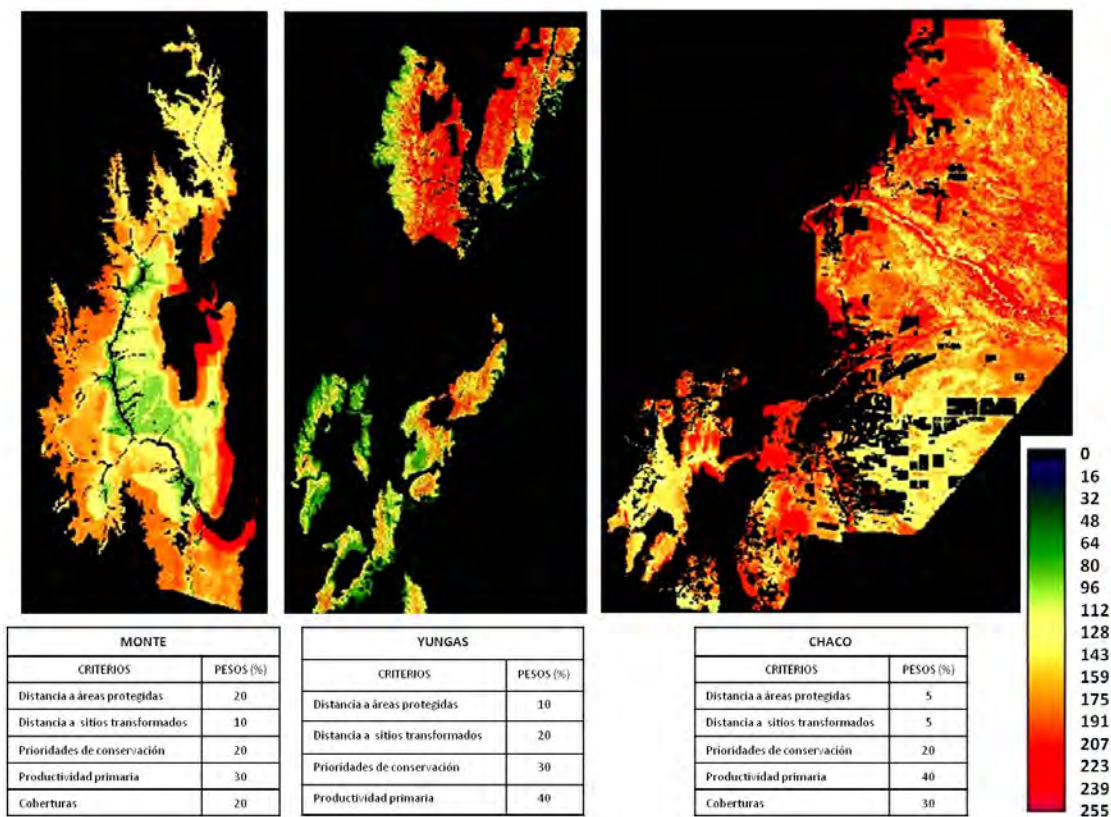


Figura 7. Representación espacial del análisis multicriterio de las tres ecorregiones (Monte, Yungas y Chaco). Consultar la versión a color en el Cap. 33.

Al analizar la ecorregión del Monte (recordar la diferente superficie de cada ecorregión) (Figura 1) surgieron dificultades importantes por la extensión total del área bajo análisis (1136000 ha) y la escala de detalle de la información disponible (1:250000). Sería muy recomendable realizar un análisis particularizado para esta ecorregión con un nivel de detalle mayor (escalas 1:50000 ó 1:25000). Esto permitiría una discriminación conveniente de las formaciones vegetales de interés. Con mucho esfuerzo y gracias al conocimiento experto se identificaron áreas prioritarias para conservación de biodiversidad y zonas muy aptas por su potencial de producción agropecuaria. Pero si se considera que los usos del territorio en esta zona son de una intensidad mayor (cultivo de vid bajo riego) en comparación con el resto de Salta, corresponde señalar que la aplicación del IP como herramienta de evaluación de aptitud de tierras encuentra en esta ecorregión serias limitaciones, fundamentalmente porque no se cumplirían algunos de sus supuestos (cultivos extensivos de nivel tecnológico medio-alto).



## Análisis del potencial de producción agropecuaria

La combinación de los parámetros implicados en el cálculo del índice de productividad (IP) determinó una configuración espacial reveladora de las estrategias que ha venido implementando el sector productivo responsable de las transformaciones. Del análisis del IP surge que las zonas ya transformadas (Figura 8) son aquellas que por su condición edáfica, hídrica, topográfica y de logística resultan más apropiadas para la producción agropecuaria (45% de las áreas transformadas tiene valores de IP superiores o iguales a 50, mientras que 79% tiene valores de IP iguales o superiores a 30). Sin embargo, la pertinencia de estas conversiones debe evaluarse en la respectiva cuenca hidrográfica. En ese contexto aparecen cuencas con una dotación importante de áreas con suelos de muy buena calidad para la producción agrícola pero donde el umbral de cambio admisible (desmonte) de la cuenca ya está excedido (Figura 6 y Tabla 3).

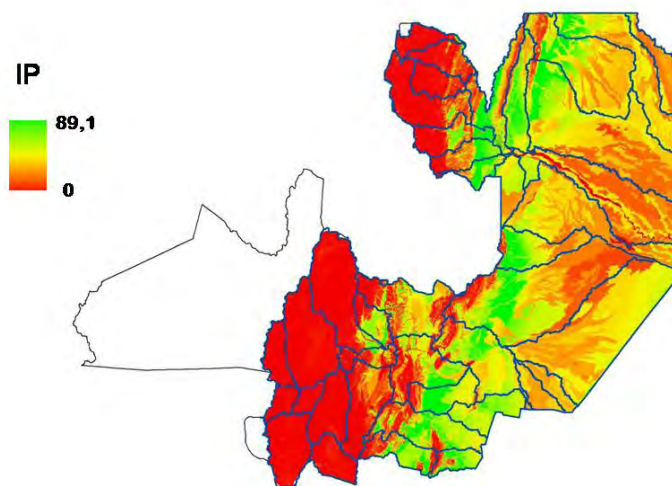


Figura 8. Distribución del IP (índice de productividad) para la Provincia de Salta. Consultar la versión a color en el Cap. 33.

Por ejemplo, la cuenca Río Dorado Del Valle presenta 9% (94000 ha) de suelos aptos para agricultura ( $IP > 50$ ) aún no desmontados, pero para poder mantener en equilibrio hídrico la cuenca sólo se podría desmontar 3%.

## Combinación de los distintos potenciales y síntesis final

Se excluyeron de las zonas prioritarias para conservación de biodiversidad y producción agropecuaria las categorías zonas ya desmontadas, cursos de agua, red de transporte, áreas ribereñas y las zonas destinadas a ser usadas como corredores biológicos. Hecha esa depuración (las zonas excluidas ya quedan "fuera" del análisis) el resultado del MOLA definió un conjunto de zonas agrupadas para conservación de biodiversidad (recordando la meta de superficie de 15% de cada región forestal como categoría máxima de protección de la Ley Nacional 26.331/07: 1-rojo) y producción agropecuaria que fueron "filtradas" para depurar "bloques de celdas" muy pequeños.

## Análisis de los aspectos sociales

Esta etapa del proceso de combinación de información integró dos análisis complementarios: a) exclusión de los polígonos (en uso por pueblos originarios o poblaciones campesinas) para

salvaguardar las áreas de uso comunitario, y b) un análisis focalizado: determinación interactiva de "corredores para acceso a zonas de manejo de recursos naturales" (para las comunidades de pueblos originarios en el Chaco salteño). Estos corredores estaban circunscriptos a fajas de un ancho mínimo de 200 m en zonas transformadas de los departamentos San Martín y Rivadavia.

### Ajuste por el umbral de cambio admisible por cuenca y zonificación final

Posteriormente, las zonas productivas fueron ajustadas por el respectivo umbral de cambio admisible de cada cuenca. Así, fueron seleccionadas las áreas más aptas (valores superiores de IP en cada cuenca) como las zonas recomendadas para la transformación pero acotadas al número máximo que prefijaba el umbral. Esto se ve reflejado en la zonificación final (Figura 9) donde el total de hectáreas asignado a la categoría III en varias cuencas (la que permite el desmonte) es menor (en algunos casos sensiblemente menor) que la superficie disponible de acuerdo a los valores de IP (Figura 8).

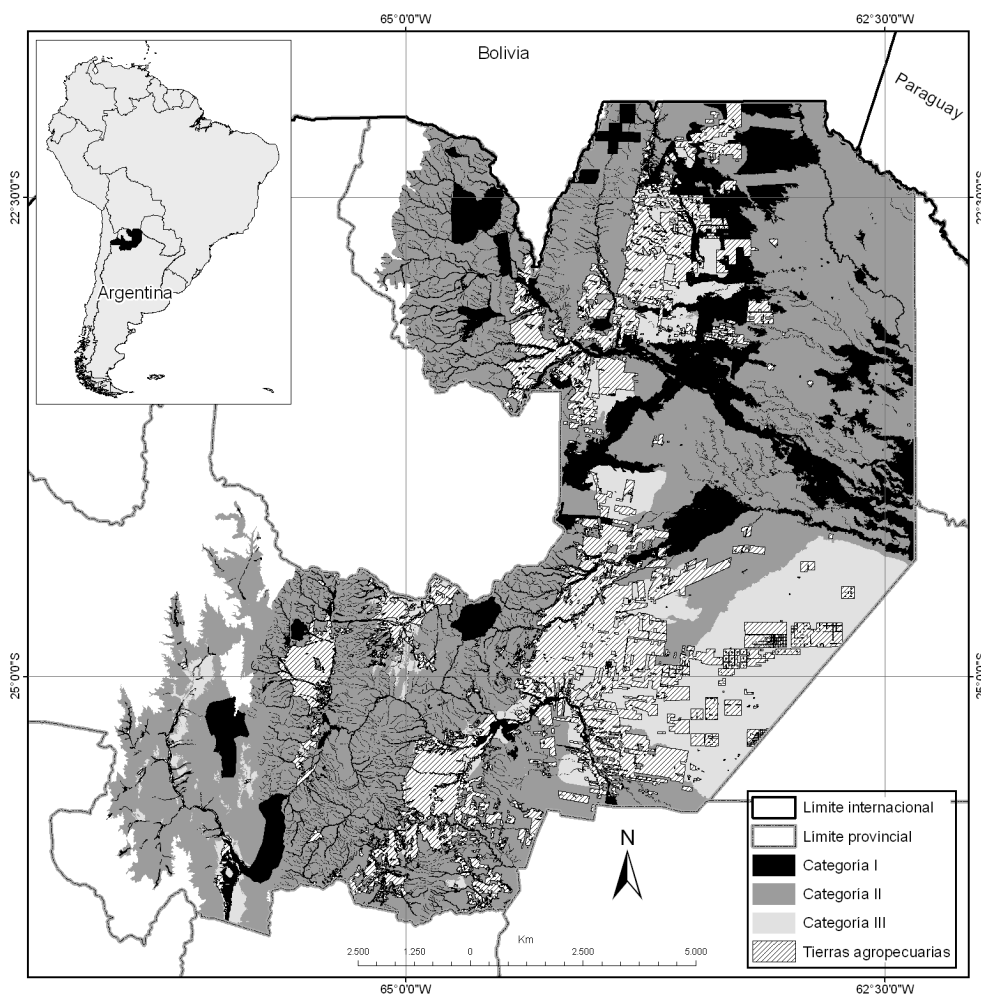


Figura 9. Distribución espacial de las tres categorías de zonificación previstas en la Ley 26.331 (I: protección total, II: manejo sustentable del bosque nativo, y III: posibilidad de conversión).



## CONSIDERACIONES FINALES

Una zonificación territorial, aun planteada con ponderaciones explícitas y conocidas, refleja un determinado imaginario sobre el territorio. En nuestro caso postulamos la preferencia por la condición de conservación de las cuencas hídricas como criterio rector: este servicio ambiental aparece visualizado y valorado con claridad a partir de la memoria social reciente de varios eventos hídricos catastróficos.

En observancia a las leyes nacionales (particularmente la Ley Nacional 26.160 de Emergencia Territorial Indígena y la Ley 24.071 - Convenio 169 de la OIT sobre pueblos indígenas y tribales) excluimos las áreas de ocupación tradicional de pueblos originarios y comunidades campesinas. Es importante puntualizar que mientras por parte de los funcionarios provinciales salteños había gran interés y premura para concluir el proceso de zonificación territorial, los aspectos relacionados con la Ley de Emergencia Territorial Indígena hasta la fecha (mayo-junio 2010) avanzan de manera muy lenta. En la práctica, esta realidad implica no considerar de forma equitativa las aspiraciones de los distintos grupos sociales sobre el territorio y su dotación de recursos naturales. También quedó "abierto" el dilema de dirimir la prioridad para áreas que coincidían en presentar condiciones relevantes para la conservación de la naturaleza y para la producción agropecuaria. En este punto corresponde hacer explícito que el módulo MOLA no establece preferencias salvo que el planificador defina expresamente una ponderación superior de una de las clases para la asignación de usos. En nuestro caso, y considerando que ya se han perdido muchas áreas de gran valor para la conservación de la biodiversidad (e.g., la conversión masiva de selva pedemontana en los departamentos Orán y San Martín) otorgamos una ligera preferencia a la conservación en la selección iterativa aplicando el MOLA. Este servicio ambiental que brinda el bosque nativo resulta poco valorado en términos generales.

Una reflexión sobre las condiciones operativas: nuestro equipo trabajó con mucho esfuerzo en un contexto de escasez de tiempo y de recursos. Sólo en el período final de cinco meses se pudo concretar un ámbito de funcionamiento adecuado para un equipo geomático que buscó dar rigurosidad científica a sus procedimientos. Como complemento a ese contexto, la disponibilidad de datos (que fue muy dinámica) se fue ampliando en la medida que se intensificaba el contacto con expertos locales que aportaron generosamente su información de terreno. Sin embargo, la etapa de validación social con distintas zonificaciones en distintos escenarios de planificación no pudo concretarse acabadamente. Presiones políticas y urgencias legislativas determinaron la imposibilidad de compartir y analizar como correspondía las propuestas de zonificación con los actores sociales.

Uno de nuestros aprendizajes más relevantes de esta experiencia de zonificación para el ordenamiento territorial radica en la gran importancia que tiene un componente de comunicación para un proyecto de estas características. No sólo en aquellos aspectos relacionados con los espacios de participación social, sino fundamentalmente en cuanto a hacer explícita una propuesta que por sus implicancias tiene que estar en conocimiento de los decisores. Trabajar sobre la noción que el capital natural y los servicios ambientales del bosque nativo son patrimonio de toda la sociedad y no de un elenco de dirigentes y funcionarios de gobierno (que tienen actuación circunstancial) es estratégico. Esta comprensión se requiere para poder alcanzar una visión estratégica de la participación social extendida. La noción comprensiva del capital natural como propiedad social resulta un componente insoslayable de un proceso de planificación sustentable. Y este proceso puede ser sustentable en la medida que exista participación informada y activa (Mansfeld 2003).

El componente de comunicación debe aunar al concepto de capital natural la referencia sobre los servicios ambientales que están implícitos en dicho capital. La percepción de pérdida o deterioro de esos servicios puede resultar incluso un espacio de concientización. Este espacio para la toma de conciencia (i.e., servicios ambientales y capital natural) permitiría extender las capacidades sociales de manera de poder discriminar de forma apropiada qué situaciones están implícitas en las distintas soluciones de compromiso que implican los escenarios de planificación.

Es preciso trabajar de forma articulada sobre el conocimiento del público en general, y de la dirigencia representante de los actores sociales en particular, para extender su grado de percepción sobre la crítica relevancia espacial y temporal (algunas decisiones perduran en su influencia sobre varias generaciones) que tiene un proceso de decisión sobre los usos del territorio.

## BIBLIOGRAFÍA

- Allen, T.F.H. y T.B. Starr. 1982. Hierarchy: perspectives for ecological complexity. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EE.UU. Pp. 310.
- Anta Fonseca, S., A.V. Arreola Muñoz, M.A. González Ortiz y J. Acosta González. 2006. Ordenamiento Territorial Comunitario: un debate de la sociedad civil hacia la construcción de políticas públicas. INE-SEMARNAT, México, D.F. Pp. 251.
- Bianchi, A.R. y C.E. 1992. Las Precipitaciones en el Noroeste Argentino 2da Ed. INTA EEA Salta.
- Chalukian, S. 2002. Recategorización de áreas protegidas en el corredor transversal sur, Salta, Argentina. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Provincia de Salta (SeMADeS) y Wildlife Conservation Society (WCS).
- Chalukian, S., L. Lizárraga, D. Varela, A. Paviolo y V. Quse. 2009. Plan de Acción para la Conservación del Tapir en Argentina. Tapir Specialist Group, PIC Tapir NOA, Wildlife Conservation Society y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Pp. 72.
- Chang, C-L. y Hsu, C-H. 2009. Multi-criteria analysis via the VIKOR method for prioritizing land-use restraint strategies in the Tseng-Wen reservoir watershed. *Journal of Environmental Management* 90(11):3226-3230.
- CITAB. 2004. Partido de Rivadavia, Actividad Agropecuaria. Centro de Investigaciones Territorial y Ambientales Bonaerenses. Edición Banco Provincia de Buenos Aires, La Plata, Argentina.
- CONABIO. 2006. Natural Capital and Human well-being. En: Sarukhan, J. (coord.). Comisión Nacional para el Uso y de la Biodiversidad de México. México, D.F. Pp. 32.
- Cuerpo de Ingenieros del Ejército de EE.UU. 1992. CPD-64 DSSMATH, Utility Program for Mathematical Manipulation of HEC-DSS Data, User's Manual, Apr '92. Pp. 55.
- Díaz, G.B. y R.A. Ojeda (eds.). 2000. Libro Rojo de los mamíferos Amenazados de la Argentina. 2000. Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos, SAREM. Pp. 106.
- Díaz-Balteiro, L. y C. Romero. 2008. Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment. *Forest Ecology and Management* 255:3222-3241.
- Eastman, J.R., H. Jiang, y J. Toledano. 1998. Multi-criteria and multi-objective decision making for land allocation using GIS. Pp. 227-252 en: Beinat, E. y P. Nijkamp (eds.). *Multicriteria Analysis for Land-Use Management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, Países Bajos.
- Eastman, J.R. 2001. Uncertainty Management in GIS: Decision Support Tools for Effective Use of Spatial Data Resources. Pp. 379-390 en: Hunsaker, C.T., M.F. Goodchild, M.A. Friedl y T.J. Case (eds.). *Spatial Uncertainty in Ecology: Implications for Remote Sensing and GIS Applications*. New York. Springer. EE.UU.

- Eatsman, J.R. 2006. IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing. April 2006. J. Ronald Eastman. Clark Labs. Clark University, Worcester, Massachusetts, EE.UU.
- Ferreira, N.C., L.G. Ferreira, A.R. Huete y M.E. Ferreira. 2007. An operational deforestation mapping system using MODIS data and spatial context analysis. *International Journal of Remote Sensing* 28(1-2):47-62.
- FISRWG (Federal Interagency Stream Restoration Working Group). 1998. Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. GPO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 57.6/2:EN 3/PT. Pp. 653.
- Franco Maass, S. y J. Bosques Sendra. 1997. Procedimiento para la obtención de parcelas de adecuación en imágenes raster. Reunión de Usuarios de Idrisi. Centro de Recursos Idrisi de España. Alcalá de Henares, 27 de septiembre de 1997. España.
- Gallo, K., S.H. Lanigan, P. Eldred, S.N. Gordon y C. Moyer. 2005. Northwest Forest Plan - the first 10 years (1994-2003): preliminary assessment of the condition of watersheds. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-647. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Pp. 133.
- García Fernández, J.J., R.A. Ojeda, R.M. Fraga, G.B. Díaz y R.J. Baigún (eds.). 1997. Libro rojo de mamíferos y aves amenazados de la Argentina. FUCEMA, SAREM, AOP y APN. Buenos Aires, Argentina.
- Garen, D.C. y D.S. Moore. 2005. Curve Number Hydrology in water quality modeling: uses, abuses, and future directions. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 41(2):377-388.
- Glenn, E., A. Huete, P.L. Nagler y S.G. Nelson. 2008. Relationship Between Remotely-sensed Vegetation Indices, Canopy Attributes and Plant Physiological Processes: What Vegetation Indices Can and Cannot Tell Us About the Landscape. *Sensors* 8:2136-2160.
- Gleyzer, A., M. Denisyuk, A. Rimmer y Y. Salingar. 2004. A fast recursive GIS algorithm for computing Strahler stream order in braided and nonbraided networks. *Journal of the American Water Resources Association* 40(4):937-946.
- Goldkuhl, G. 2006. Collaborative researching - from ISAC to VITS through HUMOR. En: Bubenko, J., C-G. Jansson, A. Kollerbaaur, T. Ohlin y L. Yngström (eds.). *ICT for People - 40 Years of Academic Development in Stockholm*, DSV. Universidad de Estocolmo. Suecia.
- Gómez Delgado, M. y J.I. Barredo Cano. 2005. *Sistemas de información geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio*. 2da. Edición, Editorial RA-MA, Madrid, España. Pp. 304.
- Gonda, N. y D. Pommier. 2006. *Prevención y resolución de conflictos en torno a la tierra y los recursos naturales: Manual práctico de mapeo comunitario y uso del GPS para organizaciones locales de desarrollo*. Delegation of the European Commission in Nicaragua. Second Edition.

- González del Tanago, M. 2007. Escorrentías. Universidad Politécnica de Madrid. E.T.S.I.M., Curso Abierto, MC-F-009.
- Guenther, B., G.D. Godden, X. Xiong, E.J. Knight, S.-Y Qiu, et al. 1998. Prelaunch algorithm and data format for the Level 1 calibration products for the EOS-AM1 Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS). *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 36(4):1142-1151.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E.P. Rodríguez, X. Gao, et al. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83:195-213.
- Jenness, J. 2006. Grid Tools (Jenness Enterprises) v. 1.7 (grid\_tools\_jen.avx) extension for ArcView 3.x. Jenness Enterprises. [www.jennessent.com/arcview/grid\\_tools.htm](http://www.jennessent.com/arcview/grid_tools.htm) (último acceso:10/11/2010).
- Jongman, R. 2004. The context and concept of ecological networks. Pp. 7-32 en: Jongman, R. y G. Pungetti (eds.). *Ecological Networks and Greenways. Concept, Design, Implementation Series: Cambridge Studies in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 368.
- Kangas, J. y P. Leskinen. 2005. Modelling ecological expertise for forest planning calculations - rationale, examples, and pitfalls. *Journal of Environmental Management* 76(2):125-133.
- Keune, H. 2004. Transdisciplinarity and action research - Developing policy relevant knowledge. In: *TRANS. Internet-Zeitschrift für Kulturwissenschaften*. No. 15/2003. [www.inst.at/trans/15Nr/01\\_6/keune15.htm](http://www.inst.at/trans/15Nr/01_6/keune15.htm) (último acceso: 10/11/2010).
- Kiker, G.A., T.S. Bridges, A. Varghese, T.P. Seager y I. Linkov. 2005. Application of Multicriteria Decision Analysis in Environmental Decision Making. *Integrated Environmental Assessment and Management* 1(2):95-108.
- Ligier, D. 2006. Ecorregiones Argentinas: Oportunidades y desafíos. Presentación en Seminario Caminos compartidos hacia la sustentabilidad ambiental del sector rural. Buenos Aires, INTA. Argentina. [www.inta.gov.ar/info/doc/ligier.pdf](http://www.inta.gov.ar/info/doc/ligier.pdf) (último acceso: 10/11/2010).
- Margules, C.R. y S. Sarkar. 2006. *Systematic Conservation Planning*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. Pp. 278.
- Matsushita, B., W. Yang, J. Chen, Y. Onda y G. Qiu. 2007. Sensitivity of the Enhanced Vegetation Index (EVI) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Topographic Effects: A Case Study in High-Density Cypress Forest. *Sensors* 7:2636-2651.
- Merenson, C. 2008. Presentación de la Ley 26.331 de Bosques Nativos y sus aspectos reglamentarios. Salta, Casa de la Cultura, mayo 2008. Salta, Argentina.

- Monteith, J.L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 9:747-66.
- Montenegro, C., M. Strada, M.G. Parmuchi, J. Bono, M. Stamati, et al. Pérdida de Bosque Nativo en el Norte de Argentina. Diciembre de 2007 - octubre de 2008. SAYDS, Buenos Aires, noviembre de 2008. [www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UMSEF/File/deforestacion07-08\\_ley26331.pdf](http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UMSEF/File/deforestacion07-08_ley26331.pdf) (último acceso: 10/11/2010).
- Morello, J. y W. Pengue. 2006. ¿Una agricultura sostenible? Encrucijadas 41. Nadir, A. y T. Chafatinos. 1990. Los Suelos del NOA (Salta y Jujuy). Tomo I (pp. 86) y Tomo II (pp. 123) y Tomo 3 (pp. 428). Administración del Fondo Especial del Tabaco - Universidad Nacional de Salta. Salta, Argentina.
- Nakama, V. y R. Sobral. 1985. Índice de Productividad. Método Paramétrico de Evaluación de Tierras. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca-INTA Documento del Proyecto PNUD Arg. 85/019. Buenos Aires. Argentina.
- O'Malley, K. 1999. Buffer Theme Manager. [arcscrippts.esri.com](http://arcscrippts.esri.com) (último acceso: 10/11/2010).
- Ojeda, R.A. y M.A. Mares. 1989. A Biogeographic analysis of the Mammals of Salta Province, Argentina. Patterns of species assemblage in the Neotropics. *Spec. Publ. Texas Tech Univ.* 27:1-66.
- Ojeda, R.A. 1999. Biodiversidad y conservación de mamíferos de la interfase tropical-templada de la Argentina. Pp. 443-462 en: Matteucci, S.D., O.T. Solbrig, J. Morello y G. Halffter (eds.). Biodiversidad y uso de la tierra: conceptos y ejemplos de latinoamérica. Chapter 20. Editorial Eudeba. Buenos Aires. Argentina.
- Orsolini, H., E. Zimmermann y P. Basile. 2000. Hidrología: Procesos y Métodos. UNR Editora, Rosario de Santa Fe, Argentina.
- Paoli, H., H. Elena, J.M. Mosciaro, F. Ledesma y Y. Noé. 2009. Caracterización de las cuencas hídricas de las provincias de Salta y Jujuy. SIGCSSJ v1 - 2009, INTA - EEA Salta, Cerrillos, Argentina.
- Papst, J. 2004. Report: The Unifying Method of the Humanities, Social Sciences and Natural Sciences: The Method of Transdisciplinarity. En: *TRANS. Internet-Zeitschrift für Kulturwissenschaften*. No. 15/2003. [www.inst.at/trans/15Nr/01\\_6/papst\\_report15.htm](http://www.inst.at/trans/15Nr/01_6/papst_report15.htm) (último acceso: 10/11/2010).
- Paruelo, J.M., H.E. Epstein, W.K. Lauenroth y I.C. Burke. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the US. *Ecology* 78:953-958.
- Paruelo, J. 2006. ¿Qué verde era mi valle? Encrucijadas 41.
- Paruelo, J.M. 2008. Functional characterization of ecosystems using remote sensing. *Ecosistemas* 17(3):4-22.

- Prince, S.D. 1991. A model of regional primary production for use with coarse resolution satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 12:1313-1330.
- Perovic, P.G. 2002. Ecología de la comunidad de félidos en las selvas nubladas del noroeste argentino. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba. Pp. 145.
- Peterson, G.D., G.S. Cumming y S.R. Carpenter. 2003. Scenario Planning: a Tool for Conservation in an Uncertain World. *Conservation Biology* 17(2):358-366.
- Ray, N. 2005. Pathmatrix: a GIS tool to compute effective distances among samples. *Molecular Ecology Notes* 5:177-180.
- Regidor, H. y M. Costilla. 2004. Un mapa de distribución para la taruca *Hippocamelus antisensis* en el Noroeste Argentino. MEMORIA VI Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonia y Latinoamérica, 5-10 septiembre 2004. Iquitos, Perú. Pp. 266-268. [www.revistafauna.com.pe/memo/266-268.pdf](http://www.revistafauna.com.pe/memo/266-268.pdf) (último acceso: 10/11/2010).
- Riquier, J., D.L. Bramao y I.L. Cornet. 1970. A new system of soil appraisal in terms of actual and potential productivity. *FAO AGLTERS* 70/6.
- Robredo Sánchez, J.C. 2007. Estimación de escorrentía superficial. Universidad Politécnica de Madrid. E.T.S.I.M., Curso Abierto, MC-F-048.
- Romero, C. 1993. Teoría de la Decisión Multicriterio. Conceptos técnicas y aplicaciones. Madrid, Alianza Editorial. Pp. 195.
- Saaty, T.L. 1980. *The Analytic Hierarchy Process*, McGraw-Hill, New York, NY. EE.UU.
- Saaty, T.L. 1990. *Multicriteria Decision Making: The Analytic Hierarchy Process*, RWS Publications, Pittsburgh, PA. EE.UU.
- Saaty, T.L. 1994. *Fundamentals of Decision Making and Priority Theory with the Analytic Hierarchy Process*, RWS Publications, Pittsburgh, PA. EE.UU.
- Santé Riveira, I. y R. Crecente-Maseda. 2006. A review of rural land-use planning models. *Environment and Planning B: Planning and Design* 33:165-183.
- Sarkar, S., A. Moffett y R. Sierra. 2004. Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks. *Endangered Species Update* 21:100-107.
- SAyDS - UMSEF 2004. Mapa Forestal de la Provincia de Salta. Actualización Año 2004. Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, 1 mapa provincial. Pp. 12.
- Scharffenberg, W.A. y M.J. Fleming. 2008. *Hydrologic Modeling System HEC-HMS, User's Manual, versión 3.2*. US Army Corp of Engineers, Hydrologic Engineering Center, Washington, D.C. EE.UU. Pp. 290.

- Somma, D.J., J. Volante, L. Lizárraga y M. Boasso. 2009. Land use planning at regional scale applying a multi criteria analysis as base of a spatial decision support system. A case study in the Northwest of Argentina: Salta province. October, 6th, 2009. Poster Session. Sector Ecological and socio-economic aspects for the sustainability of Latin American landscapes. Poster presentation in: IALE - Latin American Congress of Landscape Ecology. October, 4th-7th, 2009, Campos do Jordao, SP, Brazil.
- Somma, D.J. 2006. Interrelated modeling of land use and habitat for the design of an ecological corridor: a case study in the Yungas, Argentina. PhD Thesis, Wageningen University, Países Bajos. Pp. 179.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Transactions of the American Geophysical Union 8(6):913-920.
- van Langevelde, F. 2000. Scale of habitat connectivity and colonization in fragmented nuthatch populations. *Ecography* 23:614-22.
- van Mansfeld, M.J.M. 2003. The need for knowledge brokers. Pp. 33-39 en: Tress, B., G. Tress, A.J.J. van der Valk y G. Fry (eds.). *Interdisciplinary and transdisciplinary landscape studies: potential and limitations*. Wageningen: Alterra (Delta series 2). Alemania.
- Volante, J., A. Bianchi, H. Paoli, Y. Noé, H. Elena, et al. 2005. Análisis de la Dinámica del Uso del Suelo Agrícola del NOA Mediante Teledetección y SIG Período 2000-2005. INTA EEA Salta. Argentina.
- Werner, M. 2001. Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), mission overview. *Journal of Telecommunication* 55:75-79.



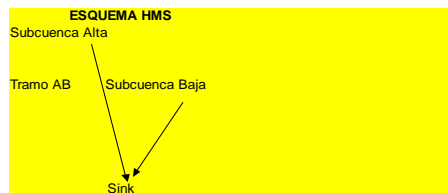
# ANEXO

## 1. Planilla de cálculo hidrológico

Sistema xxxxxxxx - CUENCA XXXXXXXXXXXXXXXXXXXX PARAMETROS PARA EL HMS											
	Area [km2]	Long [km]	Hmáx [msnm]	Hmin [msnm]	So [m/m]	So [%]	So [m/km]	Tc [min]	Tc [hs]	Lag [min]	Δtmáx [min]
Cuenca única	10.798	890	1906	217	0,0019	0,190	1,90	8313	139	4988	1447
Total	10.798	890	1906	217	0,0019	0,190	1,90	8313	139	4988	1447

Sistema xxxxxxxx - CUENCA XXXXXXXXXXXXXXXXXXXX CONDICION ACTUAL										
Clase y uso del suelo	Area [ha]	Tipo de suelo	Identificación	Area %	CN(II)	Ponderación	CN Ponderado	S [mm]	la [mm]	Vol.ret [m3]
Selva, bosque, quebrachal	671.931	B	Q1	62,23	55	34,33				
Tierras agropecuarias	398.546	B	C7	36,91	66	24,43	59	175,16	35,03	377.138.672
Area urbana, construcciones	6.050	B	P1	0,56	75	0,42				
Total:	1.076.527			99,70						
Error %	0,30									

Sistema xxxxxxxx - CUENCA XXXXXXXXXXXXXXXXXXXX CONDICION POTENCIAL CON DESMONTE													
Clase y uso del suelo escenario	Nuevo escenario	% Desmante	Area [ha]	Tipo de suelo	Identificación	Area %	CN(II)	Ponderación	CN Ponderado	S [mm]	la [mm]	Vol.ret [m3]	Aumento del escurrimiento [%]
Selva, bosque, quebrachal	(-)	4,00	645.054	B	Q1	59,74	55	33,16					
Tierras agropecuarias	(+)	6,61	424.886	B	C7	39,35	66	26,21					
Area urbana, construcciones	(+)	Err:529		B	P1	Err:529	75	Err:529	Err:529	Err:529	Err:529	Err:529	Err:529
Total:			1.069.939			Err:529							



VOLUMEN DE AGUA NO RETENIDO [m3]: Err:529

Consultar la versión a color en el Cap. 33.

# Capítulo 19

## **EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA DEL ORDENAMIENTO TERRITORIAL. UN ESTUDIO DE CASO PARA EL PARTIDO DE BALCARCE BASADO SOBRE EL ANÁLISIS DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS**

---

María P. Barral<sup>1</sup> y Néstor O. Maceira<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad F.A.S.T.A. Email Barral: mpaulabarral@gmail.com - <sup>2</sup>INTA Balcarce.  
Email Maceira: nmaceira@balcarce.inta.gov.ar.

**Resumen.** La evaluación ambiental estratégica (EAE) es una herramienta idónea para evaluar las consecuencias ambientales de las políticas, planes y programas (PPP) que lleva adelante un gobierno en la gestión del territorio. Por ende, resulta aplicable a planes de ordenamiento territorial, permitiendo incorporar la dimensión ambiental desde el comienzo del proceso de planificación. En este trabajo se desarrolló un protocolo metodológico de EAE, aplicado en un ejercicio de evaluación del uso actual del territorio y el desarrollo de información para la formulación de un plan de ordenamiento territorial rural para el Partido de Balcarce (Provincia de Buenos Aires). El análisis empleó el enfoque de servicios ecosistémicos (SE) como criterio de valoración de los diferentes ecosistemas que caracterizan el espacio estudiado, y profundizó en particular el uso agropecuario por ser la actividad económica rural predominante. La EAE permitió identificar los SE que resultaban afectados de forma negativa por los usos actuales, y proponer una zonificación orientada a preservar los SE identificados como prioritarios en el proceso de planificación. La aplicación de esta zonificación debería ir acompañada con normativas que promuevan los usos adecuados para cada ecosistema, de modo de preservar su capacidad de prestar tales servicios. La zonificación propuesta identificó a la sierras, sectores de piedemonte y zonas de vegetación ribereña como áreas clave por su valor ecológico actual y por su papel estratégico en la sustentabilidad del desarrollo rural.

# INTRODUCCIÓN

## Evaluación ambiental y ordenamiento territorial

El avance de la frontera agropecuaria, el incremento en el empleo de agroquímicos y la tendencia a la agricultura permanente podrían estar generando impactos negativos irreversibles en la capacidad productiva de los suelos, en la calidad del agua y en la diversidad biológica.

Frente a ese panorama, el ordenamiento territorial (OT) aparece como una herramienta necesaria para otorgar sustentabilidad a los procesos de desarrollo, en procura de equilibrar competitividad económica, la salud ambiental y la equidad social (INTA 2005). El OT puede interpretarse como una expresión espacial de la política económica, social, cultural y ambiental y, de manera simultánea, como un instrumento de planificación y gestión. Es de carácter transversal y afecta a las normas de carácter básico o general relacionadas con el funcionamiento y la administración del territorio (Gómez Orea 2002).

La evaluación ambiental en el marco de planes de OT presenta características de escala y complejidad propias que tornan poco apropiadas las técnicas tradicionales de evaluación de impacto ambiental (EIA) aplicadas a proyectos puntuales (Lee 1997, Valpreda et al. 2003). La evaluación ambiental estratégica (EAE) surgió recientemente como herramienta idónea para integrar la dimensión ambiental en las políticas, planes y programas (PPP) que operan sobre un determinado territorio. Constituye una metodología integradora que goza de un consenso amplio debido a que ha conseguido, por un lado, superar las insuficiencias de la EIA al incorporar la consideración ambiental desde etapas tempranas del proceso de toma de decisiones, y por el otro, enfatizar los efectos que las limitaciones y oportunidades del medio pueden ejercer sobre las opciones de desarrollo (Oñate et al. 2002).

La EAE se define como un proceso sistemático y progresivo para evaluar la calidad ambiental de un PPP, que incorpora la formulación y el análisis de propuestas alternativas y garantiza la integración completa de las consideraciones biofísicas, económicas, sociales y políticas de relevancia desde el inicio del proceso de planificación (Partidario 2003). Varios autores señalan el valor de la metodología de la EAE como herramienta de formulación e intervención activa en el proceso de toma de decisiones y diseño de los PPP (Brown y Therivel 2000, Partidario 2003, Jiliberto 2006).

Europa posee la experiencia más amplia en cuanto a la aplicación de EAE (IHOBE 2006). No obstante, si bien el desarrollo de la EAE ya lleva algunos años, el escaso desarrollo de metodologías es aún una de sus limitaciones principales (Partidario 2003, González et al. 2006).

## El enfoque de servicios ecosistémicos

El enfoque de servicios ecosistémicos (SE) brinda una base nueva y promisoría para encarar la evaluación ambiental de un plan de OT a través del análisis de aquellos SE que se pierden o que son afectados por la intervención humana. Intervenciones adecuadas en materia de planificación y manejo de recursos pueden permitir revertir la degradación de los ecosistemas y aumentar su aporte al bienestar humano (Millenium Ecosystem Assessment 2005).

Es un hecho aceptado que cualquier intervención humana sobre el ecosistema tiene un efecto medible, que se traduce en una alteración de la oferta de servicios ecosistémicos (Ortiz 2007). La agricultura, como actividad histórica relevante en todas las sociedades humanas, no escapa a esta constante. Su existencia impone un costo ambiental que no puede ser subestimado. Pese a ello, no todos los biomas y ecosistemas sufren de igual manera el impacto de la intervención agrícola. El impacto suele ser de poca magnitud en algunos biomas y de alta incidencia en otros. Parece inevitable que mientras la agricultura se expanda, aumentará la rentabilidad de las tierras y disminuirá la provisión de diferentes servicios ecosistémicos (Viglizzo y Frank 2006, Ortiz 2007).

## Objetivos y alcances de este estudio

El objetivo de este estudio fue desarrollar un protocolo metodológico de EAE basado sobre el enfoque de SE, aplicable a la problemática del ordenamiento del territorio en la escala de municipio. Se empleó como estudio de caso el Partido de Balcarce (Provincia de Buenos Aires).

## METODOLOGÍA DESARROLLADA

El protocolo metodológico de EAE que se presenta a continuación constituye un desarrollo propio, organizado como un conjunto de seis pasos conteniendo uno o más procedimientos (Figura 1). Está basado sobre la bibliografía existente en materia de EAE, OT y SE, y fue diseñado para ser aplicado en la evaluación de un plan de ordenamiento territorial rural (POTR) de escala municipal.

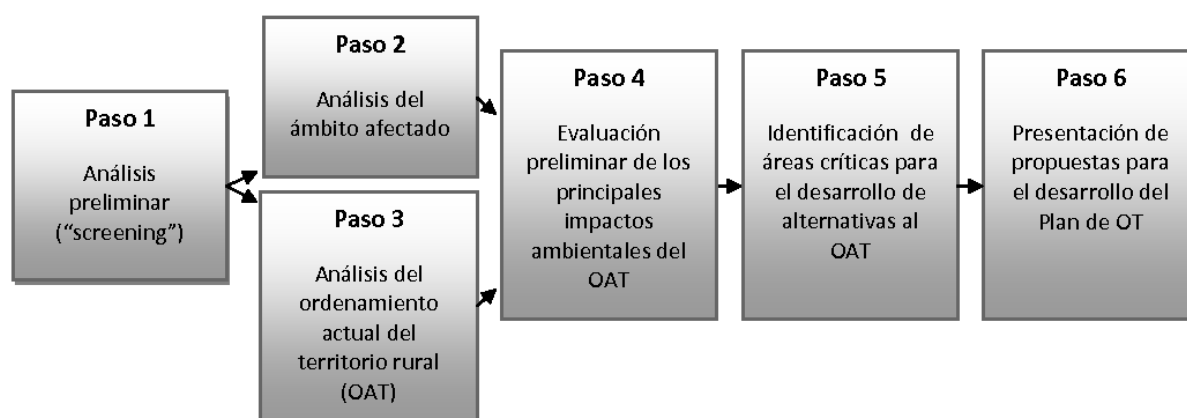


Figura 1. Esquema del protocolo metodológico propuesto para la aplicación de la evaluación ambiental estratégica (EAE) a planes de ordenamiento territorial rural.

A continuación se presenta cada paso y se describe de manera breve cómo se aplicó al estudio de caso.

### Paso 1. Análisis preliminar ("screening")

El objetivo de este paso fue determinar el marco y el procedimiento general de la evaluación: alcance, actores sociales, aspectos relevantes a evaluar, información necesaria, línea de base a considerar, soporte informático, etc.

El territorio del Partido de Balcarce se encuentra ordenado de manera espontánea en función de la capacidad de uso del suelo, de la tecnología disponible y de las leyes del mercado, pero no cuenta con un plan de ordenamiento territorial rural propiamente dicho. Para aplicar el presente protocolo de EAE se tomó como línea de base el ordenamiento actual del territorio rural (OAT) en el Partido, y a partir de ese ordenamiento se generaron alternativas orientadas al desarrollo de un POTR. A los fines del ejercicio, se privilegiaron la dimensión ecológica y las actividades agropecuarias como ejes de evaluación.

Para incorporar el elemento de consulta social se conformó un panel multidisciplinario de expertos integrado por diversos profesionales de la Unidad Integrada de Balcarce (UIB, INTA EEA Balcarce - Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Mar del Plata), al cual se recurrió en varias etapas de la EAE. En situaciones reales, los actores sociales que deberían participar en esta evaluación son todas las personas que tienen relación con el territorio en cuestión (i.e., autoridades políticas, técnicos y productores agropecuarios, ONGs, representantes sectoriales, etc.).

Se identificó la información espacial más relevante tanto del medio físico-natural (i.e., bañados intermitentes, clasificación de las coberturas del suelo 1986-1987 y 2005-2006, cuencas, cursos de agua intermitentes y permanentes, curvas de nivel intermedias, ecorregiones, forestaciones, geomorfología, lagunas, modelo digital de terreno (DEM), sierras y suelos) como del medio socioeconómico (i.e., caminos, canteras, catastro rural, ejido urbano, establecimientos educativos, estaciones férreas, ferrocarril, infraestructura rural, localidades, poblaciones, red vial), y se la organizó en un sistema de información geográfica (SIG) por medio del Software IDRISI Andes.

La información espacial fue proporcionada en su mayoría por el grupo de Geomática de la UIB, y también se empleó el Atlas Digital de Balcarce (Tomás et al. 2004). Algunas capas temáticas fueron elaboradas mediante distintas herramientas que ofrece IDRISI (e.g., canteras, alternativas de uso de la tierra, ecosistemas, sistema de lomadas, pendientes, piedemontes, pivotes de riego, principales puntos turísticos, servicios ecosistémicos, zonificación propuesta para el Partido de Balcarce). El resto de la información empleada se tomó de bibliografía confiable. Si bien el Partido presenta una superficie de 412111 ha, la superficie efectiva analizada fue menor, ya que la clasificación de coberturas del suelo empleada fue extraída de un estudio previo de cobertura realizado para la Cuenca de Mar Chiquita, el cual excluía un sector no perteneciente a dicha cuenca (9% de la superficie, en el suroeste del Partido).

## **Paso 2. Análisis del ámbito afectado**

En este paso se realizó una descripción del medio físico natural y de los principales aspectos socioeconómicos del Partido de Balcarce utilizando la bibliografía existente y la información espacial del SIG. El componente principal de este paso fue la determinación de los principales tipos de ecosistemas del Partido y los servicios ecosistémicos (SE) claves que ofrecen. A este efecto, la secuencia operativa fue la siguiente:

- Identificación y distribución espacial de los principales tipos de ecosistemas: para realizar el mapeo de los distintos ecosistemas se utilizaron las siguientes variables, disponibles como capas de información del SIG: clasificación de las coberturas del suelo (período agrícola 2005-2006), altitud e hidrografía. La clasificación de coberturas estaba basada sobre imágenes satelitales Landsat TM (Thematic Mapper) y fue proporcionada por

el Laboratorio de Geomática (UIB). Las capas se superpusieron empleando el módulo OVERLAY de IDRISI Andes

- Provisión de SE por los distintos tipos de ecosistemas: se identificaron los principales SE que provee cada ecosistema a través de la consulta al panel de expertos y la bibliografía existente (Millennium Ecosystem Assessment 2005)

### **Paso 3. Análisis del OAT**

El objetivo de este paso fue recopilar y analizar la información relevante relacionada con el ordenamiento actual del territorio. El procedimiento fue el siguiente:

- Descripción general del OAT: en esta etapa se describió el ordenamiento actual del territorio rural. Se utilizó la información espacial del SIG y la bibliografía existente sobre la zona bajo estudio. Para describir el uso agropecuario se utilizó la clasificación de coberturas del suelo 2005-2006 ya mencionada, diferenciando seis clases de cobertura: cultivos, pasturas implantadas, pastizal natural, forestaciones, agua y afloramientos rocosos en el área serrana
- Descripción del contexto legal: en esta etapa se sintetizó la legislación nacional, provincial y municipal relevante en materia de ambiente y ordenamiento territorial
- Descripción del marco institucional y agentes implicados: en esta etapa se sintetizó el contexto institucional del OAT identificando las disposiciones, organismos y autoridades relacionados con el mismo

### **Paso 4. Evaluación preliminar de los principales impactos ambientales del OAT**

En este paso se evaluó la provisión de SE del Partido y luego se realizó una estimación preliminar de los principales impactos sobre dichos SE como consecuencia de cambios en el uso del suelo asociados al modelo de desarrollo actual. Las etapas fueron las siguientes:

a) Análisis de la provisión de SE por ecosistema: se basó sobre la adaptación<sup>□</sup> de una propuesta metodológica actualmente en desarrollo dentro del Área Estratégica Gestión Ambiental del INTA (Evaluación funcional de los servicios de los ecosistemas, Viglizzo, et al., Capítulo 1 en este libro). A cada ecosistema identificado se le asignó una valoración relativa en una escala de 0-100 según su capacidad de proveer cada SE considerado. La provisión total de SE de cada ecosistema resultó de la sumatoria de siete SE. Dichos SE fueron calculados empleando ecuaciones que integran variables climáticas, de terreno y de la vegetación. Los SE considerados y procedimientos de cálculo empleados fueron:

1. Servicio de protección del suelo =  $PPN * (1 - CV_{PPN}) * (I_a / 100) * (1 - P_d) * 1.75$
2. Servicio de captura de carbono =  $PPN * (1 - CV_{PPN}) * (1 - P_a) * 1.5$
3. Servicio de purificación y provisión de agua =  $PPN * (1 - CV_{PPN}) * C_i * P_d * 1.75$

1. Servicio de conservación de biodiversidad =  $PPN * (1 - CVPPN) * I_a * F_{\text{t\u00e9rmico}} * F_{\text{naturalidad}} * 2$
2. Servicios de control de disturbios =  $I_a * (P_a / 100) * 1.25$
3. Servicio de metabolización de desechos =  $PPN * (1 - CVPPN) * I_a * P_{ca} * F_{\text{t\u00e9rmico}} * 1.75$
4. Servicio provisión de bienes de uso directo =  $PPN * I_{cos} * F_{\text{calidad}} * 1.75$

donde:

- PPN: productividad primaria neta anual estimada a través del índice verde normalizado expresado en una escala relativa (0-100)
- $CV_{PPN}$ : coeficiente de variación de la PPN
- $P_d$ : factor corrección por pendiente media del área en estudio
- $I_a$ : ingreso de agua al sistema. Es calculado como: lluvia/(escurrimiento/100)
- $P_a$ : superficie cubierta por cuerpos de agua
- $C_i$ : capacidad de infiltración del suelo analizado
- $F_{\text{t\u00e9rmico}}$ : factor térmico de la región
- $F_{\text{naturalidad}}$ : indicador de naturalidad/complejidad estructural del ambiente
- $P_{\text{anegable}}$ : porcentaje de ocupación de la planicie anegable
- $P_{ca}$ : porcentaje de ocupación de cuerpos de agua
- $I_{cos}$ : índice cosecha global del bien producido
- $F_{\text{calidad}}$ : factor de calidad
- Valores num\u00e9ricos: coeficientes de correcci\u00f3n

Luego, para cada SE los valores fueron estandarizados considerando 1 al m\u00e1ximo valor que tom\u00f3 cada SE en todos los ecosistemas evaluados. Por \u00faltimo, se realizaron mapas de provisi\u00f3n de cada SE, asignando a cada ecosistema los valores estandarizados.

b) Importancia social de cada SE: la consulta a los actores sociales sobre la importancia asignada a cada SE es un paso que debe ser incorporado en el proceso de valoraci\u00f3n de los mismos. Dado que el alcance de esta evaluaci\u00f3n no incluy\u00f3 la participaci\u00f3n p\u00fablica, se consult\u00f3 a un grupo reducido de profesionales de la UIB a trav\u00e9s de un cuestionario. En este cuestionario cada persona



consultada debía ordenar el conjunto de SE considerados en el estudio según la importancia relativa que a su criterio le asignara; el cuestionario iba acompañado por una breve descripción de cada SE.

c) Análisis de los cambios de uso del suelo: a través del módulo de IDRISI "Land Change Modeler" se analizaron los cambios en las coberturas de la tierra del Partido de Balcarce entre 1986-1987 y 2005-2006, lo que permitió determinar las tendencias que operan en la actualidad en la dinámica de uso del territorio y la provisión de SE.

d) Identificación y análisis de riesgo de áreas clave en la prestación de SE relevantes: luego de haber aplicado el modelo (a) y en función de los SE que resultaron priorizados (b), se identificaron las áreas que resultaban claves en la prestación de dichos SE. Luego, se cotejó la consistencia entre el uso actual de esas áreas y el uso adecuado en función de la conservación de los SE identificados como relevantes. Las zonas de riesgo quedaron definidas como aquellas donde el uso actual entraba en conflicto con el uso adecuado para garantizar la prestación del SE.

e) Jerarquización de áreas por necesidad de protección de SE relevantes: en función del análisis de riesgos realizado en el punto anterior y de los SE priorizados, se clasificaron las áreas de prestación de SE en función del uso actual siguiendo una escala relativa de riesgo (áreas verdes: riesgo bajo, áreas amarillas: riesgo intermedio y áreas rojas: riesgo alto).

## **Paso 5. Identificación de áreas críticas para el desarrollo de alternativas al OAT**

En esta etapa, luego de haber estudiado el OAT y determinado los principales impactos ambientales y ámbitos afectados, se identificaron áreas críticas a ser consideradas para el planteo de alternativas de uso de la tierra. Para la identificación de estas áreas se empleó la "técnica de evaluación multicriterio" (EMC) a través del módulo MCE de IDRISI (opciones "intersección booleana" o "combinación lineal ponderada" según el SE considerado). Cada alternativa tuvo como objetivo maximizar uno de los SE priorizados a través de la consulta mencionada en el punto (b) del Paso 4. Para establecer los criterios que guiaron la evaluación de criticidad de las áreas y los valores asignados a las mismas se consultó al panel de expertos y la bibliografía sobre el tema.

## **Paso 6. Presentación de propuestas para el desarrollo del Plan de OT**

Se identificaron elementos relevantes a ser considerados en el desarrollo de una propuesta de POTR para el Partido de Balcarce sobre la base de la combinación de las alternativas emergentes de las áreas críticas identificadas y de los aspectos más relevantes estudiados. Esta propuesta tuvo como premisa la valoración y la conservación de los servicios ecosistémicos más relevantes, como base para un desarrollo rural que conserve el capital natural a largo plazo.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

El Partido de Balcarce comprende parcialmente dos subregiones naturales dentro de la región pampeana: la Pampa Deprimida y la Pampa Austral (Soriano et al. 1991). La Pampa Austral está caracterizada por la presencia del sistema serrano de Tandilia. Por este motivo, presenta una

gran variedad de ambientes que permitió definir 14 ecosistemas (Paso 2) considerando ambas subregiones naturales (Tabla 1).

Tabla 1. Ecosistemas del Partido de Balcarce. (\*La primera cobertura dentro de cada unidad fisiografica representa el ecosistema original).

Unidad fisiográfica	Tipo de cobertura*	Ecosistema resultante
Pampa Deprimida (alturas entre 0 y 100 m)	Pastizal	Pastizal en Pampa Deprimida
	Pastura	Pastura en Pampa Deprimida
	Cultivo	Cultivo en Pampa Deprimida
	Forestaciones	Forestaciones en Pampa Deprimida
	Agua	Agua en Pampa Deprimida
Pampa Austral - lomadas (alturas mayores a 100 m)	Pastizal	Pastizal en Pampa Austral
	Pastura	Pastura en Pampa Austral
	Cultivo	Cultivo en Pampa Austral
	Forestaciones	Forestaciones en Pampa Austral
	Agua	Agua en Pampa Austral
Pampa Austral - sierras	Pastizal	Pastizal en sierra
	Pastura	Pastura en sierra
	Cultivo	Cultivos en sierra
	Forestaciones	Forestaciones en sierra

Estos ecosistemas prestan a la sociedad diversos SE, en muchos casos en forma simultánea. De acuerdo a la propuesta metodológica empleada [punto (a) del Paso 4] los ecosistemas que más SE brindan son los pastizales y las forestaciones, en particular en las sierras y luego en la Pampa Austral (Tabla 2).

Tabla 2. Valor funcional de los SE por ecosistema en el Partido de Balcarce.

SE	S <sub>protec suelos</sub>	S <sub>capturaC</sub>	S <sub>provB</sub>	S <sub>purif agua</sub>	S <sub>disturb</sub>	S <sub>biodiv</sub>	S <sub>desechos</sub>	Total
Ecosistemas								
Forestaciones en sierra	<b>1.000</b>	<b>1.000</b>	0.002	<b>1.000</b>	0.001	<b>1.000</b>	0.001	4.004
Pastizal en sierra	0.864	0.691	0.142	0.605	0.001	0.864	0.001	3.167
Forestaciones en PA	0.273	0.991	0.006	0.857	0.002	0.938	0.017	3.082
Forestaciones en PD	0.029	0.400	0.005	0.660	0.005	0.625	<b>1.000</b>	2.724
Pastizales en PA	0.252	0.685	0.379	0.344	0.002	0.864	0.015	2.541
Cultivos en PA	0.108	0.491	<b>1.000</b>	0.540	0.001	0.050	0.007	2.197
Pastura en sierra	0.663	0.557	0.344	0.418	0.001	0.166	0.001	2.150
PA pasturas	0.169	0.552	0.434	0.564	0.002	0.193	0.010	1.926
Cultivo en sierra	0.301	0.433	0.875	0.271	0.000	0.030	0.000	1.911
Pastizales en PD	0.017	0.259	0.260	0.305	0.005	0.359	0.575	1.778
Cultivos en PD	0.008	0.174	0.875	0.261	0.004	0.036	0.289	1.647
Pasturas en PD	0.014	0.223	0.367	0.336	0.005	0.155	0.495	1.595
Agua en PA	0.027	0.000	0.000	0.001	<b>1.000</b>	0.119	0.159	1.307
Agua en PD	0.006	0.000	0.000	0.001	<b>1.000</b>	0.093	0.124	1.224

Referencias: PA = Pampa Austral; PD = Pampa Deprimida

De acuerdo a la encuesta realizada [punto (b) del Paso 4] los tres SE priorizados fueron: servicio de provisión y purificación de agua, servicio de protección de suelos y servicio de provisión de bienes de uso directo (en su mayoría, alimentos mediante agricultura).

A través del módulo Land Change Modeler de IDRISI se calcularon las ganancias y las pérdidas en hectáreas para cada tipo de cobertura en un periodo de 20 años [punto (c) del Paso 4]. Como puede observarse en la Figura 2, el cultivo fue el ecosistema que más avanzó, mientras que el pastizal natural resultó el ecosistemas más afectado.

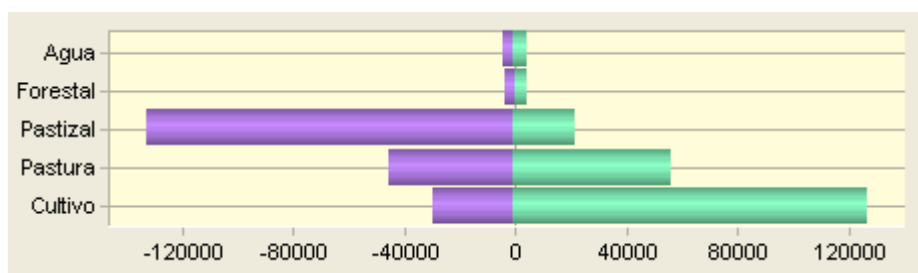


Figura 2. Ganancias y pérdidas de cobertura (ha) entre los periodos agrícolas 1986-87 y 2005-06.

De las 110560 ha de pastizal transformadas, 79709 ha fueron destinadas a cultivos, 26859 ha fueron destinadas a pasturas, 1994 ha fueron destinadas a forestaciones y 1998 ha pasaron a áreas inundadas. Los pastizales pertenecientes a la Pampa Deprimida se redujeron en 57%, principalmente por la conversión a cultivos (60%) y a pasturas implantadas (30%), mientras que los pastizales de la Pampa Austral se redujeron en 80%, principalmente por conversión en tierras

de cultivos. Estos resultados reflejan la tendencia a la conversión de tierras para la agricultura que opera en la actualidad en el territorio del Partido, de manera similar a la situación de vastas áreas del país (Maceira et al. 2005). Este cambio trae aparejado una pérdida significativa de SE claves que en nuestro caso eran provistos por el ecosistema más afectado: el pastizal.

Las áreas clave en la prestación de los SE prioritarios [punto (d) del Paso 4] resultaron las siguientes. En el caso del SE de provisión y purificación de agua, las áreas clave fueron los cursos de agua y su vegetación ribereña dentro de una franja de 50 m hacia cada lado, las sierras (incluyendo la zona de piedemonte hasta 50 m), las forestaciones y los pastizales. En el caso del SE de protección de suelos, las zonas identificadas como claves fueron las sierras y sus piedemontes. Para el SE de provisión de bienes de uso directo (agricultura), se consideró la superficie cultivada en cada clase de capacidad de uso de los suelos y se consideraron prioritarias para este uso las correspondientes a capacidad de uso de I a IV.

En tales áreas se identificaron las zonas donde existía conflicto entre el uso actual y el uso adecuado para garantizar la prestación de los SE claves y se las jerarquizó según una escala de riesgo [alto, intermedio y bajo; punto (e) del Paso 4]. Para estas zonas se consideraron usos adecuados los pastizales y montes, intermedios las pasturas cultivadas, e inadecuados los cultivos de cosecha (Tabla 2); las explotaciones mineras también se incluyeron entre los usos no adecuados en estas áreas, aunque no se presentan en esta síntesis. El 51% de los cuerpos de agua y su vegetación ribereña y el 19% de las áreas de sierras y sus piedemontes fueron clasificadas en la categoría de riesgo alto. En el caso del SE de provisión de bienes agrícolas se consideró uso no adecuado a la agricultura en suelos con capacidad de uso mayor a IV, y correspondieron a esta categoría el 23.7 % de las zonas cultivadas.

Luego se identificaron las áreas críticas para el planteo de alternativas al OAT orientadas a maximizar cada uno de los SE priorizados (Paso 5). Las alternativas consideradas fueron las siguientes.

1) Maximización del servicio de provisión y purificación de agua: las zonas prioritarias a conservar bajo esta alternativa fueron todos los piedemontes (pendientes entre 3 y 6 grados) y las áreas de lomadas (pendientes entre 1 y 2.5 grados), por su aporte relevante a la recarga natural de acuíferos. También se priorizaron los cursos de agua con su vegetación ribereña (buffer de 50 m) por su potencial para la purificación del agua. El mapa resultante fue enmascarado con el mapa de restricciones (zonas que no proveen el SE: áreas urbanas, red vial, caminos y explotaciones mineras), resultando que 24% del Partido de Balcarce presenta alto potencial de provisión de este SE.

2) Maximización del servicio de protección suelo: bajo esta alternativa se priorizó la conservación de las áreas del Partido donde el servicio de protección de suelos es más relevante. Teniendo en cuenta que la cobertura vegetal es la principal protección contra la erosión y que cuanto mayor es la pendiente más importancia cobran esas coberturas, los criterios planteados en la EMC para la construcción de esta alternativa fueron combinados a través del módulo de combinación lineal ponderada (WLC) (del inglés, "weight linear combination") en el que los factores fueron estandarizados en un rango numérico común y luego fueron combinados por medio de un promedio ponderado. Como resultado se obtuvo un mapeo de adecuación continua (0: zonas donde no hay provisión del SE y 255: zonas donde la provisión del SE es máxima), que luego fue enmascarado con restricciones booleanas. Los valores más altos correspondieron a las zonas de frente serrano y piedemonte.

3) Maximización del servicio de provisión de bienes de uso directo (producción agrícola-ganadera): esta alternativa exploró el potencial de expansión para la producción agropecuaria que ofrecen áreas del territorio aún no explotadas en su máxima expresión productiva. En esta alternativa se plantearon dos opciones: 3.1) maximización de la producción agrícola únicamente, a cuyo efecto se identificaron áreas no cultivadas en suelos con capacidad de uso de I-IV, y 3.2) maximización tanto de la producción agrícola como de la ganadera, para lo cual se identificaron áreas sin cultivos ni pasturas implantadas en suelos con capacidad de uso I-IV. En el caso de la opción 3.1, las áreas con capacidad de uso de I-IV donde aún no se practicaba agricultura representaron sólo 14.3% de la superficie del Partido estudiada. Bajo la opción 3.2, las áreas con suelos de capacidad de uso I-IV en donde aún no se practicaba agricultura ni había pasturas implantadas representaron apenas 5.4% de la superficie del Partido. Estos resultados indican que el potencial de expansión de las actividades agropecuarias en el Partido, en particular de la agricultura, es escaso o nulo. Dicho en otros términos, la alternativa analizada refleja el escenario vigente que es el de maximización de la producción agropecuaria. Por este motivo, sólo las dos alternativas anteriores representan alternativas reales al actual modelo de desarrollo del espacio rural en el Partido de Balcarce.

Por último, luego de haber identificado las potencialidades y limitantes del territorio, sugerimos que el desarrollo de una propuesta de POTR para el Partido de Balcarce (Paso 6) orientada a garantizar la provisión sustentable de los diferentes servicios ecosistémicos analizados considere la siguiente zonificación básica (Figura 3).

- Áreas de tipo 1: definidas por las sierras y sus piedemontes, los cursos de agua y la vegetación ribereña. Estos ambientes son claves en la provisión de los siguientes SE: provisión y purificación de agua, protección de suelo, conservación de biodiversidad y recreación y turismo
- Áreas de tipo 2: definidas por las lomadas próximas a los bloques serranos. En estas áreas es relevante la provisión de los siguientes SE: provisión y purificación de agua y producción de bienes agrícolas
- Áreas de tipo 3: definidas básicamente por la prestación del SE provisión de bienes de uso directo de origen agropecuario. El tipo de suelo en estas áreas determina la condición o no de sustentabilidad para las diferentes prácticas productivas. En tal sentido, y desde la perspectiva de la producción agropecuaria, comprendería dos subáreas:
  - 3.1. Subáreas predominantemente agrícolas: integradas por los suelos con capacidad de uso de I-IV
  - 3.2. Subáreas predominantemente ganaderas: integradas por los suelos con capacidad de uso V-VII

La definición de las áreas por su provisión principal de SE supone que el uso que se le asigne debería ser tal que no comprometa esa prestación. Por ejemplo, un área de tipo 3.2 no debería ser usada para realización de agricultura de cosecha porque esto podría comprometer la sustentabilidad en la prestación del SE de producción de bienes agropecuarios para el Hombre. Pero un área de tipo 3.1 podría ser usada para cualquiera de las dos producciones o para cualquier otra actividad que suponga una presión de uso igual o menor. A su vez, las tierras que dentro de las áreas de tipo 2

se dediquen a agricultura deberían emplear estrictos criterios de sustentabilidad de modo de no comprometer el servicio de provisión y purificación de aguas. Por su parte, en las áreas de tipo 1 se deberían promover actividades que mantengan o incrementen la cobertura vegetal permanente, como la ganadería controlada y el ecoturismo.

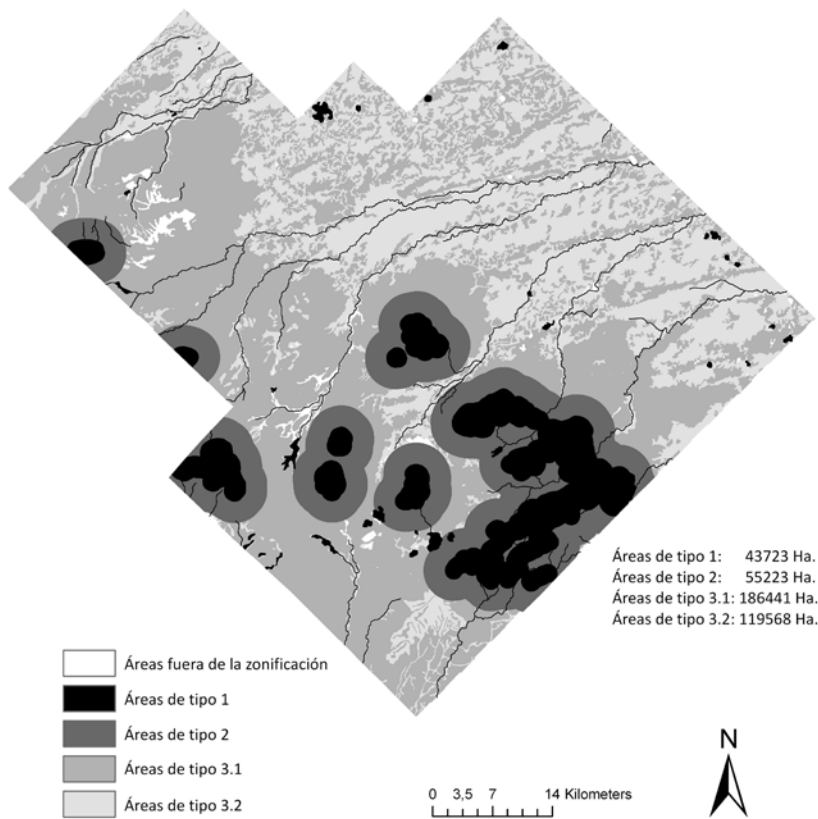


Figura 3. Zonificación propuesta para el Partido de Balcarce.

Para ordenar el territorio rural del Partido se debería construir un camino estratégico que lleve al estado/meta deseado/a. Las medidas que se implementen deberían, como primer objetivo, identificar los usos adecuados (incluyendo las tecnologías apropiadas) en cada tipo de área y procurar eliminar o atenuar las presiones generadas por usos no adecuados que en la actualidad comprometen la prestación de servicios ecosistémicos relevantes. Aunque este trabajo es de tipo preliminar, los resultados obtenidos indican que el escenario actual de uso del territorio en el Partido de Balcarce está muy sesgado hacia la maximización del servicio de provisión de bienes de uso directo, en especial de productos agrícolas, lo que podría comprometer la capacidad de ciertos ecosistemas en la prestación de otros servicios ecosistémicos clave como la provisión y purificación del agua y la protección de los suelos. Tales ecosistemas, constituidos en su mayoría por las sierras y su entorno y por los cuerpos de agua, también son relevantes en la conservación de la diversidad biológica y configuran escenarios naturales que forman parte del patrimonio natural y cultural del Partido, de alto potencial para el desarrollo de componentes complementarios al desarrollo agropecuario, como el turístico y recreativo.

## **Análisis crítico de la metodología**

El trabajo realizado muestra que la EAE constituye un soporte conceptual y metodológico apropiado para incorporar la dimensión ambiental en el desarrollo de planes de ordenamiento territorial. El protocolo de EAE propuesto y desarrollado resultó una herramienta útil tanto para evaluar los impactos ambientales del modelo actual de uso de la tierra en el territorio como para analizar alternativas de OTR según diferentes prioridades en los objetivos de desarrollo.

El enfoque basado sobre la evaluación funcional de los servicios ecosistémicos según grandes tipos de ambientes resultó integrador y eficiente para la escala de análisis del trabajo, y permitió diferenciar de forma clara las aptitudes y las restricciones de los diferentes ecosistemas presentes en el territorio estudiado. No obstante, una metodología más precisa de evaluación y mapeo de SE podría ser necesaria en estudios de mayor detalle como, por ejemplo, la planificación de cuencas dentro del Partido o el desarrollo de proyectos de infraestructura.

Si bien la metodología propuesta hizo hincapié sólo en el eje ecológico, podría adaptarse perfectamente para integrar los ejes económico y social, y proporcionaría así una herramienta más integral en el proceso de toma de decisiones durante la formulación de un POTR.

## BIBLIOGRAFÍA

- Brown, A. y R. Therevil. 2000. Principles to guide the development of strategic environmental assessment methodology. *Impact Assessment and Project Appraisal* 18(3):183-189.
- Gómez Orea, D. 2002. Ordenación territorial. Ediciones Mundi-Prensa. Editorial Agrícola Española.
- González, A., A. Gilmer, R. Foley, J. Sweeney y J. Fry. 2006. Aplicación de los Sistemas de Información Geográfica en la Evaluación Ambiental Estratégica y su Contribución a la Toma de Decisiones. Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Suramericana (IIRSA). [www.iirsa.org](http://www.iirsa.org) (último acceso 24/10/2010).
- IHOBE, Sociedad Pública de Gestión Ambiental. 2006. Manual de las buenas prácticas de la evaluación ambiental estratégica en la Unión Europea. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno Vasco. Serie Programa Marco Ambiental Nº 58.
- INTA. 2005. Plan Estratégico Institucional 2005-2015. [www1.inta.gov.ar/pei/](http://www1.inta.gov.ar/pei/) (último acceso: 24/10/2010).
- Jiliberto, R. 2006. Sentando las bases para una nueva aproximación a la EAE. Pp. 29-37 en: Caratti, P., H. Dalkmann y R. Filiberto (eds.). *Evaluación Ambiental Estratégica Analítica, hacia una toma de decisiones sostenible*. Editorial Mundi Prensa.
- Lee, N. 1997. Evaluación Ambiental Estratégica aplicada a políticas, planes y programas. En: Lorca, M. e I. Sobrini Sagaseta (eds.). *Avances en evaluación de impacto ambiental y ecoauditoría*. Editorial Trotta. Serie medio ambiente.
- Maceira, N.O., K. Zelaya, J. Celemín y O. Fernández. 2005. Evaluación preliminar del uso de la tierra y elementos para el mejoramiento de la sustentabilidad. Reserva de la Biosfera de Mar Chiquita, Provincia de Buenos Aires. INTAMAB/UNESCO. Edición INTA en CD.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Oñate, J., D. Pereira, F. Suárez, J. Rodríguez y J. Cachón. 2002. *Evaluación Ambiental Estratégica: la evaluación ambiental de Políticas, Planes y Programas*. Ed. Mundi Prensa, Madrid.
- Ortiz, U.M. 2007. *Producción agropecuaria y medio ambiente: propuestas compartidas para su sustentabilidad*. Primera edición. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina. Pp. 55.
- Partidario, M. 2003. *Course Manual: Strategic Environmental Assessment, current practices, future demands and capacity-building needs*. International Association for Impact Assessment. IAIA Training Courses.
- Soriano, A., R.J.C. León, O.E. Sala, R.S. Lavado, V.A. Deregibus, et al. 1991. Río de La Plata grasslands. Pp. 367-407 en: Coupland, R.T. (ed.). *Ecosystems of the world*, 8A. Elsevier, Amsterdam.



- Tomás, M., M. Farenga, M.V. Bernasconi, G. Martínez, H. Massone, et al. 2004. Atlas Digital del Partido de Balcarce. I.S.B.N. 987-544-095-7. Publicación digital.
- Valpreda, C., M. Gudiño y M. Villegas de Lillo. 2003. La Evaluación de Impacto Ambiental y el Ordenamiento Territorial. [www.cifot.com.ar/proyeccion/admin/app/webroot/index.php/frontend/fichaArticulo/26](http://www.cifot.com.ar/proyeccion/admin/app/webroot/index.php/frontend/fichaArticulo/26) (último acceso 25/10/2010).
- Viglizzo, E. y F. Frank. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.
- Viglizzo, E., L. Carreño, J. Volante y M. Mosciaro. Valuación de bienes y Servicios Ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa? Capítulo 1 de este libro.

# Capítulo 20

## MANEJO AGRÍCOLA Y SECUESTRO DE CARBONO

---

Constanza Caride, José M. Paruelo y Gervasio Piñeiro

Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección. IFEVA. CONICET-FAUBA. Email  
Caride: ccaride@agro.uba.ar.

**Resumen.** El Hombre modifica la composición y estructura del ecosistema para dirigir la energía fijada hacia la obtención de bienes con valor de mercado. Este manejo modifica el funcionamiento del ecosistema y disminuye la provisión de algunos otros servicios que los ecosistemas brindan a la sociedad pero que no están considerados en el costo del producto. Varios de esos servicios se ven afectados por cambios en el ciclo del carbono. En este trabajo estudiamos dichos aspectos en los argiudoles, suelos de alta aptitud agrícola, de la Pampa Ondulada. Para ello nos propusimos: i) caracterizar de manera explícita en términos espaciales a partir de sensores remotos el uso y las labores realizadas, ii) analizar mediante el modelo de simulación CENTURY la evolución del carbono edáfico bajo los distintos manejos presentes y iii) evaluar la situación actual de secuestro de carbono en el nivel regional mediante la generación de distintos escenarios. Los resultados muestran que la mayor parte de la superficie se encuentra bajo agricultura continua y la labranza más difundida es la siembra directa. De acuerdo a las simulaciones la secuencia de cultivos que genera una mayor pérdida de carbono del suelo sería "soja<sup>1ra</sup>/maíz" bajo labranza convencional y sin fertilizar, mientras que la que genera las mayores ganancias sería "soja<sup>1ra</sup>/trigo-soja<sup>2da</sup> (6 años) alfalfa (4 años)" en siembra directa y con alta fertilización de los cultivos. En el nivel regional, si se parte de un valor de carbono del suelo (de 0 a 20 cm) de aproximadamente 80 t/ha, y si se consideran constantes los esquemas de manejo actual (i.e., rotaciones, labores y fertilización), las pérdidas de carbono orgánico del suelo promediarían 15% en 60 años.

## INTRODUCCIÓN

En el nivel global, los pastizales, en particular los templados, son uno de los biomas más transformados por la acción del Hombre (Hannah et al. 1995, Hoekstra et al. 2005, Ellis y Ramankutty 2008). Las transformaciones realizadas por el ser humano y el manejo agrícola-ganadero alteran la composición y estructura del ecosistema para dirigir la energía fijada a la obtención de bienes con valor de mercado.

Tanto el tipo de uso y manejo realizado por el Hombre como el ecosistema sobre el que éste se desarrolla, determinan la calidad y la cantidad de bienes y servicios que se proveen o que se dejan de proveer (Viglizzo y Frank 2005, Paruelo et al. 2006). Los cambios en la composición y la estructura de los ecosistemas de pastizal modifican su funcionamiento, es decir la magnitud y distribución espacio-temporal de los reservorios y los flujos de los elementos, como la productividad primaria neta (Guerschman y Paruelo 2005, Jobbágy et al. 2006), las emisiones de nitrógeno de los diferentes niveles tróficos (Piñeiro et al. 2006) o la evapotranspiración (Nosetto et al. 2005). La aplicación de fertilizantes, el laboreo del suelo o las quemadas son perturbaciones que modifican de forma directa los ciclos biogeoquímicos del sistema.

La productividad primaria neta (PPN) representa la energía que entra al sistema y que queda disponible para los organismos heterótrofos (Odum 1983). En el nivel global, los humanos nos apropiamos de manera directa (consumo) o indirecta (pérdida) de más de 15% de la productividad primaria neta generada por la totalidad de los ecosistemas terrestres. En la Región Pampeana, la porción de la PPN apropiada es 26.4% (Guerschman 2005). Reducir la productividad primaria neta o derivar parte de ella a productos exportables disminuye de manera directa o indirecta la provisión de servicios ecosistémicos de soporte, provisión y regulación (Millenium Assessment 2005).

Entre los servicios ecosistémicos que brindan los pastizales y que se ven afectados por el uso del suelo se incluyen la conservación de la biodiversidad, el control de la erosión, la provisión de nutrientes y el mantenimiento de la composición atmosférica (Sala y Paruelo 1997). Estos tres últimos están muy vinculados al contenido de carbono orgánico del suelo (COS), el mayor reservorio de carbono como componente de la materia orgánica en estos sistemas (Burke et al. 1989). La materia orgánica/COS está relacionada de manera estrecha y directa con la estabilidad de los agregados y con la resistencia a la erosión (Tisdall y Oades 1982, Lal 2007). Además, una mayor cantidad de materia orgánica incrementa la disponibilidad de nutrientes para las plantas (en particular el nitrógeno) y mejora la eficiencia en el uso de fertilizantes debido a su elevada capacidad de intercambio catiónico, que evita el lavado precoz de los nutrientes a napas más profundas (Kramer et al. 2006). Las pérdidas de COS, en su mayor parte como  $\text{CO}_2$  (gas de efecto invernadero), afectarían la integridad edáfica, la provisión de nutrientes y la composición atmosférica. El mantenimiento o la incorporación del carbono atmosférico ( $\text{CO}_2$ ) al suelo, por lo general llamado secuestro de carbono, impactarían de manera favorable sobre los niveles de provisión de estos servicios. El uso del suelo, ganadero o agrícola, y el tipo de manejo que se implemente dentro de cada uno de estos sistemas afectará su capacidad de secuestrar carbono y, en consecuencia, la de proveer o no algunos de los servicios ecosistémicos mencionados.

Los suelos de pastizal han sido considerados de gran relevancia en el nivel global para el secuestro de carbono (Scurlock y Hall 1998, Shuman et al. 2002). Para que cumplan dicha función el

balance de carbono (entradas-salidas) del suelo debe ser positivo. La PPN (entrada de carbono) en pastizales está asociada principalmente a la precipitación, mientras que la respiración (salida de carbono) se asocia en mayor grado a la temperatura (Webb et al. 1978, Cole et al. 1993). Por esta razón, la acumulación de COS en el nivel regional se correlaciona de forma positiva con la relación precipitación/temperatura (Álvarez y Lavado 1998). En el nivel local, es decir dentro de cada región, las decisiones de manejo como la secuencia de cultivos, la fertilización u otras labores culturales cobran mayor importancia en la regulación de la dinámica del carbono (Viglizzo et al. 2004).

El cultivo determina el momento y el volumen de tejido vegetal incorporado al suelo y la relación C/N del mismo. Esto depende del ciclo del cultivo (i.e., anual o perenne, de invierno o de verano), la eficiencia en la absorción y conversión de la radiación (propia del cultivo y dependiente de la disponibilidad de recursos), y del índice de cosecha. La relación C/N depende de la especie y las condiciones de crecimiento, y por lo general es mayor en los cereales que en las leguminosas (Cadisch et al. 1994).

La remoción del suelo realizado en los sistemas de labranza convencional aumenta la aireación del suelo e incorpora al mismo los residuos vegetales en superficie. Esto modifica diferentes factores que controlan la respiración (e.g., la temperatura del suelo, el contenido de agua, el pH y el contacto entre el suelo y los residuos) (Liu et al. 2006). Los planteos en siembra directa minimizan las perturbaciones mecánicas del suelo, reducen la tasa de descomposición y, en consecuencia, disminuyen la pérdida de COS (Balesdent 2000). El sistema de siembra directa también reduce la pérdida de materia orgánica por erosión ya que deja un mayor porcentaje del suelo cubierto con rastrojo (Fu et al. 2006).

La Pampa Ondulada es el área con mayor historia agrícola de Argentina (Solbrig y Morello 1997, Viglizzo 2001). Antes del año 1500, el uso realizado por las comunidades indígenas generó muy poca modificación del ambiente original. Con la llegada de los españoles y la introducción de herbívoros domésticos, el ecosistema pasó a tener, en su mayor parte, un uso netamente ganadero (Giberti 1954). Debido a la falta de mano de obra, de cercos de protección y de medios de transporte, los cultivos agrícolas sólo se realizaban en pequeña escala en las cercanías a los pueblos (Sbarra 1964). A finales del siglo XIX, la promoción de la inmigración, la difusión del alambrado y el crecimiento de la red ferroviaria determinaron cambios en los patrones de uso del suelo e incrementaron la superficie agrícola (Hall et al. 1992). A mediados del siglo XX, factores tanto ecológicos como económicos condujeron a sistemas de explotación mixtos agrícola-ganaderos que restauraban las propiedades físicas y químicas de los suelos durante el ciclo ganadero (Solbrig y Morello 1997). En la década del '70 ocurrió un nuevo aumento de la participación de la agricultura como respuesta a la introducción de la soja y la difusión del doble cultivo trigo-soja<sup>2da</sup>, que generaba mayor rentabilidad al tener dos cosechas en una misma campaña (Senigagliesi et al. 1997). A principios de la década del '90, la difusión de la siembra directa y el menor precio de los insumos favorecieron la expansión e intensificación de la producción agrícola (i.e., mayor uso de fertilizantes, pesticidas, equipos de riego etc.), lo cual resultó en un aumento de los rendimientos en los cultivos y un desplazamiento de la ganadería a zonas menos productivas (Viglizzo et al. 2001, Paruelo et al. 2005). La aparición de la soja RR (resistente al herbicida Glifosato) en el año 1996 simplificó su manejo y aumentó en forma marcada la superficie destinada a este cultivo, disminuyendo la participación de los cereales (i.e., trigo y maíz) y en particular del girasol. El uso más o menos intenso de los suelos en esta zona provocó una reducción en el contenido de

materia orgánica debido, fundamentalmente, a un balance negativo de carbono y a la erosión hídrica. (Álvarez 2001, Viglizzo 1994). Álvarez (2001) muestra que en la Pampa Ondulada hubo una reducción promedio de 35% de materia orgánica en los primeros 15 cm de suelo con respecto a su contenido original. Michelena et al. (1988) estimaron un adelgazamiento promedio de 3 a 5 cm durante los últimos 100 años en la misma zona debido al uso agrícola. Es difícil establecer cuánto de la pérdida de suelo observada se debe a un balance de carbono negativo y cuánto a la erosión, pero se estimó que éstas contribuyen en 58% y en 42%, respectivamente (Álvarez 2006).

¿Cuál es el impacto de las prácticas de manejo sobre la dinámica del COS? La respuesta a esta pregunta es clave para comprender cómo el uso del suelo afectará la capacidad de secuestrar carbono de los ecosistemas de pastizal o permitirá mantener niveles adecuados de fertilidad. En este trabajo caracterizamos las diferentes prácticas de manejo presentes en la zona de estudio y evaluamos como estas afectan el COS respecto de una situación de referencia poco modificada. También realizamos estimaciones de pérdidas de COS en la escala regional, para lo cual tuvimos en cuenta tanto las pérdidas de carbono de cada manejo en particular como la participación de cada uno de estos manejos en la superficie total analizada.

Los objetivos específicos de este trabajo son, entonces: i) realizar una caracterización espacialmente explícita del uso del suelo (rotaciones) y de las labores realizadas en la actualidad en los suelos argiudoles de la Pampa Ondulada, ii) simular, mediante el modelo CENTURY (Parton et al. 1987), los efectos de los diferentes manejos (i.e., uso del suelo, labores y fertilización) sobre el contenido de COS, y iii) generar estimaciones regionales de pérdida de COS para la situación actual y para diferentes escenarios de uso del suelo.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

El área de estudio se encuentra ubicada en los pastizales templados del Río de la Plata, en el norte de la Provincia de Buenos Aires, y se corresponde con la escena Landsat Path 226 Row 084 (Figura 1). Integra una superficie de 3114318 ha que comprende parte de tres distritos fitogeográficos: la Pampa Ondulada, la Pampa Interior y la Pampa Inundable (Soriano 1991). Los tipos de suelo predominantes en la zona a nivel taxonómico de gran grupo son: argiudol, hapludol, natracuol, argialbol y natracualf, en ese orden (Figura 1). Nuestro análisis se centra en los argiudoles de la Pampa Ondulada de esta escena (1294488 ha), que representan 28% de la superficie total de argiudoles de este distrito fitogeográfico. La precipitación media anual en ese área es de 978 mm y la temperatura media anual 16.5 °C (INTA-Pergamino promedio 1967-2004).

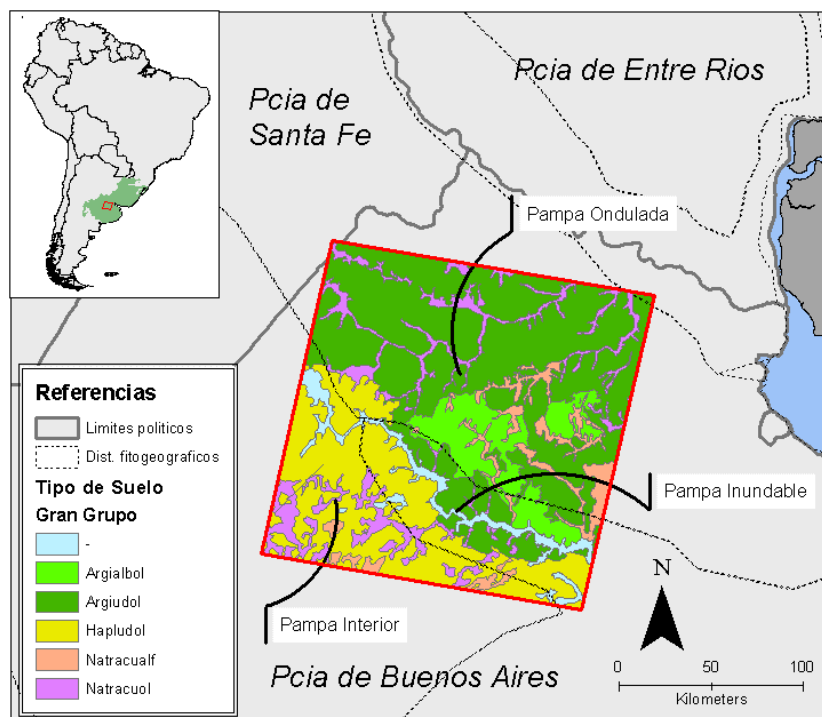


Figura 1. Área de estudio, distritos fitogeográficos que la componen (Soriano 2001) y tipos de suelos presentes (INTA-SAGyP 1990). Consultar la versión a color en el Cap. 33.

## Caracterización del manejo

### Uso del suelo

Para caracterizar el uso del suelo en la zona se realizaron cinco clasificaciones de cobertura, una por campaña entre los años 2000 y 2005, a través del uso de imágenes de los sensores Landsat 5 TM y Landsat 7 ETM+. Cada clasificación se realizó con no menos de tres imágenes distribuidas en el tiempo, las que fueron corregidas geométrica y radiométricamente para obtener información georeferenciada de reflectancia en superficie (Chander et al. 2007). Las clasificaciones fueron del tipo supervisada, se aplicó el algoritmo "maximum likelihood" (Lillesand y Kiefer 1994) y se utilizó información de todas las longitudes de onda captadas por los sensores, con excepción de la banda térmica por tener menor resolución espacial. Los datos de campo corresponden a registros georeferenciados de las distintas coberturas del suelo distribuidos sobre las principales rutas incluidas en la escena. Los datos de campo se dividieron al azar utilizando 70% de la información para entrenar el algoritmo y el restante 30% para su evaluación. Mediante las clasificaciones se discriminaron los principales tipos de cobertura presentes en la zona: 1-agua, 2-recursos forrajero, 3-trigo-soja<sup>2da</sup>, 4-maíz y 5-soja<sup>1ra</sup>. Se aplicó a cada clasificación un filtro de moda de 3 x 3. Las zonas urbanas, todos los pueblos presentes en el vector de poblaciones del Atlas de Suelos de la República Argentina (INTA-SAGyP 1990), fueron eliminadas del análisis.

Las cinco clasificaciones fueron superpuestas para realizar el estudio temporal y determinar las rotaciones "tipo" según la participación de cada cultivo en esos cinco años. Para el análisis se utilizaron las rotaciones que ocupaban más de 1% de la superficie; todas ellas totalizaron más de 90% del área bajo estudio.

## Labores

La clasificación de labores se generó a partir de valores de reflectancia (debidamente corregidos) de la imagen Landsat 5 TM del 25 de septiembre de 2004. Según la evolución de la superficie sembrada de maíz y soja<sup>1ra</sup> en la zona para esa campaña, obtenida de los informes semanales de la SAGPyA (promedio de las delegaciones Bragado, Junín y Pergamino), se supuso que en esa fecha los cultivos de verano aún no habían emergido. Los datos de campo utilizados para realizar la clasificación fueron obtenidos durante los meses de septiembre y octubre de 2004. Al igual que para las clasificaciones de uso, 70% de la información seleccionada al azar fue utilizada para entrenar el algoritmo mientras que el restante 30% fue utilizado para su evaluación. A partir de la clasificación de uso de la campaña 2004-2005 se generó y aplicó una máscara de la superficie que no correspondía a cultivos de verano de primera ocupación y se realizó una clasificación supervisada ("maximum likelihood" - todas las bandas a excepción de la 6), discriminándose las clases "siembra directa" y "labranza convencional".

La evaluación de la precisión de todas las clasificaciones realizadas se hizo mediante la matriz de confusión (Congalton 1991) y el cálculo del coeficiente Kappa con su error estándar (Cohen 1960, Fleiss et al. 1969). El procesamiento de las imágenes satelitales se realizó con el software ENVI 4.1 (ENVI Research Systems, Inc. Copyright © 2004) y el análisis espacial con el software Arcgis 9.1 (ESRI, Copyright ©2005).

## Efecto del uso, las labores y la fertilización sobre el COS

Para cuantificar el cambio de COS debido al manejo se utilizó el modelo de simulación CENTURY 5.4.3 (Parton et al. 1987) calibrado para la Región Pampeana por Piñeiro et al. (2006). El modelo simula la dinámica del carbono, de diferentes nutrientes (N, P y S, los dos últimos opcionales) y del agua para bosques, sabanas, estepas, pastizales y agroecosistemas. El submodelo de materia orgánica del suelo incluye tres reservorios de materia orgánica: activa, lenta y pasiva, con rangos de descomposición diferentes: 1-5, 20-40 y 100-1000 años, respectivamente. Es de paso mensual y las entradas son información correspondiente al sitio (clima y suelo) y manejo (cultivos, labores, fertilización, pastoreo etc.). Para mayor información consultar [www.nrel.colostate.edu/projects/century5/](http://www.nrel.colostate.edu/projects/century5/) (último acceso: 02/11/2010).

Los datos climáticos corresponden al promedio de 38 años (1967-2004) registrados en INTA-Pergamino. Los parámetros del suelo fueron obtenidos del Mapa de Suelos de la Provincia de Buenos Aires (SAGyP-INTA 1989) y se corresponden con el argiudol que mayor superficie ocupa en el área de estudio (argiudol típico, fino (M17tc2)). Para los datos de manejo se utilizaron las rotaciones "tipo" obtenidas con las clasificaciones y las labores consideradas fueron labranza convencional y siembra directa. En cuanto a la práctica de fertilización se tuvo en cuenta sólo el agregado de nitrógeno, y se supuso la ausencia de limitaciones por otros nutrientes. Se evaluaron tres niveles de fertilización para los cultivos: i) sin fertilización, ii) la fertilización promedio reportada por la FAO para los cultivos de la Región Pampeana en la campaña 2002-2003 (trigo: 40 kg N/ha, maíz: 28 kg N/ha y soja: 2 kg N/ha) (FAO 2004), y iii) el doble de la fertilización promedio. No se asignó fertilización a los recursos forrajeros ni a la soja<sup>2da</sup>. El consumo de herbívoros fue determinado siguiendo la metodología utilizada por Piñeiro et al. (2006) y fluctuó entre valores de 4% de la productividad primaria neta aérea (PPNA) para el pastoreo nativo y 67% de la PPNA para el pastoreo actual. Los parámetros de los cultivos utilizados corresponden a genotipos y rendimientos actuales.



Las simulaciones se desarrollaron en tres etapas: la primera, con pastoreo de herbívoros nativos, hasta llegar al nivel de estabilización de COS (6000 años; 95.94 t/ha); la segunda de 300 años de uso ganadero (animales domésticos) con ajuste de carga cada 100 años, llegando a un valor de COS de 79.32 t/ha que fue considerado como valor "de referencia", y la tercera con 60 años de los diferentes manejos a evaluar.

## **Estimación regional de cambio en el COS**

La estimación de cambio en el COS actual en el nivel regional se realizó a partir de las rotaciones "tipo" derivadas de las clasificaciones de uso del suelo, la clasificación de labores y los valores resultantes del CENTURY para los distintos manejos con fertilización promedio. A los lotes que no tenían información de labores (los que en la campaña 2004-2005 estaban con trigo-soja<sup>2da</sup> o recurso forrajero) se los consideró bajo siembra directa. Además de la estimación de cambio en el COS bajo el manejo actual a nivel regional se realizaron estimaciones de cambio en el COS bajo diferentes escenarios de uso. Por último, se representó de manera espacial la magnitud del cambio del COS en una grilla de celdas hexagonales de 5 km de lado (6495 ha).

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **Caracterización del manejo**

Uso del suelo Todas las clasificaciones del uso del suelo presentaron valores adecuados de precisión total (>90%) (Anexo). Considerando a los recursos forrajeros continuos como pastizales y a los recursos forrajeros que estaban en rotación con agricultura como pasturas de alfalfa, las rotaciones "tipo" obtenidas para el período analizado (2000-2005) fueron once: seis de agricultura continua, cuatro de rotación agrícola-ganadera y una de ganadería continua, lo cual representó una superficie de 54%, 16.3% y 29.7%, respectivamente. Las rotaciones que participaron en mayor proporción dentro de la agricultura continua fueron soja<sup>1ra</sup>/trigo-soja<sup>2da</sup>/maíz (19%) y el monocultivo de soja<sup>1ra</sup> (14%), mientras que las restantes participaron con menos de 10% cada una (Figura 2). La primera de estas dos rotaciones se corresponde con la rotación básica para la zona (CREA 1996), mientras que la segunda se corresponde con el manejo de mayor retorno económico a corto plazo (Lorenzatti 2004).

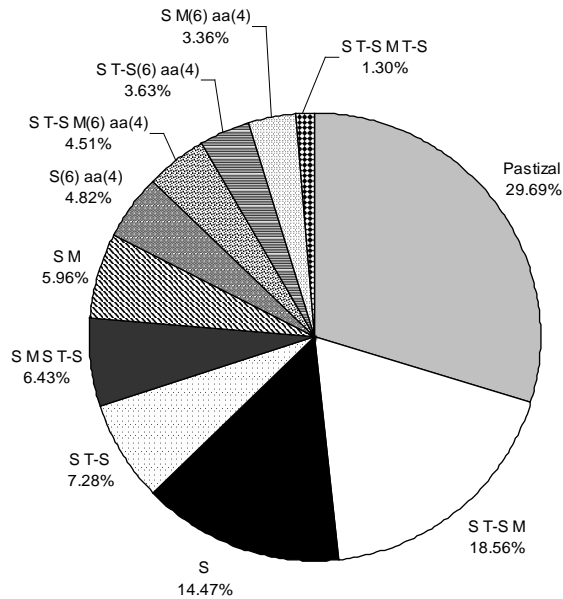


Figura 2. Rotaciones "tipo" derivadas del análisis temporal de las clasificaciones del uso del suelo para el periodo 2000-2005. Los datos entre paréntesis representan los años con esa secuencia. S: soja1ra; T-S: trigo-soja2da; M: maíz; aa: alfalfa.

## Labores

La precisión total de la clasificación de tipos de labores (labranza convencional vs. siembra directa) fue de 96%. En la clasificación se observó que la siembra directa es el sistema predominante en ambos cultivos de verano, 76% para soja1ra y 66% para maíz. Según estimaciones de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA), para toda la Provincia de Buenos Aires la superficie de soja1ra bajo siembra directa durante esa campaña fue de 68% y para el maíz de 53%. Tanto la clasificación obtenida como las estimaciones de la SAGPyA señalan que la soja1ra tiene mayor porcentaje de su superficie bajo siembra directa que el maíz. La diferencia entre el porcentaje bajo siembra directa de soja1ra y el porcentaje bajo siembra directa de maíz de la clasificación (10%) es menor que la diferencia entre los datos reportados por la SAGPyA (15%). Además, la clasificación presenta mayor superficie bajo siembra directa que la SAGPyA tanto para soja1ra como para maíz. Estas diferencias podrían deberse a las distintas escalas de análisis ya que el área estudiada representa solo una porción de la provincia y no integra la zona del sudeste bonaerense donde la siembra directa ha tenido una menor difusión (Studdert et al. 2008).

## Efecto del uso, las labores y la fertilización sobre el COS

Los planteos de agricultura continua en los argiudoles de la Pampa Ondulada generarían una reducción del COS de entre 4 y 37%. Un aumento del COS se podría generar en cambio en algunas rotaciones agrícola-ganaderas con fertilización (2-10%) (Tabla 1).

Tabla 1: Cambios en el COS (%) simulados luego de 60 años bajo diferentes manejos (rotación, labor y fertilización) en un argiudol típico de la Pampa Ondulada. Los datos entre paréntesis representan los años con esa secuencia. S: soja1<sup>ra</sup>; T-S: trigo-soja2<sup>da</sup>; M: maíz; aa: alfalfa.

Uso	Rotación	Labranza convencional			Siembra directa		
		Sin fertilización	Fertilización promedio	Fertilización promedio x2	Sin fertilización	Fertilización promedio	Fertilización promedio x2
Agricultura Continua	S	-34%	-34%	-34%	-28%	-28%	-28%
	S T-S	-29%	-17%	-7%	-26%	-15%	-7%
	S M	-37%	-26%	-18%	-31%	-22%	-14%
	S M S T-S	-35%	-26%	-17%	-29%	-19%	-10%
	S T-S M T-S	-31%	-16%	-5%	-27%	-11%	-4%
	S T-S M	-34%	-24%	-15%	-29%	-16%	-5%
Rotación Agric-gan 6/4	S (6) aa (4)	-12%	-12%	-11%	-4%	-4%	-4%
	S T-S (6) aa (4)	-7%	-5%	-3%	-1%	4%	10%
	S M (6) aa (4)	-16%	-12%	-9%	-6%	-1%	3%
	S T-S M (6) aa (4)	-13%	-9%	-5%	-4%	2%	9%
Ganadería Continua	Pastizal						-9%

En las rotaciones de agricultura continua, todas las simulaciones mostraron pérdidas de COS luego de 60 años, incluso las fertilizadas con las mayores dosis. Las mayores pérdidas se dieron en la rotación "soja1<sup>ra</sup>/maíz" bajo labranza convencional y sin fertilización (37%) y las menores en la rotación "soja1<sup>ra</sup>/trigo-soja2<sup>da</sup>/maíz/trigo-soja2<sup>da</sup>" bajo siembra directa y fertilizado (promedio \* 2) (4%). La exportación de los granos en los planteos agrícolas retira del sistema grandes cantidades de nutrientes. El nitrógeno en el suelo es clave para la formación de materia orgánica ya que la relación C/N de ésta es muy poco variable. El nitrógeno exportado debe ser repuesto entonces mediante la fertilización o la implantación de praderas con leguminosas (que generen un balance positivo de nitrógeno en el suelo) para mantener los niveles de materia orgánica. Varios autores alertan que a pesar del aumento de fertilizante aplicado en el país desde la década del '90 estos volúmenes no llegan a reponer los nutrientes exportados del sistema por los granos, provocándose degradación química y física de los suelos (Flores y Sarandón 2002, Díaz Zorita 2005, García 2007)

Las bajas dosis de fertilización nitrogenada en soja1<sup>ra</sup>, que por lo general sólo derivan de la fertilización fosforada con fosfato diamónico (DAP) a la siembra (FAO 2004, Austin et al. 2006), no redujeron las pérdidas de COS bajo ninguno de los dos sistemas de labranza (ver Tabla 1 - monocultivo de soja1<sup>ra</sup>). La fertilización nitrogenada no es una práctica difundida en el cultivo de soja debido a que reduce la fijación biológica, fuente de nitrógeno de menor costo pero que solo llega a cubrir entre un 20-50% del nitrógeno exportado en las semillas, lo que genera balances negativos estimados en la Región Pampeana entre 42 y 126 kg/ha (Austin et al. 2006). Algunas opciones a analizar para disminuir las pérdidas de nitrógeno del suelo durante el cultivo de soja incluyen la fertilización nitrogenada de liberación lenta por debajo de la zona de nodulación o la aplicación de nitrógeno durante los estadios reproductivos en ambientes de alto rendimiento (>4500 kg soja/ha) (Salvagiotti et al. 2008).

En las simulaciones, el cultivo de maíz en la rotación demostró un efecto más negativo que la soja en el balance de carbono ya que las pérdidas en combinación con ésta son mayores que las del monocultivo de soja1<sup>ra</sup>. Estos resultados contrastan con los efectos observados a campo donde la

participación del cultivo de maíz por lo general aumenta los contenidos de carbono del suelo por una mayor incorporación de biomasa de residuos (Liu 2006). Sin embargo el balance negativo de nitrógeno del maíz sin fertilización puede llegar a ser mayor que el de la soja afectando esto a la acumulación de materia orgánica del suelo (Darwich 2004). Esta situación se revierte cuando hay aportes de nitrógeno por fertilización, siendo entonces las pérdidas de la rotación soja1<sup>ra</sup>/maíz menores a las del monocultivo de soja1<sup>ra</sup>.

Se observó también un efecto positivo de la participación trigo-soja2<sup>da</sup> en la rotación que se incrementa hacia mayores niveles de fertilización. Sus causas serían el mayor aporte de carbono como resultado de un aumento en la productividad primaria neta por mayor captura de radiación en el año (Caviglia et al. 2004) y las mayores dosis de fertilizante aplicadas al cultivo de trigo con respecto a los otros (FAO 2004).

Dentro del uso agrícola-ganadero se observaron tanto pérdidas como ganancias de carbono en el suelo. Las mayores pérdidas se encontrarían en la rotación soja1<sup>ra</sup>/maíz (6 años) alfalfa (4 años) en labranza convencional y sin fertilización (16%) y las mayores ganancias en la rotación soja1<sup>ra</sup>/trigo-soja2<sup>da</sup> (6 años) alfalfa (4 años) bajo siembra directa y fertilizado (promedio x2) (10%). Las pérdidas de COS para todas las rotaciones agrícola-ganaderas sin fertilizante en labranza convencional fueron entre 2 y 4 veces menores que sus correspondientes de agricultura continua mostrando una vez más el efecto positivo de la incorporación de especies leguminosas perennes en la rotación cuando la fertilización no es una practica utilizada (Casanovas et al. 1995, Studdert et al. 1997, Díaz-Zorita et al. 2002, Migliarina et al. 2000). Estas diferencias fueron aún mayores bajo siembra directa, donde la incorporación de pasturas de alfalfa cuando los cultivos no fueron fertilizados redujo las pérdidas de COS entre 5 y 26 veces respecto de las encontradas bajo agricultura continua. Mediante la siembra directa, rotación con pasturas de alfalfa y aplicación de fertilizantes, la implementación de manejos que generan ganancias en el COS estaría al alcance del productor.

La ganadería continua sobre pastizal en la simulación generó perdidas de COS del 9%. Estas pérdidas están asociadas a cambios en las salidas de nitrógeno y sus fuentes del sistema. La incorporación de herbívoros domésticos aumentaría las emisiones de nitrógeno desde las heces y orina reduciendo el reservorio de nitrógeno del suelo. Este menor volumen de nitrógeno en el suelo limitaría la acumulación de materia orgánica y en consecuencia reduciría el volumen de COS, tornando al sistema más dependiente del abastecimiento externo de nitrógeno (Piñeiro et al. 2006). La fertilización con nitrógeno o interseembra de especies leguminosas que incorporen nitrógeno al sistema reduciría las pérdidas de COS.

## **Estimación regional de cambio en el COS**

Al suponer el mantenimiento de los esquemas de rotación y labores actuales y considerar los valores de fertilización promedio provistos por la FAO para cada uno de los cultivos, la estimación regional de cambio de COS en 60 años (0-20 cm de profundidad) fue 15.9 Tg de carbono en 1294488 ha. Esto representa una caída en el COS de 15.5% respecto al valor de referencia. Considerando que los 300 años de pastoreo habrían reducido el COS en 14.7%, las pérdidas totales con respecto a la situación original (96 t/ha) serían de 30.2%.

Si se consideran dos escenarios de uso, uno que representa el manejo que genera mayores pérdidas de COS (rotación soja1<sup>ra</sup>/maíz bajo labranza convencional y sin fertilización) y otro que representa el extremo opuesto, es decir las mayores ganancias (rotación soja1<sup>ra</sup>/trigo-soja2<sup>da</sup> (6 años) alfalfa (4 años) en siembra directa y con fertilización promedio x2), se puede obtener un rango de valores "posibles". En estos escenarios las variaciones de COS con respecto al valor de referencia fueron -37.6 Tg (-37%) y 10.1 Tg (10%), respectivamente. La situación actual se encuentra por debajo del promedio de estas dos situaciones, es decir más próxima a las mayores pérdidas que a las mayores ganancias, y muy por debajo del valor de referencia (Figura 3).

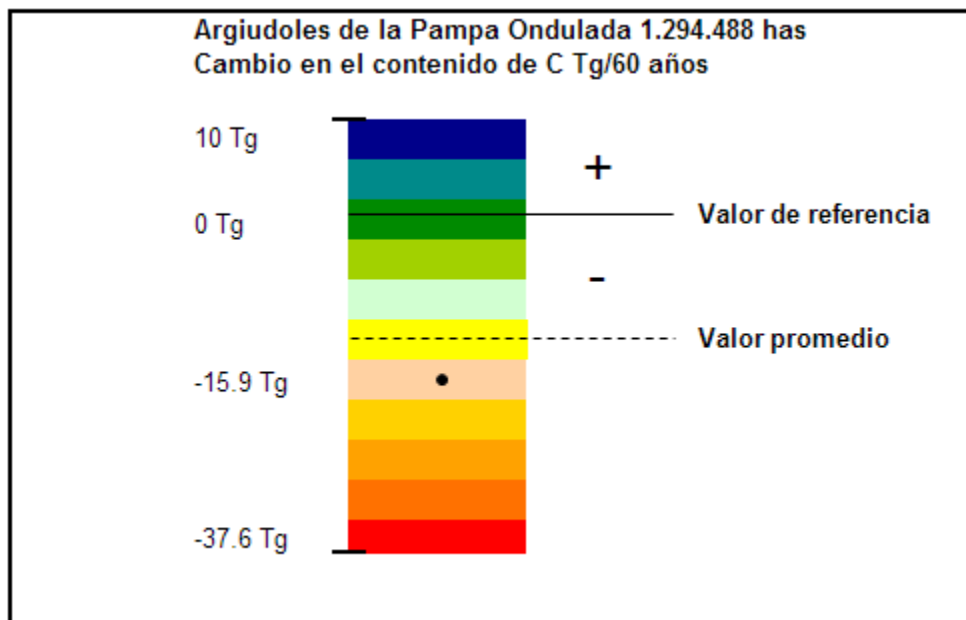


Figura 3. Pérdida de COS regional en 60 años (punto negro; partiendo del valor de referencia, asumiendo los esquemas de rotación y labores actuales constantes y considerando valores de fertilización promedio) con respecto al mejor y al peor escenario posible de contenido de COS en argiudoles de la Pampa Ondulada (rotación soja1<sup>ra</sup>/trigo-soja2<sup>da</sup> (6 años) alfalfa (4 años) en siembra directa con fertilización (promedio \* 2) y rotación soja1<sup>ra</sup>/maíz en labranza convencional sin fertilización, respectivamente). Cada color representa un cambio de 4.3 Tg. Consultar la versión a color en el Cap. 33.

La información espacial muestra menores pérdidas de COS hacia el este y mayores hacia el oeste de la zona de estudio (Figura 4). Esto coincide con el tipo de uso dominante en cada área; la agricultura continua es el uso más difundido en las proximidades de Pergamino, mientras que la participación de las pasturas y los pastizales (recursos forrajeros) aumenta en los alrededores y al sur de San Antonio de Areco.

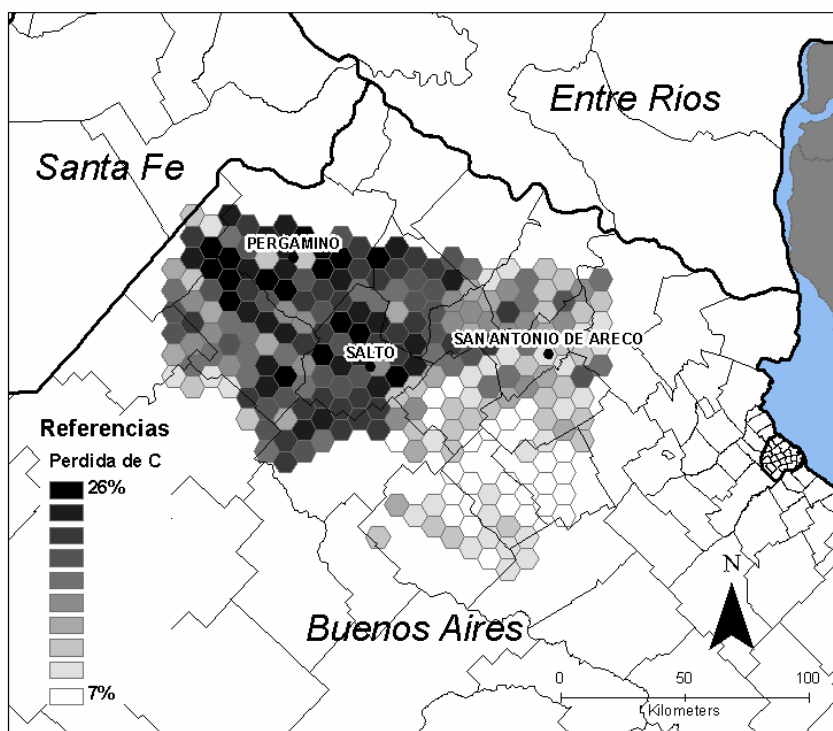


Figura 4. Pérdida de COS en % de la zona de estudio, argiudoles de la Pampa Ondulada. Los valores de cada unidad de grilla representa el valor resultado de los distintos manejos presentes en la misma con fertilización promedio.

## CONCLUSIONES

El uso actual del suelo en la Pampa Ondulada está generando una pérdida importante de COS, lo que repercute en su capacidad de secuestro de carbono, un proceso al que se asocian varios de los servicios ecosistémicos que proveen los ecosistemas de pastizal. Dentro de los manejos considerados, sólo con aumentar la participación de las pasturas con leguminosas en la rotación y con fertilizar los cultivos con dosis altas de nitrógeno se obtendrían ganancias de COS. La distribución espacial de las pérdidas de COS no fue homogénea en el área de estudio, y se observaron dos zonas con diferentes niveles: mayores pérdidas hacia el oeste y menores hacia el este.

La magnitud de las pérdidas totales en 60 años, si se tiene en cuenta la heterogeneidad espacial del manejo, serían de casi 15% con respecto a los valores pre-agrícolas (valor de referencia). Si bien la pérdida de carbono no tiene un comportamiento lineal, estos valores representarían una tasa de caída promedio de  $204.7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$  ó de  $265025 \text{ t/año}$  para la porción de territorio estudiada ( $\sim 13000 \text{ km}^2$ ). Este valor anual es equivalente a 0.6% de las emisiones de carbono por consumo de combustible fósil a nivel nacional ( $41679000 \text{ t C/año}$  2005 - CDIAC 2008). Si la tasa en el resto de las áreas agrícolas fuera sólo la mitad de la observada en la Pampa Ondulada (una

estimación conservadora), las emisiones del sector agrícola representarían más de 12% de las emisiones vinculadas a combustibles fósiles.

En el análisis realizado se pudo observar que tanto el uso (rotaciones) como la fertilización y las labores pueden modificar las pérdidas de COS producidas. Estas pérdidas de COS afectan de manera diferencial los distintos servicios ecosistémicos ya que algunos son locales (fertilidad y erosión) mientras que otros son globales (emisiones de CO<sub>2</sub>). Para las emisiones de CO<sub>2</sub> por ejemplo, no solo hay que tener en cuenta las pérdidas de COS en el nivel de lote sino también el costo de carbono asociado a cada manejo implementado. El incremento en la superficie bajo siembra directa dada en las últimas dos décadas ayudaría a disminuir las tasas de pérdida de COS y emisiones de CO<sub>2</sub> dado que su implementación disminuye además el consumo de combustibles por requerir un menor número de labores mecánicas. Los fertilizantes por el contrario tienen un costo de carbono en su producción, transporte y aplicación que deberían ser tomados en cuenta para evaluar el balance neto de este manejo (C secuestrado-C emitido en su implementación). Tanto la siembra directa como la aplicación de fertilizantes aumentan las emisiones de óxido nítrico y la ganadería aumenta las emisiones de metano por parte del ganado, ambos gases de efecto invernadero que también deben ser considerados en los estudios de cambio global.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradecemos la financiación de las siguientes instituciones: CONICET por la beca de Constanza Caride, Inter-American Institute for Global Change Research (CRN 2031) y Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 3239 y 1764).

## BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R. y R.S. Lavado. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma* 83:127-141.
- Álvarez, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampas using the Century Model. *Soil Use and Management* 17:62-66.
- Álvarez, R., H.S. Steinbach, R.S. Lavado y F.H. Gutiérrez Boem. 2006. *Materia orgánica: Valor Agronómico y dinámica en suelos Pampeanos*. Ed. Facultad Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Pp. 205.
- Austin, A.T., G. Piñeiro y M. González-Polo. 2006. More is less: agricultural impacts on the N cycle in Argentina. *Biogeochemistry* 79:45-60.
- Balesdent, J., C. Chenu y M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil y Tillage Research* 53:215-230.
- Burke, I.C., C.M. Yonker, W.J. Parton, C.V. Cole, K. Flach, et al. 1989. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Science Soc. of American Journal* 53:800-805.
- Cadisch, G., R.M. Schunke y K.E. Giller. 1994. Nitrogen cycling in a pure grass pasture and a grass-legume mixture on a red latosol in Brazil. *Tropical grasslands* 28:43-52.
- Casanovas, E.M., G.A. Studdert y H.E. Echeverría. 1995. *Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. II Efectos de los ciclos de agricultura y pastura*. *Ciencia del suelo* 13:21-27.
- Caviglia, O.P., V.O. Sadras y F.H. Andrade. 2004. Intensification of agriculture in the south-eastern Pampas I. Capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat-soybean. *Field Crops Research* 87:117-129.
- CEDIAC. 2008. Carbon Dioxide Information Analysis Center. [cdiac.ornl.gov](http://cdiac.ornl.gov) (último acceso: 04/11/2010).
- Chander, G., B.L. Markham y J.A. Barsi. 2007. Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *IEEE Geoscience and remote sensing letters* 4:490-494.
- Cohen, J. 1960. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement* 20(1):37-46.
- Cole, C.V., K. Paustian, E.T. Elliott, A.K. Metherell, D.S. Ojima, et al. 1993. Analysis of agroecosystem carbon pools. *Water Air Soil Poll.* 70:357-371.
- Congalton, R. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* 37:35-46.



- CREA (Consortio Regional de Experimentación Agrícola). 1996. Cuaderno de actualización técnica N° 57. MAÍZ. Buenos Aires. Argentina.
- Darwich, N.A. 2004. Sustentabilidad de los sistemas productivos. Seminario "Los cambios climáticos y sus consecuencias sobre la expansión agropecuaria y la sustentabilidad de los suelos" Bolsa de Cereales, Buenos Aires.
- Díaz Zorita, M. 2005. Cambios en el uso de pesticidas y fertilizantes. *Revista Ciencia Hoy* 15(87):28-29.
- Díaz Zorita, M., G. Duarte y J. Grove. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 65:1-18.
- Ellis, E.C. y N. Ramankutty. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology* 6:439-447.
- ENVI Research Systems. 2004. [www.itervis.com](http://www.itervis.com) (último acceso: 04/11/2010).
- ESRI. 2005. [www.esri.com](http://www.esri.com) (último acceso: 04/11/2010).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2004. Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina. FAO Roma. Italia.
- Fleiss, J.L., J. Cohen y B.S. Everitt. 1969. Large sample standard errors of kappa and weighted kappa. *Psychological Bulletin* 72:323-327.
- Flores, C.C. y S.J. Sarandon. 2002. ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de Agriculturización en la Región Pampeana Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 105(1):52-67.
- Fu, G., S. Chena y D.K. McCool. 2006. Modeling the impacts of no-till practice on soil erosion and sediment yield with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. *Soil y Tillage Research* 85:38-49.
- García, F.O. 2007. Intensificación Ecológica de los Sistemas de Producción de la Región Pampeana de Argentina. XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo-SLCS. León, Guanajuato, México.
- Giberti, H.C.E. 1954. Historia Económica de la ganadería Argentina. Ed. Raigal, Buenos Aires. Pp. 204.
- Guerschman, J.P. y J.M. Paruelo. 2005. Agricultural impacts on ecosystem functioning in temperate areas of North and South America. *Global and planetary change* 47:170-180.

- Guerschman, J.P. 2005. Análisis regional del impacto de los cambios en el uso de la tierra sobre el funcionamiento de los ecosistemas en la region Pampeana (ARGENTINA) Tesis de doctorado Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Argentina.
- Hall, A.J., C.M. Rebella, C.M. Ghersa y J.Ph. Culot. 1992. Field crop systems of the Pampas. Pp. 413-450 en: Pearson, C.J. (ed.), Ecosystems of the World, Field Crop Ecosystems. Elsevier, Amsterdam.
- Hannah, L., J.L. Carr y A. Lankerani. 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiversity and conservation* 4:128-155.
- Hoekstra, J.M., T.M. Boucher, T.H. Ricketts y C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology letters* 8:23-29.
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). [www.inta.gov.ar](http://www.inta.gov.ar) (último acceso: 23/10/2010).
- INTA-SAGyP (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca). 1990. Atlas de suelos de la República Argentina. INTA-SAGyP, Buenos Aires. Argentina.
- Jobbágy, E.G., M. Vasallo, K.A. Farley, G. Piñeiro, M.F. Garbulsy, et al. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia* 10:109-124.
- Kramer, B.S., J.P. Reganold, J.D. Glover, B.J.M. Bohannan y H.A. Mooney. 2006. Reduced nitrate leaching and enhanced denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils. *PNAS* 103:4522-4527.
- Lal, R. 2007. Farming carbon. *Soil y Tillage Research* 96:1-5.
- Lillesand, T.M. y R.W. Kiefer. 1994. *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley y Sons, New York. EE.UU.
- Liu, X., S.J. Herbert, A.M. Hashemi, X. Zhang y G. Ding. 2006. Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation - a review. *Plant Soil & Environment* 52:531-543.
- Lorenzatti, S. 2004. Arrendamientos y rotaciones: ¿es posible compatibilizarlos? Soja en siembra directa. *AAPRESID*:5-8.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and human well-being: our human planet*. Washington, D.C. Island Press. EE.UU.
- Michelena, R., C. Irurtia, A. Pittaluga, F. Vavruska y M. Sardi. 1988. Degradación de los suelos en el sector Norte de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo* 6:60-66.

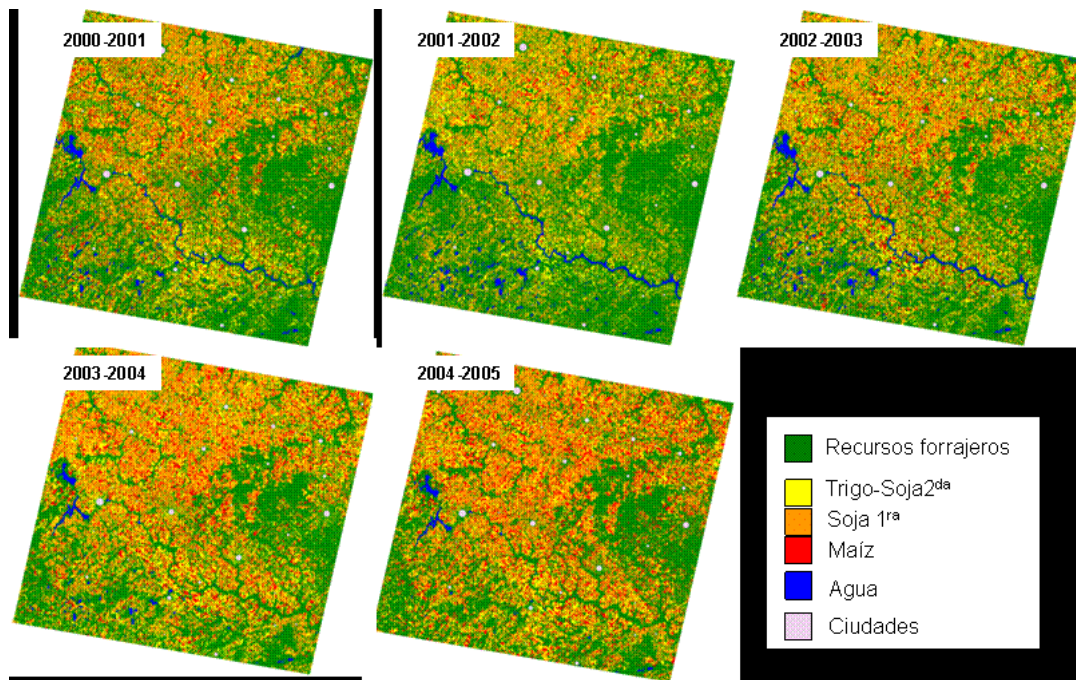
- Miglierina, A.M., J.O. Iglesias, M.R. Landriscini, J.A. Galantini y R.A. Rosell. 2000. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil y Tillage Research* 53:129-135.
- Nosetto, M.D., E.G. Jobbágy y J.M Paruelo. 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology* 11:1101-1117.
- Odum, E.P. 1983. *Basic ecology*. International Thomson Publishing, Philadelphia. EE.UUParton, W.J., D.S Schimel, C.V. Cole y D.S. Ojima. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands. *Soil Science Society of American Journal* 51:1173-1179.
- Paruelo, J.M., J.P Guerschman., G. Piñeiro, E.G. Jobbágy, S.R. Verón, et al. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencias* 10:47-61.
- Paruelo, J.M., J.P. Guerschaman y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Revista Ciencia Hoy* 15(87):14-23.
- Piñeiro, G., J.M. Paruelo y M. Oesterheld. 2006. Potential long term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South American. *Global Change Biology* 12:1267-1284.
- SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos). [www.minagri.gob.ar](http://www.minagri.gob.ar) (último acceso: 01/11/2010).
- SAGyP-INTA (Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 1989. Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. Escala 1:500000 Buenos Aires. Pp. 522.
- Sala, O.E. y J.M. Paruelo. 1997. Ecosystems services in grasslands. Pp. 237-252 en: Daily, G.C. (ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Salvagiotti, F., K.G. Cassman, J.E. Specht, D.T. Walters, A. Weiss, et al. 2008. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review. *Field Crops Research* 108:1-13.
- Sbarra, N.H. 1964. *Historia del Alambrado en la Argentina*. EUDEBA. Buenos Aires. Argentina.
- Scurlock, J.M.O. y D.O. Hall. 1998. The global carbon sink: a grassland perspective. *Global Change Biology* 4:229-233.

- Senigagliesi, C., M. Ferrari y J. Ostojic. 1997. La degradación de los suelos en el partido de Pergamino En: ¿Argentina granero del mundo hasta cuándo? La degradación del sistema agroproductivo de la Pampa húmeda y sugerencias para su recuperación. Centro de Estudios Avanzados de la Universidad de Buenos Aires; Harvard University; INTA; Consejo Profesional de Ingeniería Agronómica. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires. Argentina.
- Shuman, G.E., H.H. Janzen y J.E. Herrick. 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental pollution* 116:391-396.
- Solbrig, O.T. y J. Morello. 1977. Reflexiones generales sobre el deterioro de la capacidad productiva de la Pampa húmeda argentina. En: ¿Argentina granero del mundo hasta cuándo? La degradación del sistema agroproductivo de la Pampa húmeda y sugerencias para su recuperación. Centro de Estudios Avanzados de la Universidad de Buenos Aires; Harvard University; INTA; Consejo Profesional de Ingeniería Agronómica. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires. Argentina.
- Soriano, A., R.J.C. León, O.E. Sala, R.S. Lavado, V.A. Deregibus, et al. 1991. Rio de la Plata grasslands. Pp. 367-407 en: Coupland, R.T. (ed.). *Natural Grasslands, Ecosystems of the World*. Elsevier, Amsterdam.
- Studdert, G.A., G. Domínguez, M. Eiza, C. Videla y H.E. Echeverría. 2008. Materia orgánica particulada y su relación con la fertilidad nitrogenada en el sudeste bonaerense. En: Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. Editorial de la Universidad Nacional del Sur. Pcia. Buenos Aires. Argentina.
- Studdert, G.A., H.E. Echeverría y E.M. Casanovas. 1997. Crop-Pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Science Society of American Journal* 61:1466-1472.
- Tisdall, J.M. y J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33:141-163.
- Viglizzo, E.F., F. Lértora, A.J. Pordomingo, J.N. Bernardos, Z.E. Roberto, et al. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the Pampas of Argentina. *Agriculture Ecosystems and Environment* 83:65-81.
- Viglizzo, E.F. y F.C. Frank. 2005. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.
- Viglizzo, E.F. 1994. El INTA frente al desafío del desarrollo agropecuario sustentable. *Desarrollo agropecuario sustentable*. INTA-INDEC. Pp. 85.
- Viglizzo, E.F., A.J. Pordomingo, M.G. Castro, F.A. Lértora y J.N. Bernardos. 2004. Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 101:39-51.

Webb, W., S. Szarek, W. Lauenroth, R. Kinerson y M. Smith. 1978. Primary productivity and water use in native forest, grassland and desert ecosystems. *Ecology* 59:1239-1247.

# ANEXO

## 1. Clasificaciones de uso del suelo - Escena Landsat 226-084



Consultar la versión a color en el Cap. 33.

**Campaña 2000-2001**

Fechas: 17/11/2000, 12/01/2001, 09/03/2001  
n total=254

Precisión	Total	0.91
Coeficiente	Kappa	0.89
Varianza	Kappa	0.02

Clase	Prec. Productor %	Prec. Usuario %
Agua	100.00%	100.00%
Rec. Forrajeros	96.45%	89.20%
trigo-soja 2da	78.67%	100.00%
maiz	78.26%	78.26%
soja 1ra	88.12%	89.00%

**Campaña 2001-2002**

Fechas: 09/09/2001, 22/12/2001, 23/01/2002  
n total=302

Precisión	Total	0.96
Coeficiente	Kappa	0.95
Varianza	Kappa	0.03

Clase	Prec. Productor %	Prec. Usuario %
Agua	100.00%	100.00%
Rec. Forrajeros	96.25%	97.06%
trigo-soja 2da	100.00%	89.52%
maiz	90.79%	100.00%
soja 1ra	90.44%	93.89%

**Campaña 2002-2003**

Fechas: 17/12/2002, 18/01/2003, 23/03/2003  
n total=354

Precisión	Total	0.94
Coeficiente	Kappa	0.93
Varianza	Kappa	0.02

Clase	Prec. Productor %	Prec. Usuario %
Agua	91.26%	100.00%
Rec. Forrajeros	96.06%	89.86%
trigo-soja 2da	93.10%	92.31%
maiz	91.84%	98.90%
soja 1ra	95.10%	95.88%

**Campaña 2003-2004**

Fechas: 03/05/2003, 09/10/2003, 04/01/2004, 14/02/2004  
n total=695

Precisión	Total	0.91
Coeficiente	Kappa	0.88
Varianza	Kappa	0.00

Clase	Prec. Productor %	Prec. Usuario %
Agua	99.37%	100.00%
Rec. Forrajeros	88.25%	87.48%
trigo-soja 2da	84.57%	83.34%
maiz	90.59%	91.79%
soja 1ra	92.46%	93.36%

**Campaña 2004-2005**

Fechas: 25/11/2004, 30/12/2004, 04/03/2005  
n total=1026

Precisión	Total	0.92
Coeficiente	Kappa	0.90
Varianza	Kappa	0.00

Clase	Prec. Productor %	Prec. Usuario %
Agua	98.62%	100.00%
Rec. Forrajeros	89.40%	54.63%
trigo-soja 2da	88.79%	98.30%
maiz	89.35%	95.57%
soja 1ra	94.52%	94.71%

# Capítulo 21

## **EVALUACIÓN MULTICRITERIO PARA LA ZONIFICACIÓN DEL SERVICIO ECOSISTÉMICO EN EL MACROSISTEMA IBERÁ: AMORTIGUACIÓN HÍDRICA**

---

Moira L. Achinelli, Ruth A. Perucca y Héctor D. Ligier

Grupo Recursos Naturales EEA INTA Corrientes. PNECO 1303: Valoración de los bienes y servicios ecosistémicos para caracterizar vulnerabilidad en áreas ecológicas críticas. Programa Nacional Ecoregiones. E-mail Achinelli: melian10@yahoo.com.



**Resumen.** El macrosistema Iberá, con una extensión aproximada de 12100 km<sup>2</sup>, comprende un complejo de ecosistemas con agua permanente, abastecidos por precipitaciones con un régimen de fluctuación hidrométrica gradual y una circulación lenta de agua debido a su pendiente escasa. La modificación del patrón del uso de la tierra podría resultar en una variación en la provisión del servicio de amortiguación hídrica. El objetivo de este trabajo es identificar paisajes, y áreas en estos paisajes, con distinto grado de provisión del servicio de amortiguación hídrica, estableciendo una jerarquía entre los distintos paisajes del macrosistema Iberá en función de la provisión de este servicio. Los resultados mostraron que ninguno de los sectores de los distintos paisajes analizados alcanzó el valor máximo esperado de amortiguación hídrica (1) ni el mínimo (0). El máximo valor obtenido (0.83) corresponde a un sector del paisaje ("depresión oriental iberana") que presenta una muy alta amortiguación, mientras que el valor mínimo (0.05) corresponde al área del paisaje "planicie suavemente ondulada del Paraná". El promedio general de amortiguación del macrosistema es igual a 0.48 y corresponde al rango de amortiguación media. Se observa un aporte diferencial por paisaje, lo cual denota la heterogeneidad del macrosistema para este servicio.

## INTRODUCCIÓN

*"This combination of ever-growing demands being placed on increasingly degraded ecosystems seriously diminishes the prospects for sustainable development" (MA 2005).*

Los humedales, ya sean marinos o continentales, son superficies donde el agua (temporal o permanente) es el principal factor de control de la vida vegetal y animal, así como el medio donde se encuentran estos organismos (Ramsar Convention Secretariat 2006). Estos ambientes, integrados por una cantidad de componentes físicos, químicos y biológicos que interactúan, permiten que existan y que se mantengan determinados tipos de funciones ecosistémicas (de Groot et al. 2006). Los Esteros del Iberá corresponden a una paleollanura de origen fluvial, y conforman un complejo funcional de ambientes terrestres y acuáticos, y sus interfases (Neiff 1981).

Este trabajo pone atención sobre las interacciones entre los ecosistemas que afectan tanto el comportamiento de los ecosistemas individuales como del macrosistema<sup>1</sup>, con relación a la provisión del servicio de amortiguación hídrica. De todos los servicios ecosistémicos que ofrece el Iberá, la amortiguación hídrica surge como el más relevante para la población de la Provincia de Corrientes. Según una encuesta realizada por la Fundación Vida Silvestre, las inundaciones representan el problema medioambiental más importante (Budani et al. 2006). Por otro lado, se han registrado avances en la presión de uso de la tierra en sectores de las márgenes de los grandes esteros (Grupo EEA RRNN INTA 2005), lo cual plantea una relación de compromiso entre las posibilidades del uso productivo de la tierra y las necesidades de protección de los servicios que en la actualidad brindan esos ecosistemas.

Las áreas periféricas a la depresión iberana son las que reciben mayor presión de uso. En orden de importancia, dichos usos son: el ganadero, el forestal y el agrícola (Grupo EEA RRNN INTA 2005). A diferencia de los cultivos de secano, que transforman las tierras altas de la periferia, el arroz modifica las tierras por la sustitución del paisaje natural y por el bombeo del agua para riego. El cambio en el uso de la tierra por el cultivo de especies forestales trae aparejada una simplificación del paisaje y un mayor consumo de agua, en comparación con las pasturas naturales y pajonales del estero. El fuego (que los productores usan para el rebrote de especies palatables para el ganado), el sobrepastoreo y la erosión hídrica favorecen la formación de un microrelieve de túmulos y el arrastre de sedimentos. La demanda de suelos aptos para la actividad agrícola<sup>2</sup> conduce al drenaje de los humedales, al igual que las "obras de saneamiento" (canalización de humedales durante años muy lluviosos) (Neiff 2004). Experiencias realizadas en otros países muestran que el drenaje de humedales ha coincidido con un cambio de las funciones de estos ecosistemas (Brinson et al. 1981). En la actualidad, existen proyectos de desagüe para la región del Iberá, tendientes a bajar el nivel general del sistema y a ocupar tierras para la agricultura y la forestación (Neiff 1977). El descenso del nivel hidrométrico causaría cambios en la profundidad y en la extensión de las grandes lagunas (Neiff 2003).

La modificación del tipo de uso de la tierra, como la transformación de humedales en otro tipo de ambientes, podría resultar en una variación de la provisión del servicio de amortiguación hídrica.

1 *"Sistema complejo que involucra varios ecosistemas y que constituye una unidad ecológica de funcionamiento debido a los flujos de materia y energía" (Neiff 2003).*

2 *"La presión de algunos grupos de productores de Corrientes durante años hiperhúmedos determinó que las autoridades ambientales permitieran el desagüe de algunos bañados de la región del Iberá (Neiff 2004).*

Hoy en día, la Provincia de Corrientes cuenta con información sobre las características físicas, biológicas, culturales y socioeconómicas relevantes para la planificación y gestión de los esteros y lagunas del Iberá. Sin embargo, la valoración de los servicios ecosistémicos provistos por el macrosistema, y en particular el de la amortiguación hídrica, no ha sido considerada. La relevancia del presente trabajo radica, sobre todo, en incluir la valoración de este servicio como un aporte para la planificación de acciones y el ordenamiento territorial del macrosistema Iberá.

El objetivo general del trabajo es brindar información útil para la toma de decisiones respecto al manejo y la preservación de áreas ecológicas críticas para el ordenamiento territorial en la Provincia de Corrientes.

En particular, el presente estudio intenta identificar paisajes, y áreas de los mismos, con distinto grado de provisión del servicio ecosistémico de amortiguación hídrica, estableciendo una jerarquía entre los distintos paisajes que conforman el macrosistema Iberá de acuerdo a la provisión de este servicio.

## **METODOLOGÍA**

Este estudio se apoya en el análisis fisiográfico para la interpretación de imágenes de la superficie terrestre (Villota 1997) y la identificación en el terreno de los ecosistemas. A este fin se ha usado información generada en el Grupo de Recursos Naturales de la EEA INTA (2005). Se seleccionó información cartográfica y temática del área de estudio a una escala de 1:100000, correspondiente a períodos húmedos y secos. El uso de un sistema de información geográfica (SIG) permitió el análisis integrado de toda la información. Los polígonos de la cartografía digital de geomorfología corresponden a los fragmentos o áreas continuas homogéneas de paisaje. A cada uno de estos polígonos se los evaluó de acuerdo a los criterios seleccionados que contribuyen a la amortiguación hídrica. El software empleado fue el ArcGis 9.2, con el que se realizaron los geoprosesamientos necesarios para la aplicación de cada uno de los criterios de la evaluación y la obtención del mapa de provisión del servicio.

La evaluación multicriterio (EMC) es un conjunto de técnicas que resultan útiles para realizar el análisis y la toma de decisiones acerca de problemas que admiten un número preciso de opciones (Martínez y Escudey 1997), considerando múltiples criterios (Sugart 1998). Se utilizó la EMC para la zonificación de la provisión del servicio de amortiguación hídrica por paisaje. A fin de facilitar el análisis se tomaron en cuenta seis criterios, cada uno de los cuales se corresponde con un atributo o función del macrosistema que favorece la provisión del servicio. A su vez, los criterios elegidos debieron cumplir con las siguientes características: exhaustividad, economicidad, coherencia, noredundancia (independencia), mensurabilidad y operacionalidad (Martínez y Escudey 1997). La escala de medida utilizada para los criterios fue cuantitativa y cualitativa. Las medidas se expresaron en escalas cardinal (razón e intervalo), ordinal y nominal. Se utilizó la suma lineal ponderada para la integración algebraica de los criterios. La asignación de los pesos correspondientes a cada criterio fue establecida siguiendo la metodología de comparación por pares propuesta por Saaty en 1980, de acuerdo a lo expresado en Mena Frau et al. (2006).

## MARCO CONCEPTUAL

El contexto teórico del trabajo incorpora nociones provenientes tanto de la Ecología de Paisajes como de la Ecología de Ecosistemas, y abarca (por lo tanto) conceptos de la estructura espacial y de las funciones de los sistemas naturales. Turner y Chapin (2005) señalan que la Ecología de Ecosistemas carece de un marco teórico que haga explícitas las funciones ecosistémicas en el espacio, sumado a que existen sólo unos pocos ejemplos de estudios empíricos sobre la base de los cuales se pueden desprender conclusiones generales. Lovett et al. (2005) enfatizan que los ecosistemas son sistemas abiertos que intercambian energía, materia, información y organismos con sus medios circundantes. Esto significa que los ecosistemas aparentemente separados en el espacio son, de hecho, partes interconectadas de un gran paisaje. Por lo tanto, es necesario considerar el ecosistema en el contexto fisiográfico. En este sentido, al ampliar el enfoque desde los ecosistemas individuales a una escala espacial de menor detalle es crucial tener en cuenta qué se entiende por heterogeneidad en un contexto físico, geográfico y ecológico, donde existen múltiples ecosistemas potencialmente interactuantes, y cuándo esta heterogeneidad resulta relevante con respecto a las funciones que prestan los ecosistemas (Lovett et al. 2005).

La perspectiva sistémica es incorporada usando como herramienta los diagramas de causalidad. Estos diagramas son útiles para estudiar temas interdisciplinarios ya que posibilitan la identificación y la comprensión de las posibles conexiones entre distintas partes del sistema aparentemente aisladas (Haraldsson 2000). Las funciones y procesos de los ecosistemas que conforman el complejo funcional del Iberá son abordados usando un modelo conceptual referido específicamente al servicio de amortiguación hídrica.

### Funciones y servicios ecosistémicos

En muchas oportunidades, el término “función ecosistémica” ha sido referido en la literatura de maneras contradictorias (de Groot et al. 2002). De acuerdo con Sugart (1998), una función ecosistémica es un atributo relacionado con la dinámica del ecosistema, y que es consecuencia de uno o de múltiples procesos ecosistémicos, como por ejemplo la retención de nutrientes, la producción de biomasa y el mantenimiento de especies silvestres. También existe controversia acerca de cómo deben ser definidos los servicios ecosistémicos (Fisher et al. 2009).

Los servicios ecosistémicos son los aspectos del ecosistema utilizados (de forma pasiva o activa) por la sociedad para su bienestar. Si bien estructura, procesos y funciones ecosistémicos no son lo mismo, estos aspectos o características del ecosistema pueden ser considerados servicios en tanto sean utilizados de forma indirecta (servicios intermedios), o de forma directa (servicios finales) (Fisher et al. 2009). El servicio de amortiguación hídrica es la regulación de la fluctuación del nivel del agua en períodos de sequía-inundación, incluyendo el control de inundaciones aguas abajo debido a la acción retardadora del escurrimiento superficial por parte del macrosistema (Neiff 2003). Siguiendo el esquema de análisis propuesto por Fisher et al. (2009), la amortiguación hídrica provee dos servicios finales: la regulación de la fluctuación estacional del agua y el control de inundaciones aguas abajo. Los beneficios de la amortiguación hídrica son la protección de la propiedad y la disminución de la vulnerabilidad de los pobladores ubicados aguas abajo en períodos húmedos así como de los pobladores ubicados dentro de la cuenca en períodos de sequía-inundación.

El Iberá es un sistema particularmente llamativo en cuanto a la escasa diferencia entre las superficies anegadas en máxima y en mínima disponibilidad de agua del paisaje (Fontán 2005). Esto significa que tanto en épocas de lluvias como en períodos secos, el macrosistema regula el nivel de agua superficial de sus humedales, y minimiza las oscilaciones estacionales. Esta relación, denominada coeficiente de elasticidad (Neiff 1997), es menor en el macrosistema Iberá que en otros humedales<sup>3</sup>, lo cual indica la importancia de la amortiguación hídrica del sistema. Se cree que esta particularidad es lo que le brinda al macrosistema Iberá su magnífica capacidad de amortiguación, que hace que el caudal en los canales naturales de salida no sea proporcional a la entrada de agua al sistema proveniente de las precipitaciones (Neiff 2003). En otras palabras, un bajo coeficiente de elasticidad significa una mayor capacidad del sistema de amortiguar los disturbios en situaciones de máxima y mínima disponibilidad de agua.

En la actualidad, existe consenso respecto de que los ecosistemas naturales proveen servicios en la medida en que su integridad funcional y estructural (Naveh et al. 2001) se mantenga en el tiempo. Cuando los ecosistemas son intervenidos, la provisión de servicios cambia en tanto se modifican las estructuras y los procesos de los ecosistemas que los suministran (Farber 2006). Por lo tanto, al definir los servicios ecosistémicos se deben considerar no sólo los componentes del ecosistema sino también los del contexto social y político en el cual estos servicios son investigados y utilizados (Fisher et al. 2009). En esta línea, el presente trabajo muestra un diagrama de causalidad (Figura 1) o modelo conceptual en el cual es definido el servicio de amortiguación hídrica.

## Diagrama de causalidad

La elaboración de modelos comienza con la construcción de un diagrama de causalidad (Haraldsson 2000), basado sobre información proveniente de fuentes secundarias. Un modelo, o formulación simplificada de la realidad (Odum 1992), sirve para comprender situaciones complejas en el contexto del análisis sistémico (Haraldsson 2000). La Figura 1 muestra las relaciones causaefecto de retroalimentación positiva y negativa entre los factores conductores, las funciones ecosistémicas y las características del macrosistema vinculadas a la provisión del servicio de amortiguación hídrica y los aspectos sociales que influyen en la valoración del servicio.

Los factores conductores (Figura 1) que provocan cambios en el estado y en el funcionamiento de los ecosistemas, ya sean factores naturales o antrópicos, son denominados indirectos cuando afectan a otros factores y directos si actúan sobre las funciones ecosistémicas vinculadas a la provisión del servicio de amortiguación hídrica. Cuando una variable cambia en la misma dirección que la otra se simboliza con un signo (+), y cuando varía en dirección opuesta, con un signo (-).

---

<sup>3</sup> El coeficiente de elasticidad del Iberá fue estimado en 1.54, mientras que para los humedales del Chaco oriental, a igual latitud, alcanzó un valor de 12.35 (Neiff 2003).

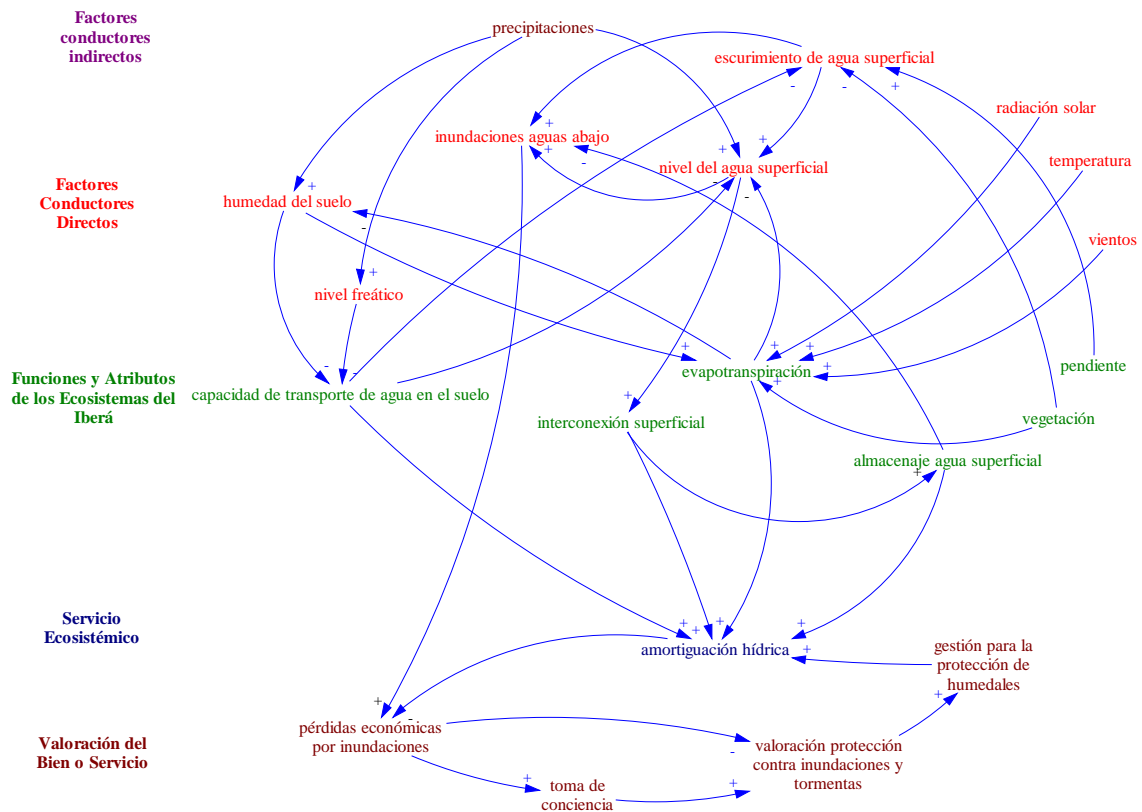


Figura 1. Diagrama de causalidad. Los colores denotan los principales componentes del sistema bajo análisis.

Las funciones almacenaje de agua, interconexión superficial, evapotranspiración, permeabilidad del suelo, pendiente gradual y vegetación (no sólo como superficie evapotranspirante sino como retardadora del escurrimiento superficial) contribuyen al mantenimiento de la provisión del servicio de amortiguación hídrica.

El sistema en su conjunto se comporta como una función de respuesta cuya característica principal es el almacenamiento, siendo la precipitación la principal variable de entrada al sistema, de modo que cualquier variación de la precipitación incidirá de forma sustancial sobre otros componentes del ciclo hidrológico, como el almacenamiento, el escurrimiento superficial, la evapotranspiración y la evaporación (ICA 1981). Este factor indirecto afecta a otros factores directos. Cuando las lluvias aumentan se eleva el nivel freático, la humedad del suelo y el nivel del agua en los humedales; esto, a su vez, incrementa las inundaciones y el escurrimiento superficial del agua.

Como factor de regulación del sistema, la pendiente, que es de tipo gradual, disminuye el escurrimiento superficial del agua. Además, la interconexión superficial, según señala Neiff (2003), provoca que las lagunas, esteros, bañados y arroyos intercambien sus aguas y organismos, que se retraigan y que se expandan según los períodos sean secos o lluviosos. Por lo tanto, si se eleva el nivel del agua en los humedales también aumenta la interconexión superficial y la capacidad de almacenaje de agua superficial del sistema. Esto compensa el nivel del agua superficial en los distintos humedales por medio de "las transfluencias que permiten una derivación en el espacio de la energía sobrante de una determinada entrada (precipitación) (ICA 1981). Sumado a esto, el vigor de la vegetación y el tamaño de la superficie evapotranspirante aumentan la salida de agua por evapotranspiración del sistema y el retardo del escurrimiento superficial. Las pérdidas por

evapotranspiración y evaporación, sumadas al escurrimiento, constituyen las principales salidas del sistema (ICA 1981). Otros factores indirectos como la temperatura, la radiación solar, la diferencia de presión de vapor, los vientos, los cambios en la presión barométrica y el tamaño de la superficie evapotranspirante influyen sobre la evaporación y la evapotranspiración. Al aumentar la evapotranspiración disminuye la humedad del suelo y el nivel de agua en los humedales (ICA 1981).

El hecho de que la población sea consciente de que las inundaciones en la provincia son un problema ambiental relevante, es importante para la valoración social del servicio de amortiguación hídrica. Asimismo, si la valoración de la provisión de este servicio es considerada como información estratégica en la planificación y el ordenamiento territorial del macrosistema, esto contribuirá a mejorar la gestión para la protección de humedales de modo que la provisión futura de este servicio no decaiga.

## **CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO**

El macrosistema funcional del Iberá actúa como una cubeta de almacenamiento superficial con un único aporte proveniente de las precipitaciones y pérdidas por evaporación. El único drenaje es el Río Corriente (Popolizio 2004). Este río es la salida natural del conjunto de esteros del Iberá hacia el Río Paraná (Neiff 2004). El ingreso de agua al Río Corriente proviene en su gran mayoría de las precipitaciones y valores no cuantificados del escurrimiento subterráneo (Fontán 2005).

El gradiente general es muy suave, generalmente menor de 1:2000. Su sentido es NE-SW (Neiff 2004), con líneas de flujo preferenciales sobre antiguos canales fluviales (Ferrati et al. 2003). Este complejo de ecosistemas palustres se encuentra interconectado por extensas lagunas unidas por cursos de agua de distinto orden (Neiff et al. 2005). Comprende ambientes leníticos con agua permanente, como lagunas, esteros y cañadas, así como cuerpos de agua temporarios [e.g., bañados y campos anegables (malezales)]. Los ambientes lóticos se encuentran representados por los afluentes y efluentes, incluyendo su valle de inundación y los canales secundarios, con y sin flujo permanente de agua (Neiff 1997). La red de conducción hidrográfica se abre en una masa turbosa de espesor y resistencia variable, que presenta un comportamiento dinámico en función de la magnitud de las precipitaciones y del estado general del sistema, reflejado por su altura hidrométrica (Neiff 2004).

### **Límite del área de estudio**

El área de estudio corresponde a la cuenca hidrográfica de los esteros del Iberá y nacientes del Río Corriente (Figura 2), abarcando una superficie de 1309000 ha (Grupo RRNN EEA INTA 2005) cuya cuenca principal es la del Río Corrientes.



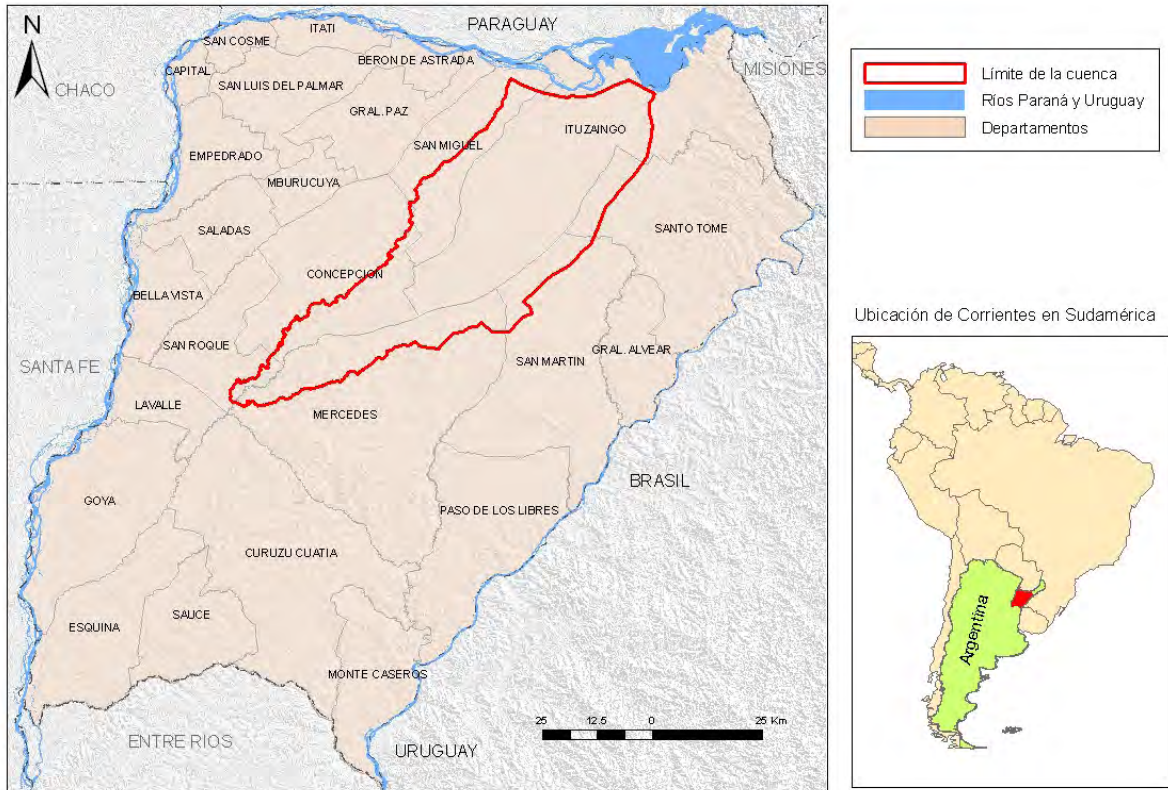


Figura 2. Área de evaluación del servicio amortiguación hídrica, en la Provincia de Corrientes.

## Aspectos fisiográficos

La clasificación fisiográfica jerárquica del terreno se basa sobre información preexistente generada por el Grupo de Recursos Naturales EEA INTA Corrientes (2005), siguiendo los lineamientos de Villota (1997) y generada a nivel de grandes paisajes y paisajes. Los grandes paisajes (Figura 3) son definidos como una asociación de paisajes con relación de parentesco de tipo genético, climático, litológico y topográfico general. A su vez, los paisajes (Figura 4) son determinados por sus características afines en cuanto a la morfología, clima, material parental y edad, donde se espera encontrar cierta homogeneidad pedológica, de coberturas y usos de la tierra (Villota 1997).



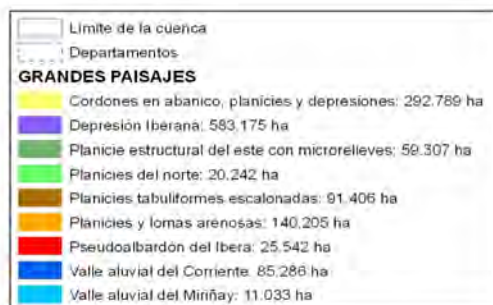
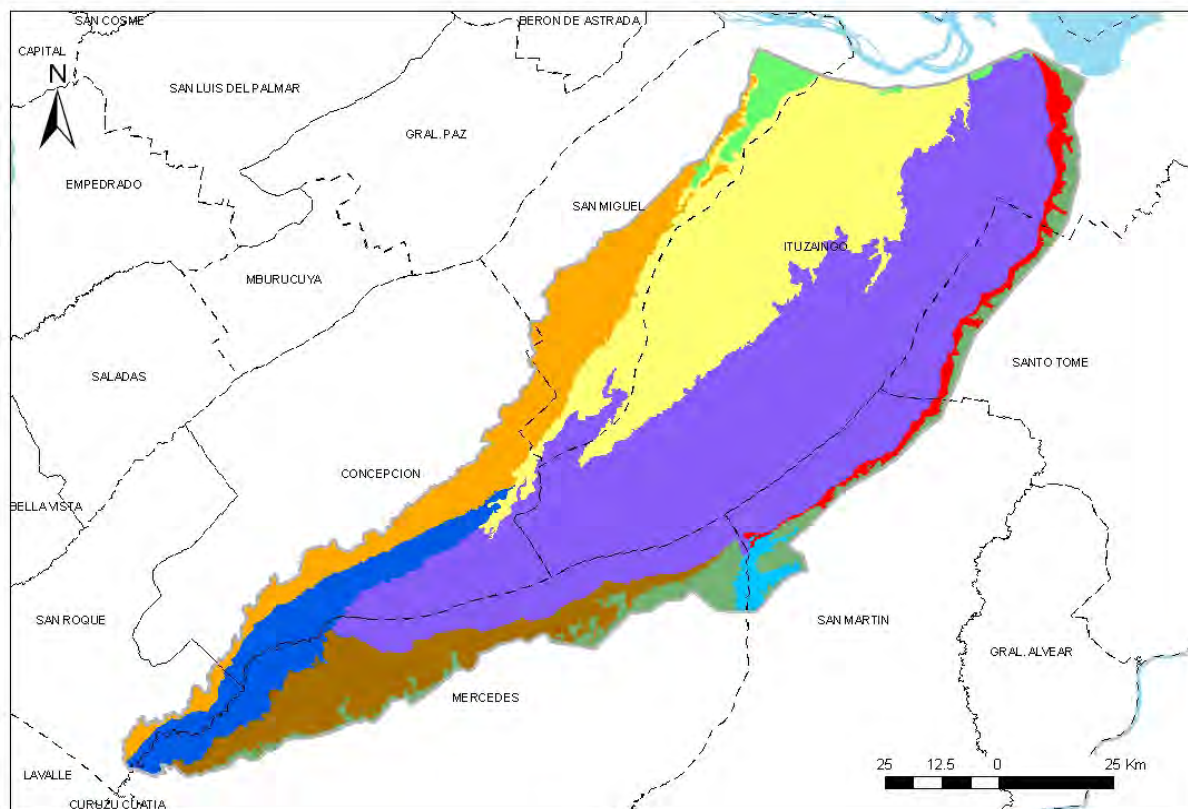


Figura 3. Distribución geográfica de los grandes paisajes. El área de estudio abarca nueve grandes paisajes.

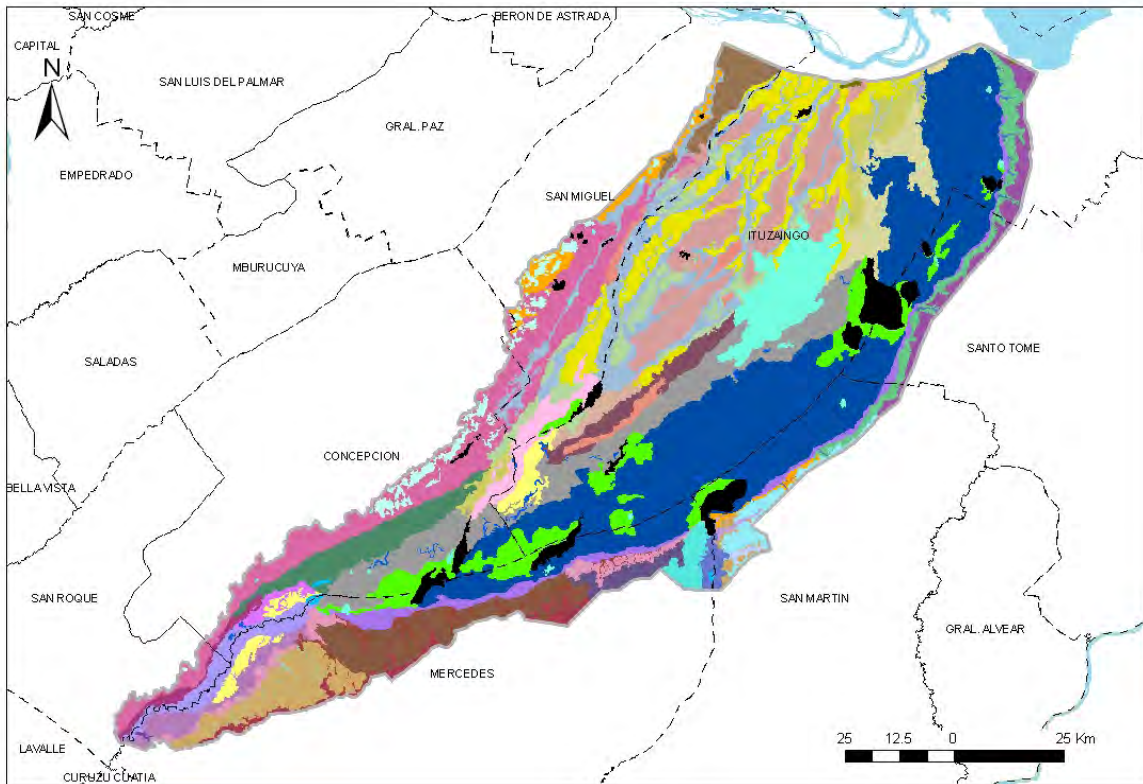


Figura 4. Distribución geográfica de los 47 paisajes fisiográficos del área de estudio.

## **Características climáticas**

El sistema Iberá, al igual que la Provincia de Corrientes, tiene un clima subtropical húmedo sin estación seca, con veranos muy cálidos y probable ocurrencia de heladas en invierno. La temperatura media anual varía entre los 27 °C de máxima y 14 °C de mínima. Durante las estaciones de otoño y primavera presenta excesos hídricos fuertes, y déficits esporádicos y moderados en verano. Las lluvias son irregulares, desde 1200 mm/año en el suroeste hasta 1800 mm/año hacia el noreste del área, teniendo en cuenta los valores medios de las últimas dos décadas (Fontán 2005).

## **Precipitaciones**

El régimen de precipitaciones presenta la variabilidad más relevante entre los factores climáticos estudiados durante el siglo pasado (Fontán 2005). Nilsson y Grelsson (1995) destacan que en los últimos 25 años ha tenido lugar un incremento de las precipitaciones de 15 a 22% por encima de las medias anuales históricas de los últimos 40 años. Según los valores de precipitación media mensual y anual de distintos períodos comprendidos dentro de los años 1920-1983 y 1980-2002, se registra un importante aumento de los promedios de precipitación (Nilsson y Grelsson 1995). Durante el mes de marzo del año 1998, en coincidencia con el evento del Niño, en ciertas localidades (incluidas dentro del área de estudio) se registraron precipitaciones que superaron el rango previsto de PMP (Precipitación Máxima Probable) para 500 años de período de retorno (Fontán 2005).

## **Evapotranspiración potencial y balance hídrico**

La evapotranspiración potencial se define como la evaporación directa desde la superficie del suelo más la que se origina en la cobertura vegetal, sumadas a la transpiración fisiológica de la vegetación, siempre que la humedad del suelo llegue a la capacidad de campo (Ven Te Chow et al. 1994). La evapotranspiración potencial anual de la zona, con registros disponibles, varía entre 1000 y 1070 mm. Los registros de temperatura, de radiación solar y de humedad relativa del período 1981-2000 en las estaciones de Mercedes, BellaVista, Corrientes, General Paz y Posadas muestran valores similares a los obtenidos en períodos anteriores, por lo que se los considera representativos de las últimas dos décadas. Durante el período 1980-2002, los promedios anuales de las precipitaciones han aumentado, mientras que durante el mismo período los registros de evapotranspiración se han mantenido. Por lo tanto, los excesos medios anuales se han incrementado en 150 mm/año al pasar de la franja de 450 mm/año en el norte del área de estudio y 350 mm/año en el sur, a 600 y 500 mm/año, respectivamente (Castro et al. 1991).

# **SELECCIÓN Y APLICACIÓN DE CRITERIOS PARA LA VALORACIÓN DE LA PROVISIÓN DEL SERVICIO DE AMORTIGUACIÓN HÍDRICA**

## **Interconexión superficial**

La interconexión superficial de los humedales que conforman el Iberá es una propiedad emergente del sistema, que resulta de la interacción funcional de sus distintos paisajes. Los canales naturales de flujo permanente, que nacen en los esteros o que unen dos lagunas, adecuan su posición y

diseño de escurrimiento a la cantidad de agua producida por las lluvias, y adaptan su capacidad de conducción de agua (Vasallo 1976). Además, el nivel del agua de las grandes lagunas varía e influye en el escurrimiento del sistema. Estas grandes lagunas podrían representarse como un sistema de vasos comunicantes, a diferente nivel, considerando un gradiente hídrico regional (ICA 1981).

Se tuvieron en cuenta aquellos polígonos que se intersecan con la red hidrográfica, y también aquellos fragmentos que corresponden a lagunas y embalsados que resultan lindantes a los anteriores. A todos estos fragmentos se les asignó valor 1; a los restantes, 0. Es decir, los distintos polígonos pueden aportar en la interconexión (valor 1) o no aportar (valor 0).

## Pendiente

Los esteros del Iberá presentan una muy lenta circulación del agua en razón de su pendiente escasa (Neiff 2003). Esta condición de pendiente, su ubicación entre relieves más elevados y en un sistema de drenaje deficiente, entre los aportes a la cuenca y la salida por el Río Corriente, permiten la existencia de una vasta capa permanente de agua (Fontán 2005). Estos condicionantes (pendiente suave, variaciones hidrométricas graduales y la baja tasa de descomposición) favorecen la acumulación de materia orgánica y restringen el escurrimiento superficial del sistema (Ferrati et al. 2003).

A muy baja energía del relieve, el escurrimiento superficial del agua se retarda (INTA 1983). Por ello, fueron asignados valores entre 0 (menos amortiguación) y 1 (más amortiguación hídrica) de acuerdo al porcentaje (%) de pendiente de cada polígono de la cartografía de paisajes (Tabla 1).

Tabla 1. Valores del criterio "pendiente".

Pendiente (%)	Valor del criterio
0	1
0.1 a 0.3	0.8
0.5	0.5
1	0.3
>1	0

## Capacidad de almacenaje de agua superficial

En particular, los esteros del Iberá tienen mucha influencia sobre el balance hidrológico estacional. Una de las causas es su capacidad de almacenamiento de agua (Neiff 2003). Es importante destacar que fue considerado únicamente el almacenamiento de agua superficial, quedando el agua subterránea fuera de los límites de nuestro sistema de análisis, ya que se desconoce su dinámica. El agua subterránea puede comportarse como una variable de entrada o de salida del sistema (Ferrati et al. 2003), y es probable que cumpla ambas funciones en lugares y en tiempos diferentes (ICA 1981).

Se estimó el volumen superficial que pueden contener los cuerpos de agua incluidos en el área de estudio. Se tuvo en cuenta la profundidad más frecuente en las grandes lagunas (Tabla 2), un valor promedio de profundidad para las lagunas menores de 2.5 m y para los esteros, embalsados y los cordones y planicies submersas, un valor promedio de 0.6 m (Neiff 2003).

Tabla 2. Principales lagunas, superficie y profundidad más frecuente. Modificado de Neiff (2003).

Laguna	Superficie (km <sup>2</sup> )	Profundidad más frecuente (m)
Galarza	14.6	2.3
Luna	79.4	2.5
Naranjito	19.5	2.0
Iberá	52.1	3.2
Fernández	27.8	3.0
Trin	21.5	1.8
Medina	16.8	---

Una vez estimado el volumen, considerando la superficie de cada paisaje, se normalizaron los valores aplicando la siguiente fórmula:

$$m_i = \frac{x_i}{\max x} \quad \text{siendo } \max x = 1079662200 \text{ m}^3$$

## Retardo del escurrimiento superficial del agua por la vegetación

Para este criterio se utilizó el índice diferencial de vegetación normalizado (NDVI) correspondiente sólo a la vegetación de los canales naturales y arroyos, así como en los embalsados de las lagunas. El NDVI resulta muy útil a la hora de inferir aspectos funcionales y estructurales de la vegetación. La vegetación acuática y anfibia cumple un rol fundamental en la dinámica de los ecosistemas del Iberá, a través de su capacidad para modificar el balance hídrico y las condiciones microclimáticas, además de incidir en la escorrentía (Neiff 1981). Por otra parte, la velocidad de escurrimiento superficial del agua varía en lagunas con embalsados en comparación con aquellas lagunas que carecen de este tipo de formación vegetal (Ferrari et al. 2003).

A cada fragmento del paisaje se le asignó el valor promedio del NDVI. Los valores variaron entre -0.29 y 0.60. Se consideraron los paisajes con canales naturales, arroyos, lagunas y depresiones, así como los valles de inundación. Se normalizaron los valores aplicando la siguiente fórmula:



$$m_i = \frac{x_i - \min x}{\max x - \min x} \quad \text{siendo } \min x = -0.29 \text{ y } \max x = 0.60$$

## Evapotranspiración

La vegetación es relevante no sólo como retardadora del escurrimiento superficial sino también como superficie evapotranspirante. Por lo tanto, las particularidades de la vegetación condicionan de manera significativa los valores de evapotranspiración, y existe una correlación positiva con la densidad y la vitalidad de las plantas, entre otros factores. Por ejemplo, los lagos con vegetación flotante transfieren a la atmósfera entre una y cuatro veces más agua que los espejos no vegetados (Neiff 1981, 2003).

Se utilizaron datos de evapotranspiración estimada (ETM) a partir de imágenes NOAA AVHRR de los años 2002 a 2007, facilitadas por el Instituto de Clima y Agua, CIRN-INTA (Di Bella et al. 2000). Se calculó la evapotranspiración media anual del período 2002-2007, y se asignó a cada uno de los paisajes el promedio de ETM de acuerdo a su ubicación geográfica. Para esto se usaron herramientas de geoprocresamiento. Los valores fueron normalizados asignando 0 a la mínima ETM media anual y 1 a la máxima, considerando que los paisajes que más evapotranspiran, más aportan al servicio.

## Permeabilidad del suelo

Esta variable favorece el pasaje de agua a través del suelo. Al presente no se cuenta con información sobre la dinámica del agua subterránea del área de estudio, por lo que se desconoce el comportamiento del escurrimiento subsuperficial y subterráneo. En consecuencia, en el presente trabajo se asume que una permeabilidad nula o lenta favorece el mantenimiento del agua dentro de los límites del sistema y, por lo tanto, contribuye con la provisión del servicio en los períodos secos.

A cada polígono de la cartografía digital geomorfológica se le asignó un valor entre 0 (menor aporte a la amortiguación hídrica) y 1 (mayor aporte a la amortiguación hídrica), considerando su permeabilidad como se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Valores del criterio según la permeabilidad.

Permeabilidad	Valor del criterio
Nula, lenta o muy lenta	1
Moderadamente lenta o moderada	0.6
Moderadamente rápida	0.5
Rápida o muy rápida	0

## EVALUACIÓN MULTICRITERIO

Existen distintas técnicas para la combinación algebraica de los resultados alcanzados por los diversos criterios. En el presente trabajo se utilizó el método de la suma lineal ponderada. Este procedimiento calcula, para cada polígono de paisaje, la suma de los valores correspondientes a los "n" criterios  $c_{ij}$  ponderados por los pesos  $p_j$ , de acuerdo a la siguiente ecuación (Santos Preciado 1997).

$$r_i = \sum_{j=1}^n c_{ij} p_j$$

Para la obtención de los pesos se utilizó la metodología propuesta por Saaty en 1980 de comparación por pares, de acuerdo a lo expresado en Mena Frau et al. (2006). Los pesos resultantes se muestran en la Tabla 4. Este método permite comparar criterios según la importancia relativa que les dé el grupo de expertos. El método exige una comparación de criterios que puede responder al siguiente modelo:

- 1: criterio de la misma importancia
- 3: moderada importancia de un criterio A respecto a otro B
- 5: fuerte importancia del primer criterio A respecto al segundo B
- 7: demostrada importancia del primero A respecto al segundo B
- 9: extrema importancia del primero A respecto al segundo B

También se pueden asignar valores intermedios para juicios contiguos. Dado un valor, su inverso representa la preferencia de B respecto a A, lo cual permite construir una matriz cuyos elementos son simétricos respecto a una diagonal unitaria denominada matriz de comparación de criterios por pares (Tabla 4). A partir de esta matriz se pretende encontrar un vector de pesos ( $p_1$ ,  $p_2$ ,  $p_3$ ,  $p_4$ ,  $p_5$  y  $p_6$ ) que resulte consistente con las preferencias subjetivas mostradas por el grupo de expertos.

Tabla 4. Matriz inicial de comparación de criterios por pares.

	Capacidad de almacenaje	Interconexión superficial	Pendiente	Evapotranspiración	Retardo del escurrimiento superficial por vegetación	Permeabilidad
Capacidad de almacenaje	1	3	2	2	5	4
Interconexión superficial	1/3	1	1/2	1/2	3	2
Pendiente	1/2	2	1	1	3	2
Evapotranspiración	1/2	2	1	1	3	2
Retardo del escurrimiento superficial por vegetación	1/5	1/3	1/3	1/3	1	
Permeabilidad	1/4	1/2	1/2	1/2	4/5	1

Aplicando la normalización de la matriz inicial por columnas se obtuvo el eigenvector principal (Tabla 5).

Tabla 5. Eigenvector principal resultante de la sumatoria por filas.

	Capacidad de almacenaje	Interconexión superficial	Pendiente	Evapotranspiración	Retardo del escurrimiento superficial por vegetación	Permeabilidad	Eigenvector principal
Capacidad de almacenaje	0.36	0.34	0.38	0.38	0.32	0.33	2.09
Interconexión superficial	0.12	0.11	0.09	0.09	0.19	0.16	0.77
Pendiente	0.18	0.23	0.19	0.19	0.19	0.16	1.13
Evapotranspiración	0.18	0.23	0.19	0.19	0.19	0.16	1.13
Retardo del escurrimiento superficial por vegetación	0.07	0.04	0.06	0.06	0.06	0.10	0.40
Permeabilidad	0.09	0.06	0.09	0.09	0.05	0.08	0.47

Los pesos de los criterios, se calcularon como la razón entre los valores del eigenvector principal y el número de criterios (Tabla 6).



Tabla 6. Pesos de los criterios.

Criterios	Peso
Capacidad de almacenaje	0.35
Interconexión superficial	0.13
Pendiente	0.19
Evapotranspiración	0.19
Retardo del escurrimiento superficial por vegetación	0.07
Permeabilidad	0.08

## RESULTADOS

Se obtuvieron valores de amortiguación hídrica para distintos sectores de paisaje como resultante de la suma de criterios por sus pesos. De acuerdo a los resultados obtenidos, ninguno de los polígonos alcanzó ni el máximo valor esperado (1), ni el mínimo (0).

Amortiguación hídrica = Interconexión \* 0.13 + Pendiente \* 0.19 + Almacenaje de agua \* 0.35 + Retardo del escurrimiento \* 0.07 + Evapotranspiración \* 0.19 + Permeabilidad \* 0.08

Los valores se clasificaron en las 5 categorías posibles, y se tomaron intervalos iguales.

- 0 a 0.2: amortiguación muy baja
- 0.21 a 0.4: amortiguación baja
- 0.41 a 0.6: amortiguación media
- 0.61 a 0.8: amortiguación alta
- 0.81 a 1: amortiguación muy alta

El máximo valor obtenido (0.83) corresponde a una porción del paisaje, la "depresión oriental del iberana", y el valor mínimo (0.05) se obtuvo para un sector del paisaje, la "planicie suavemente ondulada del Paraná" (Figura 4 y 5).

El área de mayor provisión del servicio (Tabla 7) cuenta con una superficie de 179900 ha localizada dentro del paisaje "depresión oriental del Iberá" (278940 ha), que pertenece al gran paisaje "depresión iberana". Este ambiente corresponde a esteros profundos con agua permanente, alta uniformidad fisonómica y geomorfológica, con extensas áreas cubiertas por pirizales o totorales.

Una característica relevante es la presencia de los denominados «embalsados», constituidos por un sustrato flotante de restos orgánicos vegetales (suelos orgánicos o Histosoles) sustentados por un tramado de raíces y residuos sobre el que se asienta una gama variada de especies vegetales anfibias, incluyendo especies arbóreas (Grupo RRNN EEA INTA 2005). Como se observa en la Tabla 7 para la depresión oriental iberana, tres de los criterios utilizados obtuvieron el valor máximo (valor 1), lo cual significa que el área tiene la capacidad óptima de almacenamiento, interconexión superficial y permeabilidad para la provisión del servicio. Además, la capacidad de almacenamiento es considerada la característica que más favorece el suministro del servicio (ver peso de ese criterio).

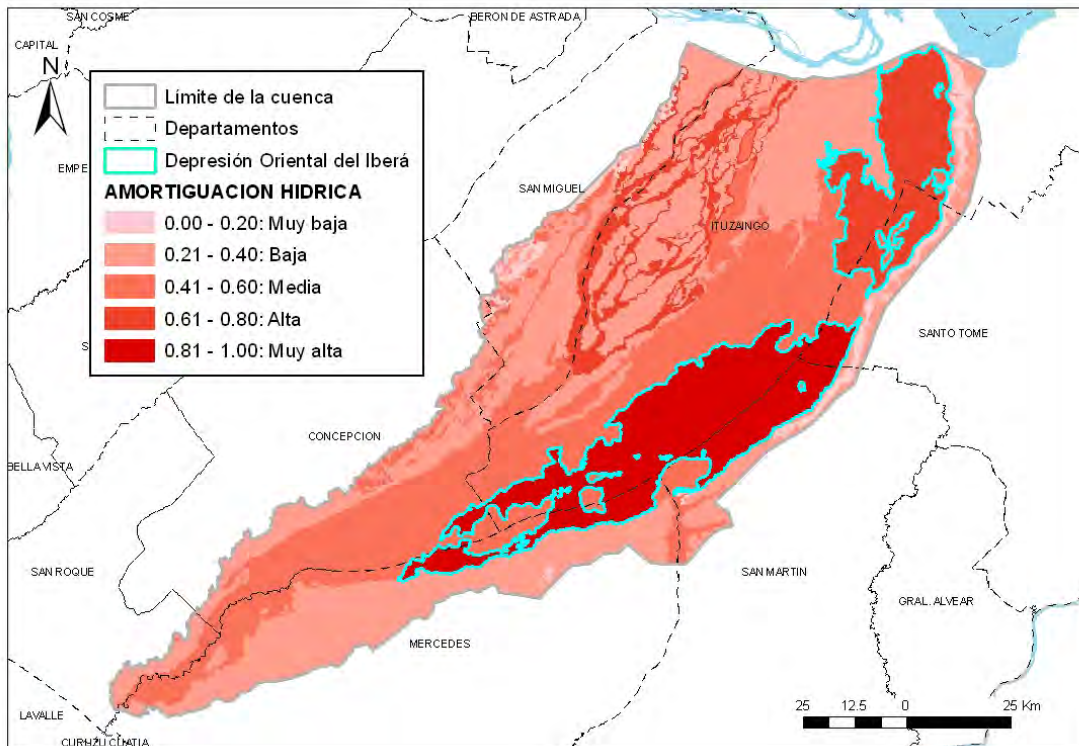


Figura 5. Mapa de zonificación por clases de amortiguación hídrica que muestra el aporte diferencial del servicio por paisaje. Nótese que una zona de la depresión oriental del Iberá presentó mayor aporte del servicio que otra ubicada más al norte.

Tabla 7. Valoración correspondiente al área de mayor provisión del servicio.

Criterios	Valores	Pesos	Valores x pesos
Capacidad de almacenaje	1	0.35	0.35
Interconexión superficial	1	0.13	0.13
Pendiente	0.8	0.19	0.152
Evapotranspiración	0.42	0.19	0.0798
Retardo del escurrimiento superficial por vegetación	0.61	0.07	0.0427
Permeabilidad	1	0.08	0.08
Amortiguación hídrica			0.8345

## Provisión media del servicio

El valor promedio general de amortiguación del macrosistema resultó igual a 0.48. El mayor valor promedio por paisaje fue de 0.77 y correspondió a la “depresión oriental iberana”, mientras que el mínimo valor promedio por paisaje fue de 0.17 y correspondió a lomas disectadas y lomas arenosas (Figura 6).

AMORTIGUACION HIDRICA PROMEDIO POR PAISAJE

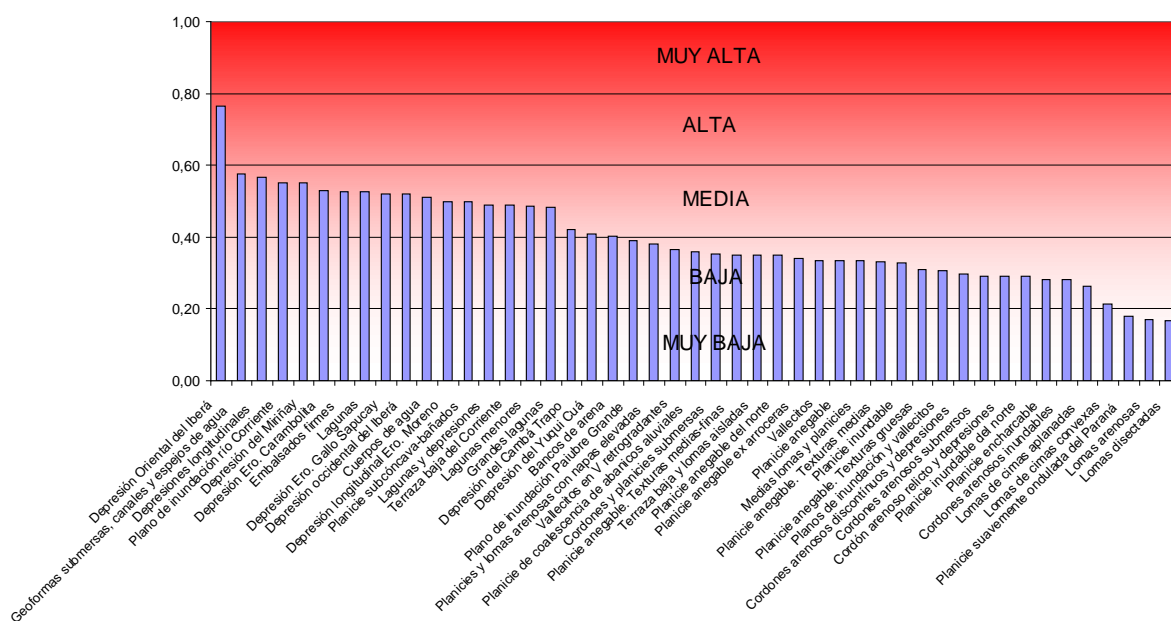


Figura 6. Valor promedio de amortiguación hídrica por paisaje.

## OBSERVACIONES FINALES

Al usar los criterios considerados, se observa un aporte diferencial por sectores de paisaje (Figura 5) y por paisaje (Figura 6). Esto denota la heterogeneidad del macrosistema para este servicio. Sin embargo, este aporte varía de forma gradual entre los extremos de todos los paisajes, lo cual indicaría la interconexión que existe entre los distintos paisajes que conforman el microsistema, los cuales afectan tanto la dinámica de los ecosistemas individuales como del macrosistema en su conjunto. Además, la zona de mayor presión de uso de la tierra, registrada en los márgenes del gran paisaje “depresión iberana” abarca al paisaje que obtuvo el máximo valor tanto de provisión diferencial del servicio por área, así como de promedio de amortiguación hídrica. Por lo tanto, se recomienda prestar particular atención a las posibles situaciones de compromiso que puedan generar el avance en la presión del uso de la tierra y el mantenimiento de la provisión del servicio en este paisaje. Por otra parte, para el manejo sustentable del macrosistema se debería tener en cuenta no sólo la provisión diferencial del servicio por paisaje y sectores de cada paisaje sino también su grado de interconexión.

En futuros trabajos, la ponderación de los criterios y su relevancia como factores de variabilidad en el aporte de este servicio serán sometidas a una evaluación de expertos mediante el software “Expert Choice”. Esto permitirá sistematizar las ponderaciones y los criterios elegidos para aplicar la EMC. Es importante destacar que la metodología adoptada permite ser extrapolada a otros escenarios de trabajo, pudiendo incorporar nuevas variables que permitirán enriquecer los resultados obtenidos en este estudio.

## BIBLIOGRAFÍA

- Brinson, M.M., A.E. Lugo y S. Brown. 1981. Primary productivity, consumer activity and decomposition in freshwater wetlands. *Am. Rev. Ecol. Syst.* 12:123-161.
- Budani, A., N. Solari., E. Fidanza y A. Catterberg. 2006. Encuesta ambiental argentina 2005. Pp. 552-553 en: Brown, A., U. Martínez Ortiz., M. Acerbi y J. Corchera (eds.). *La Situación Ambiental de la Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. Argentina.
- de Groot, R.S., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41(3):393-408.
- de Groot, R.S., M.A. Stuij, C.M. Finlayson y N. Davidson. 2006. Valuing wetlands: guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services. Ramsar Technical Report No. 3, CBD Technical Series No. 27, Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Di Bella, C.M., C.M. Rebella y J.M. Paruelo. 2000. Evapotranspiración estimates using NOAA AVHRR imagery in the Pampa region of Argentina. *Int. J. Remote Sensing* 4:791-797.
- Castro, G.O., E. Pérez Croce y J. Arroyo. 1991. Manejo y Conservación de la Biodiversidad de Los Esteros del Iberá. Capítulos 1 y 4 del Módulo Hidrología, Informe Final, Proyecto GEF/PNUD/ECOS ARG 02 G35.
- Farber, S., R. Costanza, D.L. Childers, J. Erickson, K. Gross, et al. 2006. Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *BioScience* 2:117-129.
- Ferrati, R., G. Canziani y D.R. Moreno. 2003. Caracterización hidrometeorológica e hidrológica del sistema Iberá. Pp. 83-101 en Canziani, G., C. Rossi, S. Loiselle y R. Ferrati (eds.). *Los Esteros del Iberá, Informe del Proyecto El Manejo Sustentable de Humedales en el Mercosur*. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina.
- Fisher, B., R. Costanza, K.R. Turner y P. Morling. 2009. Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making. CSERGE Working paper EDM 07-04. The University of East Anglia, Norwich, United Kingdom.
- Fontán, R.F. 2005. Manejo y Conservación de la Biodiversidad de Los Esteros del Iberá. Caps. 1 y 4 del Módulo Hidrología, Informe Final, GEF/PNUD/ECOS ARG 02 G35.
- Grupo Recursos Naturales EEA INTA Corrientes. 2005. SIG-Iberá. Informe Final, GEF/PNUD/ECOS ARG 02 G 35.
- Haraldsson, H.V. 2000. Introduction to Systems and Causal Loops Diagrams, System Dynamic Course. LUMES, Lund University, Sweden.

- INTA. 1983. Mapa de Suelos de los Departamentos de Capital, San Cosme e Itatí de la Provincia de Corrientes. Fundación Banco de Corrientes, Corrientes. Argentina.
- ICA, Gobierno de la Provincia de Corrientes, Ministerio de Economía, Secretaria de Estado de Transporte y Obras de la Nación Subsecretaria de Recursos Hídricos, Instituto Nacional de Ciencia y Técnica Hídrica-Centro Regional Litoral. 1981. "Estudio del Macrosistema Iberá". Tomo III. Hidrología Vol. 1, Texto y Cuadros.
- Lovett, G.M., J.G. Clive y M.G. Turner. 2005. Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. Pp. 1-2 en Lovett, G.M., C.G. Jones, M.G. Turner y K.C. Weathers (eds.). Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. ISBN: 10:0-387-24090-X. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Martínez, E. y M. Escudey. 1997. Evaluación y decisión multicriterio: reflexiones y experiencias. Editores. Santiago, USACH, UNESCO.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Scenarios. Findings of the Scenarios Working Group. Chapter: MA Conceptual Framework. Island Press, Vol. 2, Washington, DC, USA.
- Mitsch, W. y J. Gosselink. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35(1):25-33.
- Naveh, Z. y A.S. Lieberman. 2001. Ecología de Paisajes. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía. Pp. 333.
- Neiff, J.J. 1977. Investigaciones ecológicas en el complejo de la laguna Iberá en relación a diversas formas de aprovechamiento hídrico. Pp. 70-88 en: Seminario sobre Medio Ambiente y Represas. Tomo I. Montevideo, Uruguay. OEA, Universidad de la República.
- Neiff, J.J. 1981. Investigaciones Ecológicas en el Macrosistema Iberá. Vol 2. Informe final, Convenio ICA-CECOAL. Corrientes. Argentina.
- Neiff, J.J. 1997. Ecología Evolutiva del Macrosistema Iberá. Tesis de Maestría en Ecología Acuática Continental. Universidad Nacional del Litoral, Facultad de Formación Docente en Ciencias.
- Neiff, J.J. 2003. Los Ambientes Acuáticos y Palustres del Iberá. Pp. 3-15 en: Limnología del Iberá, aspectos físicos, químicos y biológicos de las aguas. Poi de Neiff, A.S.G. (ed.). FACENA (UNNE)- CECOAL (CONICET), EUDENE, Corrientes. Argentina.
- Neiff, J.J. 2004. El Iberá ¿En Peligro? Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Neiff, J.J., A.S.G. Poi de Neiff. 2005. Situación Ambiental en la Ecorregión Iberá. Ecorregión Iberá. Pp. 177-194 en: Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (eds.). La Situación Ambiental de la Argentina 2005, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. Argentina.

- Nilsson, C.Y. y G. Grelsson. 1995. SIG-Iberá. Informe Final, GEF/PNUD/ECOS ARG 02 G 35. Grupo Recursos Naturales EEA INTA Corrientes. Argentina. 2005.
- Odum, E.P. 1992. Ecología: Bases Científicas para un nuevo paradigma. Ed. Vedrá, Barcelona.
- Popolizio, E. 2004. Estudio del Macrossistema Iberá. Tomo II: Geomorfología. Serie: Investigación y Ensayos. Geociencias UNNE. Fac. Humanidades, Chaco 22:137 pp.
- Ramsar Convention Secretariat. 2006. The Ramsar Convention Manual: a Guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 4th ed. Gland, Switzerland.
- Mena Frau, C., J.G. Valenzuela y Y. Ormazábal Rojas. 2006. Modelación Espacial Mediante Geomática y Evaluación Multicriterio para la Ordenación Territorial. Rev. Fac. Ing. Univ. Tarapacá. Vol. 14 N° 1.
- Santos Preciado, J.M. 1997. El Planteamiento teórico multiobjetivo/multicriterio y su aplicación a la resolución de problemas medioambientales y territoriales, mediante los S.I.G. Raster, Espacio, Tiempo y Forma, Serie VI, Geografía. T. 10, Pp. 129-151.
- Sugart, H.H. 1998. Terrestrial ecosystems in changing environments. Pp. 1-4 en Lovett, G.M., C.G. Jones, M.G. Turner y K.C. Weathers (eds.). 2005. Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. ISBN: 10:0-387-24090-X. Springer-Verlag, New York, USA.
- Turner, M.G. y F.S. Chapin. 2005. Causes and Consequences of Spatial Heterogeneity in Ecosystem Function. Page 10 en G.M Lovett, C.G Jones, M.G. Turner, K.C. Weathers, editors. Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. Springer-Verlag, New York. EE.UU.
- Vasallo, M. 1976. Los Ambientes Acuáticos y Palustres del Iberá. En: Neiff, J.J. 2003. Limnología del Iberá aspectos físicos, químicos y biológicos de las aguas, FACENA (UNNE)-CECOAL (CONICET). EUDENE, Corrientes. Argentina.
- Villota, H. 1997. Una nueva aproximación a la clasificación fisiográfica de terreno. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Centro de Investigaciones en Percepción Remota (CIAF). Serie 1: Docencia, Pp. 27. Santa Fé de Bogotá. Colombia.

# Capítulo 22

## **LOS PASTIZALES Y EL SERVICIO DE SOPORTE DE LA BIODIVERSIDAD: RESPUESTA DE LA RIQUEZA DE AVES TERRESTRES A LOS USOS DE LA TIERRA EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES**

---

Mariano Codesido y David N. Bilenca

Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Ciudad Universitaria, Pabellón II, 4to piso, (C1428EHA) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. Email Codesido: [mcodesido@ege.fcen.uba.ar](mailto:mcodesido@ege.fcen.uba.ar).



**Resumen.** Se evaluó la respuesta de la riqueza de aves terrestres a los diferentes usos de la tierra realizados sobre agroecosistemas de la Provincia de Buenos Aires. Entre los años 2006 y 2008 se llevaron a cabo relevamientos de aves terrestres en 35 transectas dispuestas sobre caminos secundarios, distribuidas en las diferentes unidades ecológicas de la Región Pampeana reconocidas para la provincia (Pampa Ondulada, Pampa Interior Plana, Pampa Interior Arenosa, Pampa Inundable y Pampa Austral). El análisis de regresión por pasos indicó que la riqueza específica de las aves en la Provincia de Buenos Aires responde de manera positiva a las variaciones en la cobertura de pastizales, de arboledas y al ancho del borde del camino. Un análisis en particular muestra que la riqueza de las especies de aves de pastizal (las que habitan y nidifican en este tipo de hábitat) es sensible a la cobertura de pastizales y al ancho del borde del camino, mientras que las especies que responden a la cobertura de arboledas son aquellas más propias de ambientes peridomésticos o disturbados que ingresaron a la Región Pampeana a partir de los últimos 150 años, pero que no constituían originalmente el ensamble de aves del pastizal pampeano. Estos resultados resaltan la importancia de los pastizales y del ancho del borde del camino para el sostenimiento de las aves que le dan su identidad a la Región Pampeana.

## INTRODUCCIÓN

Los pastizales proporcionan una gama amplia de bienes y de servicios ecosistémicos. A la provisión habitual de carne, leche, lana y cuero que producen los sistemas de pastoreo se le deben sumar, entre otros aspectos, la contribución de los pastizales al mantenimiento de la composición de gases en la atmósfera y su papel en el control de la erosión de los suelos y como fuente de material genético de una gran cantidad de especies vegetales y animales (Sala y Paruelo 1997). A su vez, los pastizales proveen un servicio ecosistémico importante a través de la provisión de hábitats para el sostenimiento de la biodiversidad, que, en el caso particular de las aves, se refleja en el mantenimiento de una avifauna singular y distintiva respecto de la que ofrecen otros tipos de ambientes (Krapovickas y Di Giacomo 1998, Vickery et al. 1999).

La sustitución de sistemas naturales como los pastizales por agroecosistemas constituye una de las principales fuerzas de cambio y de pérdida de biodiversidad en la escala global (Sala et al. 2000). Distintas evidencias señalan que la homogeneización del hábitat resultante de la expansión y la intensificación agrícola se traduce de manera directa en una disminución de la diversidad de los agroecosistemas (ver Benton 2003). Pese a este patrón general, debe señalarse que los efectos de estas transformaciones no son uniformes para todas las especies, sino, más bien, diferenciales (Hansen y Urban 1992, Vickery et al. 1999, Fahrig 2003), de modo tal que la magnitud y el sentido de las respuestas de las diversas especies está determinado por sus características particulares (i.e., tamaño, hábitos alimentarios, selección de sitios de nidificación, habilidad dispersiva). Es así que hay especies que presentan respuestas negativas (sensibles), ya sea a través de disminuir su abundancia, de retraer su distribución e, incluso, de extinguirse localmente (Fuller et al. 1995), y también otras que presentan respuestas positivas (Stotz et al. 1996) por medio de aumentos en su abundancia y, en algunos casos, ampliando su distribución (BirdLife Internacional 2004).

En la segunda mitad del siglo XX, la intensificación agrícola en Europa y Norteamérica generó una declinación marcada en la biodiversidad asociada a los agroecosistemas (Fuller et al. 1995, Krebs et al. 1999, Robinson y Sutherland 2002, Askins et al. 2007, Norris 2008). De forma similar a lo ocurrido en otras regiones agrícola-ganaderas, la implantación de agroecosistemas en la Región Pampeana ha modificado de forma sustancial su estructura y su funcionamiento (Viglizzo et al. 2001, Ghera et al. 2002, Donald 2004). La Provincia de Buenos Aires, con 80% de su superficie dentro de la Región Pampeana, ha sido intensamente transformada, dando lugar al desarrollo de agroecosistemas fuertemente intervenidos, que alteraron profundamente a las comunidades de plantas originales (Parodi 1930, León et al. 1984, Baldi et al. 2006), como así también a la composición y abundancia de las especies de aves que constituían originariamente su ornitofauna (Narosky y Di Giacomo 1993, Krapovickas y Di Giacomo 1998). A pesar de estas transformaciones, todavía es posible reconocer remanentes de pastizales naturales en la región Pampeana, vinculados con el servicio de mantenimiento de la biodiversidad (Bilenca y Miñarro 2004, Di Giacomo et al. 2007).

Para la Provincia de Buenos Aires, Cueto y Lopez de Casenave (1999) analizaron a nivel regional el rol del clima y de la estructura de la vegetación sobre la riqueza de especies passeriformes, y detectaron una fuerte correlación entre la riqueza de especies y el número de estratos asociados con diferentes tipos de vegetación (Cueto y Lopez de Casenave 1999). Posteriormente, Filloy y Belloq (2007) analizaron los patrones de abundancia de las aves a lo largo de un gradiente de cobertura de campos agrícolas que atravesaba desde la Pampa Ondulada a la Pampa Inundable,

y detectaron 20 especies de aves que mostraron respuestas significativas a las variaciones en los porcentajes de tierras dedicadas a la agricultura, de las cuales 13 (65%) mostraron una respuesta negativa al incremento de la agricultura, cinco (25%) mostraron una respuesta positiva, y las otras dos mostraron respuestas de tipo unimodal o bimodal. Un estudio más reciente (Bilenca et al. 2008) detectó que la distribución de las aves terrestres residentes en los agroecosistemas bonaerenses es el resultado de un proceso dinámico, que entre otros aspectos está asociado a los cambios en el uso del suelo, en particular a la pérdida de pastizales altos y al incremento de cultivos y ambientes peridomésticos insertos en la matriz agrícola. Sin embargo, es poco lo que se conoce acerca de la relación de la riqueza de aves y los usos de la tierra (Codesido et al. 2008, Schrag et al. 2009), y hasta el momento, no se dispone de estudios que hayan analizado este aspecto para los agroecosistemas de la Provincia de Buenos Aires comprendidos dentro de la Región Pampeana.

En este trabajo reportamos en forma preliminar cómo el cambio en el uso de la tierra en los agroecosistemas de la Provincia de Buenos Aires afecta al servicio ecosistémico de mantenimiento de la biodiversidad, en particular de las especies de aves asociadas al pastizal. Los objetivos fueron a) evaluar la respuesta de la riqueza de las aves terrestres, clasificadas según su grado de dependencia obligada del pastizal y según su asociación a hábitats disturbados, a los diferentes usos de la tierra realizados sobre agroecosistemas de la Provincia de Buenos Aires, y b) discutir acerca de las causas y las posibles consecuencias de los cambios detectados sobre la estructura de los ensambles de aves.

## MÉTODOS

### Caracterización de la ecorregión

La Región Pampeana comprende aproximadamente 468000 km<sup>2</sup> de tierras planas a onduladas en la porción central y oriental de Argentina. El clima es húmedo a subhúmedo, con precipitaciones que oscilan entre 600 mm/año al sudoeste y 1100 mm/año en el noreste (Burkart et al. 1999). La vegetación típica es la de los pastizales templados, con predominio de especies de los géneros *Stipa*, *Piptochaetium*, *Bromus*, *Aristida*, *Briza*, *Setaria*, *Melica*, *Poa*, *Paspalum* y *Eragrostis* (Cabrera 1976).

El área de estudio abarcó cinco de las diferentes unidades ecológicas de la Región Pampeana reconocidas para la Provincia de Buenos Aires (Pampa Ondulada, Pampa Interior Plana, Pampa Interior Arenosa, Pampa Inundable y Pampa Austral) (Figura 1). Estas unidades se distinguen sobre la base de diferencias de topografía, suelo y patrón de drenaje (León 1991). La agricultura y la ganadería son las actividades dominantes y la intensidad de su desarrollo varía entre las diferentes unidades (León et al. 1984). Otros elementos significativos del paisaje rural pampeano para las aves, aunque de menor extensión, son la vegetación implantada asociada a áreas urbanas, periurbanas y rurales (en particular arboledas exóticas) y la vegetación que cubre los bordes de los caminos rurales (León et al. 1984, Narosky y Di Giacomo 1993, Szpeiner et al. 2007, Di Giacomo y Lopez de Casenave 2010).

## Relevamientos de aves terrestres y usos de la tierra

Durante los veranos de los años 2006 a 2008 se llevaron a cabo relevamientos de aves terrestres en 35 transectas dispuestas sobre caminos secundarios, de las cuales seis correspondieron a la Pampa Ondulada, siete a la Pampa Interior Plana, seis a la Pampa Interior Arenosa, ocho a la Pampa Inundable y ocho a la Pampa Austral (Figura 1). Cada transecta estuvo formada por 20 puntos de conteo de radio fijo (radio=200 m), de 5 minutos de duración, separados entre sí por una distancia de 1 km. El centro del punto estuvo ubicado sobre el camino secundario. Los conteos fueron realizados por la mañana en las tres horas siguientes a la salida del sol, y por la tarde, en las tres últimas horas antes de la caída del sol. Cada transecta fue muestreada dos veces, lo que representó un esfuerzo neto de 7000 minutos de observación.

Se estimaron de forma visual los porcentajes de los diferentes hábitats en cada uno de los puntos de censos de aves que formaron parte de las transectas, de acuerdo al tipo de uso de la tierra: a) pastizal alto: con vegetación de más de 30 cm de altura, continua y densa, dominado por pastizales seminaturales, en general con pastoreo, y compuestos en su mayoría por especies nativas o pasturas (i.e., raygrass, agropiro, alfalfa, moha, etc.), b) césped: campo con pastoreo, con una altura herbácea por debajo de los 30 cm, a veces con áreas desnudas debido al sobrepastoreo, c) cultivos: incluye campos con cultivos anuales (i.e., soja, maíz, girasol, trigo, sorgo, etc.), d) arboleda: en su mayoría formada por plantaciones de especies exóticas (e.g., eucaliptos, pinos, álamos, paraísos, casuarinas, etc.); además, en esta categoría se incluyen los pequeños montes asociados a puestos, galpones, cascotes, y otras construcciones; e) rastrojos: campos con rastrojos, campos arados y/o disqueados. Además se registró el ancho del borde del camino, que en los agroecosistemas puede funcionar como hábitat de nidificación para muchas especies de aves (Di Giacomo y Lopez de Casenave 2010).

### Análisis de datos

Se estimó la riqueza específica de las aves como el promedio obtenido para los dos muestreos en cada transecta. Además se estimó la riqueza específica de dos grupos de aves a) especies dependientes de pastizales, que se alimentan y nidifican exclusivamente en pastizales (siguiendo los criterios de Vickery et al. 1999 modificados), y b) especies asociadas a hábitats disturbados (siguiendo los criterios de Parker et al. 1996). De la misma manera se estimaron los porcentajes de los diferentes usos del suelo como el promedio obtenido para los dos muestreos en cada transecta.

Se realizaron análisis de regresión lineal múltiple por pasos (Crawley 2002) a fin de ajustar modelos de la riqueza total, la riqueza de aves de pastizal y la riqueza de aves de hábitats disturbados en función de las diferentes variables de uso de la tierra.

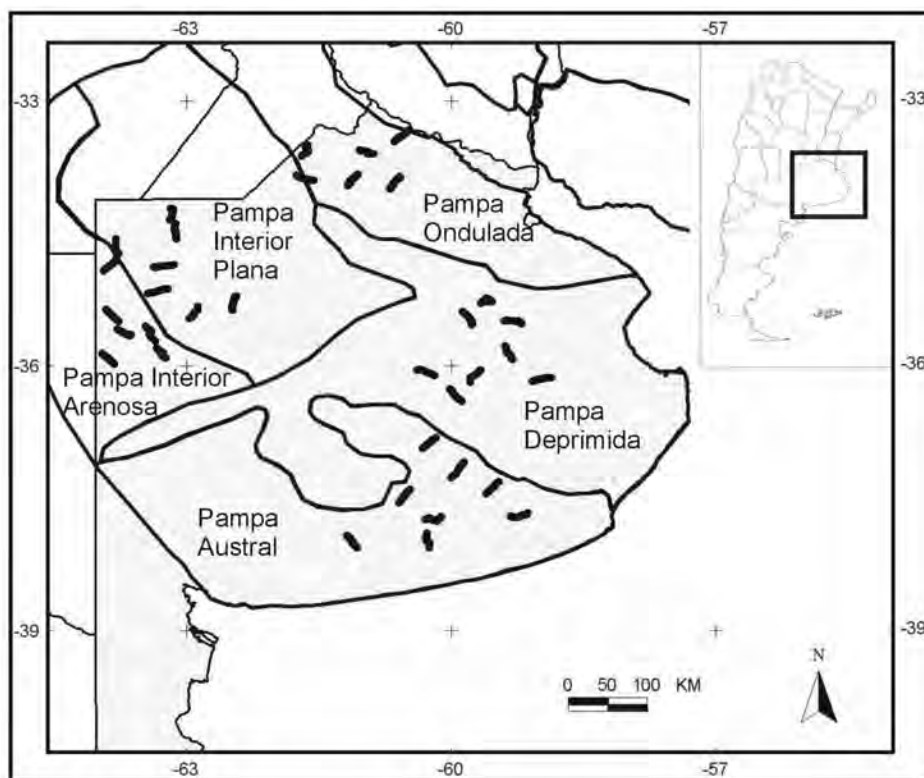


Figura 1. Disposición espacial de las 35 transectas sobre las unidades ecológicas de la Región Pampeana, comprendidas dentro de la Provincia de Buenos Aires.

## RESULTADOS

### Modalidad de uso de la tierra

Los datos obtenidos mostraron una clara distinción entre los modos de uso de la tierra entre las unidades ecológicas (Figura 2). La superficie del suelo dedicada a la agricultura (suma de las clases cultivos y rastrojos) fue el patrón dominante en la Pampa Ondulada, y abarcó más de 70% del total de uso de la tierra. Fue seguido en orden decreciente por la Pampa Austral, la Pampa Interior Arenosa, la Pampa Interior Plana y la Pampa Inundable. El cultivo dominante para todas las unidades es la soja (entre 60 y 85% de la cobertura de cultivos de cada unidad ecológica). Por el contrario, los pastizales asociados a la actividad ganadera fueron el patrón de uso dominante en la Pampa Inundable (suma de las clases pastizal alto y césped), y representó 73% de la cobertura total, seguida de valores intermedios registrados para la Pampa Interior Plana, la Pampa Interior Arenosa y la Pampa Austral, y valores aun más bajos en la Pampa Ondulada. El porcentaje de arboledas osciló entre 6 y 11%, y alcanzó su cobertura máxima en la Pampa Ondulada (Figura 2). Por su parte, el ancho de los bordes de los caminos rurales fue de  $8.7 \pm 1.3$  m (media  $\pm$  error estándar), con un rango que osciló entre  $4.3 \pm 0.5$  m para la Pampa Ondulada y  $16.2 \pm 3$  m para la Pampa Inundable.

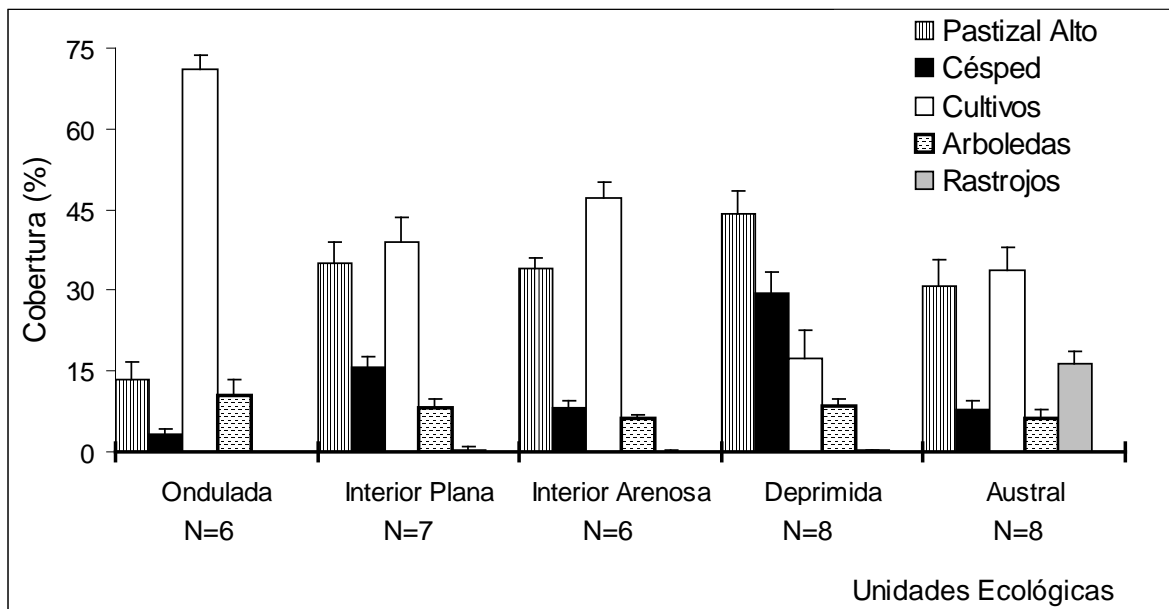


Figura 2. Porcentajes promedio ( $\pm$ error estándar) de los tipos de cobertura del suelo registrados para cada unidad ecológica, sobre un total de 35 transectas relevadas durante los veranos entre 2006 y 2008.

## RIQUEZA DE AVES TERRESTRES

Se registraron un total de 100 especies de aves terrestres, de las cuales 39 (ver Anexo) fueron clasificadas dentro del grupo de aves asociadas a hábitats disturbados y 20 (ver Anexo) fueron clasificadas dentro del grupo de las aves especialistas de pastizales.

La riqueza total de especies respondió de forma positiva a las variaciones en la cobertura de pastizales altos y de arboledas (Tabla 1, Figuras 3a y 3b). En particular, la riqueza de aves del pastizal aumentó de manera lineal con la combinación de coberturas de pastizales y del ancho del borde de los caminos (Tabla 1, Figuras 3c y 3d, respectivamente). Las especies asociadas a hábitats disturbados respondieron positivamente a la cobertura de arboledas (Tabla 1, Figura 3e).

Tabla 1. Función lineal que describe la riqueza total, la riqueza de aves de pastizal y la riqueza de aves de hábitats disturbados en función de las variables de hábitats.  $R^2$ =coeficiente de determinación (RT = riqueza total; RAP = riqueza aves de pastizal; RAD = riqueza aves de ambientes disturbados; ARB = arboledas; PA = pastizal alto; ABC = ancho de borde del camino).

Función ajustada	$R^2$	P
$RT = 0.72 * ARB + 0.18 * PA$	0.45	ARB = 0.0001 PA = 0.0015
$RAP = 0.1 * PA + 0.16 * ABC$	0.69	PA = 0.0001 ABC = 0.0019
$RAD = 0.47 * ARB$	0.61	ARB = 0.0001

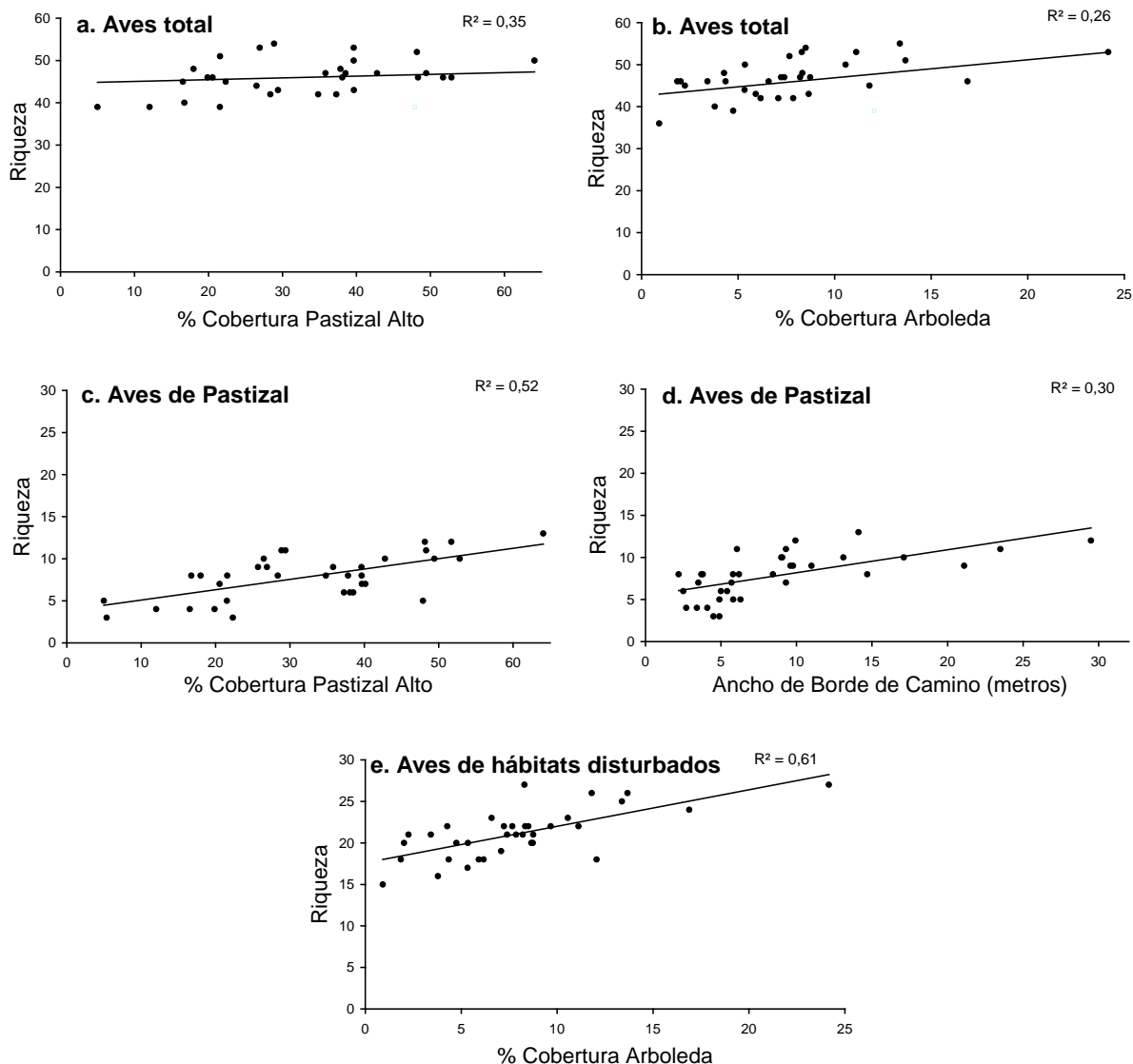


Figura 3. Análisis de regresión entre la riqueza y las variables de hábitats que ingresaron en los modelos indicados en la Tabla 1: a) riqueza total de aves y cobertura del pastizal alto (%), b) riqueza total de aves y cobertura de arboleda (%), c) riqueza de aves de pastizal y cobertura de pastizal alto (%), d) riqueza de aves de pastizal y ancho de borde del camino (metros), e) riqueza de aves de hábitats disturbados y cobertura de arboleda (%).  $R^2$  = coeficiente de determinación.

## DISCUSIÓN

Nuestros resultados indican que la riqueza específica de las aves en los agroecosistemas de la Pampa bonaerense responde de manera sensible a las coberturas de pastizal alto y arboledas. Este patrón coincide parcialmente con Cueto y López de Casenave (1999), quienes, en una escala regional para la Provincia de Buenos Aires, detectaron una correlación fuerte entre la riqueza de especies passeriformes (obtenidas en cuadrículas de 50 km) y el número de estratos asociados con diferentes tipos de vegetación presentes en dichas cuadrículas.

Sin embargo, los estudios que hasta el momento han tratado de analizar la respuesta de las especies a escala regional o de paisaje en la pampa bonaerense lo han hecho considerando la riqueza total, o sea, sin discriminar la respuesta de la riqueza de acuerdo a los requerimientos particulares de hábitat y de nidificación de las diferentes especies (Cueto y López de Casenave 1999, Schrag et al. 2009). De este trabajo se desprende que es necesario considerar la identidad de las especies que responden a los cambios en el uso del suelo. Así, por ejemplo, las especies que responden a la presencia de arboledas (e.g., cotorra, torcaza, hornero, etc.) son especies asociadas a ambientes peridomésticos o disturbados y que ingresaron a la Región Pampeana acompañando su colonización, pero que no formaban parte del ensamble original de aves del pastizal pampeano (Narosky y Di Giacomo 1993). Por el contrario, la sensibilidad registrada para las especies de aves de pastizal (e.g., lechuzón de campo, pico de plata, pecho amarillo, etc.) resalta la importancia del servicio ecosistémico que realizan los pastizales y los bordes de los caminos para el sostenimiento de las aves que le dan su identidad a la ecorregión.

Siriwardena et al. (1998) dan cuenta de la disminución en la riqueza de las aves especialistas de hábitats en agroecosistemas de Europa Occidental. De la misma manera, las especies de aves de pastizal en la Pampa presentan requerimientos ecológicos (i.e., de alimentación, refugio y nidificación) que las hacen muy sensibles a la calidad del hábitat de pastizales seminaturales disponibles y, por consiguiente, han quedado restringidas en su distribución dentro de la Provincia de Buenos Aires a un vasto sector de la Pampa Inundable, a algunos sectores dentro de la Pampa Interior y la Pampa Austral y, en muy contados casos, dentro de la Pampa Ondulada. No obstante, los bordes de los caminos, en particular cuando son anchos, ofrecen vegetación silvestre entre potreros cultivados que permiten para el caso particular de las aves de pastizal que éstas se refugien, se alimenten e incluso nidifiquen en ellos (Fraga 2005, Szpeiner et al. 2007, Di Giacomo y Lopez de Casenave 2010). En este sentido, los bordes anchos contribuirían al servicio de sostenimiento de la diversidad en áreas muy transformadas como las que se encuentran en la Pampa Ondulada (Szpeiner et al. 2007, Poggio et al. 2010).

## **Implicancias para la conservación**

Los ecosistemas de pastizal están desapareciendo en el Neotrópico, con la consiguiente pérdida de biodiversidad asociada (Krapovickas y Di Giacomo 1998, Vickery et al. 1999, Bilenca y Miñarro 2004). En la Región Pampeana comprendida dentro de la Provincia de Buenos Aires, diversas especies de aves de pastizal han reducido su rango de distribución de manera significativa e, incluso, algunas de ellas se han extinguido localmente (Narosky y Di Giacomo 1993, Fraga et al. 1998, Fraga 2003, Fernández et al. 2003, Di Giacomo y Di Giacomo 2004, Bilenca et al. 2008, Codesido et al. en prensa). Al respecto cabe destacar que siete de las especies dependientes de pastizal registradas figuran en el libro rojo de las aves a nivel nacional: una en la categoría "Amenazada" (el ñandú) y las restantes seis en la categoría "Vulnerable" (la perdiz copetona, el espartillero enano, el espartillero pampeano, el tachurí canela, el capuchino canela y el capuchino garganta café) (Informe de Aves Argentinas/AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable 2008). En tal sentido, la conservación de los pastizales y del ancho del borde del camino no sólo contribuirá al servicio de sostenimiento de las aves que le dan su identidad a la Región Pampeana sino que, además, aportará a la conservación y provisión de los servicios ecosistémicos que las aves prestan al ambiente (Whelan et al. 2008).



## **AGRADECIMIENTOS**

Agradecemos a Carlos González Fischer, a Lucas y a Carlos Leveau, por su asistencia en los trabajos de campo. Agradecemos los útiles comentarios de dos revisores anónimos a una versión preliminar del trabajo. Este estudio fue financiado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET - Argentina), la Universidad de Buenos Aires (subsidio UBACyT X282 y X406), y por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA - Argentina; PNECO 1302).

## BIBLIOGRAFÍA

- Askins, R., F. Chávez-Ramírez, R. Dale, C. Haas, J. Herkert, et al. 2007. Conservation of grassland birds in North America: understanding ecological processes in different regions. *Ornithol. Monogr.* 64:1-46.
- Baldi, G., J. Guerschman y J. Paruelo. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116:197-208.
- Benton, T., J. Vickery y J. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends. Ecol. Evol.* 18:182-188.
- Bilenca, D. y F. Miñarro. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- Bilenca, D., M. Codesido y C. González Fischer. 2008. Cambios en la fauna pampeana. *Ciencia Hoy* 18:8-17.
- Birdlife International. 2004. Birds in the European Unión: a status assesment. Wageningen, The Netherlands: Birdlife International. [birdsineurope.birdlife.org](http://birdsineurope.birdlife.org) (último acceso: 04/11/2010).
- Burkart, R., N. Bárbaro, R. Sánchez y D. Gómez. 1999. Eco-regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Parodi, L. R., editor. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Ganadería, Tomo 2, Fascículo 2. ACME, Buenos Aires, Argentina.
- Codesido, M., C. González Fischer y D. Bilenca. 2008. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la Región Pampeana, Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 19:575-585.
- Codesido, M., C. González Fischer y D. Bilenca. En prensa. Distributional changes of landbird species in agroecosystems of Central Argentina. *The Condor*.
- Cueto, V.R. y J. López de Casenave. 2000. Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *J. of Biogeogr.* 26:487-492.
- Crawley, M.J. 2002. *Statistical computing: an introduction to data analysis using S-PLUS*. John Wiley & Sons, New York. EE.UU.
- Di Giacomo, A.S. y A.S. Di Giacomo. 2004. Extinción, historia natural y conservación de las poblaciones del yetapá de collar (*Alectrurus risora*) en la Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 15:145-157.
- Di Giacomo, A.S. y J. Lopez de Casenave. 2010. Use and importance of crop and field -margin habitats for birds in a neotropical agricultural ecosystem. *Condor* 112:283-293.

- Di Giacomo, A.S., M.V. De Francesco y E.G. Coconier (eds.). 2007. Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de Naturaleza y Conservación 5. CD-ROM. Edición Revisada y Corregida. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires.
- Donald, P.F. 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conserv. Biol.* 18:17-37.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:487-515.
- Fernández, G., G. Posse, V. Ferretti y F. Gabelli. 2003. Bird-habitat relationship for the declining Pampas meadowlark populations in the southern Pampas grasslands. *Biolog. Conserv.* 115:139-148.
- Filloy, J., y M. Bellocq. 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean Region. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120:291-298.
- Fraga, R., G. Pugnali y H. Casañas. 1998. Natural history and conservation status of the endangered Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. *Bird Conserv. Internat.* 8:255-267.
- Fraga, R. 2003. Distribution, natural history and conservation of the black-and-white monjita (*Heteroxolmis dominicana*) in Argentina, a species vulnerable to extinction. *Ornitol. Neotrop.* 14:145-156.
- Fraga, R.M. 2005. Ecology, behavior and social organization of Saffron-cowled Blackbirds (*Xanthopsar flavus*). *Ornitol. Neotrop.* 16:15-29
- Fuller, R., R. Gregory, D. Gibbons, D. Marchant, J. Wilson, et al. 1995. Populations declines and ranges contractions among lowland grasslands birds in Britain. *Conserv. Biol.* 9:1425-1441.
- Ghersa, C., E. de la Fuente, S. Suárez, y R. León. 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa, Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88:271-278.
- Hansen, A. y D. Urban. 1992. Avian responses to landscape pattern: the role of species life history. *Landsc. Ecol.* 7:163-180.
- Informe de Aves Argentinas/AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 2008. Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Buenos Aires, Argentina.
- Krapovickas, S. y A. Di Giacomo. 1998. Conservations of pampas and campos grasslands in Argentina. *Parks* 8(3):47-53.
- Krebs, J., J. Wilson, R. Bradbury y G. Siriwardena. 1999. The second silent spring? *Nature* 400:611-612.

- León, R., G. Rusch y M. Oesterheld. 1984. Los pastizales pampeanos, impacto agropecuario. *Phytocoenología* 12:201-218.
- León, R.J.C. 1991. Geographic limits of the region, Geomorphology and geology, Regional subdivisions, Floristic aspects, Description of the vegetation. Pp. 369-387 en: Coupland, R.T. (ed.). *Natural Grasslands, Introduction and Western Hemisphere*. Elsevier, Amsterdam.
- Mazar Barnett, J. y M. Pearman. 2001. *Lista Comentada de las Aves Argentinas*. Editorial Lynx. Barcelona. España.
- Narosky, T. y A. Di Giacomo. 1993. Las aves de la Provincia de Buenos Aires: Distribución y estatus. En: Vázquez Mazzini (ed.). *Asociación Ornitológica del Plata y L.O.L.A. Buenos Aires, Argentina*.
- Norris, K. 2008. Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. *Conservation letters* 1:2-11.
- Parker, T., D. Stotz y J. Fitzpatrick. 1996. Ecological and distributional databases. Pp. 115-140 en: Stotz, D., J. Fitzpatrick, T. Parker III y D. Moskovits (eds.). *Neotropical birds: ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago. EE.UU.
- Parodi, L.R. 1930. Ensayo fitogeográfico sobre el partido de Pergamino. *Revista de la Facultad de Agronomía y Veterinaria Buenos Aires* 7:65-271.
- Poggio, S., E. Chaneton y C. Ghera. 2010. Landscape complexity differentially affects alpha, beta and gamma diversities of plants occurring fencerows and cropfields. *Biol. Conserv.* xx:xxx-xxx.
- Robinson, R. y W. Sutherland. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* 39:157-176.
- Sala, O. y J. Paruelo. 1997. Ecosystem services in grasslands. Pp. 237-252 en: G. Daily (ed.). *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, California. EE.UU.
- Sala, O., F. Stuart Chapin III, et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Schrag, A., M. Zaccagnini, N. Calamari y S. Canavelli. 2009. Climate and land-use influences on avifauna in central Argentina: Broad-scale patterns and implications of agricultural conversion for biodiversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 132(1-2):135-142.
- Siriwardena, G., S. Baillie, S. Buckland, R. Fewster, J. Marchant, et al. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed common bird census indices. *J. Appl. Ecol.* 35:24-43.
- Szpeiner, A., M. Martínez-Ghera y C. Ghera. 2007. Agricultura pampeana, corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia Hoy* 17:38-43.

- Stotz, D., J. Fitzpatrick, T. Parker y D. Moskovits. 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. The University of Chicago Press, Chicago. EE.UU.
- Vickery, P., P. Tubaro , J. Silva, B. Peterjohn, J. Herkert, et al. 1999. Conservation of grassland birds in the Western Hemisphere. *Stud. Avian Biol.* 19:2-26.
- Viglizzo, E., F. Lértora, A. Pordomingo, J. Bernardos, Z. Roberto, et al. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low-external input farming in the Pampas of Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83:65-81.
- Whelan, C., D. Wenny y R. Marquis. 2008. Ecosystem Services Provided by Birds. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1134:25-60.

## ANEXO

Lista de especies de hábitat disturbados y de especies dependientes de pastizales registradas en agroecosistemas en la Región Pampeana comprendidos dentro de la Provincia de Buenos Aires (Mazar Barnett y Pearman 2001).

Especies de hábitats disturbados		Especies dependientes de pastizales	
Nombre vulgar	Especie	Nombre vulgar	Especie
Perdiz común	<i>Nothura maculosa</i>	Ñandú	<i>Rhea americana</i>
Gavilán blanco	<i>Elanus leucurus</i>	Colorada	<i>Rhynchotus rufescens</i>
Gavilán común	<i>Buteo magnirostris</i>	Copetona	<i>Eudromia elegans</i>
Chimango	<i>Milvago chimango</i>	Gavilán ceniciento	<i>Circus cinereus</i>
Tero	<i>Vanellus chilensis</i>	Gavilán planeador	<i>Circus buffoni</i>
Torcaza	<i>Zenaida auriculata</i>	Lechuzón de campo	<i>Asio flammeus</i>
Torcacita	<i>Columbina picui</i>	Espartillero pampeano	<i>Asthenes hudsoni</i>
Cotorra	<i>Myiopsitta monachus</i>	Espartillero enano	<i>Spartonoica maluroides</i>
Pirincho	<i>Guira guira</i>	Pico de plata	<i>Hymenops perspicillatus</i>
Lechucita vizcachera	<i>Athene cunicularia</i>	Doradito	<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>
Carpintero campestre	<i>Colaptes campestris</i>	Tachuri canela	<i>Polystictus pectoralis</i>
Hornero	<i>Furnarius rufus</i>	Ratona aperdizada	<i>Cistothorus platensis</i>
Pijú de cola parda	<i>Synallaxis albescens</i>	Cachirla común	<i>Anthus correndera</i>
Monjita blanca	<i>Xolmis irupero</i>	Cachirla uña corta	<i>Anthus furcatus</i>
Mosqueta estriada	<i>Myiophobus fasciatus</i>	Cachirla chica	<i>Anthus lutescens</i>
Picabuey	<i>Machetornis rixosus</i>	Capuchino canela	<i>Sporophila hypoxantha</i>
Benteveo	<i>Pithangus sulphuratus</i>	Capuchino garganta café	<i>Sporophila ruficollis</i>
Suirirí real	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Misto	<i>Sicalis luteola</i>
Piojito común	<i>Serpophaga subcristata</i>	Verdón	<i>Embernagra platensis</i>
Golondrina doméstica	<i>Progne chalibea</i>	Pecho amarillo	<i>Pseudoleistes virescens</i>
Golondrina parda	<i>Progne tapera</i>		
Golondrina barranquera	<i>Notiochelidon cyanoleuca</i>		
Ratona común	<i>Troglodytes aedon</i>		
Zorzal colorado	<i>Turdus rufiventris</i>		
Zorzal chalchaleño	<i>Turdus amaurochalinus</i>		
Calandria común	<i>Mimus saturninus</i>		
Calandria real	<i>Mimus triurus</i>		
Gorrión	<i>Passer domesticus</i>		
Volatinero	<i>Volatinia jacarina</i>		
Corbatita	<i>Sporophila caerulescens</i>		
Jilguero dorado	<i>Sicalis flaveola</i>		
Chingolo	<i>Zonotrichia capensis</i>		
Cachilo ceja amarilla	<i>Ammodramus humeralis</i>		
Cabecitanegra	<i>Carduelis magellanica</i>		
Pecho colorado	<i>Sturnella superciliaris</i>		
Loica común	<i>Sturnella loyca</i>		
Tordo renegrado	<i>Molothrus bonariensis</i>		
Tordo picocorto	<i>Molothrus rufoaxillaris</i>		
Músico	<i>Agelaius badius</i>		

# Capítulo 23

## **VALORACIÓN ECOLÓGICA DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN MARISMAS DEL ATLÁNTICO SUDOCCIDENTAL**

---

Juan P. Isacch, Mauricio Escapa, Eugenia Fanjul y Oscar O. Iribarne

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y  
Departamento de Biología (FCEyN), Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP),  
Funes 3250, (7600)Mar del Plata, Argentina. Email Issach: [jpisacch@mdp.edu.ar](mailto:jpisacch@mdp.edu.ar).

**Resumen.** Las marismas son ambientes intermareales ubicados entre la tierra y la costa, por lo cual presentan tanto características ambientales de las comunidades terrestres y acuáticas como también propiedades emergentes del sistema. Las marismas están formadas por la interacción del agua, el sedimento y la vegetación, y para su estabilidad requieren de protección ante la alta energía de las olas, por lo que se desarrollan en sitios protegidos como desembocaduras de ríos, bahías, caletas o lagunas costeras, entre otros. Esto facilita el depósito de un sedimento fino y el crecimiento de plantas vasculares. En este estudio se hace una revisión de los servicios ecosistémicos prestados por las marismas de la costa del Atlántico Sudoccidental (ASO). Esta revisión se centra en los servicios provistos por la marisma y por la planicie de marea asociada. Desde un punto de vista práctico deben distinguirse los servicios ecosistémicos de marismas que afectan directamente a la población humana (constituyendo un verdadero servicio) de aquellos que tienen una función para la existencia misma de un sistema ecológico. Esto permite valorar a los servicios de marismas del ASO desde la perspectiva de su contribución al bienestar humano, como es el caso de los servicios relacionados con la provisión de bienes (i.e., forraje para el ganado y organismos que son explotados como recursos pesqueros), los servicios vinculados con la regulación de disturbios [i.e., la contaminación (mantenimiento de la calidad de las aguas superficiales mediante la estabilización y el procesado de contaminantes o exceso de nutrientes), o la erosión (protección de la línea de costa ante eventos como tormentas o inundaciones)]. Por otro lado, las marismas también proveen de servicios cuya contribución al bienestar humano no se manifiestan en forma directa, sino que tienen que ver con el mantenimiento de los procesos ecológicos de los sistemas naturales, como es el caso del rol de las marismas en el ciclado de nutrientes o en la capacidad de sustentar la biodiversidad al servir de refugio para poblaciones de animales. Un servicio importante que proveen las marismas desde el punto de vista socioeconómico para la población humana es el vinculado con el aspecto estético, cultural y recreativo. La valoración de este servicio no depende tanto de parámetros ecológicos, sino que se manifiesta como una combinación de las características propias del sistema, con las expectativas sociales de la población que usa dicho sistema.



## CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS MARISMAS

Las marismas son ambientes intermareales ubicados entre la tierra y la costa, por lo cual presentan características ambientales tanto de las comunidades terrestres y acuáticas como también propiedades emergentes del sistema. Las marismas están formadas por la interacción del agua, el sedimento y la vegetación, y para su estabilidad requieren de protección ante la gran energía de las olas, por lo que se desarrollan en sitios protegidos como desembocaduras de ríos, bahías, caletas o lagunas costeras, entre otros (Allen 2000). Esto facilita el depósito de un sedimento fino y el crecimiento de plantas vasculares. Asociado a las marismas se desarrollan planicies de marea, caracterizadas por ser playas de sedimentos finos, inundadas de manera periódica por las mareas. A lo largo del texto, cuando se habla en forma general del ambiente de marismas nos referimos a la marisma propiamente dicha (es decir, la parte vegetada) más la planicie de marea asociada. En las zonas tropicales la contraparte de las marismas son los manglares, dominados por vegetación arbórea. En zonas templadas y templado-frías, las comunidades vegetales se caracterizan por tener una baja diversidad general y por presentar un marcado patrón de zonación, determinado por un grado diferente de exposición a las mareas (Chapman 1974). Por lo general, los canales de marea alteran este patrón de zonación y generan un mosaico de variación (Zedler et al. 1999). En décadas recientes, una serie de estudios experimentales (Snow y Vince 1984, Bertness y Ellison 1987, Bertness 1991, Pennings y Callaway 1992), han llevado al establecimiento de un paradigma que establece que existe una relación inversa entre habilidad competitiva y tolerancia al estrés, tal que las plantas competitivamente mejores ocupan las zonas con menor estrés de la marisma (e.g., inundación, salinidad) y desplazan a plantas competitivamente inferiores a zonas más estresantes (Bertness 1992, Pennings y Bertness 2001). Las marismas son "áreas vitales" para los ambientes costeros en términos de oferta de hábitat y recursos alimentarios para organismos terrestres y acuáticos, dado que entrapan sedimentos finos, modifican los tiempos de residencia del agua, influyen los ciclos biogeoquímicos, y funcionan como reservorio temporario y agente de removilización de nutrientes del sedimento (Bertness 1999).

## VARIACIÓN REGIONAL EN MARISMAS DEL ATLÁNTICO SUDOCCIDENTAL

Las marismas del Atlántico Sudoccidental (ASO) se extienden desde el sur de Brasil, hasta Argentina, abarcando también La R.O. del Uruguay (Figura 1, Tabla 1). El área involucrada en esta revisión (de 31° S a 43° S, Figura 1) presenta una de las plataformas continentales más amplias y llanas del mundo (Plataforma del Atlántico Sudoccidental), y sus costas son influenciadas por la confluencia de la Corriente del Brasil hacia el sur y la Corriente de Malvinas hacia el norte (Longhurst 1998). Desde un punto de vista terrestre, las marismas de esta región se encuentran incluidas dentro de tres grandes provincias fitogeográficas (Cabrera y Willink 1973): la Pampeana (dominada por pastizales), el Espinal (dominado por árboles espinosos de bajo porte), y la de Monte (dominada por arbustos). La precipitación media anual aumenta desde 250 mm al sur (Río Chubut) hasta 1200 mm al norte (Lagoa dos Patos, Brasil). Las micromareas astronómicas (hasta 0.5 m) en el sur de Brasil y en la costa de Uruguay, contrastan con las meso-macromareas (de 2.7-6.4 m, en promedio) que dominan en las costas del norte de la Patagonia.

En términos globales, las marismas del ASO son importantes debido a la gran superficie que ocupan, casi 2000 km<sup>2</sup> (Isacch et al. 2006). Se pueden reconocer dos grandes grupos de marismas para esta región, cada uno caracterizado por la dominancia de diferentes especies vegetales. Esta dominancia está determinada por la influencia relativa del agua dulce y la salada (Isacch et al. 2006). Aquellas dominadas por la influencia del agua dulce (ríos o arroyos), distribuidas relativamente más al norte, están representadas por dos tipos de comunidades vegetales: una marisma de *Spartina densiflora* y una marisma más diversa representada por especies de suelos salobres y baja tolerancia relativa a la inundación por agua salada (e.g., *Juncus acutus*, *Scirpus maritimus*, *Cortaderia celloana*). Por otra parte, las marismas con nulo o poco aporte de agua dulce, sujetas de forma importante a la influencia de las mareas y distribuidas relativamente más al sur, están dominadas por dos comunidades vegetales: una monoespecífica de *Spartina alterniflora* en la parte baja del intermareal, y una más diversa dominada por *Sarcocornia perennis* en las zonas más altas del intermareal.

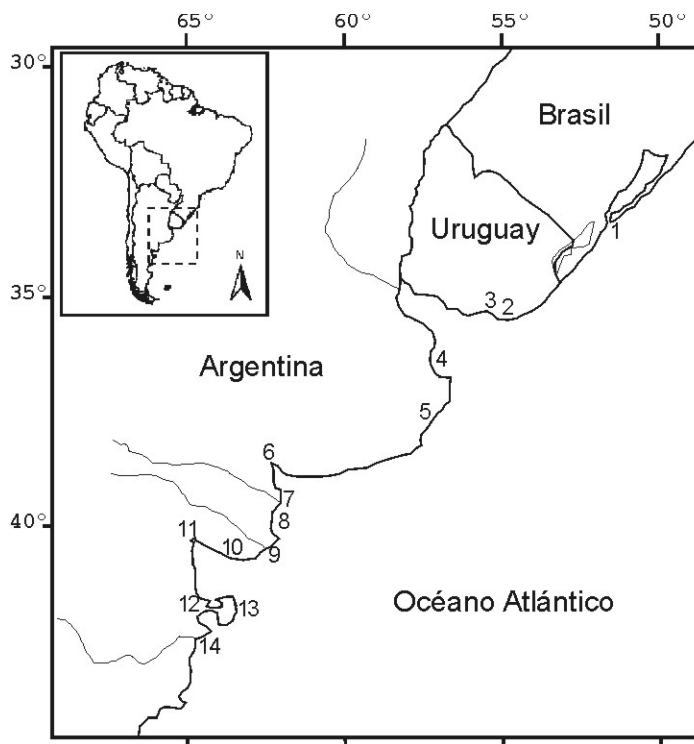


Figura 1. Marismas del Atlántico sudoccidental. Para referencias de los sitios (números) ver la Tabla 1.

Tabla 1. Factores físicos, regiones fitogeográficas (según Cabrera y Willink 1973) y superficie de las principales comunidades vegetales y planicie de marea (Relación SA/SD/SP/BM/PL) de las marismas costeras del Atlántico Sudoccidental (Brasil, Uruguay y Argentina) (modificado a partir de Isacch et al. 2006). Los valores representados en la columna Relación SA/SD/SP/BM/PL indican la superficie de cada ambiente en ha, y los signos (+) y (-) indican que ese ambiente está presente pero con superficies pequeñas, o que no fue registrado, respectivamente. Referencias: SA = *Spartina alterniflora*, SD = *Spartina densiflora*, SP = *Sarcocornia perennis*, MA = marisma alta (especies dominantes: *Scirpus maritimus*, *Scirpus americanus*, *Juncus spp*, *Cortadeira celloana*, *Phragmites australis*, PL = planicie de marea.

	Amplitud de marea media (m)	Aporte por caudal de ríos y arroyos (m <sup>3</sup> /s)	Precipitación (mm/año)	Provincia fitogeográfica	Relación SA/SD/SP/MA/PL
Brasil					
Lagoa dos Patos	0.47	2000	1200	Pampa	53/619/+/5551/+
Uruguay					
Arroyo Maldonado	0.31	14	1020	Pampa	+/550/111/1222/+
Laguna J. Ignacio	0.31	7	1020	Pampa	-/178/2/469/+
Argentina					
Bahía Samborombón	0.75	22031	950	Pampa	5060/26314/8336/42345/14046
Laguna Mar Chiquita	0.79	20	920	Pampa	-/3882/304/7382/143
Bahía Blanca	2.44	-	645	Espinal y Pampa	9193/65/20376/+/60973
Río Colorado	1.64	319	600	Espinal y Monte	397/1344/731/4548/1807
Bahía Anegada	1.64		500	Monte	20503/2908/42060/2492/62797
Río Negro	2.94	858	380	Monte	47/656/+/49/+
Caleta de los Loros	6.04	-	300	Monte	440/+/30/-/1144
Bahía San Antonio	6.44	-	248	Monte	2068/+/2124/-/10111
Riacho San José	3.00	-	225	Monte	108/23/225/-/633
Caleta Valdés	2.70	-	225	Monte	89/25/329/-/2747
Río Chubut	2.77	47	196	Monte	-/18/+/-/+

## AMENAZAS A LOS SISTEMAS COSTEROS

Entre 30 y 50% de los ambientes costeros del mundo han sido degradados durante las últimas décadas (Valiela 2006). La tasa de pérdida de estos ambientes excede a la tasa de pérdida de ambientes más publicitados, como las selvas tropicales. Las costas del ASO no son una excepción, ya que a lo largo de su extensión se han establecido grandes asentamientos humanos, asociados a las actividades industriales, pesqueras, agrícola-ganaderas y turísticas.

En la escala global, los sistemas de marismas comprenden 5.2% de la superficie terrestre, pero soportan una carga antrópica desproporcionada respecto a otros ambientes: en la actualidad, 60% de la población del mundo vive cerca de la costa o de marismas (Wolanski 2007). Además,

en la actualidad, la población mundial se duplica cada 30-50 años, pero cerca de la costa (donde se duplica casi cada 20 años) las poblaciones aumentan a una tasa más rápida debido a las migraciones internas dentro de cada región.

Entre los principales disturbios que se han registrado en marismas del ASO se encuentran: el fuego y el pastoreo por ganado doméstico [e.g., Bahía Samborombón y Laguna Mar Chiquita (Isacch et al. 2004, Marino 2008)], la eutrofización por vertidos cloacales [e.g., Bahía San Antonio y Bahía Blanca (Iribarne et al. 2004, Cardoni y Fanjul, datos no publicados)], introducción de especies exóticas [e.g., la ostra japonesa *Crasostrea gigas* en Bahía Anegada (Escapa et al. 2004, Borges 2005), el poliqueto formador de arrecifes *Phicopomatus enigmaticus* en Laguna Mar Chiquita (Obenat 2002, Schwindt et al. 2004)] y construcción de terraplenes y caminos [e.g., Bahía Blanca (M. Escapa, observación personal)]. Las vías en los que estos disturbios alteran algunas de las funciones ecosistémicas de marismas están siendo evaluadas por algunos grupos de investigación en la región. Sin embargo, los servicios ecosistémicos asociados a esas funciones no han sido evaluados aún.

## SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE MARISMAS

Los ecosistemas costeros y marinos están entre los más productivos del mundo y se reconoce que proveen muchos servicios a la sociedad. Sin embargo, muchos de estos ecosistemas se encuentran muy degradados (UNEP 2006) y los servicios que prestan no son suficientemente reconocidos ni valorados. Como otros humedales, las marismas se distinguen por el rango amplio y el valor elevado de los servicios que proveen al ecosistema costero y al bienestar humano (Mitsch y Gosselink 1993). Algunos de los servicios ecosistémicos más reconocidos en las marismas incluyen el control de la erosión, la retención de sedimentos y regulación de disturbios, el ciclado de nutrientes y mantenimiento de aguas superficiales, el sustento y provisión de refugio para la vida silvestre, la provisión de alimento y forraje, y la provisión de servicios recreativos y culturales (Adam et al. 2008).

En este estudio revisamos los servicios ecosistémicos que prestan las marismas del ASO, determinando su importancia relativa en función de la evidencia disponible. En un sentido más amplio, se debe entender a la marisma como un sistema compuesto por varios sub-hábitats interconectados (Rountree y Able 1992). Además, se debe considerar que en la escala de paisaje, el ambiente de marisma está interconectado de manera fuerte a otros ambientes, tales como las planicies de marea, los ambientes bentónicos submareales y la columna de agua (Peterson et al. 2008). Nuestro análisis incluye de manera específica las marismas y las planicies de marea asociadas a las marismas. La superficie que cubre cada comunidad vegetal y la planicie de marea en las marismas de la costa del ASO se muestran en la Tabla 1. Esta información debe servir de referencia en los casos en los que servicios ecosistémicos específicos sean referidos a comunidades vegetales específicas o a planicies de marea, pudiendo así determinar su magnitud relativa.

### Control de la erosión, retención de sedimentos y regulación de disturbios

La pérdida de ambientes costeros como producto de la erosión es un problema común a muchas regiones del mundo (Allen 2000). Las costas de Argentina han sufrido un proceso marcado

de erosión como consecuencia de malos manejos costeros, generados por la construcción de escolleras o por emprendimientos urbanísticos (Isla y Lasta 2006). Las especies de plantas de marismas cumplen un rol importante en la capacidad de estos ambientes de atenuar disturbios en la costa ante eventos asociados a alta energía de olas, como las tormentas (Möller y Spencer 2002).

*Spartina alterniflora* es una especie vegetal ampliamente distribuida en grandes marismas del ASO (Tabla 1), que crece en la parte baja del intermareal (Isacch et al. 2006). Sus tallos y hojas actúan como obstáculo al movimiento del agua durante una inundación o un ciclo mareal, siendo, en consecuencia, un instrumento de absorción de energía (Yang 1998). En el Hemisferio Norte se ha observado que *S. alterniflora* puede reducir hasta 71% la altura de las olas y 92% su energía (Frey y Basan 1985), y que también disminuye la velocidad de las corrientes de marea (Leonard y Croft 2006). De esta manera se incrementa la estabilidad sedimentaria dentro de la marisma y se amortiguan los efectos de la energía del agua sobre los ambientes contiguos. La cantidad de material depositado está directamente relacionada con la densidad de tallos, la cantidad de material en suspensión y la pendiente del sistema (Gleason et al. 1979, Leonard y Croft 2006).

Al encontrarse en sitios topográficamente más altos, las otras dos especies de plantas dominantes en marismas del ASO (*Spartina densiflora* y *Sarcocornia ambigua*) son inundadas con menor frecuencia y, por ende, retienen menos sedimentos. *S. ambigua* presenta los menores valores de atenuación, mientras que *S. densiflora* muestra valores algo mayores, pero siempre menores que *S. alterniflora*. *Spartina alterniflora* tiene mayor efecto en cuanto a la disminución de la energía y a la cantidad de sedimento que deposita (esto último también se debe a que al inundarse con mayor frecuencia es capaz de retener más sedimentos).

## Ciclado de nutrientes y mantenimiento de aguas superficiales

Entre los servicios ecosistémicos brindados por las marismas en relación al ciclado de nutrientes, se pueden destacar la regulación de gases atmosféricos (flujos de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O entre el sedimento-columna de agua-atmósfera), la formación de suelos (secuestro de C, procesos de diagénesis temprana), regulación de nutrientes (flujo de N y P), y tratamiento de desechos (depósito de sedimentos, desnitrificación). Todas estas funciones ecosistémicas están relacionadas entre sí, y sustentadas por las tasas de producción primaria más altas de estos ambientes.

Debido a la elevada productividad primaria de su vegetación, las marismas fijan grandes cantidades de CO<sub>2</sub> [entre 550 y 2599 g PS.m<sup>-2</sup>.año<sup>-1</sup> en el caso de *Spartina densiflora* (Peixoto y Costa 2004, Bortolus 2006, González Trilla et al. 2008, Vera et al. 2009, Montemayor et al. en preparación), y entre 745 y 969 g PS.m<sup>-2</sup>.año<sup>-1</sup> en el caso de *S. alterniflora* (González Trilla et al. 2007, Montemayor et al. en preparación)]. La mayor parte del carbono fijado ingresa a la trama trófica detritívora en forma de compuestos disueltos y material particulado no-vivo. Parte de estos detritos son degradados y reconvertidos en carbono inorgánico a través de su hidrólisis/fermentación y su subsiguiente mineralización, con formación de CO<sub>2</sub> y de nutrientes inorgánicos como amonio y fosfato (Kristensen y Holmer 2001). Todas las etapas del proceso de reciclado (i.e., fijación de C, N, P, y S, formación y degradación de detritos, y mineralización) pueden ocurrir por diferentes vías y a diferentes tasas, que son afectadas por factores como la inundación por mareas (Alongi 1998), la presencia de organismos bentónicos (Kostka et al. 2002, Fanjul et al. 2007), y la disponibilidad de oxígeno (Fanjul 2009).

De esta manera, en las marismas se fija gran cantidad de carbono (regulación de gases), que sustenta los procesos de degradación de detritos con la consecuente generación de suelos (procesos de diagénesis temprana) y regulación del flujo de nutrientes inorgánicos disueltos (regulación de N y P). Esta última función ecosistémica es principalmente resultado del balance de varios procesos: consumo de N ( $19.5 \text{ mmol N.m}^{-2}.\text{día}^{-1}$ ) y de P inorgánico disuelto durante la fotosíntesis, la producción de metabolitos (e.g., mineralización de N, a una tasa de  $127 \text{ mmol N.m}^{-2}.\text{día}^{-1}$ ) durante la degradación de materia orgánica, y el consumo de nitratos (desnitrificación) cuando esta oxidación se produce en condiciones de baja disponibilidad de  $\text{O}_2$  [a un potencial de desnitrificación de  $2.4 \text{ mmol N.m}^{-2}.\text{día}^{-1}$  (Fanjul 2009)].

Las marismas reciben importantes cantidades de contaminantes ya que a menudo están situadas en la cercanía de áreas altamente pobladas e industrializadas, o en la parte inferior de grandes cuencas. Las mareas provocan el ingreso de cantidades elevadas de polutos a las marismas, que son retenidos por la vegetación junto con el depósito de partículas en suspensión. Una vez que el contaminante entra a la marisma se distribuye en sedimentos, agua y plantas, que son capaces de capturar metales del suelo a través de sus raíces (Alberts et al. 1990, Weis et al. 2002, Windham et al. 2003). La absorción de metales por las plantas halófitas depende de la movilidad y la disponibilidad de los metales en el sedimento, lo cual está determinado por el pH, la salinidad, el potencial redox, el contenido de materia orgánica y el tamaño de grano (Otte et al. 1993, Williams et al. 1994, Almeida et al. 2004). Así, las marismas han sido consideradas sitios de estabilización de metales, siendo aquellas especies que acumulan más metales en tejidos subterráneos y sedimentos asociados las que contribuyen más efectivamente a reducir su biodisponibilidad (Doyle y Otte 1997, Weis y Weis 2004). En las marismas del ASO existe acumulación de metales pesados, tanto en los sedimentos como en diferentes componentes de la biota (Marcovecchio et al. 1986, 1988, 2001, Beltrame et al. 2008). En particular, para la marisma de Bahía Blanca se ha determinado que los sedimentos actúan como sumidero de metales pesados (e.g., Cu, Zn, Ni, Mn y Fe). A pesar de que *S. alterniflora* retiene sedimentos en sus tejidos, estos sedimentos son finalmente exportados al sistema a través de detritos o de organismos que se alimentan de la planta; de esta manera, la vegetación actúa como un medio en la distribución de metales pesados desde la marisma al ambiente marino (Hempel et al. 2008).

Por otra parte, alrededor del mundo se han detectado pesticidas organoclorados en la biota y en sedimentos de marismas debido al aporte de contaminantes de ríos y al drenaje de las áreas agrícolas aledañas (Everaarts et al. 1991, 1993). En estudios realizados en sedimentos y en cangrejos de la Laguna Mar Chiquita se han reportado concentraciones de organoclorados con valores similares a los registrados en marismas de otras partes del mundo (Menone et al. 2000, 2004, 2006). Por ejemplo, para *S. densiflora* se registraron valores de  $1869 \text{ ng/g}$  lípido de organoclorados y  $537 \text{ ng/g}$  lípido de PCB (Menone et al. 2000). Estos estudios indican que los ecosistemas de marismas en el ASO actúan como sumideros para pesticidas organoclorados (o sus metabolitos) que están en uso o han dejado de ser usados recientemente en la actividad agrícola.

Tradicionalmente, las zonas costeras han sido la vía más rápida de eliminar las aguas servidas de las ciudades circundantes, lo que incrementa la concentración de materia orgánica y de nutrientes del sistema. Esto afecta su productividad, dado que aumenta el contenido de material particulado y disminuye la cantidad de oxígeno disuelto (Laws y Allen 1996). En este sentido, se ha observado que los ambientes estuariales pueden procesar parte de estos nutrientes antropogénicos, convirtiéndolos en biomasa que finalmente es exportada como detritos. De esta forma, las

marismas actúan como un filtro natural para el exceso de nutrientes. Algunas estimaciones de biomasa aérea de *S. alterniflora* en Bahía Blanca, en un área afectada por el aporte de efluentes cloacales, llegan a 1500 g/m<sup>2</sup> de peso fresco, comparado con valores máximos de 500 g/m<sup>2</sup> de peso fresco en áreas no afectadas por aportes de nutrientes (Isacch et al. 2007). Además, las concentraciones de nutrientes en el sedimento presentan un gradiente con valores elevados cerca del foco de vertido de desechos cloacales, y decaen de forma abrupta a valores cercanos al 50% a cortas distancias del foco [i.e., 200 m (Cardoni et al. en prensa)], demostrando el servicio que presta la marisma por su alta capacidad de absorber y/o estabilizar el exceso de aporte de nutrientes al sistema.

## Sustento y provisión de refugio para la vida silvestre

Las marismas son ambientes de borde (i.e., transición entre el sistema terrestre y el marino). Además, en muchos casos también existen gradientes de salinidad marcados en su interior, sobre todo en aquellos sitios con aporte de agua dulce. Estas dos características promueven su uso como refugio o reservorio de una gran diversidad faunística, sustentada por una diversidad ambiental elevada y por una alta productividad del sistema.

Las marismas pueden proveer refugio ante depredadores a peces e invertebrados de importancia económica, que de otra manera eliminarían las poblaciones de juveniles y disminuirían la producción de las pesquerías (Boesch y Turner 1984). En las marismas, la presencia de estructuras físicas son importantes como refugio y hábitat de forrajeo y de cría de peces juveniles (Rozas y Minello 1998, Rozas y Zimmerman 2000). Sin embargo, se ha determinado que la localización geográfica, la amplitud de marea y el régimen de salinidad tienen efectos importantes sobre los patrones de densidad y el valor como hábitat de cría ("nurserie") de las marismas (Rozas y Minello 1998, Hindell et al. 2000, Rozas y Zimmerman 2000). Otros factores que también pueden ser importantes en la escala de paisaje incluyen la proximidad de otros tipos de hábitat, los patrones de drenaje de la marisma, la conectividad con las aguas de la costa y los gradientes físicoquímicos (Minello et al. 2003). En la escala de paisaje se ha demostrado que los patrones de salinidad afectan el crecimiento (Baltz et al. 1998) y la supervivencia de los organismos (Weinstein y Walters 1981). El rol de las marismas del ASO como "nurserie" para peces no ha sido todavía evaluado, a pesar de que se conoce que en general albergan densidades elevadas de estadios juveniles de peces (Lasta 1995, Sinque y Muelbert 1998, Cousseau et al. 2001, M. Valiña comunicación personal) y crustáceos (Bemvenuti 1998), con algunas especies que son blanco de captura por pesquerías artesanales o por la pequeña escala, como la lisa (*Mugil platanus*), la corvina rubia (*Micropogonias fuernieri*), el pejerrey (*Odontesthes argentinensis*), el lenguado [*Paralichthys orbignyanus* (Vieira et al. 1998, Lasta et al. 2000, Cousseau y Perrotta 2004)] y el camarón [*Penaeus paulensis* (Bemvenuti 1998)].

Las planicies de marea asociadas a marismas se destacan por la alta diversidad y cantidad de aves acuáticas y marinas costeras. Las planicies de marea concentran una gran biomasa de invertebrados bentónicos que habitan en los fondos blandos (Botto e Iribarne 1999). Muchas especies de aves están especialmente adaptadas a alimentarse en estos hábitats, en particular los Charadriiformes migratorios y no migratorios (aves playeras, ostreros), que usan estos ambientes como sitios de parada o invernada a lo largo de sus migraciones, e incluso en ocasiones les resultan indispensables para completar sus ciclos de vida [e.g., Bahía Samborombón y Bahía San Antonio (Morrison y Ross 1989)]. En consecuencia, para la supervivencia de estas especies se hace



indispensable la conservación de estos sitios (Myers et al. 1987), por lo que han sido declarados sitios de importancia hemisférica para la conservación de aves playeras.

La gran biomasa de peces que se concentran en las aguas superficiales asociada a la planicie de marea en las marismas del ASO (Lasta 1995, Cousseau et al. 2001, Loebmann et al. 2008) es aprovechada por aves ictiófagas (como los gaviotines y rayadores), cuyas poblaciones están fuertemente sustentadas por el aporte de recursos alimentarios de estos sistemas [i.e., el gaviotín golondrina (*Sterna hirundo*), con 30000 individuos en Punta Rasa-Bahía Samborombón (Mauco y Favero 2004, 2005), y el rayador (*Rynchops niger*), con 10000 individuos en Laguna Mar Chiquita (Martínez 2001, Mariano-Jelicich y Favero 2006)]. Los ambientes de marismas del ASO también resultan indispensables para la cría y la alimentación de especies amenazadas, como la gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*), de estatus vulnerable (Birdlife 2004), cuya población se encuentra fundamentalmente distribuida en marismas del ASO ya que presenta una especialización trófica por cangrejos que habitan estos ambientes (Spivak y Sánchez 1992, Martínez et al. 2000, Berón et al. 2007) y nidifica en islas dentro de estos sistemas (Yorio et al. 2005).

Las marismas caracterizadas por el aporte de agua dulce se encuentran representadas por pajonales extensos dominados por especies como *S. densiflora* y *Cortaderia celloana* (Isacch et al. 2006). Algunas de las especies de aves con rangos de distribución más restringidos dentro del bioma de pastizal templado de América del Sur son aquellas que habitan pastizales halófitos costeros, principalmente representados en marismas del ASO (Bilenca y Miñarro 2004). Tres de estas especies de aves presentan poblaciones en disminución o amenazadas, como el espartillero enano (*Spartonoica maluroides*), el burrito negruzco (*Porzana spiloptera*) (Birdlife 2004) y el espartillero pampeano (*Asthenes hudsoni*) (Isacch et al. 2004, Cardoni et al. 2007). Así mismo, estos pastizales de marismas son refugio de vida silvestre pampeana más ampliamente distribuidas en el pasado, pero que en la actualidad se encuentra confinada a estos pajonales marginalmente productivos y todavía en un relativo buen estado de conservación. Esto incrementa el valor de los mismos desde un punto de vista de la conservación (Bilenca y Miñarro 2004). Algunos casos emblemáticos son el venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*), con una población remanente en Bahía Samborombón (Vila et al. 2008), o como es el caso de algunas especies típicas de pastizal que se encuentran con alta frecuencia en estos ambientes, como el gato montés (*Leopardus geoffroyi*), el ñandú (*Rhea americana*), el lechuzón de campo (*Asio flammeus*), la ratona aperdizada (*Cistothorus platensis*), el cachilo canela (*Donacospiza albifrons*) y el verdón (*Embernagra platensis*), entre otros (Isacch et al. 2004, Canepuccia et al. 2007, Cardoni et al. 2007, Canepuccia et al. 2008a). Estas características ha llevado a que estos pastizales de marismas hayan sido declarados Áreas Valiosas de Pastizal (AVP) (Bilenca y Miñarro 2004) y Áreas de Importancia para Aves (IBA) (Di Giacomo 2005) por programas internacionales de conservación.

## **Provisión de alimento y forraje**

Las marismas son consideradas ambientes marginalmente productivos por su baja aptitud forrajera y por la imposibilidad de desarrollar agricultura sobre sus suelos salinos y anegadizos. El pastoreo en este ambiente se lleva a cabo en la parte más alta de la marisma, donde se desarrollan extensos pastizales de *Spartina densiflora* que son inundados de manera esporádica por mareas extraordinarias. En términos relativos, la producción primaria aérea de *S. densiflora* es elevada si se la compara con otros sistemas del mundo (Gómez y Gallopín 1991). Sin embargo, los espartillares de *S. densiflora* presentan un alto contenido de fibras [70% (Canepuccia et al. 2008b)], bajos



contenidos de N y P respecto al C [relación C:N cercana a 70 (Canepuccia et al. 2008b)]. Dada su reducida digestibilidad [cercana a 35% (FVSA e INTA 2009)], esta vegetación contiene bajos valores de energía metabolizable, lo que a su vez determina una baja receptividad ganadera en relación con ambientes de la región.

Como resultado de la alta producción primaria de las plantas vasculares (Boesch y Turner 1984), las marismas han sido reconocidas por sustentar poblaciones de peces y crustáceos de valor comercial. Esto ha sido establecido en repetidas oportunidades por los científicos que trabajan en marismas y por los encargados del manejo ambiental de esos ambientes (Nixon 1980). Esto ha estado parcialmente fundamentado por la idea de que las marismas son exportadoras de nutrientes al sistema marino ("outwelling") (Odum 1968). Ambas ideas han sido bastante cuestionadas, y se ha reconocido en muchos casos una baja o nula relación entre organismos de importancia comercial asociados a la producción de detritos de plantas de marisma. Las marismas del ASO no son una excepción a este patrón ya que se ha registrado que los organismos asociados a la producción generada por la marisma son escasos, y que, además, por lo general carecen de valor comercial [e.g., *Nehoelice* (= *Chasmagnatus*) *granulata* (Botto et al. 2005)]. Así, el sostenimiento de la trama trófica, y por ende de organismos de importancia en la pesca comercial, en la marisma tendría otros orígenes de producción primaria, diferentes a los detritos generados por plantas vasculares (Botto et al. 2006).

### **Provisión de servicios recreativos y culturales**

Las marismas proveen un importante servicio cultural a través de la provisión de un sistema adecuado para la investigación científica, en especial para la puesta a prueba de diversas teorías ecológicas. La investigación realizada en marismas ha contribuido mucho a las ciencias ambientales, y ha generado un número importante de controversias estimulantes (e.g., controles "top-down" vs. "bottom-up" en las tramas tróficas) (Valiela et al. 2004). Aproximaciones experimentales, comparativas y correlacionales han sido usadas en estudios en marismas; cada aproximación ha contribuido a los avances en su respectivo campos (Valiela et al. 2004). Las marismas del ASO han tenido un rol fundamental en el entendimiento del rol de las interacciones indirectas y de la ingeniería ecosistémica en la estructuración de comunidades (Bortolus et al. 2002, Cardoni et al. 2007, Fanjul et al. 2007, Alberti et al. 2008, Daleo et al. 2008). Además, las marismas son un sitio apropiado para el desarrollo de actividades de educación ambiental dada la gran diversidad de fauna y las particularidades de su funcionamiento ecológico, como, por ejemplo, la existencia de organismos adaptados a la vida intermareal, el uso por aves migratorias de larga distancia, o el hecho de ser un ambiente de interfase entre el ambiente terrestre y el marino.

Las marismas y sus ambientes aledaños son centros importantes de desarrollo de actividades recreativas, entre las que se pueden mencionar la pesca deportiva, los deportes náuticos (windsurf, kitesurf, kayak) y el avistaje de fauna (Gómez y Toresani 1998); así, representan una importante fuente de recursos para las comunidades locales.

Al igual que las marismas de la costa del centro-norte de la Provincia de Buenos Aires, las de Uruguay y las del sur de Brasil, están inmersas en una región con un alto valor cultural, ya que todavía presentan resabios de la tradición gauchesca. La región pampeana y los campos de Uruguay y sur de Brasil (Soriano et al. 1991) han perdido mucho de sus tradiciones debido a la transformación del paisaje (dominado por el pastoreo extensivo) por la agricultura. A pesar de esos cambios,

todavía persiste un manejo ganadero tradicional en áreas marginalmente productivas como son gran parte de las marismas del ASO. Esto ha permitido que se conserven ciertos aspectos de la cultura gauchesca y, a su vez, ha estimulado el desarrollo de emprendimientos de turismo rural importantes a lo largo de estos sitios (e.g., [www.caminodelgaucho.com.ar/i\\_gral.htm](http://www.caminodelgaucho.com.ar/i_gral.htm)).

## CONSIDERACIONES FINALES

La primera aproximación a la valoración de servicios ecosistémicos en el nivel global, desarrollada por Costanza et al. (1997), da una idea aproximada del aporte en términos absolutos de los principales ecosistemas del mundo. Entre estos se destacan las marismas/manglares como ecosistemas con un aporte importante en la prestación de servicios ecosistémicos, en comparación con otros biomas terrestres y marinos. Entre los principales servicios que estos autores destacan para marismas, se mencionan la regulación de disturbios, el mantenimiento de aguas superficiales, la provisión de hábitat y refugio, la producción de alimento, y la recreación (Costanza et al. 1997). A partir de la presente revisión realizada para las marismas del ASO, encontramos que estos servicios presentan similitudes con lo propuesto por Costanza et al. (1997), aunque con particularidades distintivas para la región. Existe una cantidad importante de estudios que han abarcado aspectos vinculados al funcionamiento ecosistémico para marismas del ASO. Dichos estudios permiten realizar estimaciones suficientemente aproximadas de algunos de los servicios ecosistémicos prestados por este ambiente. Sin embargo, debe notarse que la valoración de los servicios para las marismas del ASO debe ponderarse en función de las características propias de cada marisma, en especial considerando las comunidades vegetales dominantes, el aporte de agua dulce y la amplitud de marea. Por otro lado, se ha determinado que factores tales como la densidad y localización de las plantas, las especies, el régimen de marea, la estacionalidad y la latitud pueden afectar los patrones registrados en la atenuación de las olas en los sistemas costeros (Barbier et al. 2008). Estos resultados llaman a tener precaución a la hora de extrapolar a otras escalas los resultados medidos en una determinada escala espacial y temporal, lo cual indica la necesidad de un conocimiento mayor de las relaciones entre los servicios ecosistémicos y los factores que inciden sobre sus respuestas.

Desde un punto de vista práctico, se deben distinguir los servicios ecosistémicos de marismas que afectan directamente a la población humana (constituyendo un verdadero servicio), de aquellos que tienen una función para la misma existencia de un sistema ecológico. Esto permite valorar a los servicios de marismas del ASO desde la perspectiva de su contribución al bienestar humano, como es el caso de los servicios relacionados con la provisión de bienes (forraje para el ganado y organismos que son explotados como recursos pesqueros), los servicios vinculados con la regulación de disturbios como son la contaminación (mantenimiento de la calidad de las aguas superficiales mediante la estabilización y el procesado de contaminantes o exceso de nutrientes), o la erosión (protección de la línea de costa ante eventos como tormentas o inundaciones). Por otro lado, las marismas también proveen de servicios cuya contribución al bienestar humano no se manifiesta en forma directa, sino en relación al sostenimiento de procesos ecológicos de los sistemas naturales, como es el caso del rol de las marismas en el ciclado de nutrientes o en la capacidad de sustentar la biodiversidad al servir de refugio para poblaciones de animales (aves, mamíferos, peces), en algunos casos amenazados. Un servicio importante que proveen las marismas desde el punto de vista socioeconómico para la población humana es el vinculado con el aspecto estético, cultural

y recreativo. La valoración de este servicio no depende tanto de parámetros ecológicos, sino que se pone de manifiesto como una combinación de las características propias del sistema, con las expectativas sociales de la población que es usuaria de dicho sistema.

Los diversos usos concentrados en las costas del ASO han desalentado el establecimiento de planes de desarrollo sustentable dentro de los ambientes de marisma. A pesar de que muchas marismas se encuentran bajo marcos de protección nacional e internacional (Isacch 2008, Marino 2008), están siendo alteradas por falta de adecuado manejo por las autoridades y las poblaciones locales (SADS, FPN y FVSA 2007, Isacch 2008). La protección de ambientes naturales y de especies emblemáticas ha sido la principal fuerza para generar la necesidad de establecer áreas protegidas en la región. Fuera de las áreas protegidas, las marismas del ASO están también siendo modificadas con gran intensidad, fundamentalmente como producto de actividades derivadas del avance de la frontera agrícola y de la urbanización. El concepto de servicios ecosistémicos surge como una opción novedosa para asignarle valor a aquellas funciones de los ecosistemas relacionadas de manera directa con las actividades del Hombre y evitar la posibilidad de que éstas se vean perjudicadas por malas prácticas. En consecuencia, el concepto de servicios ecosistémicos se presenta como una herramienta que permitiría, tanto dentro de áreas protegidas como fuera de éstas, establecer recomendaciones que mejoren la calidad de la producción o de los usos que el Hombre realiza de la naturaleza optimizando de esta manera la conservación del medio ambiente de un modo más amplio y "realísticamente" más sustentable en el largo plazo.

## **AGRADECIMIENTOS**

Fuentes de financiación: Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP) y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

## BIBLIOGRAFÍA

- Adam, P., M.D. Bertness, A.J. Davy y J.B. Zedler. 2008. Saltmarsh. Pp. 157-171 en: Polunin, N. (ed.). Aquatic ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, Gran Bretaña.
- Alberti, J., M. Escapa, O.O. Iribarne, B. Silliman y M. Bertness. 2008. Crab herbivory regulates plant facilitative and competitive processes in Argentinean marshes. *Ecology* 89:155-164.
- Alberts, J.J., M.T. Price y M. Kania. 1990. Metal concentrations in tissues of *Spartina alterniflora* (Loisel.) and sediments of Georgia salt marshes. *Estuarine Coastal Shelfish Science* 30:47-58.
- Allen, J.R.L. 2000. Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe. *Quaternary Science Reviews* 19:1155-1231.
- Almeida, C.M., A.P. Mucha y M.T. Vasconcelos. 2004. Influence of the sea rush *Juncus maritimus* on metal concentration and speciation in estuarine sediment colonized by the plant. *Environmental Science Technology* 38:3112-3118.
- Alongi, D.M. 1998. Coastal ecosystem processes. CRC Press, Florida, EEUU.
- Baltz, D.M., J.W. Fleeger, C.F. Rakocinski y J.N. McCall. 1998. Food, density, and microhabitat: Factors affecting growth and recruitment potential of juvenile saltmarsh fishes. *Environmental Biology of Fish* 53:89-103.
- Barbier, E.B., E.W. Koch, B.R. Silliman, S.D. Hacker, E. Wolanski, et al. 2008. Coastal Ecosystem-Based Management with Nonlinear Ecological Functions and Values. *Science* 319:321-323.
- Beltrame, M.O., S.G. De Marco y J.E. Marcovecchio. 2008. Cadmium and Zinc in Mar Chiquita Coastal Lagoon (Argentina): Salinity Effects on Lethal Toxicity in Juveniles of the Burrowing Crab *Chasmagnathus granulatus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55:78-85.
- Bemvenuti, C.E. 1998. Invertebrados Bentônicos. Pp. 46-50 en: Seeliger, U., C. Odebrecht y J.P. Castello editores. Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Ecoscientia, Rio Grande, Brasil.
- Berón, M.P., M. Favero y A. Gómez Laich. 2007. Use of natural and anthropogenic resources by the Olrog's Gull *Larus atlanticus*: implications for the conservation of the species in nonbreeding habitats. *Bird Conservation International* 17:351-357.
- Bertness, M.D. 1991. Zonation of *Spartina patens* and *Spartina alterniflora* in a New England salt marsh. *Ecology* 72:138-148.
- Bertness, M.D. 1992. The ecology of a New England salt marsh. *American Scientist* 80:260-268.

- Bertness, M.D. 1999. The ecology of Atlantic shorelines. Sinauer Associates Inc. Publishers, Sunderland, EEUU.
- Bertness, M.D. y A.M. Ellison. 1987. Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological Monographs* 57:129-147.
- Bilenca, D. y F. Miñarro. 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Birdlife. 2004. Threatened birds of the world. Birdlife International, Lynx Editions, Barcelona, España.
- Boesch, D.F. y R.E. Turner. 1984. Dependency of fishery species on salt marshes: the role of food and refuge. *Estuaries* 7:460-468.
- Borges, M.E. 2005. La ostra del Pacífico, *Crassostrea gigas* (Thumbberg 1793) en la Bahía Anegada (Provincia de Buenos Aires). Pp. 311-357 en: Penchaszadeh, P. (ed.). Invasores: Invertebrados exóticos en el Río de la Plata y región marina aledaña. EUDEBA. Buenos Aires, Argentina.
- Bortolus, A. 2006. The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong.: its taxonomy, biogeography and natural history. *Journal of Biogeography* 33:158-168.
- Bortolus, A. y O. Iribarne. 1999. The effect of the southwestern Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulata* on a *Spartina* salt-marsh. *Marine Ecology Progress Series* 178:79-88.
- Bortolus, A., E. Schwindt y O. Iribarne. 2002. Positive plant-animal interactions of an Argentinean coastal lagoon. *Ecology* 83:33-742
- Botto, F. y O. Iribarne. 1999. The effect of the burrowing crab *Chasmagnathus granulata* on the benthic community of a SW Atlantic coastal lagoon. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 241:263-284.
- Botto, F., I. Valiela, O. Iribarne, P. Martinetto y J. Alberti. 2005. Effect of burrowing crabs in isotope signatures of sediment, primary producers, and the food web in SW Atlantic salt marshes. *Marine Ecology Progress Series* 293:155-164.
- Botto, F., O. Iribarne, J.L. Gutiérrez, J. Bava, D.A. Gagliardini, et al. 2006. Ecological importance of passive deposition of organic matter into burrows of the SW Atlantic crab *Chasmagnathus granulatus*. *Marine Ecology Progress Series* 312:201-210.
- Cabrera, A.L. y A. Willink. 1973. Biogeografía de América Latina. Serie de biología, Monografía N° 13, Programa regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Departamento de Asuntos Científicos, Organización de Estados Americanos, Washington, D.C., EEUU.

- Canepuccia A., M.M. Martínez y A.I. Vasallo. 2007. Selection of waterbirds by Geoffroy's cat: Effects of prey abundance, size, and distance. *Mammalian Biology* 72:163-173.
- Canepuccia A., A. Farías, A.H. Escalante, O. Iribarne, A. Novaro, et al. 2008a. Differential responses of marsh predators to rainfall-induced habitat loss and subsequent variations in prey availability. *Canadian Journal of Zoology* 86:407-418.
- Canepuccia A., M.S. Fanjul, E. Fanjul, F. Botto y O. Iribarne. 2008b. The intertidal burrowing crab *Neohelice (=Chasmagnathus) granulata* positively affects foraging of rodents in South Western Atlantic salt marshes. *Estuaries and Coasts* 31:920-930.
- Cardoni, D.A., J.P. Isacch y O. Iribarne. 2007. Indirect effects of the burrowing crab (*Chasmagnathus granulatus*) in the habitat use of saltmarsh birds. *Estuaries and Coasts* 30:382-389.
- Cardoni, D.A., J.P. Isacch, M.E. Fanjul, M. Escapa y O. Iribarne. 2010 (en prensa). Relationship between anthropogenic sewage discharge, marsh structure and bird assemblages in a SW Atlantic saltmarsh. *Marine Environmental Research*.
- Chapman, V.J. 1974. Salt marshes and salt deserts of the world. Academic Press, New York, EEUU.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Cousseau, M.B., J.M. Díaz de Astarloa y D.E. Figueroa. 2001. La ictiofauna de la laguna Mar Chiquita. Pp. 187-203 en: Iribarne, O. (ed.). Reserva de Biósfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas. Editorial Martín, Mar del Plata, Argentina.
- Cousseau, M.B. y R.G. Perrotta. 2004. Peces marinos de Argentina. Biología, distribución, pesca. Publicaciones Especiales INIDEP, Mar del Plata, Argentina.
- Daleo, P., J. Alberti, A. Canepuccia, M. Escapa, E. Fanjul, et al. 2008. Mycorrhizal fungi determine salt marsh plant zonation depending on nutrient supplies. *Journal of Ecology* 96:431-437.
- Di Giacomo, A.G. 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en la Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. *Aves Argentinas / Ornitológica del Plata*, Buenos Aires, Argentina. *Temas de Naturaleza y Conservación* 5:1-514.
- Doyle, M.O. y M.L. Otte. 1997. Organism-induced accumulation of Fe, Zn and As in wetland soils. *Environmental Pollution* 96:1-11.
- Escapa, M., O.O. Iribarne y D. Navarro. 2004. Indirect effect of intertidal burrowing crabs on infaunal zonation patterns, tidal behavior and risk of mortality. *Estuaries* 27:120-131.
- Everaarts, J.M., R. Heesters, C.V. Fischer y M.T.J. Hillebrand. 1993. Baseline levels of cyclic pesticides and PCBs in benthic invertebrates from the continental slope of the Banc d'Arguin (Mauritania). *Marine Pollution Bulletin* 26:515-521.

- Everaarts, J.M., B. Nasreen, C. Swennen y T.J. Hillebrand. 1991. Cyclic chlorinated hydrocarbons in benthic invertebrates from three coastal areas in Thailand and Malaysia. *Journal of Science Society of Thailand* 17:31-49.
- Fanjul, E. 2009. Efecto del cangrejo cavador *Neohelice granulata* en los ciclos biogeoquímicos y dinámica de nutrientes en marismas del Atlántico sudoccidental. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina.
- Fanjul, E., M.A. Grela y O.O. Iribarne. 2007. Effects of the dominant SW Atlantic intertidal burrowing crab *Chasmagnathus granulatus* on sediment chemistry and nutrient distribution. *Marine Ecology Progress Series* 341:177-180.
- Frey R.W. y P.B. Basan. 1985. Coastal salt marshes. Pp. 225-301 en: Davis, R.A. (ed.). *Coastal Sedimentary Environments*. Springer-Verlag, New York, EEUU.
- FVSA e INTA. 2009. Análisis ecológico y productivo de campos ganaderos en el área de Bahía Samborombón, Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, [www.vidasilvestre.org.ar/pastizales/camposganaderos/met-local.htm](http://www.vidasilvestre.org.ar/pastizales/camposganaderos/met-local.htm) (último acceso: 06-01-2010).
- Gleason, M.L., D.A. Elmer, N.C. Pien y J.S. Fisher. 1979. Effects of stem density upon sediment retention by saltmarsh cord grass, *Spartina alterniflora* Loisel. *Estuaries* 2:271-273.
- Gómez, I.A. y G.C. Gallopín. 1991. Estimación de la productividad primaria neta de ecosistemas terrestres del mundo en relación a factores ambientales. *Ecología Austral* 1:24-40.
- Gómez, S.E. y N.I. Toresani. 1998. Región 3 Pampas. Pp. 97-114 en: Canevari, P., D.E. Blanco, E. Bucher, G. Castro & I. Davidson (eds.). *Los Humedales de la Argentina: Clasificación, situación actual, conservación y legislación*. Wetlands International. Publicación 46, Humedales para las Américas, Buenos Aires, Argentina.
- González Trilla, G., S. de Marco, R. Vicari, J. Marcovecchio y P. Kandus. 2008. Biomass and Net Aboveground Primary Productivity of *Spartina densiflora* in a Mar Chiquita Coastal Marsh, Argentina. 8th Intecol- International Wetlands Conference, Cuiabá, Brasil.
- González Trilla, G., R. Vicari, J. Marcovecchio y P. Kandus. 2007. Estimación de productividad primaria de *Spartina alterniflora* a partir de métodos no destructivos en marismas de Bahía Blanca, Argentina. *Proceedings XII Congreso Latino-Americano de Ciências do Mar*, Florianópolis, Brasil. Pp. 1-3.
- Hempel, M., S.E. Botté, V. Negrin, M.N. Chiarello y J.E. Marcovecchio. 2008. The role of smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) and associated sediments in heavy metals biogeochemical cycle within Bahía Blanca estuary salt-marshes. *Journal of Soils and Sediments* 8:289-297.



- Hindell, J.S., G.P. Jenkins y M.J. Keough. 2000. Evaluating the impact of predation by fish on the assemblage structure of fishes associated with seagrass (*Heterozostera tasmanica*) (Martens ex Ascherson) den Hartog, and unvegetated sand habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 255:153-174.
- Iribarne, O.O., J.P. Isacch, M. Escapa, J. Alberti, F. Botto, et al. 2004. Efectos ecológicos de nutrientes derivados de la actividad del Hombre en la Bahía San Antonio. Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, Serie Publicaciones 3:71-72.
- Isacch, J.P. 2008. Implementing the Biosphere Reserve concept: the case of Parque Atlántico Mar Chiquito Biosphere Reserve from Argentina. *Biodiversity and Conservation* 17:1799-1804.
- Isacch, J.P., S. Holz, L. Ricci y M. Martínez. 2004. Post-fire vegetation change and bird use of a salt marsh in coastal Argentina. *Wetlands* 24:235-243.
- Isacch, J.P., C.S.B. Costa, L. Rodríguez-Gallego, D. Conde, M. Escapa, et al. 2006. Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the SW Atlantic coast. *Journal of Biogeography* 33:888-900.
- Isacch J.P., H. Karzembraun, M. Kitlein, O. Iribarne, M. Escapa, et al. 2007. Generalization across space in the relationship between cord grass (*Spartina alterniflora*) biomass and reflectance data by using Landsat ETM+ images. *Proceedings Congreso Sociedad Española de Teledetección*.
- Isla, F.I. y C.A. Lasta (eds.). 2006. Manual de manejo costero para la Provincia de Buenos Aires. Editorial Universidad de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina.
- Kostka, J.E., B. Gribsholt, E. Petrie, D. Dalton, H. Skelton, et al. 2002. The rates and pathways of carbon oxidation in bioturbated saltmarsh sediments. *Limnology and Oceanography* 47:230-240.
- Lasta, C.A. 1995. La Bahía Samborombón: zona de desove y cría de peces. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata. Pp. 304.
- Lasta C., C. Carozza y C. Ruarte. 2000. Diagnóstico y propuesta de manejo para la pesquería costera del sector bonaerense. Pp. 159-164 en: Bezzi S., R. Akselman y E.E. Boschi (eds.). Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata. Años 1997-1998, con una actualización de 1999. Publicaciones especiales INIDEP, Mar del Plata, Argentina.
- Laws, A. y C. Allen. 1996. Water quality in a subtropical embayment more than a decade after diversion of sewage discharges. *Pacific Science* 50:194-210.
- Leonard, L.A. y A.L. Croft. 2006. The effect of standing biomass on flow velocity and turbulence in *Spartina alterniflora* canopy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69:325-336.



- Loebmann, D., J.P. Vieira, M.A. Bemvenuti, J.M. Díaz de Astarloa, M.B. Cousseau, et al. 2008. Composição e abundância da ictiofauna de duas lagunas costeiras da América do Sul Austral - Lagoa do Peixe (31°S; 51°W), Brasil e Mar Chiquita (37°S; 57°W), Argentina. *Neotropical Biology and Conservation* 3:28-33.
- Longhurst, A. 1998. *Ecological geography of the sea*. Academic Press. New York, EEUU.
- Marcovecchio, J.E., S.M. Obenat, A. Pérez y V.J. Moreno. 1986. Total mercury and lead contents in the biota at Mar Chiquita lagoon, Province of Buenos Aires, Argentine Republic. *Journal of Shoreline Management* 2:207-222.
- Marcovecchio, J.E., V.J. Moreno y A. Pérez. 1988. Determinations of heavy metal concentrations in biota of Bahía Blanca, Argentina. *The Science of the Total Environment* 75:181-190.
- Marcovecchio, J.E., S. Andrade, L.O. Ferrer, S.G. De Marco, M.A. Gavio, et al. 2001. Mercury distribution in estuarine environments from Argentina: the detoxification and recovery of SALT marshes alter 15 years. *Wetlands Ecology and Management* 9:317-322.
- Mariano-Jelicich, R. y M. Favero. 2006. Assessing the diet of the Black Skimmer through different methodologies: is the analysis of pellets reliable? *Waterbirds* 29:81-87.
- Marino, G.D. 2008. Buenas prácticas ganaderas para conservar la vida silvestre de las pampas. Una guía para optimizar la producción y conservar la biodiversidad de los pastizales de la Bahía Samborombón y la cuenca del Río Salado. *Aves Argentinas/AOP*, Buenos Aires, Argentina.
- Martínez, M.M. 2001. Avifauna de Mar Chiquita. 2001. Pp. 227-250 en: Iribarne, O. (ed.). *Reserva de Biosfera Mar Chiquita*. Editorial Martín, Mar del Plata, Argentina.
- Martínez, M.M., J.P. Isacch y M. Rojas. 2000. Olrog's Gull *Larus atlanticus*: specialist or generalist? *Bird Conservation International* 10:89-92.
- Mauco, L. y M. Favero. 2004. Diet of the Common Tern (*Sterna hirundo*) during the nonbreeding season in Mar Chiquita Lagoon, Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 15:121-131.
- Mauco, L. y M. Favero. 2005. The food and feeding biology of Common Terns wintering in Argentina: influence of environmental conditions. *Waterbird* 18:450-457.
- Menone, M.L., A. Bortolus, F. Botto, J.E. Aizpún de Moreno, V.J. Moreno, et al. 2000. Organochlorine contaminants in a coastal Lagoon in Argentina: analysis of sediment, crabs and cordgrass from two different habitats. *Estuaries* 23:583-592.
- Menone, M.L., K. Miglioranza, F. Botto, O. Iribarne, J.E. Aizpún de Moreno, et al. 2004. The role of burrows and burrowing beds of the SW Atlantic intertidal crab *Chasmagnathus granulata* in trapping organochlorine pesticides. *Marine Pollution Bulletin* 48:240-247.

- Menone, M.L., K. Miglioranza, F. Botto, O. Iribarne, J.E. Aizpún de Moreno, et al. 2006. Field accumulative behavior of organochlorine pesticides. The role of crabs and sediment characteristics in coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 52:1717-1724.
- Minello, T.J., K.W. Able, M.P. Weinstein y G.G. Hays. 2003. Salt marshes as nurseries for nekton: testing hypotheses on density, growth and survival through meta-analysis. *Marine Ecology Progress Series* 246:39-59.
- Mitsch, W.J. y J.G. Gosselink. 1993. *Wetlands*. 2nd ed. Van Nostrand Reinhold, New York, EEUU.
- Möller, I. y T. Spencer. 2002. Wave dissipation over macro-tidal saltmarshes: effects of marsh edge typology and vegetation change. *Journal of Coastal Research* 36:506-521.
- Morrison, R.I.G. y R.K. Ross. 1989. *Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America*. Canadian Wildlife Service Special Publication, Ottawa, Canada.
- Myers, J.P., R.I.G. Morrison, P.Z. Antas, B.A. Harrington, T.E. Lovejoy, et al. 1987. Conservation strategy for migratory species. *American Scientist* 75:18-26.
- Nixon, S.W. 1980. Between coastal marshes and coastal waters-a review of twenty years of speculation and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry. Pp. 437-525 en: Hamilton, P. y K.B. MacDonald (eds.). *Estuarine and Wetland Processes*. Plenum Press, New York, EEUU.
- Obenat, S. 2002. Estudios ecológicos de *Ficopomatus enigmaticus* (Polychaeta: Serpulidae) en la laguna Mar Chiquita, Buenos Aires, Argentina. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. Pp. 159.
- Odum, E.P. 1968. A research challenge: evaluating the productivity of coastal and estuarine water. Pp. 63-64 en: *Proceedings of the second sea grant conference*, University of Rhode Island, New York, EEUU.
- Otte, M.L., M.S. Haarsma, R.A. Broekman y J. Rozema. 1993. Relation between heavy metal concentrations in salt-marsh plants and soil. *Environmental Pollution* 82:13-22.
- Peixoto, A.R. y C.S.B. Costa. 2004. Produção primária líquida aérea de *Spartina densiflora* Brong. (Poaceae) no estuário da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 59:27-34.
- Pennings, S.C. y M.D. Bertness. 2001. Salt marsh communities. Pp. 289-316 en: Hay, M.E. (ed.). *Marine Community Ecology*. Sinauer Associates, Sunderland, EEUU.
- Pennings, S.C. y R.M. Callaway. 1992. Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology* 73:681-690.

- Peterson, C.H., K.W. Able, C.F. DeJong, M.F. Piehler, C.A. Simenstad, et al. 2008. Practical Proxies for Tidal Marsh Ecosystem Services: Application to Injury and Restoration. *Advances in Marine Biology* 54:221-266.
- Rountree, R.A. y K.W. Able. 1992. Fauna of polyhaline subtidal marsh creeks in southern New Jersey: Composition, abundance and biomass. *Estuaries* 15:171-185.
- Rozas, L.P. y T.J. Minello. 1998. Nekton use of salt marsh, seagrass, and nonvegetated habitats in a south Texas (USA) estuary. *Bulletin of Marine Science* 63:481-501.
- Rozas, L.P. y R.J. Zimmerman. 2000. Small-scale patterns of nekton use among marsh and adjacent shallow nonvegetated areas of the Galveston Bay Estuary, Texas (USA). *Marine Ecology Progress Series* 193:217-239.
- SADS, FPN y FVSA. 2007. Efectividad de manejo de las áreas protegidas marino-costeras de la Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Schwindt, E., O. Iribarne y F.I. Isla. 2004. Physical effects of an invading reef-building polychaete on an Argentinean estuarine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59:109-120.
- Sinque, C. y J.H. Muelbert. 1998. Ictioplancton. Pp. 56-59 en: Seeliger, U., C. Odebrecht y J.P. Castello (eds.). *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Ecoscientia, Rio Grande, Brasil.
- Snow, A. y S.W. Vince. 1984. Plant zonation in an Alaskan salt marsh. II. An experimental study of the role of edaphic conditions. *Journal of Ecology* 72:669-684.
- Soriano, A., R.J.C. León, O.E. Sala, R.S. Lavado, V.A. Deregibus, et al. 1991. Río de La Plata grasslands. Pp. 367-407 en: Coupland, R.T. (ed.). *Natural grasslands: Introduction and Western Hemisphere. Ecosystems of the world, 8A*. Elsevier, London, Gran Bretaña.
- Spivak, E.D. y N. Sánchez. 1992. Prey selection of *L. belcheri atlanticus* in Mar Chiquita Lagoon, Bs.As. Argentina: a possible explanation for its discontinuous distribution. *Revista Chilena de Historia Natural* 65:209-220.
- UNEP. 2006. Marine and coastal ecosystem an human well-being: A synthesis report based on the findings of the Milenium Ecosystem Assesment. United Nations Environment Programme.
- Valiela, I. 2006. *Global Coastal Change*. Blackwell Pub, Malden, EEUU.
- Valiela, I., D. Rutecki y S. Fox. 2004. Salt marshes: biological controls of food webs in a diminishing environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300:131-159.
- van Eerd, M. 1985. Salt marsh cliff stability in the Oosterschelde. *Earth Surface Processes and Landforms* 10:95-106.

- Vera, F., J.L. Gutierrez y P.D. Ribeiro. En prensa. Aerial production and tiller dynamics of the cordgrass *Spartina densiflora* in a Southwestern Atlantic salt marsh. *Canadian Journal of Botany*.
- Vieira, J.P., J.P. Castello y L.E. Pereira. 1998. Ictiofauna. Pp. 60-67 en: Seeliger, U., C. Odebrecht y J.P. Castello (eds.). *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Ecoscientia, Rio Grande, Brasil.
- Vila, A.R., M.S. Beade y D. Barrios Lamunière. 2008. Home range and habitat selection of pampas deer. *Journal of Zoology* 276:95-10.
- Weinstein, M.P. y M.P. Walters. 1981. Growth, survival and production in young-of-year populations of *Leiostomus xanthurus* Lacepede residing in tidal creeks. *Estuaries* 4:185-197.
- Weis, J.S., P. Weis. 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environmental International* 30:685-700.
- Weis, P., L. Windham, D.J. Burke y J.S. Weis. 2002. Release into the environment of metals by two vascular salt marsh plants. *Marine Environmental Research* 54:325-329.
- Williams, T.P., J.M. Bubb y J.N. Lester. 1994. Metal accumulation within salt marsh environments: a review. *Marine Pollution Bulletin* 28:277-290.
- Windham, L., J.S. Weis y P. Weis. 2003. Uptake and distribution of metals in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56:63-72.
- Wolanski, E. 2007. *Estuarine Ecohydrology*. Elsevier, Amsterdam, Holanda.
- Yang, S.L. 1998. The role of *Scirpus* marsh in attenuation of hydrodynamics and retention of fine sediment in the Yangtze estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47:227-233.
- Yorio, P., M. Bertellotti y P. García Borboroglu. 2005. Estado poblacional y de conservación de gaviotas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. *Hornero* 20:53-74.
- Zedler, J.B., J.C. Callaway, J.S. Desmond, S.G. Vivian, G.D. Williams, et al. 1999. Californian salt-marsh vegetation: an improved model of spatial pattern. *Ecosystems* 2:19-35.

# Capítulo 24

## **EVALUACIÓN MULTICRITERIO DE ALTERNATIVAS DE ORDENAMIENTO TERRITORIAL UTILIZANDO MODELOS HIDROLÓGICOS Y DE EROSIÓN PARA UNA CUENCA REPRESENTATIVA DEL SUR DE CÓRDOBA**

---

José M. Cisneros<sup>1</sup>, Juan B. Grau<sup>2</sup>, José M. Antón<sup>2</sup>, Jorge D. de Prada<sup>1</sup>, Américo J. Degioanni<sup>1</sup>, Alberto Cantero<sup>1</sup> y Horacio A. Gil<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Agronomía y Veterinaria. Email Cisneros: [jcisneros@ayv.unrc.edu.ar](mailto:jcisneros@ayv.unrc.edu.ar) - <sup>2</sup>Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. España.

**Resumen.** La intensificación agrícola en regiones extrapampeanas puede provocar impactos irreversibles sobre los servicios ecosistémicos. Esta contribución tiene por objetivo aplicar herramientas de apoyo a la toma de decisiones para la selección de planes de ordenamiento territorial. La cuenca La Colacha (416 km<sup>2</sup>), es representativa de la intensificación agrícola en una región subhúmeda seca. Las evaluaciones de los efectos de cada plan sobre variables ambientales, económicas y sociales (criterios) se apoyaron en el uso de modelos hidrológicos y de erosión, información secundaria y encuestas a productores. Se evaluaron 10 alternativas que combinan: a) uso agrosilvopastoril (ASP), uso actual (ACT) e intensificación (INT), b) con y sin conservación de suelos (CS), y c) con y sin ordenamiento hidrológico de cuencas (OH). Los planes o alternativas son evaluados con 13 criterios ambientales, económicos y sociales. Se utilizaron métodos multicriterio discretos. Los resultados muestran variaciones en las alternativas de ordenamiento elegidas. Al predominar los criterios económicos resultan seleccionados ACT, con o sin CS, como muestra la tendencia actual. Cuando pesan criterios ambientales, se seleccionan las opciones ASP, en especial integradas a OH. En igual sentido, al utilizar pesos equilibrados. Las opciones ASP aparecen elegidas al predominar criterios sociales. Se concluye que los métodos tienen tanto una utilidad descriptiva como normativa.

## INTRODUCCIÓN

La generación y adopción de políticas agropecuarias y forestales sustentables es una necesidad sentida en el mundo, y en particular en Argentina, cuyo sector actualmente presenta un dinamismo marcado, con visiones encontradas acerca de las ventajas y limitaciones del presente modelo agropecuario (Manuel-Navarrete et al. 2005). El modelo de agriculturización actual en gran parte de la Región Pampeana y Extrapampeana lleva implícitos los impactos sobre el ambiente, y genera preocupación en los ámbitos políticos y académicos.

Hoy, los países desarrollados conciben la agricultura en su dimensión multifuncional (Geneletti 2007), lo cual implica una visión no basada no sólo sobre la producción de bienes de mercado, sino también en bienes públicos vinculados a la calidad del ambiente. El análisis de la agricultura en su dimensión estructural para diferentes escalas (lote, ecosistema, cuenca) permite valorar la producción de bienes y, en su dimensión funcional, la de servicios ecosistémicos tales como el abastecimiento de agua, la asimilación de residuos, la productividad del suelo, el mantenimiento de la biodiversidad, etc. (Lomas et al. 2005).

En este sentido, las políticas de incentivos o regulaciones deben entender esa multifuncionalidad de la agricultura como proveedora de bienes y servicios, a fin de promover el equilibrio entre los factores económicos, sociales y ambientales implícitos en el concepto de "desarrollo sustentable". Bolte et al. (2006) utilizan el concepto de biocomplejidad de los agroecosistemas para analizar las consecuencias futuras de los cambios de uso y cómo impactan las políticas territoriales, sobre la base del análisis del comportamiento de los involucrados.

En el sur de Córdoba, área marginal de la Pampa Húmeda argentina, se puede observar una compleja dinámica de uso de las tierras, procesos de deterioro ambiental local y regional encadenados (e.g., Cantero et al. 1998). En esta región se han realizados estudios sobre la necesidad de ordenamiento hidrológico, red de caminos, nivel de daños causado por la erosión hídrica (e.g., Cisneros et al. 2005), como así también se han estudiado diferentes alternativas de uso y manejo de suelo en el nivel de productor agropecuario (e.g., de Prada et al. 2008). Sin embargo, estos estudios han sido desarrollados en forma aislada y enfocados en un parte del sistema sin considerar la integralidad de los mismos a la hora de definir políticas de actuación. Por otro lado, es reconocida la necesidad de utilización de métodos de evaluación de alternativas de ordenamiento del territorio que consideren de manera simultánea las alternativas de uso y manejo de la tierras en el campo del productor agropecuario y, a su vez, el ordenamiento y estabilización de la red de desagüe y la red de caminos en el ámbito público, incluyendo indicadores de las tres dimensiones del desarrollo sustentable de la agricultura.

Otro de los decisores importantes, la autoridad del agua de la Provincia de Córdoba, ha definido a esta cuenca como prioritaria en su esquema de obras, por lo que se espera que este trabajo contribuya a mejorar tanto el proceso de generación como la selección y el análisis de alternativas.

## EL ANÁLISIS MULTICRITERIO Y EL ORDENAMIENTO TERRITORIAL

El análisis multicriterio es una metodología procedente del campo de la toma de decisiones aplicada al análisis de políticas. Este tipo de análisis parte de la idea de que en un determinado problema real, en el que la complejidad es muy alta, no hay una solución que optimice al mismo tiempo todos los criterios, por lo que es necesario llegar a una solución de compromiso entre los distintos valores e intereses. Es decir, una solución multicriterio (Lomas et al. 2005). Un objetivo básico de las metodologías multicriterio es apoyar la resolución de conflictos de intereses entre la explotación de bienes y la pérdida o deterioro de servicios ambientales. Ejemplos de conflictos de este tipo se dan entre agricultura intensiva-polución difusa, agricultura-erosión-calidad de agua, agricultura-pérdida de biodiversidad, agricultura-erosión-deterioro de humedales, entre otros.

Los métodos multicriterio son herramientas para el análisis de alternativas o variables de decisión, que son evaluadas a través del cumplimiento de objetivos, valorados por criterios cuantitativos. Las variables de decisión pueden ser continuas (e.g., la superficie óptima de un determinado cultivo que maximice el ingreso y minimice la erosión), o discretas (la mejor de entre varias alternativas de ordenamiento, como en este trabajo), dando lugar a métodos multicriterio continuos o discretos (Romero 1993).

Un concepto importante en los análisis multicriterio es la escala, en especial cuando se aplican al ámbito de cuencas hidrográficas (Macleod et al. 2007). Dentro de la cuenca coexisten procesos escala-dependientes (contaminación, producción y deposición de sedimentos, hidrología, tipos de erosión) que deben ser caracterizados en el análisis de manera apropiada, a fines de comparar niveles de percepción adecuados. En este trabajo se realiza la integración de las escalas de parcela o lote (conservación de suelos), empresa o predio (sistema de producción) y cuenca (ordenamiento hidrológico).

Las metodologías de análisis multicriterio (AMC) han sido empleadas para resolver gran variedad de problemas ambientales (Munda et al. 1998, Zerkland y Boughanmi 2007), como, por ejemplo, gestión del riego (Gómez Limón et al. 2003), gestión empresarial de montes forestales (Henig y Weintraub 2006), niveles en ríos para distintos usos (Martunnen y Suomalainen 2005), selección de usos del suelo (Degioanni et al. 2000, Koo y O'Connell 2006, Geneletti et al. 2007), reducción de la contaminación difusa en ríos (Munafo et al. 2005, Srdjevic 2007), y en evaluación de manejo de humedales (Janssen et al. 2005).

La Unión Europea (UE) desarrolló el sistema soporte de decisiones denominado MULINO (Giupponi et al. 2004) para la aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA). El programa fue aplicado para el análisis de alternativas de control de contaminación difusa en el nivel local y de la UE (Giupponi y Rosato 2002, Mysiak et al. 2005).

En este estudio se pretende aplicar los métodos multicriterio al análisis de alternativas de ordenamiento territorial para una cuenca representativa de los ambientes ondulados subhúmedos del centro argentino.



## CASO DE ESTUDIO: LA CUENCA LA COLACHA

### Características generales

La cuenca La Colacha está formada por la confluencia de los arroyos La Colacha y El Cipi3n, ambos tributarios del Arroyo Santa Catalina. Abarca una superficie de 416 km<sup>2</sup>, y se extiende desde los 560 a los 1000 m.s.n.m. (Figura 1). El relieve general de la cuenca es de suave a fuertemente ondulado en sentido este a oeste, con un sector escarpado de sierras que ocupa aproximadamente 17% de la cuenca (6700 ha).

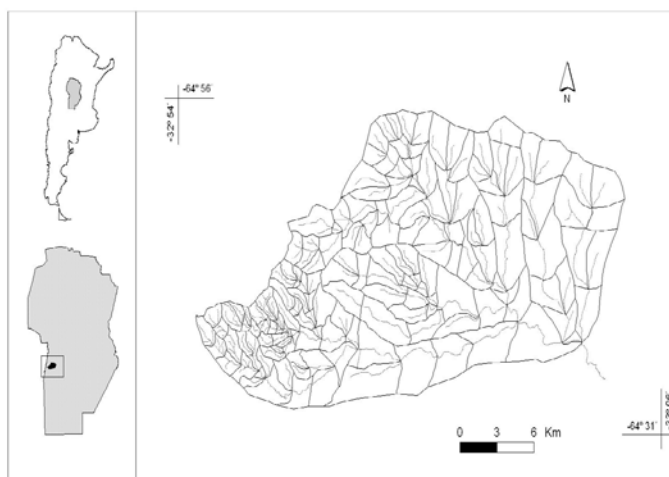


Figura 1. Cuenca La Colacha. Ubicación relativa, límite de subcuencas y red de drenaje. Fuente: elaboración propia.

El clima de la región es templado subhúmedo con estación seca. El régimen de precipitación es monzónico, con lluvias concentradas en el semestre cálido. La precipitación media de la Estación del Campo Experimental de la UNRC, situado en el centro de la cuenca, es de 870 mm/año, para la serie 1994-2004 (Servicio de Agrometeorología UNRC 2004), concentrada en 80% entre octubre y abril. Las precipitaciones máximas registradas alcanzan 140 mm en 24 horas, y tanto la lluvia anual como las máximas precipitaciones diarias se han incrementado en los últimos años en la región, al igual que en el resto de la Región Pampeana.

Los suelos se desarrollaron sobre loess de textura franco arenosa a franca, dando origen a hapludoles típicos y énticos en sectores dominantes, y argiudoles típicos y cumúlicos en los bajos. En los bordes de arroyos y en sectores de antiguos derrames se encuentran entisoles (fluventes y psamentes).

La vegetación natural de la cuenca, casi inexistente en todo el sector agrícola, sólo está presente en relictos en las sierras, y pertenece a las formaciones de bosque serrano y romerillal, ambos muy degradados (Cantero y Bianco 1986).

En la actualidad, el uso de la tierra es agrícola-ganadero en las planicies, y ganadero extensivo en las sierras. Los procesos de degradación predominantes son la erosión hídrica laminar, en surcos y en grandes cárcavas, la erosión de cursos permanentes, la descarga de sedimentos hacia las cuencas bajas, y la destrucción sistemática de la infraestructura de caminos, en especial de tierra. La tendencia del uso del suelo en los últimos años ha sido hacia la agriculturización, al igual que en el resto de la región (Cisneros et al. 2004).

La cuenca es atravesada por una ruta provincial de alto impacto turístico, que comunica a la ciudad de Río Cuarto, y al resto del país, con la región turística del sur de Córdoba (localidades serranas de Achiras, Las Albahacas, El Chacay, Las Tapias, San Bartolomé y Alpa Corral). Por esta razón, la preservación y la mejora de los servicios ecológicos basados sobre la calidad del paisaje y la recreación vinculada al agua tienen un alto impacto regional.

Por otra parte, a la salida de la cuenca la Provincia de Córdoba tiene en proyecto la construcción de un embalse multipropósito (Embalse Cipión II, recreación, regulación y riego), y ya se encuentra en funcionamiento un embalse en la zona de derrame de la cuenca (Embalse Tigre Muerto), el cual está sometido a severos procesos de sedimentación como consecuencia de las pérdidas de sedimentos de los sectores altos, como es el que representa la cuenca bajo estudio (Cantero et al. 1998).

La problemática del área de la cuenca ha sido estudiada desde escalas y perspectivas diversas. Las más actuales se vinculan a estimaciones preliminares de tasas de sedimentación de la futura presa CIPION (Cisneros et al. 2005), a escala de la cuenca del Arroyo Santa Catalina, del que La Colacha es uno de sus principales tributarios. Sobre aplicación de métodos multicriterio continuos, de Prada et al. (2008) analizaron los niveles de compensación entre maximización de margen bruto y otras variables económicas y minimización de la erosión en el nivel predial. Los autores concluyen que la aplicación de técnicas de conservación de suelos produce una reducción significativa de la erosión, sin pérdidas importantes de margen bruto para la actividad agrícola-ganadera. Degioanni et al. (2000) utilizaron métodos multicriterio discretos (MMD) para seleccionar estrategias de uso sostenible de los suelos en relación a la aptitud y a los usos predominantes a finales de la década del '90.

## **Objetivos del trabajo**

El objetivo de este trabajo es aplicar métodos multicriterio discretos a la selección de planes de ordenamiento territorial de la cuenca La Colacha, que incluyan de manera explícita servicios ecosistémicos, con la finalidad de aportar al diseño y evaluación de políticas que armonicen el beneficio económico y social y la calidad del ambiente de la cuenca. Además, se pretende poner en evidencia los conflictos de intereses que surgen de forma necesaria al considerar criterios de diferente tipo en la evaluación de los planes, y aportar claridad a las relaciones de compromiso a tener en cuenta en los procesos futuros de negociación/consenso de políticas.

## **METODOLOGÍA**

### **Selección de alternativas**

La aplicación de metodologías multicriterio implica la definición de objetivos, alternativas, criterios y pesos (Romero 1993), y cada criterio es puesto en operación a través de atributos medibles. Para esta primera aproximación, y por ser un trabajo académico, "los autores asumen el rol de decisores" (Koo y O'Connell 2006), es decir que desarrollan las propuestas, definen los criterios y los pesos. No obstante, la posición de los productores es tenida en cuenta a través de información de encuestas recientes (Gil et al. 2008).

Cada plan o alternativa es definido en base a escenarios posibles y se asume como una integralidad, en el sentido de abarcar medidas o actuaciones a diferentes escalas de tiempo (de corto y largo plazo), espacio, (desde escala de lote o parcela, de microcuenca, y de cuenca), en sus dimensiones pública y privada, en lo que se ha dado en llamar manejo (o gestión) integrada de cuencas, del agua, o de las tierras (Munda et al. 1998). Las alternativas seleccionadas surgen de la combinación de las siguientes estrategias.

## Tipos de uso del suelo

Uso agro-silvo-pastoril (ASP). Basado sobre una combinación de bosques implantados, cultivos y pasturas, de acuerdo a la calidad de los suelos. También implica el manejo racional del bosque y los pastizales del sector serrano de la cuenca, aunque sólo involucran una reducida proporción de su superficie total.

Uso actual (ACT). Basado sobre el uso que se lleva a cabo en la actualidad, según resultados de un censo reciente (Cisneros et al. 2008a). Sería la alternativa de uso del "status quo" (según Janssen 2001, es necesario analizar ambas).

Uso más intensivo (INT). Escenario en el que se consolida la agricultura en la cuenca, y surge del análisis de tendencias observado en los últimos años (Cisneros et al. 2005). Se supone que es la alternativa más probable de continuar el uso del suelo sujeto a las alternativas del mercado, como principal fuerza directriz. En la Tabla 1 se indica la distribución porcentual de cada tipo de uso de los suelos de la cuenca, sin incluir las superficies afectadas por franjas buffer, embalses y sistematización sobre la base de cultivos en fajas. Se supone que ningún uso altera la superficie de tierras de sierra.

Tabla 1. Distribución de los usos del suelo para tres escenarios de análisis en la cuenca La Colacha (Córdoba). Fuente: elaboración propia.

Uso-rubros de producción	Tipo de uso, % de la superficie total (% sobre superficie agrícola)		
	ASP	ACT	INT
Agrícola	42 (51)	56 (67)	83 (100)
Maíz	21	22	19
Soja	21	30	58
Maní	-	-	7
Girasol	-	2	-
Trigo	-	2	-
Pasturas anuales	-	21	-
Pasturas perennes	25	13	-
Forestales	17	-	-
Sierras	17	17	17

## Ordenamiento del relieve o conservación del suelo (CS)

Adopción de técnicas de estabilización del suelo mediante terrazas o franjas de cultivo (pasto-

cultivo), apoyadas en adopción y financiamiento privado, a escala de lote. Su objetivo es reducir la pérdida de suelos, la producción de sedimentos y la contaminación difusa de las aguas (Dorner et al. 2007).

### **Ordenamiento hidrológico de cuencas (OH)**

Conjunto de acciones que permitan reducir caudales pico y sedimentación de cursos principales y estabilizar la red de drenaje. Basadas sobre la inversión pública, incluye diferentes tipos de obras: microembalses de regulación o humedales construidos (Schwab et al. 1993, Lasage 2007), fajas riparias buffer, bordes vegetados-forestados de los cursos (Muñoz-Carpena y Parsons 2005, Dabney et al. 2009, Giupponi y Rosato 2002), canales empastados sobre cauces temporarios, defensas de cabecera de cárcavas y protección de márgenes de arroyos mediante bioingeniería (Morgan y Rickson 1995).

Los microembalses provocan una reducción de caudales pico, con poca alteración del escurrimiento neto de la cuenca, ya que tienen limitada capacidad de retención y descarga por la base. Su misión en la cuenca es recuperar la capacidad de retención de antiguos humedales que fueron drenados por erosión en cárcavas retrocedentes. Por otra parte, cumplen una importante función de filtro de sedimentos y contaminantes (Verstraeten y Poesen 2002), junto con las fajas buffer.

La reforestación se considera como parte de la alternativa agrosilvopastoril, y no es una opción alternativa a las obras hidráulicas, sino una estrategia complementaria que posibilite aprovechar de forma parcial los efectos benéficos de las masas forestales en la porción agrícola de la cuenca. Por otra parte, la restauración del bosque serrano es una alternativa de alcance limitado, ya que la mayor parte de la sierra pertenece al dominio del arbustal y del pastizal serrano, y la superficie de sierra en la cuenca es escasa (Tabla 1). La combinación de estos 3 tipos de acciones daría las 10 posibles alternativas que figuran en la Tabla 2, y cuyas siglas serán utilizadas de aquí en adelante.

Tabla 2. Alternativas de ordenamiento territorial analizadas para la cuenca La Colacha. Fuente: elaboración propia.

Sigla alternativa	Descripción
ASP	Uso agro-silvo-pastoril sin ordenamiento hidrológico Promoción hacia una reconversión productiva diversificada en el largo plazo
ASP+OH	La reconversión productiva va acompañada de políticas públicas de ordenamiento hidrológico de las cuencas
ACTUAL	Se mantiene el uso actual ("status quo"), sin aplicación de técnicas de conservación de suelos
ACTUAL+CS	El uso actual va acompañado de políticas de adopción masiva de técnicas de conservación de suelos
ACTUAL+OH	El uso actual va acompañado de políticas de ordenamiento hidrológico de cuencas
ACTUAL+CS+OH	El uso actual va acompañado tanto de políticas de conservación de suelos como de ordenamiento de cuencas
INTENSIVO	Se consolida la tendencia hacia la agriculturización en el uso del suelo
INTENSIVO+CS	La intensificación va acompañada con políticas públicas de promoción de conservación de suelos en toda la cuenca
INTENSIVO+OH	La intensificación va acompañada con políticas públicas de ordenamiento de cuencas
INTENSIVO+CS+OH	La intensificación va acompañada tanto de políticas públicas de conservación de suelos como de ordenamiento de cuencas

## Criterios e indicadores

Cada una de las 10 alternativas anteriores representan cambios estructurales y funcionales en la cuenca que es necesario valorar o cuantificar, para ello se seleccionaron 13 criterios que incluyen las dimensiones ambiental, económica y social del problema de manejo de los recursos y servicios de la cuenca. Se describen a continuación.

### Criterios ambientales

Caudal pico de la cuenca (QPI). Es el caudal máximo erogado por la cuenca para una precipitación máxima de 80 mm en 6 h, la cual tiene una recurrencia aproximada de 25 años, con un máximo en el segundo sextil. La valoración del criterio es "a más, peor", en razón de considerar que un mayor caudal pico implica una mayor desestabilización hidrológica (diferencia entre caudal pico y base), una menor retención y retardo de los escurrimientos, menores tiempos de concentración, menores caudales base y mayor potencial erosivo. No se consideró como criterio el flujo base o flujo de invierno (en este caso, con valoración "a más, mejor") debido a la dificultad de su modelado, en especial bajo condiciones de microembalses, deforestación o reforestación (Smakhtin 2001, Jobágy et al. 2008), y para evitar sesgos en la valoración o "doble contabilidad" al aplicar criterios altamente correlacionados.

Tasa de erosión (ERO, suelo removido). Es la pérdida anual promedio de suelo sobre la base del uso propuesto para cada alternativa. Provee información sobre la sustentabilidad agroecológica

de largo plazo del plan propuesto (Antoine et al. 1997, Agrell et al. 2004, Lakshminarayan et al. 1995). Valorado como "a más, peor". No se consideraron efectos de los cambios de uso sobre la salinización de los suelos de la cuenca, en razón de que no existen, para esta escala de trabajo, vinculaciones entre forestación/deforestación y ascenso/descenso de napas (las cuales se encuentran a profundidad) y salinización de suelos, procesos que si se manifiestan a una escala regional más amplia, involucrando no sólo cuencas altas, sino también áreas de derrame deprimidas (Cantero et al. 1998, Jobágyy et al. 2008).

Tasa de aporte de sedimentos y contaminantes (SED). A diferencia de la anterior, esta variable cuantifica el suelo perdido que llega a un curso de agua permanente. Si bien está relacionada con la anterior, son indicadores diferentes (Agrell et al. 2004). Estas dos variables no implicarían "doble contabilidad" o redundancia (Geneletti 2007) dado que son controladas por diferentes técnicas, tomadas en cuenta por las diferentes alternativas analizadas. Valoración: "a más, peor".

Índice de calidad ambiental (CAM). Se tomaron en cuenta una serie de factores, ponderados en una escala 0-1, y sumados; criterio: "más es mejor" (Gómez Orea 1999). Dentro de los factores considerados se encuentran: % de sitios para pastizal, % de sitios para agricultura, diversidad de tipos de vegetación, características de las vías fluviales, biodiversidad, atributos escénicos del paisaje y márgenes y corredores arbolados.

## **Criterios económicos**

Inversión (INV). Se estima sobre la base de la cuantificación del número y el dimensionamiento preliminar de las posibles actuaciones. Los valores de inversión se transforman en una anualidad (costo anual equivalente), considerando el tiempo de duración estimado de las obras, y un costo de oportunidad de la inversión del 12%. Valorado "a más, peor". No se tuvieron en cuenta inversiones vinculadas a calidad de aguas (e.g., tratamientos de potabilización asociados a la carga de sedimentos) debido a que la escala de trabajo no permite abarcar una dimensión de cuenca y poblaciones a servir, que haga posible estimaciones en ese sentido.

Costo de mantenimiento (MAN). Sobre una base anual, incluye los costos de reparación y mantenimiento del plan de obras, y la reparación de caminos rurales dañados por erosión. En caminos se estimó el daño por erosión en función del caudal pico de la cuenca (de Prada 1994). Se valora "a más, peor".

Pérdida de superficie agrícola (SAG). Se estima sobre la base del dimensionamiento de obras necesarias para control de erosión y sedimentos. Está apoyado en HEC-HMS y VFSSMOD. Incluye tierras forestales, cultivos en fajas, canales empastados y fajas buffer. Se considera como "a más, peor".

Beneficio de corto plazo (BEN). Valora la rentabilidad de las alternativas de uso del suelo. Si bien el productor considera que la tendencia al monocultivo empeora las condiciones de su campo, un porcentaje elevado la justifica debido al aumento de la rentabilidad (Gil et al. 2008). Se estima en función del margen bruto de una explotación tipo de la zona, con la distribución de usos de cada alternativa y rendimientos promedio (de Prada et al. 2008). Es valorado "a más, mejor".

## Crterios sociales

Facilidad de implementación (FIM). Implica el tiempo en el que se deben llevar a cabo las acciones; criterio "a más, peor" (Degioanni et al. 2000, Grau et al. 2008, Gonçalves et al. 2007).

Estabilidad productiva de largo plazo (EPR). Se estima sobre la base del concepto de vida media de productividad del suelo ("half-life" según Sparovek y Schnug 2001) o años de productividad (Dorner et al. 2007). El valor de pérdida tolerable de suelo es de 0.2 mm/año (~2.6 t/ha). Si bien puede ser tomado como un criterio ambiental, se ubicó dentro de los sociales por su significado vinculado a la "vida útil" de la empresa, en términos de producción.

Aceptabilidad social (ACE). Evaluado en forma cualitativa (Grau et al. 2008), sobre la base de cómo perciben los productores la problemática de degradación de sus recursos naturales, y de su actitud frente a las técnicas para resolverlos (Gil et al. 2008). Se evalúa como "a más, mejor".

Impacto en el empleo (EMP). Evaluado en función del número de empleos generados por las diferentes actividades productivas y por la implementación de las diferentes estrategias. Los estimadores de empleo fueron tomados de Llach et al. (2004); valoración: "a más, mejor".

Legislación vigente (LEG) (Grau et al. 2008). Evaluada en forma cualitativa, representa la adecuación del marco institucional y legal en relación a las propuestas del plan. Se utiliza una escala de 0-10; valoración: "a más, mejor".

## Recopilación de información básica y uso de modelos

La cuenca fue dividida en 161 subcuencas discretas, con un tamaño medio de 250 ha, a los fines de tener la posibilidad de realizar estimaciones lo más detalladas posibles del esquema de ordenamiento hidrológico propuesto. La delimitación de subcuencas, red de drenaje, áreas agrícolas y de sierra fue digitalizada sobre las imágenes satelitales LANDSAT TM 5 y Google, con ArcView 3.2. (ESRI 1999). Los caudales máximos, láminas y volúmenes de escurrimiento se estimaron mediante el programa HEC-HMS (USACE 2008), utilizando las opciones SCS-CN, hidrograma unitario SCS y lag para traslados. El programa también se utilizó para correr los caudales de entrada y salida de reguladores de escurrimiento (microembalses) mediante la opción altura-almacenaje-descarga.

La pérdida de suelo fue estimada a partir del modelo RUSLE-2 (USDA-ARS 2008), el cual ya fue usado en la región para estimar los impactos del cambio de uso (Cisneros et al. 2004). Investigaciones recientes destacan la capacidad predictiva de este modelo para estimaciones en la escala de lote (Dabney et al. 2009). Se utilizó un valor  $R=4040$ ,  $K=0.041$ , valores de C de acuerdo a los tipos de uso del suelo,  $L=300$  m. Para el factor S se ajustó un metamodelo lineal de pérdida de suelo, para aplicar a la pendiente de cada subcuenca. El factor P fue modificado en los esquemas de manejo que incluyen terrazas con desagüe y fajas de cultivos.

La producción de sedimentos para cada subcuenca fue estimada a partir de la ecuación USLE modificada (MUSLE) (Muñoz-Carpena y Parsons 2005). Todos los dimensionamientos de obras se hicieron a un nivel de prefactibilidad, en función de los objetivos y escalas del trabajo. El ancho de fajas protectoras de cauces (fajas buffer), fue estimado mediante el modelo VFSMOD-W (Muñoz-

Carpaena y Parsons 2005), tomando como criterio de dimensionamiento una reducción de la tasa de sedimentos de 75% (relación de transporte de sedimentos,  $SDR=25\%$ ). Para dimensionar canales empastados de desagüe se tomaron los diferentes caudales máximos, con y sin prácticas de ordenamiento y manejo, y se aplicaron los modelos simplificados de Schwab et al. (1993).

Los reguladores de escurrimiento fueron dimensionados en función de datos generales de pendiente, y ubicados en cuencas cabecera. Se hicieron simulaciones con 47, 32 y 21 embalses, variando su relación altura-descarga, en función de los CN de las cuencas de aporte, es decir del uso y manejo de los suelos correspondiente a cada alternativa.

Los costos de las obras se estimaron a partir de trabajos de consultoría previos realizados para la Dirección de Vialidad de Córdoba, para cuencas de similares características (Cisneros et al. 2008b).

## **Métodos multicriterio**

Debido al limitado número de alternativas, y a su carácter discreto, se emplearon métodos multicriterio denominados de sobreclasificación ("outranking") o superación, a los fines de ordenar las alternativas según su desempeño. La alternativa A sobreclasifica a la alternativa B (o bien, la alternativa A es preferible a la alternativa B) cuando A es igual o superior a B en una mayoría de criterios y cuando en los restantes criterios la diferencia de puntuación no es demasiado importante.

De acuerdo a la índole del problema, al número de alternativas y criterios elegidos, se emplearán los métodos que se detallan a continuación.

### **Método de las jerarquías analíticas**

En el método de las jerarquías analíticas (AHP) (Saaty 1980), programado en Expert Choice®, las alternativas y los criterios son analizados por pares en función de una escala de preferencia (entre +9 cuando una opción es extremadamente preferida, 1 cuando es indiferente y -9 cuando es extremadamente no preferida), procediéndose luego a la integración final, que da un resultado numérico del desempeño de todas y cada una de las alternativas.

ELECTRE. El método ELECTRE (Roy 1985) permite seleccionar alternativas según relaciones de concordancia (A es mejor que B para un dado criterio) y discordancia (A no es peor que B para otro dado número de criterios), en donde cada criterio lleva asociado un cierto peso. Ambas relaciones son luego integradas para definir las alternativas que dominan (o sobreclasifican) y que no son dominadas, que pasan a formar parte del núcleo de alternativas preferidas.

PROMETHEE I. De este método existen dos versiones: una original (Brans et al. 1986) y una modificada por Antón et al. (2006), que incorpora pesos al estilo de ELECTRE. Estos dos últimos fueron programados con Mathcad®, según procedimiento de Grau et al. (2008). Este método también diferencia las alternativas en dominantes, dominadas o incomparables. Ordena las alternativas en base a diferentes procedimientos de asignación de valor a las diferencias entre criterios. Los criterios para los cuales A es mejor que B producen un cierto valor (positivo), y



viceversa (negativo), siendo la opción preferida aquella que muestra la mayor diferencia entre valores positivos y negativos. Detalles sobre los diferentes procedimientos utilizados en Promethee pueden verse en Barba Romero y Pomerol (1997).

Además de alternativas y criterios, los métodos multicriterio requieren la definición de pesos, que representan las preferencias de los centros decisores en relación a los criterios. Los diferentes pesos asignados a los criterios hacen explícitos los conflictos de intereses que subyacen en todo proceso de manejo ambiental. Así, por ejemplo, es probable que los grupos de interés vinculados a la producción le asignen más peso a los criterios económicos, mientras que los grupos preocupados por la conservación de la naturaleza o por el turismo lo le den más peso a los criterios ambientales (Bolte et al. 2006, Gil et al. 2008, Janssen et al. 2005).

Se asignaron 4 distribuciones de pesos (Tabla 3), con fines puramente analíticos y sin considerar la opinión de decisores, haciendo predominar los criterios ambientales (pesos 1 de Tabla 3), económicos (pesos 2), utilizando una distribución equilibrada (pesos 3), o una con predominio de criterios sociales (pesos 4) que fueron estimados utilizando Expert Choice a fin de que no se generaran inconsistencias (la suma de todos los pesos asignados debe ser igual a 1).

# RESULTADOS

## Matriz decisional principal

La matriz decisional representa el núcleo básico en toda metodología multicriterio. En esta matriz se encuentran representadas las alternativas y su comportamiento para cada criterio evaluado. La matriz decisional consta de dos componentes principales: a) la matriz principal, en donde se hallan detallados los coeficientes técnicos que surgen de la aplicación de los modelos de simulación (valores relativamente objetivos), o de apreciación (valores subjetivos), y que no depende de los decisores, y b) la matriz de pesos, en donde se encuentran detalladas las diferentes valoraciones o preferencias, y que sí dependen de los juicios e intereses en juego entre los decisores.

Para este caso de estudio, ambas matrices se encuentran detalladas en la Tabla 2, donde figuran los valores obtenidos para las alternativas y criterios considerados, como así también las cuatro distribuciones de pesos asignadas, que intentan simular, como ya se señalara, cuatro grupos de decisión en conflicto, a los fines de analizar la sensibilidad de cada uno de los métodos multicriterio utilizados.

Tabla 3. Matriz decisional principal elaborada para la cuenca La Colacha (Córdoba) para aplicación de métodos multicriterio discretos. Fuente: elaboración propia.

Alternativa	Criterios ambientales				Criterios económicos				Criterios sociales				
	QPI	ERO	SED	CAM	INV	MAN	SAG	BEN	FIM	EPR	ACE	EMP	LEG
ASP	192	0.94	1.5	6.6	2.38	330.3	24.3	575	8	200	4	956	6
ASP + OH	138	0.94	0.4	6.7	3.38	462.8	24.9	570	10	200	3	970	5
ACTUAL	431	5.39	22.7	4.6	0.24	138.5	18.7	744	1	70	10	475	8
ACTUAL+CS	257	2.40	5.0	5	0.72	163.8	20.1	720	5	150	8	502	9
ACTUAL+OH	272	5.39	5.7	4.8	1.21	229.5	19.5	736	7	70	8	485	7
ACTUAL+CS+OH	170	2.40	1.3	5	1.69	279.6	20.7	712	10	150	7	520	8
INTENSIVO	561	6.49	41.6	3.6	0.30	196.7	6.9	883	3	50	7	270	9
INTENSIVO+CS	431	2.83	10.7	4.15	1.08	294.9	10.4	845	8	100	8	327	7
INTENSIVO+OH	351	6.49	10.4	3.8	1.26	271.5	7.8	873	10	50	8	291	7
INTENSIVO+CS+OH	272	2.83	2.7	4.1	2.03	382.3	11.1	837	10	100	7	336	8
PESOS 1: Ambiental	0.425				0.267				0.329				
	0.066	0.126	0.122	0.111	0.098	0.024	0.035	0.073	0.037	0.096	0.054	0.133	0.046
PESOS 2: Económico	0.176				0.582				0.241				
	0.049	0.066	0.022	0.039	0.146	0.061	0.081	0.16	0.134	0.069	0.135	0.018	0.019
PESOS 3: Equilibrio	0.358				0.324				0.318				
	0.083	0.109	0.063	0.103	0.117	0.033	0.043	0.093	0.038	0.114	0.069	0.076	0.059
PESOS 4: Social	0.251				0.3				0.449				
	0.06	0.069	0.048	0.074	0.089	0.024	0.039	0.062	0.086	0.114	0.099	0.18	0.056

Abreviaturas: ASP = uso agro-silvo-pastoril, OH = ordenamiento hidrológico de la cuenca, ACTUAL = uso actual, CS = conservación de suelos, INTENSIVO = uso intensivo. QPI = caudal pico ( $m^3 \cdot s^{-1}$ ), ERO = erosión de suelo ( $Mg \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$ ), SED = producción de sedimentos (miles de Mg), CAM = calidad ambiental (ad.), INV = inversión anualizada (millones de \$), MAN = mantenimiento y operación (miles de  $\$.año^{-1}$ ), SAG = pérdida de superficie agrícola (ha), BEN = beneficios de corto plazo ( $\$.ha^{-1} \cdot año^{-1}$ ), FIM = facilidad de implementación (años), EPR = estabilidad productiva (años), ACE = aceptabilidad social (ad.), EMP = empleo (número de puestos de trabajo), LEG = legislación vigente (ad.).

Los resultados preliminares indicarían que tanto para las distribuciones de pesos “ambiental”, “equilibrada” y “social”, las alternativas elegidas son los sistemas agrosilvopastoriles (ASP), seguidas por la alternativa de continuar con el uso actual, pero con conservación de suelos CS (Tabla 4). En la distribución con peso relativo en criterios “económicos”, las alternativas seleccionadas son la de intensificar el uso del suelo (INT) o mantener el actual (ACT), seguida por la de uso ACT+CS.

En términos descriptivos (o de explicación de la realidad), los resultados muestran la tendencia actual del uso del suelo, con predominio de los criterios económicos de corto plazo, y marcarían la tendencia hacia usos más intensivos. Desde una perspectiva normativa de análisis (o de diseño de sistemas mejorados), los resultados indicarían que las opciones más favorables ambiental y socialmente son las vinculadas a usos diversificados y esquemas de ordenamiento integrados (ASP y OH). Por otra parte, la opción ACT+CS aparece siempre en los primeros 4 lugares, lo cual la convierte en la opción más favorable en etapas intermedias hacia manejos más integrados, e indica la necesidad y viabilidad de políticas activas que promuevan la sistematización predial.

La valoración económica tiende a incluir las alternativas que incluyen técnicas de conservación de suelos (CS) entre las elegidas, priorizándolas sobre aquellas alternativas que incluyen el ordenamiento hidrológico o ambas estrategias. No obstante, se requerirían análisis más precisos a los fines de discriminar sólo entre alternativas CS vs. OH, u opciones combinadas, probablemente con métodos multicriterio de tipo continuos, como el de programación por metas (Mendoza y Martins 2006). Estas últimas opciones (CS y OH) aparecen con más frecuencia en las otras distribuciones de pesos de los criterios.

Tabla 4. Orden de preferencia de las alternativas para la cuenca La Colacha, estimadas mediante AHP para diferentes pesos. Fuente: elaboración propia.

Sistemas de pesos (ver Tabla 2)							
1: Ambiental		2: Económico		3: Equilibrado		4: Social	
Orden	Valor	Orden	Valor	Orden	Valor	Orden	Valor
ASP+OH	0.151	ACT	0.151	ASP+OH	0.137	ASP	0.139
ASP	0.151	INT	0.145	ASP	0.133	ASP+OH	0.139
ACT+CS	0.114	ACT+CS	0.108	ACT+CS	0.118	ACT	0.123
ACT+CS+OH	0.104	INT+CS	0.100	ACT	0.111	ACT+CS	0.118
ACT	0.101	INT+OH	0.097	INT	0.103	ACT+OH	0.076
INT	0.088	ASP	0.084	ACT+CS+OH	0.099	ACT+CS+OH	0.096
INT+CS+OH	0.077	ASP+OH	0.081	INT+CS	0.080	INT	0.099
INT+CS	0.074	ACT+OH	0.081	INT+CS+OH	0.076	INT+CS	0.076
ACT+OH	0.073	ACT+CS+OH	0.077	ACT+OH	0.073	INT+OH	0.065
INT+OH	0.062	INT+CS+OH	0.077	INT+OH	0.070	INT+CS+OH	0.069

No obstante, aparecen resultados poco consistentes como la aparición de la alternativa de intensificación agrícola (INT) superando a las que incluyen CS u OH, aun para las valoraciones con peso en lo ambiental. Esto podría deberse a que las distribuciones de peso mostraron índices de inconsistencia algo elevados (del orden de 10%), lo cual requeriría una precisión mayor en el análisis.

La extensión del análisis mediante AHP introduciendo la opinión de expertos, el análisis espacial mediante GIS y la participación de decisores, puede ser mejorada en la actualidad con un programa soporte de decisiones desarrollado en Australia (ASSE) (Hill et al. 2005).

## Método ELECTRE

El procesamiento de la matriz principal con este método marca tendencias similares al método anterior en cuanto a las opciones dominantes para todas las distribuciones, aunque con algunas diferencias en el orden de ubicación de las alternativas. La distribución de pesos con predominio ambiental ubica en el núcleo (opciones dominantes y que no son dominadas, Figura 2) a las alternativas silvopastoriles con y sin ordenamiento hidrológico (ASP y ASP+OH), resultados consistentes con el mejor desempeño de estas alternativas en variables ambientales como erosión, caudal e índice de calidad ambiental. La distribución de pesos equilibrada selecciona también a la alternativa ASP como dominante seguida del uso actual con conservación de suelos (ACT+CS). La distribución de pesos en lo social coloca en el núcleo únicamente a la alternativa de uso agrosilvopastoril (ASP).

No obstante no haberse realizado análisis de sensibilidad, que marquen la importancia relativa de los criterios, estos resultados indicarían que las alternativas con uso agrosilvopastoril (ASP) dominan al resto, para un amplio rango de peso de los criterios.

Al predominar los criterios económicos, el método selecciona a las alternativas ACT, ACT+CS e INT; es decir, coincide con el método AHP en cuanto a que jerarquiza las alternativas ACT e INT, pero pondera a la CS como igualmente favorable. En este sentido, el método incorpora restricciones concretas tanto al uso ACT como al uso INT, que deberían estar acompañados por medidas correctivas de conservación para estar entre las alternativas seleccionadas como más favorables.

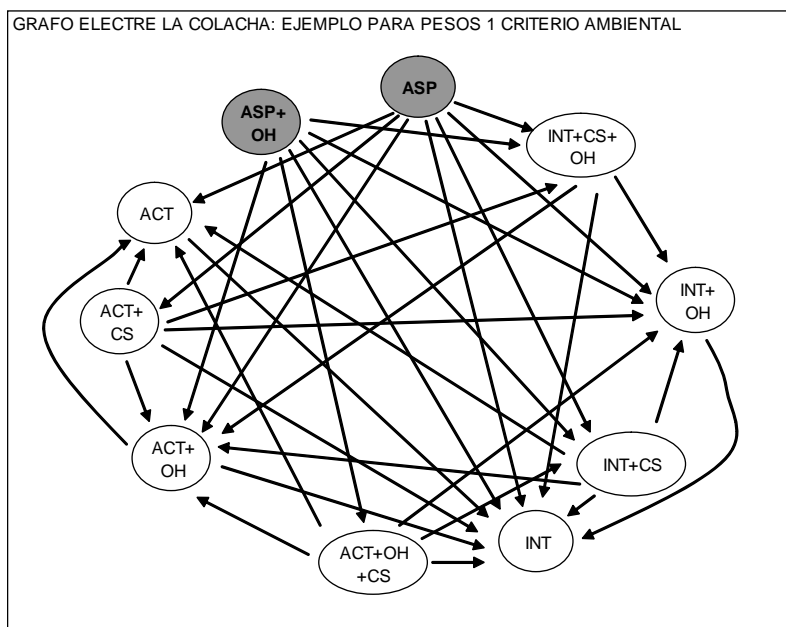


Figura 2. Gráfico de representación de alternativas con el método ELECTRE para la cuenca La Colacha. Resultado de la evaluación con pesos en criterios ambientales. En gris se destacan las alternativas del núcleo (elegidas como preferidas). Fuente: elaboración propia.

## Métodos PROMETHEE

Se utilizaron pseudocriterios tipo I (valor 1 cuando la alternativa supera, ó 0 cuando es superada). El orden obtenido aplicando la versión original del método, es decir sin considerar los pesos, es el siguiente: ACT+CS > ACT > ACT+CS+OH > ASP > ACT+OH > ASP+OH > INT+CS > INT > INT+CS+OH > INT+OH. Como se observa, selecciona como mejores opciones a las variantes del uso actual, y dentro de ellas la que incluye conservación de suelos como la más apta. En la Tabla 5 se muestra la aplicación del método modificado por Antón et al. (2006) y que considera los distintos pesos asignados.

Todas las valoraciones de pesos coinciden en que ACT-CS es la opción preferida. La alternativa de mantener el uso actual aparece como la segunda en orden de importancia para las valoraciones con sesgo hacia lo económico y social, mientras que las alternativas ASP+OH y ASP, en teoría las más sustentables en términos ambientales, sólo aparecen cuando predominan estos criterios en la valoración.

Tabla 5. Orden de las alternativas obtenido de la aplicación del método PROMETHEE, para la cuenca La Colacha.

1: Ambiental		2: Económico		3: Equilibrado		4: Social	
Orden	Valor	Orden	Valor	Orden	Valor	Orden	Valor
ACT+CS	3.094	ACT+CS	2.698	ACT+CS	3.19	ACT+CS	3.38
ASP+OH	2.292	ACT	2.63	ACT+CS+OH	1.384	ACT	1.269
ACT+CS+OH	2.109	INT	1.04	ASP	0.935	ASP	1.247
ASP	2.022	INT+CS	0.888	ASP+OH	0.755	ACT+CS+OH	1.243
ACT	-0.199	ACT+OH	0.175	ACT	0.616	ASP+OH	0.885
ACT+OH	-0.535	INT+OH	-0.701	INT+CS	-0.471	ACT+OH	0.02
INT+CS	-1.064	ACT+CS+OH	-0.733	ACT+OH	-0.483	INT+CS	-0.794
INT+CS+OH	-1.108	INT+CS+OH	-1.519	INT+CS+OH	-1.22	INT+CS+OH	-1.721
INT	-3.241	ASP	-1.646	INT	-1.97	INT	-2.317
INT+OH	-3.37	ASP+OH	-2.832	INT+OH	-2.736	INT+OH	-3.212

La alternativa de intensificación (INT) sólo aparece entre las principales cuando predominan criterios económicos, en coincidencia con las tendencias que marca la realidad agrícola regional (Gil et al. 2008).

La ubicación de las opciones agrosilvopastoriles (ASP) aparecen muy afectadas por los criterios económicos, que las colocan en último lugar, frente al resto de los criterios que las considera entre las principales. En el mismo sentido que las estrategias que incluyen ordenamiento hidrológico (OH), las opciones ASP son incluidas como prioritarias dentro de un amplio rango de criterios, excluido el económico que no las incluye entre sus opciones preferidas. La inclusión de pesos en PROMETHEE no altera la prioridad principal, pero sí lo hace con las siguientes. Por esta razón, en etapas posteriores de profundización del análisis se utilizarán otro tipo de pseudocriterios (por caso, los de tipo III) que tomen en cuenta con mayor detalle el gradiente de variación para discriminar entre alternativas, o se utilizarán otras versiones de PROMETHEE (Abu-Taleb y Mareschal 1995).

## Síntesis de resultados

La Tabla 6 sintetiza los resultados de las alternativas de ordenación territorial seleccionadas por los diferentes métodos para los sistemas de pesos asignados.

Tabla 6. Síntesis de resultados de la aplicación de métodos multicriterio discretos a la cuenca La Colacha (Córdoba).

Método	Pesos: Ambiental	Pesos: Económico	Pesos: Equilibrado	Pesos: Social
	Orden de preferencia de las alternativas			
AHP	ASP+OH ASP ACT+CS	ACT INT ACT+CS	ASP+OH ASP ACT+CS	ASP ASP+OH ACT
ELECTRE	ASP ASP+OH	ACT ACT+CS INT	ASP ACT+CS	ASP
PROMETHEE original	ACT+CS ACT ACT+CS+OH			
PROMETHEE modificado	ACT+CS ASP+OH ACT+CS+OH	ACT+CS ACT INT	ACT+CS ACT+CS+OH ASP	ACT+CS ACT ASP

Si bien los diferentes métodos varían en el orden asignado a las preferencias, pueden señalarse algunas tendencias preliminares. Los pesos con sesgo en criterios económicos priorizan la alternativa de uso actual (ACT) con o sin conservación de suelos (CS) como preferida. No incluyen ninguna de las alternativas con ordenamiento hidrológico (OH), ni las silvopastoriles (ASP) entre las principales. Incluyen en este grupo a la alternativa de intensificación (INT) de manera sistemática.

Los pesos en criterios ambientales jerarquizan a las opciones de uso agrosilvopastoril (ASP), en especial integradas al ordenamiento hidrológico (OH) entre las principales. Todas las opciones incluyen a la conservación de suelos (CS), al ordenamiento (OH) y, en menor medida a ambas, entre las elegidas.

En igual sentido, al utilizar pesos equilibrados aparecen alternativas de uso agrosilvopastoril (ASP) y actual con conservación de suelos (ACT+CS) en todos los métodos multicriterio. La opción ACT+CS+OH aparece en PROMETHEE entre los principales cuando se otorga peso a lo ambiental, o cuando éstos son equilibrados.

Las alternativas agrosilvopastoriles (ASP) aparecen como elegidas al predominar criterios sociales, aunque con diferente prioridad según los métodos. La alternativa de uso actual (ACT) aparece en la mayoría de ellos, acompañada de forma consistente de conservación de suelos (CS).

No parece haber una definición clara acerca de la importancia relativa de las alternativas que incluyen conservación de suelos (CS) u ordenamiento hidrológico (OH), cuya elección implicaría instrumentos de política diferentes; CS implica promoción de la actividad conservacionista privada, y OH supone una fuerte intervención del Estado en obra pública, bioingeniería e hidráulica. La búsqueda de una combinación óptima entre políticas para CS y para OH requeriría la aplicación de métodos más refinados de análisis, al interior de estas alternativas, para poder ponderar su importancia relativa.

## CONCLUSIONES Y LIMITACIONES

Se considera que los resultados muestran una tendencia consistente en cuanto a la valoración de alternativas por parte de los distintos métodos. En términos descriptivos, los métodos indicarían que las condiciones de uso actual no son ambientalmente las más desfavorables. No obstante, cuando priman los criterios económicos los métodos muestran que las condiciones de uso actual están entre las opciones “elegidas”.

Los resultados son consistentes con las tendencias observadas de intensificación en el uso de las tierras en los últimos años, en respuesta a claros estímulos económicos de corto plazo, y reforzarían la necesidad de implementar políticas de estímulo/desestímulo, promoción y concienciación de los decisores para aplicar usos sustentables, conservación de suelos y ordenamiento hidrológico en la cuenca, dada la creciente gravedad de los problemas ambientales que tienen lugar en la región.

Estos resultados preliminares requieren de análisis de sensibilidad más profundos, exploración de otro tipo de métodos (probablemente multicriterio continuo), y de dar precisión a la serie de indicadores usados (en especial económicos y sociales). De esta forma se podría mejorar la capacidad de generación, análisis y, llegado el caso, de selección de alternativas de ordenamiento territorial en la cuenca.

La falta de participación de los decisores en el proceso de diseño, análisis y selección de alternativas es otro de las limitaciones del presente trabajo en relación con las condiciones reales de implementación de políticas en la cuenca.

En futuros análisis se debería ampliar el número de criterios, alternativas y servicios ecosistémicos a considerar, en vista de la fuerte interacción en el comportamiento (ambiental, social y económico) que implica cada nueva alternativa. A modo de ejemplo, algunas variables a incorporar serían: efectos de las alternativas sobre los caudales base de los cursos, efectos del uso agrosilvopastoril (ASP) sobre la hidrología superficial y subterránea de la cuenca, efectos sobre biodiversidad, definición de actuaciones en el sector serrano, e incluir y modelar la alternativa de ordenamiento hidrológico en base a grandes embalses multipropósito (retención, regulación, recreación, riego) en la porción alta y baja de la cuenca.



## **AGRADECIMIENTOS**

Este trabajo fue financiado por: Programa "Bases para un modelo de gestión sustentable de las tierras del sur de Córdoba" financiado por la SECYT - Universidad Nacional de Río Cuarto y Proyecto Semilla "Elaboración de un modelo matemático para la selección de alternativas de ordenación integral de la cuenca La Colacha (Córdoba, Argentina)", Universidad Politécnica de Madrid-Universidad Nacional de Río Cuarto.

## BIBLIOGRAFÍA

- Antoine, J., G. Fischery M. Makowski. 1997. Multiple criteria land use analysis. *Applied Mathematics and Computation* 88:195-215.
- Antón, J.M., J.B. Grau y E. Sánchez. 2006. Compromise Programming Calibration for financial analysis of firms of a common sector of business, case study for a set of Spanish banks in 1995. *Applied Financial Economics*. UK.
- Abu-Taleb, M.F. y B. Mareschal. 1995. Water resources planning in the Middle-East: application of the PROMETHEE V multicriteria method. *European Journal of Operational Research* 81:500-511.
- Agrell, P.J., A. Stam y G.W. Fischer. 2004. Interactive multiobjective agro-ecological land use planning: The Bungoma region in Kenya. *European Journal of Operational Research* 158:194-217.
- Barba-Romero, S. y J. Pomerol. 1997. Decisiones multicriterio. Fundamentos teóricos y utilización práctica. Colección de Economía Universidad de Alcalá. Pp. 420.
- Bolte, J.P., D.W. Hulse, S.V. Gregory y C. Smith. 2006. Modelling biocomplexity-actors, landscapes and alternative futures. *Environmental Modeling and Software* 22:570-579.
- Brans, J.P., Ph. Vincke y B. Mareschal. 1986. How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method. *European J. of Operational Research* 44(1):138-228.
- Cantero, J.J. y C. Bianco. 1986. Las plantas vasculares del suroeste de la Provincia de Córdoba. Parte III. Catalogo preliminar de las especies. *Rev. UNRC* 6:5-52.
- Cantero, A., M. Cantú, J. Cisneros, J. Cantero, M. Blarasin, et al. 1998. Las tierras y aguas del sur de Córdoba. Propuestas para un manejo sustentable. Universidad Nacional de Río Cuarto. Pp. 119.
- Cisneros, J.M., J.D. de Prada, A. Degioanni, A. Cantero Gutiérrez, H. Gil, et al. 2004. Erosión hídrica y cambio de uso de los suelos en Córdoba. Evaluación mediante el modelo RUSLE 2. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos. Argentina.
- Cisneros, J.M., G.A. Cantero, H.A. Gil, V.H. Becerra, M.A. Reynero, et al. 2005. Identificación de los focos activos de erosión hídrica lineal y programa de control de erosión en la cuenca media y alta del Arroyo Santa Catalina (arroyos La Barranquita, Cipión y La Colacha). Informe Final Protocolo Especifico de Cooperación Dirección Provincial de Agua y Saneamiento (DIPAS) – UNRC/FAV. Pp. 20 y anexos (catálogo de prácticas y cartográfico).
- Cisneros, J.M., G.A. Cantero, A. Degioanni, A. Angeli, J.G. González, et al. 2008b. Uso del suelo, erosión y deterioro de caminos rurales: el caso de la cuenca Suco-Moldes-Mackenna (Córdoba). XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes (San Luis), 13-16 Mayo 2008. En Actas.

- Cisneros, J.M., A. Cantero, A. Degioanni, V.H. Becerra y M.A. Zubrzycki. 2008a. Producción, Uso y Manejo de las Tierras. Pp. 31-44 en: de Prada, J.D. y J. Penna (eds.). Percepción económica y visión de los productores agropecuarios de los problemas ambientales en el Sur de Córdoba, Argentina. Instituto de Economía y Sociología INTA.
- Cisneros, J.M., J.D. de Prada, A. Degioanni, A. Cantero Gutiérrez, H. Gil, et al. 2004. Erosión hídrica y cambio de uso de los suelos en Córdoba. Evaluación mediante el modelo RUSLE 2. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos, Argentina. Actas del Congreso. Trabajo completo en CD.
- Dabney, S.M., K.C. Mc Gregor, D.V. Wilson y R.F. Cullum. 2009. How management of grass hedges affects their erosion reduction potential. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73:241-254.
- Degioanni, A., A. Camarasa Belmonte y F. Moreno Sanz. 2000. Bases Metodológicas para la Evaluación, Uso y Gestión Sostenible de los Recursos Agrarios. Aplicación a la cuenca Santa Catalina (Argentina). *Tecnologías Geográficas para el Desarrollo Sostenible*. Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá 2000:290-311.
- de Prada, J.D., T.S. Lee, A.R. Angeli, J.M. Cisneros y G.A. Cantero. 2008. Análisis multicriterio de la conservación de suelo: Aplicación a una cuenca representativa del centro Argentino. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* 9:45-59. [www.redibec.org/IVO/rev9\\_04.pdf](http://www.redibec.org/IVO/rev9_04.pdf) (último acceso: 12/11/2010).
- de Prada, J.D., J. Boretto, M. Ferrando, A. García, J. Olmos, et al. 1994. Proyecto de conservación y ordenamiento de tierras General Deheza, Master of Art, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba.
- Dorner, S., J. Shi y D. Swayne. 2007. Multi-objective modeling and support using a Bayesian network approximation to a non-point source pollution model. *Journal of Environmental Modeling and Software* 22:211-222.
- ESRI. 1999. Arcview 3.2. User manual.
- Geneletti, D. 2007. An approach based on spatial multicriteria analysis to map the nature conservation value of agricultural land. *Journal of Environmental Management* 83:228-235.
- Gil, H.A., J.D. de Prada, J. Hernández, C. Pereyra y A.R. Angeli. 2008. Análisis de la Percepción del Productor sobre la Problemática Ambiental. Pp. 57-73 en: de Prada, J.D. y J. Penna (eds.). Percepción económica y visión de los productores agropecuarios de los problemas ambientales en el Sur de Córdoba, Argentina. Instituto de Economía y Sociología INTA.
- Giupponi, C., J. Mysiak, A. Fassio y V. Cogan. 2004. MULINO-DSS: a computer tool for sustainable use of water resources at the catchment scale. *Mathematics and Computers in Simulation* 64:13-24.

- Giupponi, C. y P. Rosato. 2002. Multi-criteria analysis and decision-support for water management at the catchment scale: an application to diffuse pollution control in the Venice Lagoon. Nota di lavoro 31.2002. [www.feem.it/getpage.aspx?id=977&sez=Publications&padre=73](http://www.feem.it/getpage.aspx?id=977&sez=Publications&padre=73) (último acceso: 10/11/2010).
- Gómez Orea, D. 1999. Evaluación de Impacto Ambiental. Editorial Agrícola Española, Mundi Prensa. Pp. 701.
- Gómez-Limón, J. A, J. Berbel y M. Arriaza. 2003. Chapter 6. MCDM farm system analysis for public management of irrigated agriculture. Pp. 93-114 en: Weintraub, A., C. Romero, T. Bjorndal y R. Epstein (eds.). Handbook on Operations Research in Natural Resources, Springer.
- Goncalvez, J.M., L.S. Pereira, S.X. Fang y B. Dong. 2007. Modeling and multicriteria analysis of water saving scenarios for an irrigation district in upper Yellow River Basin. *Agricultural Water Management* 94:93-108.
- Grau, J.B., J.M. Antón, A.M. Tarquis y D. Andina. 2008. Election of water resources management entity using a multi-criteria decision (MCD) method in Salta province (Argentina), Proceedings WMSCI 2008 vol. I, Orlando, Florida, EE.UU. Pp. 30-35.
- Henig, M.I. y A. Weintraub. 2006. A dynamic objective-subjective structure for forest management focusing on environmental issues. *J. Multi-crit. Decis. Anal.* 14:55-65.
- Hill, M.J., R. Braaten, S.M. Veitch, B.G. Lees y S. Sharma. 2005. Multi-criteria decision analysis in spatial decision support: the ASSES analytical hierarchy process and the role of quantitative methods and spatially explicit analysis. *Journal of Environmental Modeling and Software* 20:955-976.
- Janssen, R. 2001. On the use of multi-criteria analysis in environmental impact assessment in The Netherlands. *J. Multi-crit. Decis. Anal.* 10:101-109.
- Janssen, R., H. Goosen, M.L. Verhoeven, J.T.A. Verhoeven, A.Q.A.Omtzigt, et al. 2005. Decision support for integrated wetland management. *Journal of Environmental Modeling and Software* 20:215-229.
- Jobbágy, E.G., M.D. Nosetto, C.S. Santoni y G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología Austral* 18:305-322.
- Koo, B.K. y P.E. O'Connell. 2006. An integrated modeling and multicriteria analysis approach to managing nitrate diffuse pollution: 2. A case study for a chalk catchment in England. *Science of the Total Environment* 358:1-20.
- Lakshminarayan, P.G., S.R. Johnson y A. Bouzaher. 1995. A multi-objective approach to integrating agricultural economic and environmental policies. *Journal of Environmental Management* 45:365-378.

- Lasage, R. 2007. A multi criteria analysis of water management strategies in Kitui, Kenya. Research paper 4 within the WatManSup project. Report W-07/14. Vrije Univesiteit Amsterdam.
- Llach, J., M. Harriague y E. O'Connor. 2004. La generación de empleo en las cadenas agroindustriales, documento de la Fundación Producir Conservando, Buenos Aires.
- Lomas, P.L., B. Martín, C. Louis, D. Montoya, C. Montes, et al. 2005. Guía práctica para la valoración económica de los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas. Serie Monografías N° 1. Publicaciones de la Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez.
- Macleod, C.J.A., D. Scholefield y P.M. Haygarth. 2007. Integration for sustainable catchment management. *Science of the Total Environment* 373:591-602.
- Manuel-Navarrete, D., G. Gallopin, M. Blanco, M. Díaz-Zorita, D. Ferraro, et al. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad brechas de conocimiento e integración de políticas. CEPAL. Serie Medio Ambiente y Desarrollo N° 118. Santiago de Chile.
- Marttunen, M. y M. Suomalainen. 2005. Participatory and multiobjective development of water course regulation-creation of regulation alternatives from stakeholders preferences. *J. Multi-crit. Decis. Anal.* 13:24-49.
- Mendoza, G. A y H. Martins. 2006. Multi-criteria decision analysis in natural resources management. A critical review of methods and new modeling paradigms. *Forest Ecology and Management* 230:1-22.
- Morgan, R.P.C. y R.J. Rickson. 1995. Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach. [www.sciencedirect.com/science?\\_ob=ArticleURL&\\_udi=B6TC8-4C9BVRJ-2&\\_user=10&coverDate=07/31/1995&\\_rdoc=1&\\_fmt=high&\\_orig=search&\\_origin=search&\\_sort=d&\\_docanchor=&view=c&\\_acct=C000050221&\\_version=1&\\_urlVersion=0&\\_userid=10&md5=4d98126c4f551ae61a441c74721b785c&searchtype=a](http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6TC8-4C9BVRJ-2&_user=10&coverDate=07/31/1995&_rdoc=1&_fmt=high&_orig=search&_origin=search&_sort=d&_docanchor=&view=c&_acct=C000050221&_version=1&_urlVersion=0&_userid=10&md5=4d98126c4f551ae61a441c74721b785c&searchtype=a) (último acceso: 10/11/2010). E&FN Spon. Pp. 274.
- Munafo, M., G. Cecchi, F. Baiocco y L. Mancini. 2005. River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. *Journal of Environmental Management* 77:93-98.
- Munda, G., M. Parruccini y G. Rossi. 1998. Multicriteria evaluation methods in renewable resource management: integrated water management under drought conditions. Pp. 79-94 en: Beinat, E. y P. Nijkamp (eds.). *Multicriteria analysis for land use management*. Kluwer Academic Publishers. Pp. 369.
- Muñoz-Carpena, R. y J.E. Parsons. 2005. VFSSMOD-W Vegetative filter strips hydrology and sediment transport modeling system. Model documentation and user manual. Ag. & Bio. Eng., U. of Florida and Bio & Ag. Engineering-NC State University. [abe.ufl.edu/carpena/files/pdf/.../vfssmod/VFSSMOD\\_UsersManual\\_v2d3.pdf](http://abe.ufl.edu/carpena/files/pdf/.../vfssmod/VFSSMOD_UsersManual_v2d3.pdf) (último acceso: 10/11/2010).

- Mysiak, J., C. Giupponi y P. Rosatto. 2005. Towards the development of a decision support system for water resource management. *Environmental Modeling and Software* 20:203-214.
- Romero, C. 1993. *Teoría de la Decisión Multicriterio. Conceptos técnicas y aplicaciones*. Madrid, Alianza Editorial. España.
- Roy, B. 1985. *Méthodologie Multicritère d'Aide à la Décision*. Economica, Paris.
- Saaty, T. 1980. *The Analytic Hierarchy Process*, Mac Graw-Hill, New York. EE.UU.
- Schwab, G.O., D.D. Fangmeier, W.J. Elliot y R.K. Frevert. 1993. *Soil and Water Conservation Engineering*. John Willey & Sons, Inc., 4th edition. New York, NY. EE.UU.
- Smakhtin, V.U. 2001. Low flow hydrology: a review. *Journal of Hydrology* 240:147-186.
- Servicio de Agrometeorología UNRC. 2004. *Estadísticas climáticas*.
- Sparovek, G. y E. Schnug. 2001. Temporal erosion-induced soil degradation and yield loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65:1479-1486.
- Srdjevic, B. 2007. Linking analytic hierarchy process and social choice methods to support group decision-making in water management. *Decision Support Systems* 42:2261-2273.
- USACE (US Army Corp of Engineers). 2008. HEC-HMS Hydrologic model System, V 3.2. Abril 2008. [www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/](http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/) (último acceso: 15/11/2010).
- USDA-ARS. 2008. Science Documentation revised universal soil loss equation Version 2. fargo. [nserl.purdue.edu/rusle2\\_dataweb/RUSLE2\\_Index.htm](http://nserl.purdue.edu/rusle2_dataweb/RUSLE2_Index.htm) (último acceso: 12/11/2010).
- Verstraeten, G. y J. Poesen. 2002. Regional scale variability in sediment and nutrient delivery from small agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 31:870-879.
- Zerkland, S. y H. Boughanmi. 2007. Chapter 5. Modeling the interactions between agriculture and the environment. Pp. 69-92 en: Weintraub, A., C. Romero, T. Bjorndal y R. Epstein (eds.). *Handbook on Operations Research in Natural Resources*, Springer.