

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/338434791>

El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones. Servicios ecosistémicos y Ordenamiento Territorial Rural

Book · January 2020

CITATIONS

0

READS

437

2 authors:



José Paruelo

Universidad de Buenos Aires

267 PUBLICATIONS 29,084 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Pedro Laterra

National Scientific and Technical Research Council (CONICET) and Fundación Bari...

84 PUBLICATIONS 1,585 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)


Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



ECOSER: Collaborative evaluation and mapping of ecosystem services supply and socio-ecological vulnerability for land-use planning (www.eco-ser.com.ar) [View project](#)



Red VESPLAN (Vulnerabilidad, Servicios Ecosistémicos y Planeamiento del Territorio Rural) - www.vesplan.org - www.vesplan.org/sev [View project](#)



El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones

Servicios Ecosistémicos
y Ordenamiento
Territorial Rural

José María Paruelo
Pedro Laterra
(Eds.)

BEST-P



EDICIONES
ciccus

El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones

Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial Rural

El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones

Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial Rural

José María Paruelo y Pedro Laterra
(Editores)

EDICIONES
ciccus

El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones : servicios
ecosistémicos y ordenamiento territorial rural / José M.
Paruelo ... [et al.] ; editado por José M. Paruelo ; Pedro
Lattera. - 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires :
Fundación CICCUS, 2019.
512 p. ; 23 x 16 cm.

ISBN 978-987-693-802-0

1. Ecosistemas. 2. Ordenamiento Territorial. 3. Ambiente Rural. I. Paruelo, José M.,
ed. II. Lattera, Pedro, ed.
CDD 577.0982

Fecha de catalogación: 25/09/2019

Primera edición: Octubre 2019

Diagramación: Andy Sfeir

Diseño de tapa: Gabriela Lucano

Corrección: Noelia Poloni del Villar

Coordinación y Producción Editorial: Andrea Hamid

© Ediciones CICCUS - 2019
Medrano 288 (C1179AAD)
(54 11) 4981.6318
ciccus@ciccus.org.ar
www.ciccus.org.ar

Hecho el depósito que marca la ley 11.723.

Prohibida la reproducción total o parcial del contenido de este libro en
cualquier tipo de soporte o formato sin la autorización previa del editor.



Impreso en Argentina
Printed in Argentina



Ediciones CICCUS ha sido
merecedora del reconoci-
miento **Embajada de Paz**,
en el marco del Proyecto-
Campaña “Despertando Con-
ciencia de Paz”, auspiciado por la Orga-
nización de las Naciones Unidas para la
Ciencia y la Cultura (UNESCO).

Índice

Agradecimientos	11
Prólogo - Servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural	13
Autores y afiliaciones institucionales	15
Acronimos institucionales	20
Introducción general. Los fines y los medios. Integrando el concepto de servicios ecosistémicos en procesos de ordenamiento territorial	21
<i>José María Paruelo y Pedro Laterra</i>	
Sección A. ¿Cómo comprender los cucos*? Estudios de la dinámica del uso y la cobertura del suelo	33
<i>José María Paruelo, José Norberto Volante, Germán Baldi y Santiago Baeza</i>	
Capítulo A.1. ¿Cómo estudiar los cucos?	42
<i>Camilo Ernesto Bagnato, Santiago Baeza, Luciana Staiano y José María Paruelo</i>	
Caja A.1.1. Clasificación no supervisada de la cobertura del suelo utilizando firmas fenológicas de alta resolución temporal	59
<i>Camilo Ernesto Bagnato y Luciana Staiano</i>	
Caja A.1.2. El trabajo de campo para realizar y evaluar clasificaciones del uso y la cobertura del suelo	61
<i>Camilo Ernesto Bagnato</i>	
Caja A.1.3. El uso de bases de datos geográficos para la obtención de firmas fenológicas	64
<i>Luciana Staiano</i>	
Caja A.1.4. Coberturas del suelo de la República Oriental del Uruguay para las campañas de invierno y verano 2014-2015	68
<i>Camilo Ernesto Bagnato</i>	

* Cambios en el uso y coberturas del suelo.

Capítulo A.2. Los cucos* y el paisaje	74
<i>Germán Baldi, José Norberto Volante y José María Paruelo</i>	
Capítulo A.3. Los cucos cambian: dinámica del uso y cobertura del suelo	86
<i>Germán Baldi, José Norberto Volante y José María Paruelo</i>	
Capítulo A.4. ¿Qué controla los cucos?	100
<i>José Norberto Volante, Germán Baldi y José María Paruelo</i>	
Caja A.4.1. Pasos metodológicos en la generación de modelos sobre los controles ambientales de los cucos.	115
<i>Germán Baldi, José Norberto Volante y José María Paruelo</i>	
Sección B. Oferta y demanda de servicios ecosistémicos	120
<i>José María Paruelo</i>	
Capítulo B.1. ¿De dónde salen y adónde van a parar los servicios ecosistémicos? La oferta, la demanda y sus indicadores.	122
<i>Pedro Laterra, Laura Nahuelhual y María Paula Barral</i>	
Capítulo B.2. Conectando la estructura y funcionamiento ecosistémico y los servicios: funciones de producción	134
<i>José María Paruelo, Gervasio Piñeiro, Matías Mastrangelo, Ernesto Hugo Berbery y Federico Weyland</i>	
Caja B.2.1. Funciones de producción de forraje	144
<i>Mariano Oyarzabal y Pablo Baldassini</i>	
Caja B.2.2. Modelado de la dinámica del C y ejemplos de su utilización para construir funciones de producción de servicios ecosistémicos	153
<i>Gervasio Piñeiro y Sebastián Villarino</i>	
Caja B.2.3. Recarga de acuíferos y salinización en bosques xerofíticos	157
<i>María Laura Amdan y Raúl Giménez</i>	
Caja B.2.4. El caso de la oferta de un servicio ecosistémico final clave: agua para consumo en regiones áridas y semiáridas	162
<i>Patricio Magliano, Francisco Murray, Germán Baldi, Ricardo Páez, Santiago Aurand y Esteban Javier Jobbágy</i>	
Caja B.2.5. Regulación de las emisiones de N₂O	169
<i>Gervasio Piñeiro, Tomás Della Chiesa y Laura Yahdjian</i>	

* Cambios en el uso y coberturas del suelo.

Caja B.2.6. Estimaciones de biodiversidad de aves	171
<i>Matías Mastrangelo y Federico Weyland</i>	
Caja B.2.7. Modelos climáticos	173
<i>Ernesto Hugo Berbery y Omar V. Müller</i>	
Caja B.2.8. El efecto de los cambios en el uso sobre servicios ecosistémicos intermedios relacionados con la regulación climática. El caso de la cuenca del Plata	176
<i>Omar V. Müller y Ernesto Hugo Berbery</i>	
Capítulo B.3. Los CUCOS* y los servicios ecosistémicos: funciones de impacto	177
<i>José María Paruelo y Hernán Dieguez</i>	
Capítulo B.4. Métodos y herramientas de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos. El protocolo ECOSER** ..	196
<i>María Paula Barral, Laura Nahuelhual y Pedro Laterra</i>	
Capítulo B.5. Los CUCOS y los servicios ecosistémicos: el (dis)servicio de regulación hídrica en la llanura chaco-pampeana	212
<i>Esteban Gabriel Jobbágy, Marcelo Daniel Nosetto, Raúl Giménez y Jorge Luis Mercau</i>	
Sección C. Caracterización social del territorio	222
<i>José María Paruelo</i>	
Capítulo C.1. El concepto de capital social	224
<i>Verónica Filardo y Virginia Rossi</i>	
Capítulo C.2. El estudio del capital social mediante la metodología Q	239
<i>Virginia Rossi y Pedro de Hegedüs</i>	
Capítulo C.3. Dispositivo metodológico para analizar el sistema de actores de un territorio	246
<i>Virginia Rossi, Verónica Filardo y Alejandra Auer</i>	
Capítulo C.4. Agriculturización y actores sociales de Balcarce	253
<i>Alejandra Auer</i>	
Capítulo C.5. Mapeo de actores del este de Salta (Argentina): ¿cómo se posicionan y relacionan los actores frente a los cambios en el uso del suelo?	269
<i>María Vallejos</i>	

* Cambios en el uso y coberturas del suelo.

** Protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socioecológica para el ordenamiento territorial

Capítulo C.6. Análisis comparativo de mapas de actores ..	299
<i>Verónica Filardo y Virginia Rossi</i>	
Capítulo C.7. Pobreza y condiciones de vida en las áreas rurales de Argentina y Uruguay: una mirada comparada ..	307
<i>Víctor Borrás y Verónica Filardo</i>	
Capítulo C.8. Los servicios ecosistémicos orientando el ordenamiento territorial: el caso de Balcarce (Argentina) ..	324
<i>Néstor Oscar Maceira, Alejandra Auer y Lorena Herrera</i>	
Sección D. La interacción entre la dimensión humana y la biofísica	340
<i>José María Paruelo</i>	
Capítulo D.1. El conocimiento local y la modificación de la oferta de servicios ecosistémicos: el caso de las terrazas ..	345
<i>Gerardo Bocco</i>	
Capítulo D.2. ¿Cómo se reparten las ganancias de carbono? Apropiación Humana de la Productividad Primaria	356
<i>José María Paruelo, Juan Pablo Guerschman, Santiago Baeza y Fabio Daniel Trinco</i>	
Capítulo D.3. ¿Cómo deciden los que deciden? El comportamiento de los productores agropecuarios en el Chaco seco argentino	370
<i>Matías Mastrangelo</i>	
Capítulo D.4. La heterogeneidad de estrategias productivas agrícolas en sistemas semiáridos de Sudamérica	392
<i>Germán Baldi, Francisco Murray y Esteban Gabriel Jobbágy</i>	
Capítulo D.5. El uso del suelo como fuente de heterogeneidad: modelos de estados y transiciones en pastizales del Uruguay	399
<i>Alice Altesor, Marcelo Pereira y Felipe Lezama</i>	
Capítulo D.6. Anticipándose a los cambios: análisis de la vulnerabilidad socioecológica	410
<i>Laura Nahuelhual, María Paula Barral y Pedro Laterra</i>	
Sección E. Glosario	424
<i>Daniela Gangi y José María Paruelo</i>	

Agradecimientos

Este libro se realizó con el aporte fundamental del Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) a través del proyecto CRN 3095, que cuenta con el respaldo de la Fundación Nacional de Ciencias de Estados Unidos (Grant GEO-1128040). Agradecemos también el aporte del Proyecto: “Vulnerabilidad y adaptación de pequeñas localidades indígenas frente a peligros hidro-meteorológicos. Casos en la Sierra-Costa de Michoacán y en la Mixteca Alta de Oaxaca”. IN300819 UNAM. Gabriela Lucano brindó una valiosa asistencia en el proceso de diseño gráfico y en la elaboración de la cubierta.

Prólogo - Servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural

José María Paruelo y Pedro Laterra

Este libro resume, integra y sintetiza resultados de investigaciones acerca de cómo la idea de *servicios ecosistémicos* (SE) puede contribuir en procesos de *ordenamiento territorial rural* (OTR). El foco geográfico está puesto en áreas de Latinoamérica donde los paisajes están experimentando fabulosas transformaciones.

A lo largo de los distintos capítulos se presentan las bases conceptuales y metodológicas para describir y entender los cambios en el uso del suelo, para cuantificar la oferta y la demanda de SE y comprender cómo las transformaciones del paisaje los afectan. El libro trata, en última instancia, acerca de cómo las comunidades pueden enfrentar el desafío que plantea la transformación y/o la persistencia de un *sistema socioecológico* (SSE). En tal sentido, los aspectos sociales y, en especial la interacción entre la dimensión humana y biofísica de los SSE, reciben una atención particular. A partir de la experiencia de los autores, se muestra cómo los marcos conceptuales y las metodologías presentadas se ponen en acción y contribuyen a la toma de decisiones en situaciones concretas.

Los textos se presentan en tres niveles de complejidad y detalle técnico. La introducción de cada una de las secciones (primer nivel) sintetiza los aspectos más importantes desarrollados en los capítulos (segundo nivel) que las integran. Por otro lado, una serie de “cajas” (tercer nivel) abordan aspectos metodológicos o ejemplos con mayor detalle.

El público al cual está dirigido este libro excede el ámbito académico. Además de apoyar como material de lectura cursos de grado y posgrado en Ordenamiento Territorial, Planificación del Paisaje, Servicios Ecosistémicos, Dinámica de Sistemas Socio-Ecológicos etc., pretende constituirse en una guía para quienes, desde distintas disciplinas, deben actuar en el territorio. En tal sentido, esperamos que técnicos de

agencias y organismos gubernamentales y no gubernamentales, encuentren en este volumen elementos que les permitan mejorar sus intervenciones.

El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones es el resultado del trabajo, pero sobre todo, de las interacciones, de la red de investigadores que forman parte del proyecto Bridging Ecosystem Services and Territorial Planning (BEST-P IAI CRN 3095), financiado por el Inter-American Institute for Global Change Research.

Autores y afiliaciones institucionales

Altesor, Alice

GEP, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UDELAR, Uruguay.

Amdan, María Laura

LART, IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Buenos Aires, Argentina.

Auer, Alejandra

GEAP, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce (INTA-Universidad Nacional de Mar del Plata); CONICET, Argentina.

Aurand, Santiago

Agencia de Extensión Rural San Luis, INTA, Argentina.

Baeza, Santiago

Departamento de Sistemas Ambientales, Facultad de Agronomía, UDELAR, Uruguay.

Bagnato, Camilo Ernesto

Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información (FAUBA); LART (IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Buenos Aires), Argentina.

Baldassini, Pablo

Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información (FAUBA); LART (IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Buenos Aires), Argentina.

Baldi, Germán

GEA, IMASL, Universidad Nacional de San Luis, CONICET, Argentina.

Barral, María Paula

INTA, Centro Regional Buenos Aires Sur. Estación Experimental Agropecuaria Balcarce; GEAP, Unidad Integrada Balcarce (INTA-Universidad Nacional de Mar del Plata), Argentina.

Berbery, Ernesto Hugo

Cooperative Institute for Climate and Satellites-Maryland/Earth System Science Interdisciplinary Center, Universidad de Maryland, Estados Unidos.

Bocco, Gerardo

CIGA, Universidad Nacional Autónoma de México, México; IPCSH, CCT-CO-NICET CENPAT, Argentina.

Borrás, Víctor

Departamento de Sociología, Facultad de Ciencias Sociales, UDELAR, Uruguay.

de Hegedüs, Pedro

Departamento de Ciencias Sociales, Facultad de Agronomía, UDELAR, Uruguay.

Della Chiesa, Tomás

Cátedra de Climatología y Fenología Agrícolas (FAUBA); IFEVA (Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Buenos Aires), Argentina.

Dieguez, Hernán

Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información (FAUBA); LART (IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Buenos Aires), Argentina.

Filardo, Verónica

Departamento de Sociología, Facultad de Ciencias Sociales, UDELAR, Uruguay.

Gangi, Daniela

FAUBA, UBA, Argentina.

Giménez, Raúl

GEA, IMASL, Universidad Nacional de San Luis, CONICET, Argentina.

Guerschman, Juan Pablo

CSIRO, Canberra, Australia

Herrera, Lorena

GEAP, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce (INTA-Universidad Nacional de Mar del Plata); CONICET, Argentina.

Jobbágy, Esteban Gabriel

GEA, IMASL, Universidad Nacional de San Luis, CONICET, Argentina.

Laterra, Pedro

Fundación Bariloche; GEAP, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce (INTA-Universidad Nacional de Mar del Plata); CONICET, Argentina.

Lezama, Felipe

Departamento de Sistemas Ambientales, Facultad de Agronomía, UDELAR, Uruguay.

Maceira, Néstor Oscar

Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, INTA; GEAP, Unidad Integrada Balcarce (INTA-Universidad Nacional de Mar del Plata), Argentina.

Magliano, Patricio

GEA, IMASL, Universidad Nacional de San Luis, CONICET, Argentina.

Mastrangelo, Matías

GEAP, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce (INTA-Universidad Nacional de Mar del Plata); CONICET, Argentina.

Mercau, Jorge Luis

Agencia de Extensión Rural San Luis, INTA; GEA, IMASL, Universidad Nacional de San Luis, CONICET, Argentina.

Müller, Omar V.

CEVARCAM, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral, Argentina.

Murray, Francisco

Agencia de Extensión Rural San Luis, INTA; GEA, IMASL, Universidad Nacional de San Luis, CONICET, Argentina.

Nahuelhual, Laura

Centro de Investigación en Dinámica de Ecosistemas Marinos de Altas Latitudes (IDEAL), Universidad Austral de Chile. Campus Isla Teja, Valdivia, Chile; Instituto de Economía, Facultad de Ciencias Económicas y Administrativas, Universidad Austral de Chile. Campus Isla Teja, Valdivia, Chile; Fundación Bariloche, Argentina.

Nosetto, Marcelo Daniel

GEA, IMASL, Universidad Nacional de San Luis, CONICET, Argentina.

Oyarzabal, Mariano

Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información (FAUBA); LART (IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Buenos Aires), Argentina.

Páez, Ricardo

GEA, IMASL, Universidad Nacional de San Luis, CONICET, Argentina.

Paruelo, José María

INIA, La Estanzuela, Colonia, Uruguay; GEP, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UDELAR, Uruguay; Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información (FAUBA), LART (IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Buenos Aires), Argentina.

Pereira, Marcelo

IPA, Uruguay.

Piñeiro, Gervasio

Cátedra de Ecología (FAUBA), LART (IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Buenos Aires), Argentina; Departamento de Sistemas Ambientales, Facultad de Agronomía, UDELAR, Uruguay.

Rossi, Virginia

Departamento de Ciencias Sociales, Facultad de Agronomía, UDELAR, Uruguay.

Staiano, Luciana

Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información (FAUBA); LART (IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Buenos Aires), Argentina.

Trinco, Fabio Daniel

Estación Experimental Agropecuaria Bariloche, INTA, Argentina.

Vallejos, María

INTA, La Estanzuela, Colonia, Uruguay; Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información (FAUBA), LART (IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Buenos Aires), Argentina.

Villarino, Sebastián

GEAP, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce (INTA-Universidad Nacional de Mar del Plata); CONICET, Argentina.

Volante, José Norberto

Estación Experimental Agropecuaria Salta, INTA, Argentina.

Weyland, Federico

GEAP, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata; CONICET, Argentina.

Yahdjian, Laura

Cátedra de Ecología (FAUBA); IFEVA (Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Buenos Aires), Argentina.

Acrónimos institucionales

CENPAT (Centro Nacional Patagónico)
CEVARCAM (Centro de Estudios de Variabilidad y Cambio Climático)
CIGA (Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental)
CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas)
CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation)
FAUBA (Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires)
GEA (Grupo de Estudios Ambientales)
GEAP (Grupo de Estudio de Agroecosistemas y Paisajes Rurales)
GEP (Grupo de Ecología de Pastizales)
IDEAL (Centro de Investigación en Dinámica de Ecosistemas Marinos de Altas Latitudes)
IFEVA (Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura)
IMASL (Instituto de Matemática Aplicada San Luis)
INIA (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria)
INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria)
IPA (Instituto Plan Agropecuario)
IPCSH (Instituto Patagónico de Ciencias Sociales y Humanas)
LART (Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección)
UBA (Universidad de Buenos Aires)
UDELAR (Universidad de la República)

Introducción general

Los fines y los medios. Integrando el concepto de servicios ecosistémicos en procesos de ordenamiento territorial¹

José María Paruelo y Pedro Laterra

Las actividades que los humanos llevamos a cabo en el territorio son fuente de conflictos entre distintos actores. Para procesar esos conflictos es necesario hacer explícitas las dimensiones involucradas, los intereses en juego y las relaciones de poder entre los actores. La complejidad de esto es enorme y las incertidumbres asociadas, muy grandes. Un análisis sistémico, identificando componentes, controles y retrocontroles, ayuda a acotar esa incertidumbre y a encarar procesos de ordenamiento territorial sobre bases racionales y con mayores probabilidades (no con certezas...) de alcanzar resultados justos.

En este libro pretendemos hacer una modesta contribución a la racionalización de los procesos de *ordenamiento territorial* (OT) a partir de la presentación de una serie de herramientas metodológicas y marcos conceptuales provistos por las ciencias ambientales, incluyendo la dimensión biofísica, la social y la política. Esta contribución se basa en resultados de proyectos financiados por el Inter-American Institute for Global Change Research.

Si bien se discuten distintas herramientas y marcos conceptuales, el núcleo del enfoque que proponemos se apoya en el concepto de *servicios ecosistémicos* (SE) y su operativización en procesos de OT. En esta primera sección discutimos qué entendemos por OT y presentamos el marco conceptual de los SE sobre el cual nos apoyamos.

¹ Este texto se basa en parte en el Capítulo I: “Bases conceptuales del Ordenamiento Territorial Rural”, del libro: Paruelo, J.M., Jobbágy, E.G., Laterra, P. *et al.* (eds.) (2014), *Ordenamiento Territorial: Conceptos, Métodos y Experiencias*. FAO, MAGYP y FAUBA.

Los conflictos

El *or* surge de la existencia de conflictos, presentes o potenciales, o de la percepción de oportunidades por parte de la sociedad o de algunos actores. Los conflictos son múltiples. Por un lado, se plantean entre actores que comparten el uso de un recurso natural común (tierra, agua) y encuentran incentivos individuales que no necesariamente maximizan los beneficios del conjunto (por ejemplo, tragedia de los comunes; Hardin, 1968). Por otro, hay usuarios del territorio que privilegian beneficios de corto plazo sobre los que puedan obtener ellos mismos o futuras generaciones a largo plazo. Asimismo, nos encontramos con actores que con sus actividades afectan bienes y servicios que el territorio ofrece al resto de la sociedad y van más allá del propio proceso productivo en el que están involucrados (generación de externalidades negativas, tragedia de los servicios ecosistémicos; Ruhl *et al.*, 2007). Estos conflictos son de naturaleza dinámica y mutan de manera constante en respuesta a cuestiones sociales, económicas, culturales, tecnológicas o climáticas, entre otras. El fracaso en la búsqueda de acuerdos que minimicen estos conflictos lleva al deterioro de los recursos y los sistemas productivos y al perjuicio de la calidad de vida de la sociedad. Estos conflictos se han resuelto históricamente consolidando inequidades extremas entre grupos sociales. El despojo y marginación de los pueblos originarios en toda América es uno de los ejemplos más claros de un “ordenamiento” marginador e inequitativo.

Las disputas territoriales motivadas por los cambios en el uso del suelo han afectado derechos humanos básicos de comunidades campesinas y de pueblos originarios, incluyendo los desalojos violentos de sus territorios tradicionales con lamentables consecuencias en términos de marginalización. Entre ellas se incluyen crisis políticas y el asesinato de campesinos en la región chaqueña (Newbold, 2004; Stocks, 2005; Carruthers y Rodríguez, 2009; Meza, 2009; Seghezzeo *et al.*, 2011). La supervivencia de las comunidades locales está siendo alterada por el proceso de acumulación por desposesión (Harvey, 2003) asociado a grandes inversiones en el sector agrícola de grupos económicos concentrados (acaparamiento de tierras o *land grabbing*) (Meza, 2009; Borras Jr. *et al.*, 2012). Para la mayor parte de Sudamérica los costos y beneficios de las transformaciones del territorio para los distintos actores sociales está pobremente caracterizada y las mejoras son muy pocas veces percibidas por los sectores sociales más vulnerables (Paruelo, 2012).

El ordenamiento territorial es una necesidad para restablecer derechos alienados. También lo es para usar de forma más inteligente el territorio de modo de lograr una mayor oferta de bienes y servicios y una distribución más justa de éstos. El restablecimiento de derechos es crítico para la población que reside en el territorio, la búsqueda de un uso inteligente del suelo compete a toda la sociedad que se beneficia de él. En un continente con más del 70% de población urbana, la segunda motivación es muy importante.

El territorio rural y los sistemas socioecológicos

Más allá del énfasis en aspectos particulares, las múltiples definiciones de territorio o *sistema territorial* (ST) disponibles en la literatura hacen referencia a un espacio geográfico en donde la sociedad usa y se vincula con los servicios y bienes que ofrece el ecosistema. El territorio incluye, además de la base biofísica, los aspectos culturales, históricos, políticos e institucionales en una perspectiva histórica. La comprensión del territorio requiere entonces no sólo la “foto” actual, sino también la trayectoria histórica de la dimensión humana y natural.

La idea de ST puede aplicarse a distintos espacios que incluyen unidades político-administrativas, espacios homogéneos en términos biofísicos o culturales, espacios que se comportan como unidad funcional de producción o conservación, áreas estratégicas por las amenazas o presiones que soportan. El documento “Bases del ordenamiento territorial rural (OTR)”, del MAGYP, define al territorio rural como

[...] el espacio en el que la sociedad desarrolla sus actividades primarias y del cual obtiene servicios y recursos naturales. Su conformación es influenciada por la acumulación histórica de las huellas que la sociedad le imprime, dando lugar a una organización territorial específica materializada, entre otras cosas, por el tipo de uso del suelo y el diseño de la infraestructura. La visión integradora del territorio rural, capaz de facilitar su comprensión y su manejo, requiere una articulación entre los sectores público y privado, una aproximación sistémica y un planteo explícito de los conflictos de intereses y valores y de las divisiones sociales existentes (MAGYP, 2012).

El sistema territorial puede ser concebido como un sistema socio-ecológico (SSE) en el que los humanos dependen de los recursos y servicios

que ofrecen los ecosistemas y en donde la dinámica de los ecosistemas está influenciada por las actividades humanas (Berkes *et al.*, 2003; Ostrom, 2009).

Anderies *et al.* (2004) definen a los SSE como sistemas sociales “en los cuales las relaciones de interdependencia entre humanos están mediadas por interacciones con componentes biofísicos y biológicos no humanos”. Esta idea se vincula con el concepto de metabolismo social introducido por Marx en *El Capital* en el siglo XIX, en donde el trabajo humano modula la relación entre la sociedad y la naturaleza (Foster, 1999).

La Figura 1 esquematiza la estructura de un SSE, donde los actores sociales afectan y son afectados por variables sociales y ecológicas de distinta dinámica. Algunas de esas variables tienen una respuesta relativamente rápida, por ejemplo, los niveles de humedad en el suelo o los niveles de ingreso de un sector; otras tienen una dinámica más lenta, como la fertilidad física del suelo o la estructura demográfica de la población.

Los SSE están sujetos a controles exógenos tanto en los aspectos sociales como ecológicos que operan a distintas escalas espaciales y temporales. En tal sentido, los SSE constituyen sistemas abiertos, en donde

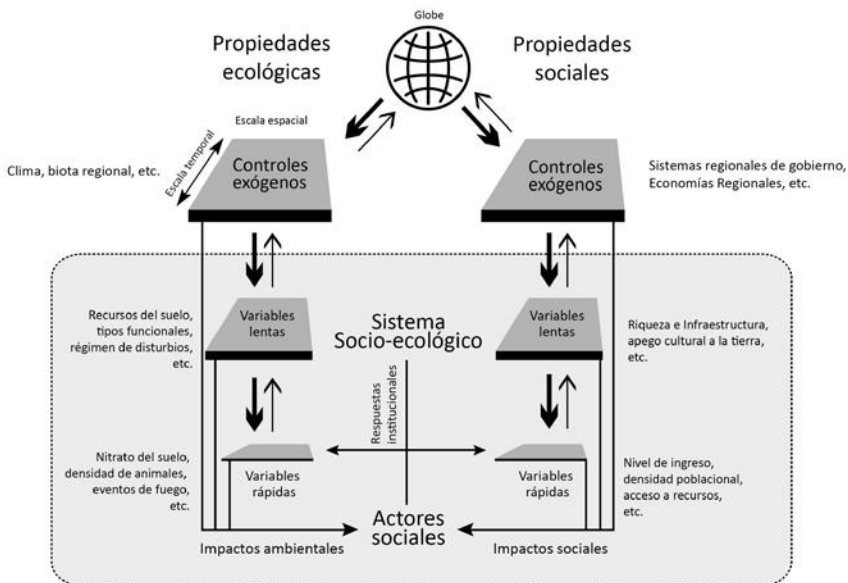


Figura 1. Esquema de un sistema socioecológico (SSE) que indica las variables de estado lentas y rápidas y los efectos de éstas sobre los actores sociales. Fuera de los límites del SSE (señalados con la línea punteada) se ubican los controles externos o variables de control. Fuente: modificado de Chapin *et al.* (2002).

no pueden ignorarse las influencias externas (Chapin *et al.*, 2002). Los procesos socioecológicos determinan las conexiones entre los distintos componentes del sistema; esto puede dar lugar a retrocontroles de amplificación y de amortiguación de distinto tipo, destacando la naturaleza dialéctica del proceso de estructuración de un SSE.

El establecimiento de agrupamientos en donde una actividad rara hasta entonces en el territorio se vuelve intensa, surge en gran medida de retrocontroles de amplificación. Así, por ejemplo, el establecimiento de los primeros productores forestales o agrícolas en una región previamente ganadera introducen cambios en la infraestructura y en la presencia de contratistas y operarios que favorece el establecimiento de futuros emprendimientos en su vecindad. En otros casos, el comienzo de un proceso de deterioro del suelo impone un retrocontrol amortiguador al dejar de hacer viable a la actividad que en el principio causó el deterioro. Un sistema económico que se ha vuelto dependiente de esa actividad, sin embargo, puede introducir inversiones que busquen sostenerla (ofreciendo un retrocontrol amplificador en compensación). El abandono de lotes salinizados en áreas de riego detiene el ingreso de agua y puede frenar el proceso de salinización, mientras que el capital que la actividad generó permite contar con la capacidad de restaurar el sistema a través de canalizaciones y enmiendas de suelo.

El sistema territorial o SSE es dinámico. Sus componentes, las interacciones entre éstos y las influencias externas cambian. La dinámica, asociada a conflictos internos o influencias externas, puede llevar a ese sistema a estados no deseados que se perciben como situaciones degradadas (Figura 2). La naturaleza del SSE, en particular el capital humano, físico, social y cultural, determinará la vulnerabilidad del sistema frente a la exposición a factores exógenos y, a su vez, la capacidad de adaptarse a esas influencias mediante, por ejemplo, procesos de aprendizaje. Por otra parte, el actual ST puede no satisfacer las necesidades o aspiraciones de la sociedad y ésta buscar cambiarlo, promoviendo una transformación planeada (Figura 2). La resiliencia hace referencia a la capacidad del SSE de mantener sus características estructurales y funcionales frente a perturbaciones externas o conflictos endógenos. La vulnerabilidad, adaptabilidad, resiliencia y capacidad de transformación son aspectos centrales del SSE que deben considerarse cuidadosamente en un proceso de OT.

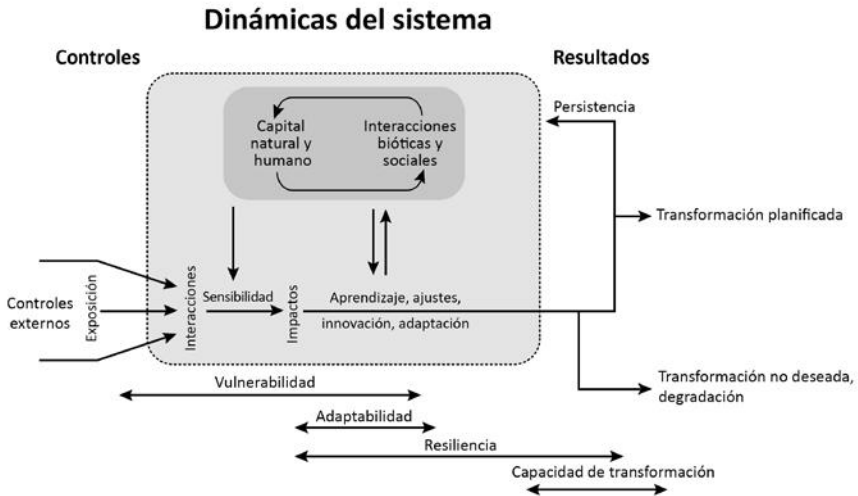


Figura 2. Modelo conceptual que relaciona la capacidad adaptativa, vulnerabilidad, resiliencia y capacidad de transformación de un sistema socioecológico frente a la exposición a factores externos. Fuente: modificado de Chapin et al. (2002).

Un modelo para la transformación

Las actividades humanas “mueven” el SSE de una situación en donde éste presentaba un determinado funcionamiento, a otras situaciones en donde la dinámica del sistema se ve alterada (Figura 3, véase en el Anexo). Estas transiciones involucran, por ejemplo, la conversión de bosques en campos de cultivos o pasturas, la transformación de áreas de cultivos en zonas urbanizadas, etc. En estas circunstancias el sistema se “artificializa”, genera una mayor producción de bienes comercializables, en tanto se hace más dependiente de aportes de energía y materiales del exterior.

Cada uno de esos estados genera entonces una serie de bienes y servicios distintos. Diferentes grupos sociales se apropiarán de los beneficios derivados de los bienes y servicios producidos en cada estado. Los compromisos en la producción de servicios y bienes entre estados hacen que la apropiación de beneficios por parte de distintos grupos de actores sociales cambie en cada estado. En estos compromisos está la raíz de buena parte de los conflictos territoriales.

Los distintos grupos sociales no sólo perciben los beneficios, sino que actúan de manera activa en determinar las transiciones entre estados.

Cumplen, según Scheffer *et al.* (2001), un doble rol de beneficiarios y afectadores de la oferta de bienes y servicios. Por supuesto, la capacidad de promover transiciones difiere entre actores, básicamente en función de su poder político. El contexto social, económico, tecnológico, institucional e ideológico, por un lado, y una serie de factores biofísicos (por ejemplo, secuencias de años húmedos o secas), condicionarán a su vez las transiciones (*Figura 3, véase en el Anexo*).

El cambio en el uso del suelo como generador de conflictos

Como se señalaba, los cambios en el uso del suelo generan una serie de consecuencias en el sistema social, económico, cultural y político. Éstas se asocian de manera directa al tipo y sistema de producción, a los volúmenes producidos, a los precios de esos productos, a la integración en los mercados, etcétera.

Las consecuencias de estas transformaciones se verificarán a distintas escalas. A escala de un productor capitalizado determinarán ingresos, rentabilidad, planes de inversión, etc. En el caso de comunidades campesinas o aborígenes, una de las consecuencias de la transformación ha sido la organización social y política. A escala regional impactarán en el comercio local, sobre la demanda de trabajo e infraestructura, las migraciones y los equilibrios políticos, etc. A escala nacional influirán, entre otras cosas, sobre los ingresos fiscales, la política comercial exterior, la generación de empleo, la distribución de la riqueza, la conflictividad social, el grado de conciencia de los actores sociales y el requerimiento de tecnología.

Asimismo, las transformaciones del territorio afectarán el medio biofísico, modificando la dinámica del agua, el C, los nutrientes y la biodiversidad, entre otros. Estos efectos se harán evidentes a distintas escalas. A escala predial, por ejemplo, determinarán pérdidas de suelo por erosión o caída de la fertilidad potencial por reducción en los niveles de materia orgánica del suelo. A escala regional afectarán la dinámica de agua superficial y subsuperficial y la biodiversidad en distintos niveles (genético, específico, de paisaje). A escala global impactarán sobre los niveles de dióxido de carbono (CO₂) atmosférico o sobre el balance de energía por cambios en el albedo u otros términos del balance de energía de la superficie. Las múltiples consecuencias del uso del suelo plantean la necesidad de una visión integral de los servicios que presta el territorio

a la sociedad para optimizar su uso ante escenarios sociales, políticos, ambientales, culturales, tecnológicos y económicos cambiantes.

Los cambios en la cobertura del suelo no ocurren de manera aleatoria. Resultan de una compleja trama de factores que incluyen determinantes biofísicos (como el clima y los recursos edáficos) y aquéllos relacionados con las dimensiones económicas, sociales, culturales, políticas y tecnológicas. El esquema de los controles y consecuencias del cambio en el uso del suelo no es estático. Las consecuencias de los cambios afectarán, a su vez, a los factores que determinan los cambios en el uso del suelo. Algunos de esos efectos representan retrocontroles de amortiguación y, de manera eventual, pueden restringir determinados usos o su expansión. La presencia de retrocontroles de amortiguación haría suponer que el sistema es capaz de autorregularse. Sin embargo, estos retrocontroles pueden tener importantes retardos (sus consecuencias pueden percibirse luego de años). La degradación de tierras de pastoreo que conduce a la reducción de poblaciones de herbívoros domésticos, como la observada en la estepa patagónica a partir de la década de 1950 (Soriano y Paruelo, 1990), ejemplifica un retrocontrol de amortiguación que autolimita el problema pero que, desafortunadamente, opera con retardo y no logra impedir un grado de deterioro difícil de revertir. Otro ejemplo planteado para la pampa interior, en Argentina, sugiere que el avance agrícola sobre pasturas y pastizales favorecería el anegamiento, limitando o incluso retrayendo el cambio en el uso de la tierra que lo disparó en el inicio (Viglizzo *et al.*, 2009). Por otra parte, existen también retrocontroles amplificadores, tales como los asociados a los efectos de “contagio”, comunes en el caso del avance agrícola (la ocurrencia de cierta actividad en un área induce su adopción a vecinos) (Volante *et al.*, 2016) o los derivados del proceso de aumento de la escala y concentración de la producción (los beneficios crecientes con la escala favorecen una más rápida concentración de la actividad). El contagio no es sólo local, puede producirse a gran distancia y en regiones agrícolas marginales, como está sucediendo en la región chaqueña, donde el proceso es conocido como “pampeanización”, por la adopción de sistemas de producción propios de la región agrícola núcleo de nuestro país (Morello, 1995; Manuel-Navarrete *et al.*, 2009).

La presencia de retrocontroles amplificadores (positivos) y amortiguadores (negativos) con retardo, incrementa la probabilidad de dinámicas no deseadas del territorio (por ejemplo, deterioro ambiental, baja en la productividad agrícola, pérdida de ingresos fiscales, etc.). Esto depen-

derá de la vulnerabilidad, adaptabilidad y resiliencia del SSE (Figura 2). La escasez o ausencia de políticas activas que operen sobre la dinámica de este sistema, deja librada la asignación de recursos fundamentalmente al mercado y a las acciones de los sectores más concentrados de la economía. Esto podría dar lugar, en muchos casos, a desequilibrios territoriales, deterioro ambiental, pérdida de opciones y desaprovechamiento de oportunidades de desarrollo productivo y ambiental.

El *ordenamiento territorial rural* (OTR) es uno de los caminos para lograr que el sistema alcance una serie de objetivos de producción de servicios con equidad social y generacional. Apunta a anticipar conflictos en la asignación de recursos entre actividades y en la distribución de beneficios y costos entre actores involucrados. Por otra parte, permite diseñar de manera activa y participativa políticas productivas y de conservación, y uso sostenible de los recursos naturales.

Los servicios ecosistémicos

La idea de *servicios ecosistémicos* (SE) ha tenido, desde su formalización en ámbitos académicos (ver Mooney y Erhlich, 1997), una creciente presencia en la discusión de la problemática ambiental. La exteriorización más clara del apoyo recibido desde la comunidad científica es la importancia de este concepto en el informe del Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005). Muy probablemente, la relativa simpleza de la idea de SE, su relación con la valuación del capital natural (Daily *et al.*, 2009) y la posibilidad de tener un lenguaje común con economistas y sociólogos al hablar de servicios, hayan contribuido a su difusión.

El informe del Millenium Ecosystem Assessment (2005) asocia con claridad el nivel de oferta de servicios ecosistémicos con el bienestar humano. Esto muestra que al hablar de SE se asume, de hecho, una postura antropocéntrica en donde la conservación de la naturaleza se inscribe en la necesidad de satisfacer demandas de la sociedad (Goulden y Kennedy, 1997). Por otro lado, un atractivo particular desde el punto de vista biofísico es la posibilidad de establecer un vínculo directo entre los servicios ecosistémicos y el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas (Costanza *et al.*, 1997).

La idea de SE ha generado también controversias. Muchas de ellas se relacionan con la conveniencia o convicción de asignarle un valor monetario (Paruelo, 2011; Silvertown, 2015; Aguiar *et al.*, 2017). En buena

medida, esta discusión se vincula con la manera de definir los SE y, como señalan Gunton *et al.* (2017), en las definiciones hay una variedad de posibles sujetos en esas oraciones. Por un lado, algunas incluyen como sujetos a los procesos y estructuras de los ecosistemas (Fisher *et al.*, 2009) y otras, a los beneficios que los humanos derivamos de los ecosistemas (Costanza *et al.*, 1997). Esta diferencia no es sutil y tiene consecuencias muy importantes. En principio, ubica de manera diferente a los SE en el esquema de la Figura 3, véase en el Anexo. Cuando los SE son definidos como los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas de los cuales los humanos derivamos beneficios, su ubicación queda definida por los recuadros blancos. Cuando se definen como los beneficios que derivamos los humanos de los ecosistemas, su ubicación en el esquema cambia (recuadros rojos). En este libro vamos a convivir con ambas definiciones en el marco de un esquema que busca reconciliarlas: el modelo de cascada propuesto por Boyd y Banzhaf (2006) y Haines-Young y Potchin (2010), que se desarrolla en el Capítulo B.1. En ese esquema se conectan la estructura y el funcionamiento ecosistémico con los servicios intermedios y éstos, con los finales. Los beneficios que de ellos derivan dependerán de una cantidad de factores de contexto ligados a intereses y valores de los distintos actores sociales.

En un esfuerzo por hacer operativo el concepto de SE en la toma de decisiones se pone especial énfasis en la cuantificación de los cambios en la oferta de SE. En el enfoque del libro cuidamos separar la descripción de la oferta, de la demanda y de los beneficios.

Hoja de ruta del libro

Este libro se organiza en cuatro secciones que incluyen capítulos que tratan diferentes aspectos de la dinámica de los sistemas socioecológicos y de la integración de la idea de SE en procesos de OT. La primera de ellas se concentra en caracterizar los *cambios en el uso y coberturas del suelo* (CUCOS) y en describir su dinámica. En esa sección se presentan alternativas metodológicas para describir la cobertura del suelo y para integrar la información de cobertura del suelo a nivel del paisaje. Por otro lado, se analizan, para distintas regiones geográficas, modelos que describen los potenciales controles de dichos cambios.

La segunda sección del libro analiza, en el marco del modelo de cascada propuesto por Boyd y Banzhaf (2006), la oferta y demanda de SE. En

los capítulos que la integran se discuten diversos modelos que permiten estimar la oferta de SE a partir de aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas y alternativas basadas en técnicas de percepción remota, que permiten realizar una descripción sinóptica de la oferta de SE de regulación. Un capítulo presenta una herramienta (ECOSER) que posibilita la generación y evaluación de escenarios espacialmente explícitos de oferta de SE. La descripción de funciones de impacto contribuye a establecer, en esta sección, un vínculo explícito entre los cambios en el uso del suelo y la oferta de SE, en particular con la regulación hídrica.

En la tercera sección del libro se presentan algunos de los aspectos que hacen a la caracterización de la dimensión social de los sistemas socioecológicos. Éstos incluyen la caracterización de los actores sociales y de su capital social, y la descripción multidimensional de la pobreza.

Por último, en la cuarta sección consideramos de manera explícita la interacción entre la dimensión humana y la biofísica. A nivel local se evalúa el impacto del conocimiento local sobre la oferta de servicios a través de la exploración de una práctica ancestral: la construcción de terrazas y los mecanismos mediante los cuales se toman decisiones sobre el uso del territorio. A escala regional se estudian la magnitud y los cambios en la apropiación humana de la productividad primaria y el impacto diferencial sobre el medio biofísico de distintos tipos de actores o de la intensidad de uso del suelo. Una discusión acerca de la vulnerabilidad socioecológica permite explorar las posibilidades de anticiparse a los cambios, y el estudio de un caso muestra cómo el marco de los SE contribuye al desarrollo y a la implementación de un plan de OT.

Sección A. ¿Cómo comprender los CUCOS²? Estudios de la dinámica del uso y la cobertura del suelo

*José María Paruelo, José Norberto Volante,
Germán Baldi y Santiago Baeza*

Los cambios de los patrones de cobertura del suelo (el tipo de cubierta biofísica observada en la superficie de la Tierra) son inherentes a la propia naturaleza. Estos patrones son el resultado de complejas interacciones entre factores abióticos (como el clima o la topografía), bióticos (procesos sucesionales) y disturbios (Turner, 2006). En los últimos 10.000 años, a los cambios intrínsecos de los sistemas naturales se han sumado aquellos que son producto de la actividad humana (Gupta, 2004), no sólo de cobertura sino también de uso del suelo (es decir, el conjunto de actividades que la sociedad realiza en un territorio, para producir, modificar o conservar su estado). Grandes cambios ocurrieron en este período en determinados sectores de Meso y Sudamérica, Europa, Asia y África, algunos de los cuales se mantuvieron en el tiempo (como los ocurridos en Europa), mientras que otros se revirtieron con la declinación de algunos pueblos (como los ocurridos en Mesoamérica) (Houghton, 1994). En los últimos dos o tres siglos estos procesos aumentaron en intensidad y extensión. Entre 1900 y 1990 se habría duplicado la superficie cultivada (Houghton, 1994; Ramankutty y Foley, 1999). En la actualidad, los cultivos y las pasturas en conjunto se han convertido en uno de los sistemas más extensos de la Tierra, ocupando alrededor del 40% de la superficie terrestre libre de hielos (Ramankutty y Foley, 1999).

Según Tilman *et al.* (2001), en los últimos 40 años se incorporaron áreas ganaderas a una tasa aproximada de $1,0 \times 10^7$ ha por año, alcanzando $3,45 \times 10^9$ ha en 2000. Para el caso de las áreas agrícolas, estos autores plantean un incremento anual de 6×10^6 ha por año, que, de mantenerse, las $1,5 \times 10^9$ ha existentes se convertirían en aproximadamente $1,9 \times 10^9$ para el año 2050. Esta información combinada indica que el área bajo

2 Cambios en el uso y coberturas del suelo.

uso agropecuario en 2050 será un 18% mayor que en 2000. Se señala que estos cambios se producirán en áreas con aptitud agrícola y de gran crecimiento de la población, como el África subsahariana central y Sudamérica.

De acuerdo con el último informe de la Food and Agriculture Organization (FAO, 2011), la tasa de deforestación anual en América Latina en la actualidad asciende a 0,45% (equivalente a 500 mil ha.año⁻¹), y no ha sufrido variaciones en los últimos 20 años. Estos datos difieren de los publicados con anterioridad por el mismo organismo, en los que se informa que en el período 2000-2005 la tasa anual se había incrementado con relación al decenio 1990-2000 a 0,50% anual (FAO, 2005, 2007 y 2009). A pesar de las inconsistencias observadas entre los sucesivos informes, estos valores superan entre dos y tres veces el promedio mundial para ambos períodos, 1990-2000 y 2000-2010 (0,20 y 0,13% anual, respectivamente). Es probable que las diferencias se deban a cambios en las políticas de comunicación de los distintos países, lo que deja al descubierto la fragilidad de los sistemas de seguimiento de recursos naturales y producción de estadísticas a partir de datos subjetivos. Sumada a la pérdida de bosques, los pastizales templados que ocupan Uruguay y parte del sur de Brasil y este de Argentina han experimentado un marcado retroceso en la última década, con una caída superior al 10% entre 1985 y 2005 (Baldi y Paruelo, 2008) y del 13% entre 2000 y 2014 (Baeza, 2016).

El proceso de deforestación en Sudamérica ha afectado, sobre todo, a tres ecosistemas: El Cerrado en Brasil (Morton *et al.*, 2006; Mendes Malhado *et al.*, 2010), la selva de Chiquitanos en Bolivia (Steininger *et al.*, 2001; Müller *et al.*, 2011 y 2012) y en el Gran Chaco Americano en Bolivia, Paraguay y Argentina (Mertens *et al.*, 2004; Zak *et al.*, 2004; Grau *et al.*, 2005; Boletta *et al.*, 2006; Gasparri *et al.*, 2008; Gasparri y Grau, 2009; Müller *et al.*, 2012; Viglizzo *et al.*, 2012; Vallejos *et al.*, 2015).

Sin embargo, es en el Gran Chaco donde han ocurrido las mayores transformaciones de ambientes naturales a tierras agropecuarias (Hoekstra *et al.*, 2005; Hansen *et al.*, 2013). Extensas áreas de bosques semiáridos son deforestadas para la producción de soja con fines de exportación hacia China y la Unión Europea (Dros, 2004; Jenkins y Peters, 2009). Dentro del área mencionada, el territorio argentino es uno de los más afectados por este proceso. En el período 2000-2012 la superficie cultivada con granos (cereales y oleaginosas) se incrementó un 33%, pasando de 26,6 a 35,0 millones de ha (SIIA, 2013). La “agriculturización” del territorio se encuentra liderada por el cultivo de soja, que explica el

94% del crecimiento del sector agrícola (Zak y Cabido, 2002; Paruelo *et al.*, 2005, 2006; SIIA, 2013). A los procesos de deforestación se agrega en Sudamérica la transformación de otra cubierta vegetal, los pastizales templados subhúmedos, los pastizales del Río de la Plata. En este caso, el proceso de expansión de la agricultura se está produciendo a expensas de tierras destinadas tradicionalmente a la ganadería.

A.1. La importancia de la descripción de los patrones de uso del suelo

Entender las causas y consecuencias de la transformación de las coberturas del suelo requiere de un paso ineludible: su descripción y cartografía. Si bien la descripción de patrones ha sido cuestionada por la corriente principal de pensamiento en la ecología clásica, provee las bases para cualquier análisis hipotético deductivo con evaluación de hipótesis formales al brindar, por un lado, la descripción de los procesos sobre los que desarrollar hipótesis, y por otro, el contexto en el que los mecanismos tienen lugar. Esta tendencia a la subestimación de los estudios observacionales ha sido cambiante a lo largo de la historia de la ecología como disciplina.

La ecología nace como una ciencia observacional de la mano de los primeros naturalistas, y evoluciona, durante los siglos XIX y XX, hacia una ciencia en su mayoría experimental y teórica, desdeñando los estudios observacionales. Sin embargo, hacia fines del siglo XX esta tendencia empieza a cambiar, fundamentalmente impulsada por la necesidad de comprender problemas ambientales que ocurren a escalas espaciales y temporales muy grandes, y por el desarrollo de nuevas tecnologías que permiten capturar y manejar grandes conjuntos de datos (Sagarin y Pauchard, 2010). Una revisión realizada por Sagarin y Pauchard (2012) de los artículos publicados entre 1990 y 2010 en tres de las revistas de ecología de más alto impacto, reveló que la cantidad de artículos que de manera explícita utilizan estudios observacionales creció del 28% al 39% en *The American Naturalist*, del 38% a 55% en *Ecology* y del 45% al 54% en *Ecology Letters*. Gran parte de esta tendencia es explicada por la necesidad de contestar preguntas relacionadas con la evaluación del impacto humano sobre los ecosistemas (Sagarin y Pauchard, 2010 y 2012; Hillerislambers *et al.*, 2013). Los experimentos a pequeña escala por lo general no pueden captar la naturaleza compleja de las perturbaciones a gran escala y las respuestas netas de todo un ecosistema (Carpenter,

1989; Schindler, 1998). La escala y las dinámicas en las que ocurren muchos procesos ecológicos son generalmente más grandes que las que es posible controlar en experimentos tradicionales. En particular, la mayor parte de los impactos humanos a gran escala (cambios en el clima, pérdidas de diversidad, cambios en ciclos biogeoquímicos) son muy difíciles de estudiar mediante la manipulación de variables y la repetición de experimentos.

Una solución para responder preguntas respecto de procesos que ocurren a escalas espaciales y temporales amplias es aprovechar los “experimentos naturales” a gran escala sin replicación (LUNES, por sus siglas en inglés: Large Scale Unreplicate Experiments), concebidos en principio para estudios de procesos naturales (huracanes, tsunamis, eventos “Niño”), pero también utilizados para evaluar actividades antrópicas a gran escala (Barley y Meeuwing, 2017). Estos experimentos a gran escala pueden proveer de conocimientos únicos sobre procesos que ocurren a nivel de ecosistemas que complementen los resultados de estudios clásicos de campo y laboratorio (Hillerislanders *et al.*, 2013). Por ejemplo, la transformación del suelo genera una variedad de cambios en los ecosistemas que pueden ser utilizados como “tratamientos” en experimentos naturales y han permitido, por ejemplo, evaluar el impacto de la calidad y cantidad de hábitat sobre poblaciones, comunidades y ecosistemas (Hanski, 1998; Fukami y Wardle, 2005; Laurance, 2008).

En este sentido, las clasificaciones de uso/cobertura del suelo brindan una descripción exhaustiva de los patrones de uso/cobertura del suelo, que permite tener una comprensión global de los procesos de transformación a los que son sometidos los ecosistemas, y brindan el contexto en el que explorar un gran conjunto de hipótesis relacionadas con la distribución de organismos, efectos de la fragmentación de hábitats sobre la biodiversidad, invasiones biológicas o el funcionamiento de los ecosistemas. La descripción de los patrones permite avanzar en el estudio de sus factores causales y de sus consecuencias.

A.2. Patrones, causas y consecuencias de la modificación de los sistemas naturales

Las transformaciones denominadas “cambios de uso del suelo”, que en primera instancia implican “cambios en la cobertura del suelo”, actúan como uno de los principales controles del cambio global (Duarte *et al.*,

2006). Tienen efectos locales importantes en términos socioeconómicos y ecológicos. Sin embargo, estos últimos exceden el ámbito zonal, influyendo la biodiversidad, el clima, los ciclos del agua, el carbono y el nitrógeno a escala regional y global (Baron *et al.*, 2000; Bonnie *et al.*, 2000; Loreau, 2000; Díaz y Cabido, 2001; Chen, 2002; Guerschman *et al.*, 2003; Paruelo *et al.*, 2005).

Sala *et al.* (2000) evaluaron escenarios futuros de biodiversidad para el año 2100, en función de la variación de componentes ambientales que determinan el denominado “cambio global” (concentración de dióxido de carbono, clima, vegetación y uso del suelo). El cambio del uso del suelo fue identificado como la variable de mayor efecto sobre la biodiversidad. El vínculo entre las actividades humanas y el cambio del uso del suelo ha sido conceptualizado por Turner *et al.* (1993) y Ojima *et al.* (1994), al hacer una importante distinción entre causas próximas y causas subyacentes. Geist y Lambin (2001) aplicaron este marco conceptual para estudiar los factores que controlan la dinámica de la deforestación de bosques tropicales. Las causas próximas o inmediatas son aquellas actividades humanas que afectan de manera directa la cubierta biofísica del suelo. En el caso específico de la transformación de bosques y pastizales sudamericanos, se identifican como causas próximas a la expansión agropecuaria, la extracción de madera, el pastoreo y la ampliación o expansión de infraestructura. Las causas subyacentes están constituidas por un complejo grupo de factores que predisponen a la ocurrencia de cambios en el uso del suelo, y fueron divididas en cinco grandes categorías (demográficas, económicas, tecnológicas, político-institucionales, y socioculturales). Mientras que las causas próximas actúan de manera directa a nivel local, las causas subyacentes pueden operar en todos los niveles (local, regional y global) (Turner *et al.*, 1993; Ojima *et al.*, 1994; Geist y Lambin, 2001). Posteriormente, Geist *et al.* (2006) identificaron una tercera categoría de controles: los factores mediadores (también denominados “variables intermedias”, “factores de filtro” o “variables de contexto”). Éstos son motores de cambio que configuran, modifican o intervienen entre causas próximas y subyacentes. En esta categoría se incluyen factores locales biofísicos (clima, suelos, litología, topografía, hidrología y vegetación), locales socioeconómicos (por ejemplo, distancias a localidades, caminos, mercados, costos de transporte, entre otros) y factores o eventos disparadores (incendios, inundaciones, colapsos económicos, cambios políticos abruptos, etc.). A pesar de los esfuerzos realizados hasta el presente por unificar criterios sobre causas del cambio en la cobertura y el uso del suelo, no existe todavía una teoría unificadora,

y por lo tanto, sigue siendo un tema de debate en el campo del análisis del cambio y el modelado del uso del suelo (Geist y Lambin, 2001; Lambin *et al.*, 2001; Geist *et al.*, 2006; Verburg *et al.*, 2006; van Schrojenstein *et al.*, 2011). Más allá de los modelos conceptuales discutidos con anterioridad, existen coincidencias entre diversos autores respecto de la importancia de cinco tipos de fuerzas motrices que influyen en el cambio del uso del suelo en general (Geist *et al.*, 2006; Paruelo *et al.*, 2006; Verburg *et al.*, 2006; Hersperger y Bürgi, 2007) que podrían actuar de manera diferencial a nivel local y configurar la distribución espacial del paisaje (Figura A.1):

- a) *Factores biofísicos*, por ejemplo, pendiente, elevación, clima, características del suelo y condiciones de drenaje, que determinan las posibilidades y limitaciones biofísicas para la vegetación natural y agrícola.
- b) *Factores socioculturales*, como la demografía, el estilo de vida, la dieta y los acontecimientos históricos.
- c) *Factores económicos*: estructura de mercado, accesibilidad e infraestructuras existentes, demandas de los consumidores, incentivos gubernamentales, subsidios e impuestos.

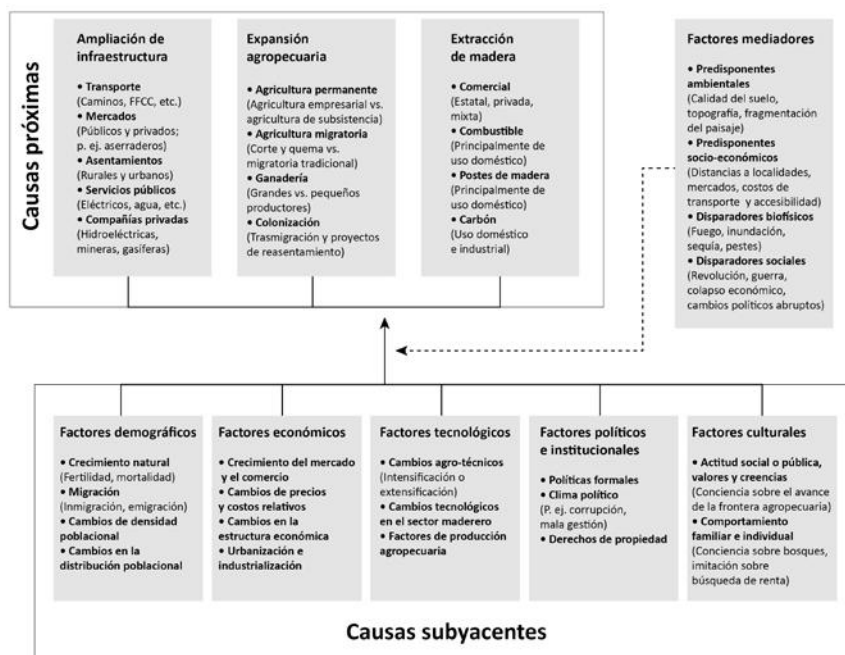


Figura A.1. Causas próximas y subyacentes de la deforestación. Fuente: modificado a partir de Geist y Lambin (2002) y Geist *et al.* (2006).

d) *Factores políticos*, en particular, políticas de materialización espacial, como las relativas a la conservación de la naturaleza, la infraestructura y la defensa.

e) *Factores tecnológicos*, tales como la mecanización de la agricultura, que incluyen también la experiencia social y organizacional.

La mayoría de estas variables han sido identificadas como factores mediadores (Geist *et al.*, 2006), interactuando entre causas próximas y controles subyacentes.

Diversos fenómenos socioeconómicos operan como controles de cambios en el uso del suelo en los países en vías de desarrollo. La globalización, es decir, la interconexión mundial de lugares y personas a través de mercados globales, información, flujos de capital y convenios internacionales, tiene consecuencias locales evidentes, en donde el uso del suelo está cada vez más determinado por mercados y flujos comerciales globales (Lambin y Geist, 2006; Nepstad *et al.*, 2006; von Braun, 2009; Rulli *et al.*, 2013). Este proceso subyace a las fuerzas motrices discutidas con anterioridad (Geist *et al.*, 2006). Por ejemplo, la expansión e intensificación agrícola sudamericana (causa próxima *sensu* Geist y Lambin, 2001) ocurrida en las últimas décadas, se explica en gran medida por: a) el incremento de la demanda de alimentos de los países asiáticos motivado por el aumento de la población y el cambio de dieta (causa subyacente *sensu* Geist y Lambin, 2001); y b) por el incremento de la demanda de biocombustibles por parte de países desarrollados (por aumento de precios del petróleo y cambios en las políticas de bioetanol) (causas subyacentes *sensu* Geist y Lambin, 2001; Koh y Ghazoul, 2008; Erb *et al.*, 2009; Rulli *et al.*, 2013). Los efectos de los cambios en los patrones de uso y cobertura del suelo se manifiestan tanto sobre la estructura como sobre el funcionamiento de los componentes físicos y biológicos de los sistemas naturales. Asimismo, estas consecuencias se presentan a diferentes escalas (local, regional, global) y en todos los niveles de organización, desde genéticos hasta ecosistémicos (Vitousek, 1994; Foley *et al.*, 2005).

Por citar sólo algunos ejemplos, a escala local, la pérdida de la cobertura vegetal asociada a transformaciones agrícolas, ha generado modificaciones en ciclos biogeoquímicos (dinámica de nutrientes y del agua; Baron *et al.*, 1998; Houghton y Hackler, 1999; Noretto *et al.*, 2005), han modificado los patrones de interceptación de la radiación (Paruelo *et al.*, 2001a; Guerschman *et al.*, 2003a), han desatado procesos de erosión

y de salinización (Schofield, 1992; Fu *et al.*, 2000; Jobbágy y Jackson, 2004), han producido cambios hidrológicos (patrones de escorrentía, colmatación de cauces, etc.; Naef *et al.*, 2002; Ziegler *et al.*, 2004) y han provocado modificaciones físicas y químicas en los sistemas acuáticos (cantidad de sedimentos, pH del agua, niveles de oxígeno, etc.; Williams *et al.*, 1997; Fu *et al.*, 2005).

A escala global, la liberación a la atmósfera de dióxido de carbono (CO_2) y gases con efecto “invernadero”, como el óxido nitroso (N_2O), tiene implicancias en el cambio climático (Burke *et al.*, 1989; Matson y Vitousek, 1990; Mosier *et al.*, 1991), ya que los mencionados gases son elementos causales. De igual modo, se han identificado los cambios en el uso del suelo como la principal causa de pérdida actual de diversidad biológica de los ecosistemas terrestres, aunque su influencia sobre ecosistemas acuáticos también ha sido documentada (Benstead *et al.*, 2003). Los cambios de la cobertura del suelo son las principales razones de la fragmentación y el aislamiento de las poblaciones (disrupciones de flujos y degradación de los reservorios génicos) y de los intercambios de especies o conjuntos de especies (Pimm *et al.*, 1995; Myers y Knoll, 2001; Tilman y Lehman, 2001). El balance entre los sistemas naturales y aquellos dominados por actividades antrópicas comprometería así el futuro de la diversidad biológica y los procesos evolutivos en la mayoría de los ambientes terrestres (Hannah *et al.*, 1995; Myers y Knoll, 2001).

A.3. El caso de los pastizales del Río de la Plata y el Chaco sudamericano

Los capítulos que integran esta sección abordan algunos de los temas planteados con anterioridad, pero haciendo foco en los pastizales del Río de la Plata y en el Chaco sudamericano. Los capítulos se organizan en torno a un modelo conceptual sencillo (Figura A.2) en el que la dinámica de los cambios en el uso del suelo se vincula no sólo con su descripción, sino también con el estudio de sus causas, consecuencias y de las retroalimentaciones que puedan generarse. Así se presentan algunas alternativas metodológicas para describir los patrones de cobertura del suelo mediante sensores remotos y algunos de los productos generados. Estas descripciones se integran para describir la estructura y configuración del paisaje.



Figura A.2. Controles y consecuencias de los cambios de los usos de la tierra en distintas dimensiones (política, económica, social y ambiental). Fuente: Paruelo et al. (2006).

Como hemos señalado, la descripción de patrones es la base para entender qué factores están detrás de los cambios observados. Estos aspectos se analizan, con distintos enfoques para cada una de las dos regiones y se usan para realizar prospecciones de cambio. Uno de los aspectos de los *cambios en el uso y coberturas del suelo* (cucos) que preocupan en particular, su impacto en la oferta de servicios ecosistémicos (SE), es evaluado en la Sección B.

Capítulo A.1. ¿Cómo estudiar los *cucos*³?

*Camilo Ernesto Bagnato, Santiago Baeza,
Luciana Staiano y José María Paruelo*

América Latina es una de las regiones del mundo con mayores tasas de cambio en el uso/cobertura del suelo en los últimos tiempos. Dentro de América Latina, Argentina, Brasil, Bolivia, Paraguay y Uruguay se encuentran entre los países que presentan los mayores cambios porcentuales del área sembrada con cultivos agrícolas (FAOSTAT, 2013). Los pastizales del Río de la Plata (PRP) y el Chaco sudamericano se hallan sometidos a un intenso proceso de cambio en el uso del suelo, sobre todo por el reemplazo de pastizales y bosques nativos por agricultura y forestaciones (Paruelo *et al.*, 2001b, 2006; Jobbágy *et al.*, 2006; Baeza *et al.*, 2011; Vallejos *et al.*, 2015; Volante *et al.*, 2015). A pesar de la magnitud de este proceso de cambio, las descripciones de uso/cobertura del suelo distan mucho de ser completas, en particular aquellas que evalúan su cambio a través del tiempo. Caracterizar los cambios en el uso del suelo y comprender sus impactos sobre el funcionamiento de los ecosistemas permite mejorar la gestión de los recursos naturales y balancear la obtención de bienes y servicios ecosistémicos entre aquéllos con valor de mercado y apropiación fundamentalmente privada, y aquéllos sin valor de mercado y apropiación pública.

En este capítulo reseñamos algunas de las aproximaciones metodológicas usadas en la caracterización de los *cambios en el uso y coberturas del suelo* (*cucos*) en el Chaco sudamericano y en los PRP, con especial énfasis en aquellas basadas en aspectos funcionales de los ecosistemas.

A.1.1. El uso de sensores remotos en estudios de *cucos*

En los últimos años, los sensores a bordo de satélites se han convertido en la herramienta ideal para caracterizar el uso/cobertura del suelo

³ Cambios en el uso y coberturas del suelo.

sobre grandes extensiones de territorio (Townshend *et al.*, 1991), generando desde mapas locales con gran nivel de detalle (Clark *et al.*, 2004) hasta mapas globales de menor resolución espacial (DeFries *et al.*, 1998). La capacidad de discriminar entre distintas coberturas del suelo a partir de sensores remotos está dada por la respuesta diferencial de los diferentes materiales en diferentes porciones del espectro electromagnético (Curran, 1985). La cobertura sinóptica, espacialmente continua y a intervalos regulares de tiempo que las imágenes de satélite obtienen de la superficie terrestre, es la base de su amplia utilización para la cartografía del uso y cobertura del suelo (Myneni *et al.*, 1997). Además, la posibilidad de medir la misma característica de la vegetación a diferentes escalas espaciales y temporales, evita el problema –tan común en ecología– de extrapolar las mediciones locales a escalas espaciales mayores.

Las imágenes satelitales provistas por los sensores remotos permiten obtener información respecto de la fenología de la vegetación bajo estudio y, en consecuencia, sobre su funcionamiento (Sellers *et al.*, 1997; Myneni *et al.*, 2002). La información recogida por sensores a bordo de satélites ha sido utilizada para caracterizar diferentes aspectos del funcionamiento de la vegetación, como la evapotranspiración (Di Bella *et al.*, 2000), el balance de energía (Nemani y Running, 1997) o la productividad primaria (Prince, 1991a). Asimismo, las series temporales de imágenes han sido utilizadas para generar mapas de uso/cobertura del suelo, en especial a escala global (DeFries *et al.*, 1998; Hansen *et al.*, 2000; Friedl *et al.*, 2010) o continental (Clark *et al.*, 2012; Blanco *et al.*, 2013; Graesser *et al.*, 2015), aprovechando las diferencias fenológicas en los distintos tipos de vegetación. A pesar de su potencial en América Latina, los sensores remotos no son utilizados de forma generalizada, exhaustiva y con protocolos detallados por los organismos nacionales encargados de generar esta información.

El uso de series temporales de imágenes permite inferir información sobre la fenología de la vegetación (Guyot, 1990), por lo general, aprovechando el comportamiento espectral característico de la vegetación fotosintéticamente activa en las porciones del espectro electromagnético correspondientes al rojo e infrarrojo cercano (Guerschman *et al.*, 2003b). La vegetación fotosintéticamente activa absorbe casi toda la radiación en la longitud de onda del rojo (R), a la vez que refleja una gran proporción de la longitud de onda del infrarrojo (IR) cercano debido a la estructura de los tejidos foliares. Este comportamiento característico ha llevado a la construcción de índices de vegetación relacionados de manera directa con el índice de área foliar, la actividad fotosintética o la productividad, a partir de la reflectancia en la longitud de onda del rojo y el infrarrojo cercano. El

más común de ellos es el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (IVN o NDVI, por sus siglas en inglés) ($IVN = (IR - R) / (IR + R)$). Numerosos trabajos han detectado relaciones directas entre el IVN y la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (f_{RFAA}) (Gallo *et al.*, 1985; Sellers *et al.*, 1992; Dye y Goward, 1993; Di Bella *et al.*, 2004) o la productividad primaria neta aérea (PPNA) (Tucker *et al.*, 1985; Box *et al.*, 1989; Prince, 1991a; Paruelo *et al.*, 1997, 2000; Piñeiro *et al.*, 2006).

A nivel regional, existen numerosos antecedentes de clasificación del uso y cobertura del suelo, que pueden separarse en dos grandes grupos. Por un lado, existen descripciones parciales, de algunos miles de kilómetros cuadrados, por lo general realizadas a partir de clasificaciones de imágenes de satélite de alta resolución espacial (Landsat, CBERS, etc.) (Guerschman *et al.*, 2003b; Baldi *et al.*, 2006; Baldi y Paruelo, 2008; Baeza *et al.*, 2010, 2011). Por otro lado, existen clasificaciones realizadas a nivel global o continental, por lo general a partir de imágenes de satélite con baja resolución espacial y alta resolución temporal (AVHRR, SPOT-VEGETATION, etc.). Estas clasificaciones a gran escala son exhaustivas, en el sentido de que cubren la totalidad del territorio, pero presentan inconsistencias con el conocimiento local sobre el uso y cobertura del suelo. Por ejemplo, DeFries *et al.* (1998), usando curvas temporales de IVN y datos de temperatura del sensor AVHRR, produjeron un mapa global con una resolución espacial de 8 km por 8 km, en la que la mayor parte de Uruguay fue clasificada como cultivos. Hansen *et al.* (2000), utilizando datos del mismo sensor, pero con una resolución de 1 km por 1 km, llegaron a resultados similares. Eva *et al.* (2004) produjeron un mapa de uso/cobertura del suelo, para toda América del Sur, con una resolución espacial de 1 km por 1 km, principalmente a partir de datos del sensor SPOT-VEGETATION. En este trabajo, la mayor parte de Uruguay es clasificada como estepas o agricultura.

A.1.2. Clasificaciones supervisadas y no supervisadas de datos espectrales

El proceso de clasificación de datos espectrales para la caracterización de la cobertura del suelo busca ordenar la heterogeneidad existente en un territorio. Las clases agrupan entidades (píxeles, lotes, parches de vegetación, etc.) parecidas entre sí, o sea, se intenta incrementar la homogeneidad dentro de ellas y aumentar la heterogeneidad entre clases, tratando que los grupos conformados presenten la mayor diferencia posible entre

sí. El proceso de clasificación de datos espectrales puede ser visto en términos estadísticos como un tipo especial de análisis multivariado en el que se pretende minimizar la varianza dentro de las clases o grupos y maximizarla entre grupos (Paruelo *et al.*, 2014a). Las clasificaciones nos ayudan a reducir la complejidad de un conjunto de datos en los que las entidades están definidas por múltiples atributos (Paruelo *et al.*, 2014a).

La asignación de entidades a clases puede realizarse de forma supervisada (Caja A.1.4) o no supervisada (Caja A.1.1). En las clasificaciones supervisadas contamos con una definición *a priori* de las clases y conocemos casos (entidades) que corresponden a esas clases. Es decir, sabemos cuáles son las coberturas del suelo que pretendemos identificar y conocemos sitios donde existen esas coberturas. El problema en estos casos es la identificación de las variables o características y el rango de valores que deben usarse para asignar nuevas entidades a las clases. Para llevar adelante este proceso tenemos que entrenar al sistema (generar un algoritmo) presentándole casos (entidades) en los que se conoce la clase a la que pertenecen y se han medido todas las características que se considerarán. El algoritmo permitirá ubicar las variables más importantes y el rango de valores de cada una de ellas para asignar cada entidad a una de las clases. Una característica distintiva de estas clasificaciones es que pueden ser evaluadas en términos de su fiabilidad, es decir, estimar la precisión del mapa generado.

En las clasificaciones no supervisadas se desconoce la forma en que se agrupan las entidades y cuáles son las categorías que se diferenciarán. De manera arbitraria se decide en cuántas clases se dividirá la población, y por lo general es un número mayor a la cantidad de clases que se quiere representar, para luego reagruparlas. Las entidades se asignan a cada clase, buscando maximizar tanto el parecido de las entidades dentro de cada clase como la diferencia entre clases. Es decir, en este tipo de clasificaciones las clases se establecen en función de las similitudes y diferencias entre los miembros de la población. *A posteriori*, es posible analizar el nivel de correspondencia de las clases obtenidas con las coberturas del suelo presentes en el área de estudio.

A.1.3. Clasificaciones basadas en atributos funcionales derivados de sensores remotos

El funcionamiento ecosistémico a escala regional involucra el intercambio de materia, agua y energía entre la superficie terrestre y la biota con

la atmósfera (Chapin *et al.*, 2011). Si bien los sensores remotos fueron utilizados para realizar caracterizaciones funcionales (Tucker *et al.*, 1985; Paruelo *et al.*, 1997), tradicionalmente el mapeo y monitoreo de la heterogeneidad espacial del territorio se basó en aspectos estructurales, en general, recurriendo a la interpretación visual de imágenes o clasificación digital. En estos casos, un atributo de la superficie terrestre (por ejemplo, un tipo dado de cobertura) se relaciona con un comportamiento espectral determinado (valores de reflectancia de la superficie terrestre en distintas longitudes de onda) sin conocer los mecanismos de dicho vínculo (Paruelo, 2008). La dimensión funcional de los ecosistemas recibió más atención en los últimos tiempos, dado que los efectos de las intervenciones humanas son más evidentes en las características funcionales que en los aspectos estructurales (Vitousek, 1994; Milchunas y Lauenroth, 1995).

La creciente disponibilidad de sensores y plataformas que proveen los datos espectrales necesarios para el cálculo de atributos funcionales del ecosistema con distinta resolución espacial, permite el estudio de un mismo proceso (como la evapotranspiración o la productividad primaria) a distintas escalas espacio-temporales usando el mismo protocolo de observación (Paruelo, 2008). Los sensores que proveen imágenes de alta o media resolución espacial (Landsat, ASTER, QuickBird, etc.) permiten inferir atributos funcionales con mucho nivel de detalle espacial. La principal limitación de estos sensores es que no proporcionan información exhaustiva que cubra todo el territorio y que su resolución temporal es poco detallada. Por el contrario, las imágenes de baja resolución espacial (MODIS, AVHRR) por lo general nos proveen series temporales con alta resolución temporal, cubriendo la totalidad del territorio.

La disponibilidad, libre acceso y continuidad temporal de las imágenes provistas por los sensores Landsat y MODIS determina que sean ampliamente usados. La Tabla A.1.1. presenta un resumen de las principales características de ambos sensores en cuanto a la resolución espacial, temporal y espectral de las imágenes que proveen.

		LANDSAT	MODIS
Resolución espacial	Grano	15, 30 y 120 metros según la banda	250, 500, 1000 y 5600 metros dependiendo de las bandas y/o productos considerados
	Extensión	cobertura global en escenas de 185 km de lado	cobertura global en escenas de 2330 km de lado
Resolución temporal	Frecuencia	16 días	diaria, 8 y 16 días según el producto
	Periodo	1971 a la actualidad provista por 8 sensores consecutivos	2000 a la actualidad
Resolución espectral	Cantidad de Bandas	entre 7 y 10 dependiendo del sensor	36
	Espectro Cubierto	0,45 a 2,35 μm	0,62 a 1,4 μm

Tabla A.1.1. Características principales de los sensores MODIS y Landsat.

El análisis del comportamiento espectral de las superficies en las distintas porciones del espectro electromagnético (bandas) permite derivar índices o variables sintéticas asociadas a procesos biofísicos. Éstas resultan de operaciones algebraicas con distintas bandas. Algunos de estos índices más usados incluyen el Índice de Vegetación Normalizado (IVN), el Índice de Vegetación Mejorado (IVM) y el Índice de Reflectancia Fotoquímica (IRF) (Figura A.1.1, véase en el Anexo). Diversos trabajos han demostrado, tanto desde una perspectiva teórica como empírica, que el IVN es un estimador lineal de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por los tejidos verdes (f_{RFAA}) (Baret y Guyot, 1991; Sellers *et al.*, 1992; Gamon *et al.*, 1995; Myneni *et al.*, 1995). En este sentido, se pueden definir clases de uso y cobertura del suelo sobre la base de los valores de f_{RFAA} que presentan las distintas coberturas del suelo. Estos valores surgen del IVN calculado a partir de diferentes bandas del espectro electromagnético registrado por los sensores satelitales.

Para una imagen (es decir, una fecha) particular las diferentes coberturas del suelo pueden presentar una respuesta espectral similar, dificultando su separación. Si en una fecha determinada dos tipos de cobertura tienen la misma área foliar o están en el mismo estado fenológico, presentarán baja separabilidad si se usa el IVN. En estos casos se requiere el uso de imágenes satelitales de distintas fechas para aumentar la posibilidad de discriminar las diferentes coberturas (Guerschman *et al.*, 2003b). Al incorporar imágenes de distintas fechas al análisis, se pasa de un análisis basado en firmas espectrales unitemporales a multitemporales.

Mientras que las firmas unitemporales se basan en la reflectancia en distintas bandas del espectro electromagnético para una fecha determinada, las firmas multitemporales sintetizan la información espectral en índices (por ejemplo, el IVN) y describen sus valores en varias fechas. En este sentido, las firmas multitemporales basadas en índices espectrales de vegetación nos permiten comparar la actividad fotosintética de las coberturas en distintos momentos del año. Cuanto mayor sea la similitud en términos fenológicos de las coberturas que se pretende separar, mayor será el número de fechas (es decir, mayor resolución temporal) a incluir en la clasificación. Al respecto, una firma fenológica representa la dinámica temporal (estacionalidad o variabilidad intraanual) de la actividad fotosintética de una cobertura del suelo aproximada a través de índices de vegetación como el IVN o el IVM (Figura A.1.2). La integración de datos de uso del suelo de lotes identificados a campo y sistematizados en bases de datos espaciales con índices de vegetación provistos por sensores remotos de alta resolución temporal (por ejemplo, MODIS) permite generar las firmas fenológicas de los diferentes usos y coberturas del suelo (Bagnato *et al.*, 2015). La asociación entre el IVN u otros índices espectrales y las ganancias de carbono (C) permite obtener una descripción funcional de las coberturas.

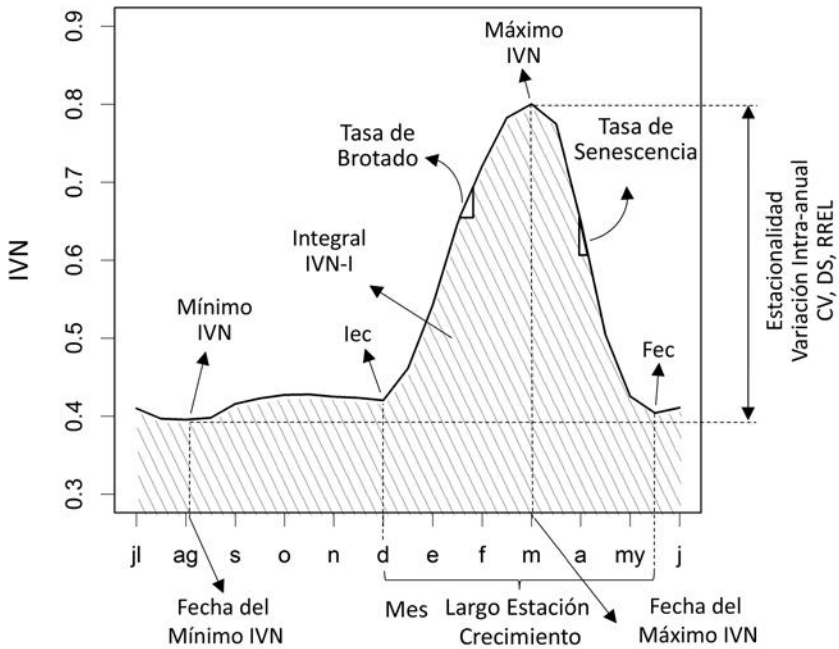


Figura A.1.2. Representación esquemática de la firma fenológica de un cultivo de verano en los pastizales del Río de La Plata, obtenido utilizando el Índice de Vegetación Normalizado (IVN), provisto por el sensor MODIS (IEC: inicio estación de crecimiento; FEC: fin estación de crecimiento).

A.1.4. Construcción de una fenoteca

Una fenoteca es una biblioteca de firmas fenológicas organizada en una base de datos espacial que reúne información georreferenciada de cobertura del suelo y de la dinámica estacional del IVN (o del IVM). La dinámica estacional es caracterizada con una alta resolución temporal (mensual o mayor), obtenida mediante el uso de datos provistos por el sensor MODIS. Construir una fenoteca y alimentarla requiere relevar datos de uso del suelo mediante muestreos exhaustivos a campo, procesarlos (digitalizar los lotes identificados en el terreno utilizando imágenes Landsat y seleccionar píxeles MODIS incluidos dentro de ellos) y extraer las series temporales de los índices de vegetación correspondientes al período de ocupación de las coberturas relevadas (Figura A.1.3).

Capítulo A.1. ¿Cómo estudiar los cucos?

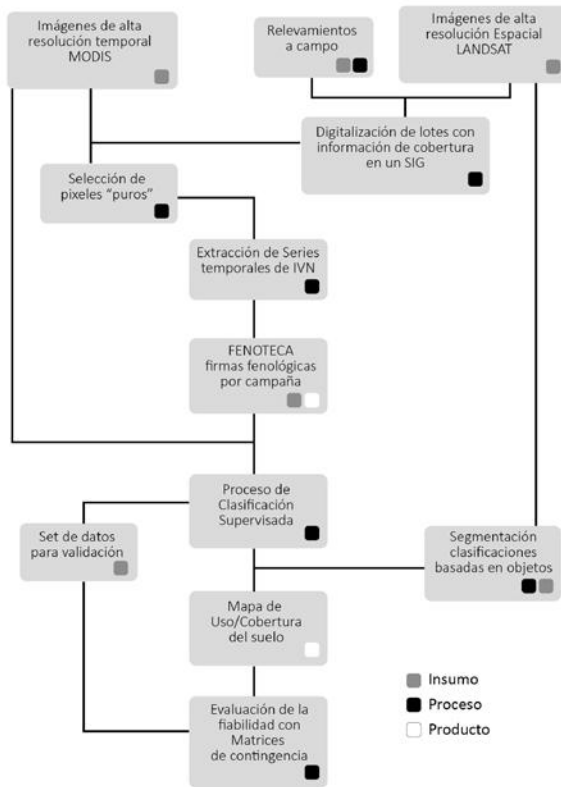


Figura A.1.3. Esquema conceptual y operativo para la generación de mapas del uso/coertura del suelo obtenido mediante la utilización de una fenoteca de firmas espectrales.

A.1.4.1. Relevamientos a campo

Probablemente, la principal limitación para realizar clasificaciones de uso del suelo que mejoren las descripciones disponibles es la carencia de datos de verdad terrestre provenientes de relevamientos a campo. Esto se asocia, en gran medida, al costo y demanda de tiempo que implican. Cuando hablamos de “verdad terrestre”, hacemos referencia a los datos georreferenciados generados a partir de la identificación de las coberturas del suelo en los relevamientos a campo. Los datos de verdad terrestre derivados de muestreos a campo representan un insumo fundamental en la realización de mapas de uso y cobertura del suelo, ya que nos permiten originar las firmas fenológicas para entrenar los algoritmos de clasific-

ción y evaluar la fiabilidad de los mapas generados. Si bien esta tarea no puede obviarse, debe ser planificada con el fin de minimizar el esfuerzo de muestreo, ya que éstos suelen ser costosos y demandantes de tiempo.

Por lo general, el relevamiento a campo consiste en recorrer un territorio con un vehículo y observar los lotes aledaños al camino, identificando las coberturas (cultivos, plantaciones o vegetación natural) que ocupan el suelo. El nivel de detalle en la identificación depende de la resolución conceptual que se pretende alcanzar a la hora de realizar el mapa. Sin embargo, es conveniente registrar las coberturas con el máximo nivel de detalle posible, ya que la resolución conceptual se puede reducir, pero no aumentar en función de cómo fue hecho el muestreo. Por ejemplo, si en el campo se relevaron pasturas, pastizales naturales y verdes de invierno, se pueden englobar todas las coberturas en “recursos forrajeros”, disminuyendo así la resolución conceptual. Pero si durante el relevamiento se registró sólo la categoría recursos forrajeros, no podemos aumentar el nivel de detalle a pasturas o pastizales.

Cuando se realiza una clasificación supervisada es importante relevar todas las coberturas presentes, aun cuando la superficie que ocupan es pequeña o se trata de una cobertura que no es el foco de la clasificación. Contar con una descripción de todas las coberturas presentes evita que aquéllas no relevadas se confundan con las de interés o más abundantes.

Los relevamientos deben hacerse de forma exhaustiva dentro del área muestral, ya sea en *buffers* de camino o segmentos definidos *a priori*. De esta forma, se evitan sesgos tales como elegir los “mejores” lotes como verdad terrestre (por ejemplo, relevar sólo los cultivos de soja o maíz que no sufrieron ningún estrés hídrico, están afectados por malezas o alguna plaga, o presentan cierta heterogeneidad en el lote).

Al realizar los relevamientos hay que tener en cuenta la dinámica o período de ocupación de las coberturas que se relevarán. Coberturas que no presentan cambios en el tiempo o una dinámica lenta, como vegetación nativa (bosques, pastizales, sabanas) o cultivos perennes (forestaciones, pasturas o montes frutales), pueden ser evaluados en cualquier momento del año. Las coberturas más dinámicas, como los cultivos anuales que suelen ocupar el suelo por un período inferior a seis meses, deben ser relevadas en momentos en los que se maximiza la capacidad de discriminación entre clases semejantes. Por ejemplo, si se pretende diferenciar cultivos de invierno (trigo, cebada, avena, etc.) en los pastizales del Río de la Plata, probablemente noviembre sea el momento más adecuado. La Caja A.1.2 reseña una posible operativa para los relevamientos a campo.

A.1.4.2. Extracción de firmas fenológicas

Los lotes identificados en el trabajo de campo, digitalizados y sistematizados en un sistema de información geográfica (SIG), deben ser cruzados con las imágenes MODIS para extraer las series temporales de IVN de los píxeles incluidos en cada parcela. Una opción es hacerlo utilizando una base de datos espacial, por ejemplo, PostgreSQL con el módulo PostGIS (Caja A.1.3). La información de uso del suelo debe ser migrada a la base de datos para extraer las firmas fenológicas. Cada lote digitalizado sobre imágenes de media y alta resolución espacial (como Landsat y/o imágenes disponibles en Google Earth) puede ser caracterizado por uno o más píxeles MODIS, según su tamaño y ubicación. Las series temporales de IVN están disponibles desde el año 2000 hasta la actualidad con datos cada 16 días (es decir, 23 fechas por año). En función de la extensión temporal de la cobertura (cultivos anuales, perennes, vegetación natural, etc.) y la fecha de relevamiento, se define el recorte temporal de la serie provista por el sensor MODIS. Como resultado, se obtiene una tabla con las firmas fenológicas de cada píxel con la indicación del lote al que pertenecen, la cobertura del suelo y su referencia geoespacial.

A.1.5. El proceso de clasificación supervisada

Un primer paso en la construcción de un mapa de cobertura del suelo mediante una clasificación supervisada es definir la resolución conceptual, es decir, precisar cuáles son las clases a cartografiar. Éstas se definen a partir de las coberturas que se identificaron en los relevamientos a campo, su representatividad, el nivel de detalle y la superposición fenológica de las distintas coberturas (una medida de la separabilidad entre clases). Por encima de estos criterios se ubicará, obviamente, el objetivo perseguido al construir el mapa. Sobre la base de estos elementos se decidirá el grado de agregación de clases de la leyenda final. Así, puede optarse por discriminar trigo, cebada y avena o considerar una clase “cultivos de invierno”, separar pasturas implantadas de pastizales naturales o reunir ambas bajo la clase “recursos forrajeros perennes”. Reducir la resolución conceptual de manera forzosa resulta en pérdida de información, pero por lo general aumenta la precisión de los mapas obtenidos.

Existen numerosos tipos de algoritmos que pueden ser implementados para la clasificación supervisada a partir de las firmas espectrales.

Dentro de los paramétricos, el de máxima verosimilitud (MV) consiste en una aproximación estadística que calcula la probabilidad de una entidad (píxel u objeto) de pertenecer a cada una de las clases predefinidas y la asigna a la de mayor probabilidad. La principal limitante de los algoritmos de máxima verosimilitud es el hecho de que asumen una determinada distribución de frecuencia. Recientemente, se han desarrollado métodos no paramétricos, como las redes neuronales artificiales (RNA), las máquinas de vectores de soporte (SVM, por sus siglas en inglés) y los árboles de decisión jerárquica (ADJ). Estos algoritmos han mostrado mejoras significativas con respecto a los métodos tradicionales, ya que no asumen ninguna distribución particular de los datos a clasificar (Tso y Mather, 2003).

Las RNA identifican las regularidades presentes en los datos de entrenamiento y construyen reglas de decisión para los datos desconocidos basados en esas regularidades. A pesar de esta habilidad especial de las RNA, el usuario debe definir la arquitectura y parámetros de la red. Las máquinas de vectores de soporte reducen los errores de clasificación a través de la minimización de la probabilidad de clasificar de manera errónea datos generados de modo aleatorio a partir de una distribución de probabilidad fija pero desconocida (Vapnik, 1995, 1998). Esta propiedad los diferencia de las RNA, en cuanto a la lógica de construcción de los límites de decisión, y de los MV, que minimizan los errores de clasificación empíricamente basándose en la distribución de los datos de entrenamiento. Una de las principales ventajas de las SVM es su simple interpretación geométrica (Burgess, 1998).

Los ADJ representan un caso de especial interés dentro de los algoritmos de clasificación supervisada por su grado de interpretabilidad biológica. A diferencia de las RNA o SVM, la estructura de los ADJ puede ser visualizada de forma explícita, lo que facilita el entendimiento de la relación entre los datos de entrada y la asignación de entidades a las distintas clases. Un ADJ se compone de un nodo “raíz”, nodos interiores y nodos terminales. El proceso de clasificación queda definido por una serie de reglas de decisión que establecen el camino a seguir desde el nodo raíz hasta los nodos terminales, que representan la clase a la que debe ser asignada una entidad determinada. La interpretabilidad de los ADJ es tal que las reglas de decisión que definen al árbol pueden ser construidas por el usuario, basándose en su conocimiento y/o estadísticas generadas para cada clase. Sin embargo, la construcción de ADJ en forma manual puede ser tediosa y proveer resultados no satisfactorios, sobre todo cuan-

do se pretende generar numerosas clases y existe superposición espectral entre ellas.

Alternativamente, los *ADJ* pueden ser inducidos de forma automática. Un caso particular de *ADJ* son los bosques aleatorios (*RF*, por su sigla en inglés), que consisten en una combinación de árboles de decisión generados a partir de una submuestra de los datos de entrenamiento. Con cada árbol generado se clasifican las entidades, y las clases finales quedan definidas en función de la moda para cada entidad (Breiman, 2001). Si bien los *RF* en general presentan mayor precisión que los *ADJ*, son menos interpretables, ya que no proveen un árbol de decisión explícito.

Incluso los algoritmos de clasificación más sofisticados son incapaces de evaluar las firmas fenológicas de manera integrada y se limitan a comparar las distintas coberturas fecha por fecha. Una forma de potenciar la capacidad de discriminación entre coberturas de los algoritmos es proporcionarles distintas métricas que sintetizan la dinámica temporal de las firmas fenológicas (Tabla A.1.2). De este modo, el algoritmo cuenta no sólo con los valores de los índices de vegetación en cada fecha, sino también con medidas resumen como el valor medio, *SD*, *CV*, tasas de verdor y senescencia, valores mínimos y máximos, momentos de ocurrencia de los mínimos y máximos, etc. Así, los algoritmos son capaces de discriminar las firmas fenológicas de forma más integral, aumentando la predictibilidad y la precisión de los mapas generados.

Atributo	Tipo de medida	Definición	Significado biológico
Promedio-EVI (Promedio)	Ganancias de C totales	Suma de los doce valores de EVI correspondientes al año promedio dividido 12	Productividad anual de la vegetación
Máximo EVI (Max)	Ganancias de C totales	Máximo EVI en el año	Productividad anual de la vegetación
Mínimo EVI (Min)	Ganancias de C totales	Mínimo EVI en el año	Productividad anual de la vegetación
CV-EVI (CV)	Estacionalidad	$\frac{\text{Desvío estándar EVI}}{\text{Promedio EVI}}$	Variabilidad intra-anual de la productividad
Rango Relativo de EVI (R-Rel)	Estacionalidad	$\frac{\text{Máximo EVI}-\text{Mínimo EVI}}{\text{Promedio EVI}}$	Variabilidad intra-anual de la productividad
Fecha de máximo EVI (FMax)	Estacionalidad	Mes en el que se registra el valor máximo de EVI	Mes de máxima producción de biomasa
Fecha de mínimo EVI (FMin)	Estacionalidad	Mes en el que se registra el valor mínimo de EVI	Mes de mínima producción de biomasa
Inicio de la Estación de Crecimiento (IEC)	Fenología	La EC definida de Julio a Junio. IEC = Mes en el cual el valor de EVI supera el 25% inferior del rango	Comienzo del brotado
Fin de la Estación de Crecimiento (FEC)	Fenología	La EC definida de Julio a Junio. FEC = Mes en el cual el valor de EVI cae por debajo del 25% inferior del rango	Comienzo de la senescencia
Tasa de brotado (TBro)	Fenología	$\frac{\text{Max EVI} - \text{Min EVI}[1 - \text{Fmax}]}{\text{Fmax} - \text{Fmin}[1 - \text{Fmax}]}$	Cuán rápido reverdece
Tasa de senescencia (TSen)	Fenología	$\frac{\text{Max EVI} - \text{Min EVI}[\text{Fmax} - 12]}{\text{Fmax} - \text{Fmin}[\text{Fmax} - 12]}$	Cuán rápido senesce

Tabla A.1.2. Atributos funcionales que sintetizan la dinámica estacional de las coberturas del suelo, calculados a partir del Índice de Vegetación Mejorado (EVI, por sus siglas en inglés).

A.1.5.1 Clasificaciones orientadas a objetos o píxeles

Existen dos aproximaciones alternativas para las clasificaciones de imágenes satelitales, que consisten en realizarlas orientadas a objetos o a píxeles. Las orientadas a píxeles clasifican cada píxel independientemente de su contexto. Es decir, cada píxel es evaluado por el algoritmo de clasificación sin importar su localización espacial y/o los píxeles que lo rodean. A pesar de ser las clasificaciones más utilizadas y sencillas, suelen tener problemas de congruencia espacial y en ellas no se realiza un

análisis de la configuración espacial. Los píxeles de una imagen podrían estar ordenados de cualquier forma y el resultado de una clasificación sería el mismo. En este tipo de clasificaciones es común observar mapas con errores asociados a ruido tipo “sal y pimienta” (por ejemplo, lotes clasificados como un tipo de cultivo que en su interior presentan algunos píxeles clasificados como otra cobertura). Estos errores pueden ser eliminados utilizando filtros que mediante una ventana móvil modifican la clasificación de un píxel en función de los píxeles que lo rodean.

Las clasificaciones basadas en objetos utilizan algoritmos de segmentación (como regiones crecientes) para generar objetos que representan una unidad de manejo o parche de vegetación (por ejemplo, lotes, parche remanente de bosque en una matriz de agricultura). Más tarde, se clasifican los objetos originados, pero contando con más información, ya que se utilizan los valores de todos los píxeles que los contienen, información textural (contraste entre píxeles contiguos) y/o criterios de forma. Si bien estas clasificaciones pueden resultar más precisas, ya que emplean información contextual, tienen la limitante de la generación de los objetos mediante segmentación, que suele ser un proceso que insume mucho tiempo y capacidad de procesamiento. Por otra parte, los resultados de las segmentaciones son muy sensibles a los parámetros utilizados (tamaño de segmento, grado de similitud de los píxeles, etc.); siendo los parámetros óptimos muy variables espacialmente, lo cual determina que el proceso deba ser realizado de forma estratificada según la heterogeneidad de las coberturas presentes en el área de estudio. De manera alternativa, las segmentaciones pueden realizarse por medio de digitalizaciones manuales basadas en fotointerpretación de imágenes de alta y media resolución espacial (como píxeles de 1 a 30 metros). Las segmentaciones manuales son más precisas que las automáticas, pero insumen mucho más tiempo y personal entrenado específicamente en interpretación de imágenes satelitales y digitalización.

Ya sea a nivel de píxel o de objeto, los algoritmos de clasificación generados a partir de las firmas espectrales sistematizadas en la fenoteca se aplican de forma exhaustiva sobre series temporales de imágenes MODIS. Las imágenes a clasificar deben coincidir en resolución temporal (extensión y grano) con las firmas fenológicas que se utilizaron para entrenar los algoritmos. De esta manera, se genera un mapa de las coberturas del suelo con la resolución conceptual definida en el proceso de clasificación. Por último, debe evaluarse la precisión del mapa generado.

A.1.6. Evaluación de la fiabilidad de las clasificaciones

Los mapas generados mediante técnicas de clasificación supervisada son susceptibles de ser evaluados obteniéndose una precisión general y/o precisiones asociadas a cada cobertura. Dicha evaluación es muy importante, ya que nos da una idea de los errores vinculados al mapa y el nivel de fiabilidad o confianza con el que podemos utilizar la información producida para distintos objetivos. Además, podemos saber si existen coberturas que están siendo sub o sobreestimadas.

Para evaluar la fiabilidad de los mapas es excluyente contar con datos que no hayan sido empleados en el proceso de entrenamiento de los algoritmos de clasificación. Existen dos aproximaciones para la evaluación de los mapas generados. La primera, denominada “validación interna”, consiste en una evaluación del algoritmo utilizado para la clasificación. Por lo general, se realiza por validación cruzada, que consiste en dejar fuera un grupo minoritario de los datos y evaluar el algoritmo de clasificación originado con los datos restantes en un proceso iterativo tal que todos los datos son utilizados para entrenamiento y evaluación en las distintas iteraciones. Si bien esta metodología es muy difundida, no existe total independencia de los datos y con frecuencia se sobreestima la precisión de los mapas obtenidos.

La validación externa se realiza mediante matrices de confusión o contingencia en las que se utilizan datos independientes que no participaron en el entrenamiento de los algoritmos de clasificación y se evalúa el desempeño de la clasificación. Básicamente, consiste en comparar, para cada punto de verdad terrestre, la cobertura observada con la cobertura predicha por la clasificación, volcando el número de aciertos y confusiones en una tabla en la que se indica con qué cobertura se generó la confusión en cada caso. A partir de esta matriz de doble entrada, en donde se encuentran ordenadas las coberturas tanto en filas como en columnas, se calcula la precisión general y los errores de omisión y comisión de cada cobertura (Tabla A.1.4.3 en Caja A.1.4). La precisión general nos da una idea de la fiabilidad del mapa, pero también deben evaluarse los errores individuales de cada cobertura, ya que la precisión general puede enmascarar imprecisiones importantes dadas por la representatividad de las clases. Es decir, si los datos de verdad terrestres están desbalanceados (y con frecuencia lo están) puede ocurrir que una cobertura muy representada y bien clasificada traccione la evaluación a

valores altos de precisión general incluso cuando otras categorías (menos representadas) presentan valores bajos de precisión.

Por último, puede ocurrir que una clasificación, a pesar de presentar altos valores de precisión general (por ejemplo, 0,9) y altos valores de precisión por cobertura individual, resulte en un mapa erróneo. Esto puede ocurrir debido a que la evaluación se realiza sólo sobre el área muestral y se puede haber incurrido en distintos sesgos durante los muestreos (como seleccionar coberturas modelos o no relevar una zona del área de estudio que es sustancialmente diferente en cuanto a coberturas). Por esta razón, resulta de gran importancia hacer una inspección visual de los mapas generados, analizando consistencias espaciales e integrando un cúmulo de información que excede a la espectral y que permite detectar errores de gran magnitud (por ejemplo, extensas zonas clasificadas como áreas urbanas, que evidentemente no lo son).

Caja A.1.1. Clasificación no supervisada de la cobertura del suelo utilizando firmas fenológicas de alta resolución temporal

Camilo Ernesto Bagnato y Luciana Staiano

Para la porción argentina del Chaco semiárido y de los pastizales del Río de la Plata se realizó una clasificación no supervisada del producto del Índice de Vegetación Normalizado (IVN) MOD13Q1, generado por la NASA a partir de imágenes del sensor MODIS. Las imágenes del producto MOD13Q1 tienen una resolución temporal de 16 días y espacial de 5,3 ha. De tal modo, no es posible mapear lotes menores a esa superficie, identificándose en el territorio parches de agricultura asociados a producción extensiva en grandes lotes. Para abarcar toda el área de estudio se construyó un mosaico de siete escenas MODIS (h11v11, h12v11, h13v11, h11v12, h12v12, h13v12 y h13v13), que cubren buena parte del territorio argentino.

En total se procesaron 170 imágenes, que fueron filtradas por calidad mediante el uso de los marcadores propios del producto MOD13Q1, atendiendo a la presencia de nubes, sombra, hielo o nieve, y el contenido de aerosoles de la atmósfera, interpolando temporalmente los valores filtrados. Con un algoritmo de clasificación no supervisada (ISODATA) se clasificó una serie temporal de 23 imágenes de IVN de junio de 2012 a mayo de 2013, generando 50 clases que luego fueron reagrupadas en diez clases mediante un análisis jerárquico (Figura Caja A.1.1.1, véase en el Anexo). Si bien las clases no se asociaron a ningún tipo de cobertura durante el proceso de clasificación, fue posible “etiquetarlas” *a posteriori*. Para ello, se recurrió a una interpretación de las firmas fenológicas sobre la base del conocimiento previo.

En el sector agrícola se identificaron áreas con fenología característica de cultivos de verano (tres tipos), de cultivos de invierno, de dobles cultivos, herbáceas perennes naturales o implantadas, forestaciones y suelo desnudo (Figura Caja A.1.1.2). Como era esperable, en el área no agrícola las clases generadas presentaron la fenología característica de coberturas de vegetación perenne predominantemente natural y/o plantaciones forestales, pero ninguna firma se asoció con cultivos anuales.

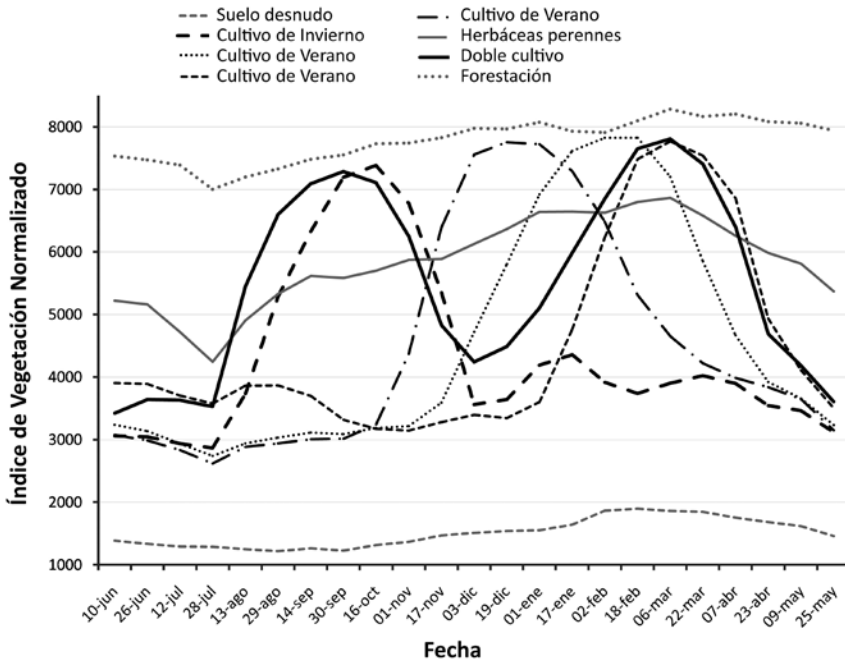


Figura Caja A.1.1.2. Firmas fenológicas promedio de las clases agrupadas en la región de cultivos.

Las clases etiquetadas por interpretación visual de sus firmas fenológicas promedio fueron agrupadas con el fin de caracterizar sistemas de producción agrícola extensivos. La resolución conceptual del mapa generado presenta cuatro clases: “cultivos de verano”, “cultivos de invierno”, “doble cultivo” y “no cultivado” (Figura Caja A.1.1.3, véase en el Anexo).

Se identificaron coberturas características de cultivos de verano, de invierno, dobles cultivos, forestaciones, herbáceas perennes nativas e implantadas, y suelo desnudo.

Caja A.1.2. El trabajo de campo para realizar y evaluar clasificaciones del uso y la cobertura del suelo

Camilo Ernesto Bagnato

El relevamiento de datos a campo requiere una cuidadosa planificación y protocolización previa (Figura Caja A.1.2.1), a fin de maximizar la calidad de los datos y la capacidad de inferencia. La información obtenida a partir del muestreo de coberturas a campo tiene tres aplicaciones en el proceso de generación de mapas de cobertura y estimación de estadísticas agrícolas. Se utiliza para:

1. generar firmas fenológicas, que serán incorporadas a la fenoteca;
2. evaluar la exactitud del mapa de uso/cobertura del suelo generado, y
3. realizar las estimaciones de superficie de cada uso/cobertura del suelo.

Los relevamientos a campo se dividen en tres etapas, que involucran la planificación previa en gabinete, el trabajo de campo y el procesamiento posterior de los datos relevados. En la etapa de planificación se define la zona de trabajo y el tipo de relevamiento, y se construye un sistema de información geográfica (SIG o GIS en inglés) que permitirá la sistematización del trabajo a realizar. En función del área de estudio y de su heterogeneidad se definen los recorridos que se van a realizar. Es importante que los recorridos sean representativos de la heterogeneidad de coberturas presentes en el área de estudio y focalicen el esfuerzo de muestreo en las zonas más heterogéneas. Utilizando información cartográfica de caminos e imágenes de alta resolución temporal (visor de Google Earth) se determina el recorrido y se construyen áreas *buffers* de 800 m en sentido perpendicular a los caminos, que representarán el área muestral. Además, es necesario recopilar imágenes de una resolución espacial tal que permitan identificar las unidades de manejo o parches de vegetación natural (Landsat, Aster, Spot). Estas imágenes deben corresponder a fechas lo más cercanas posible a la del relevamiento a campo. Disponer de estas imágenes permite identificar los lotes o unidades de manejo con facilidad y así relevar coberturas en parches homogéneos, descartando parches muy pequeños. Tanto en relevamientos en áreas contiguas a caminos, como en segmentos aleatorizados *a priori*, la extensión máxima

en sentido perpendicular al camino no debe superar los 800 m, ya que no puede garantizarse una identificación precisa en distancias mayores.

Los insumos mínimos para realizar la etapa de relevamiento a campo son un sistema de posicionamiento global (GPS, por sus siglas en inglés) y una planilla para registrar la cobertura, el identificador del punto relevado y la posición geográfica. Sin embargo, para realizar los relevamientos de forma más eficiente y minimizar errores asociados a la manipulación de los datos, es recomendable contar con una computadora portátil o tablet, donde se explorará el SIG construido utilizando navegación en tiempo real. Alternativamente se puede utilizar un GPS que permita visualizar las imágenes Landsat recopiladas y administrar el SIG generado (por ejemplo: Juno-Trimble®). Durante las recorridas a campo se identifican las coberturas del suelo y esta información se vuelca en un archivo vectorial de puntos. Los puntos generados se sitúan en el centro de las unidades de manejo identificadas en las imágenes satelitales dentro de los *buffers* de 800 m. Es importante definir la resolución conceptual con que se identificarán las coberturas, generar un código para cada categoría y respetarlo durante todo el relevamiento.

El procesamiento posterior de los datos relevados consiste en digitalizar los lotes identificados a campo y asociarlos con la cobertura indicada en el vector de puntos. Si el relevamiento se realizó con un GPS y planilla, este paso es más tedioso e involucra la descarga de los puntos de GPS en un SIG, generar un vector de puntos y volcar la información de coberturas recopiladas en las planillas. Por el contrario, si realizamos el relevamiento con un SIG y navegación en tiempo real, este paso ya fue hecho en el campo a medida que se identificaban las coberturas. En esta etapa se realiza el control, corrección de los datos y redefinición de las categorías según la resolución conceptual. Para cada punto relevado debe digitalizarse el lote o parche de vegetación que lo contiene, interpretando las imágenes Landsat de fechas próximas al relevamiento. De forma complementaria, se puede recurrir a imágenes de mayor resolución espacial disponibles en el visor de Google Earth pero prestando especial atención a la fecha a la que corresponden, sobre todo para coberturas dinámicas, como cultivos anuales. El producto final de este procesamiento es un vector de polígonos con la cobertura del suelo conocida (Figura Caja A.1.2.2, véase en el Anexo).

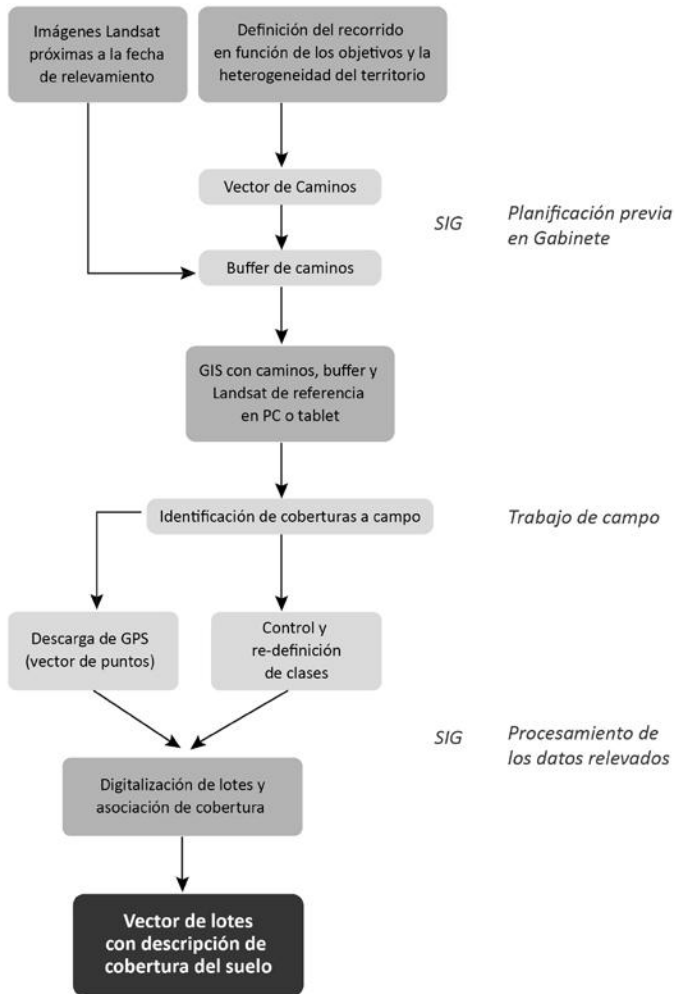


Figura Caja A.1.2.1. Diagrama conceptual del muestreo a campo (trabajo previo en gabinete - viaje a campo - análisis de datos obtenidos) para la obtención de un vector de lotes georreferenciados con descripción de cobertura.

Caja A.1.3. El uso de bases de datos geográficos para la obtención de firmas fenológicas

Luciana Staiano

Un camino posible para la extracción de las firmas fenológicas y sistematización en una fenoteca, es hacerlo en una base de datos espacial, por ejemplo, utilizando PostgreSQL con el módulo PostGIS. PostgreSQL es un sistema de gestión de bases de datos objeto-relacional de código abierto y libre. PostGIS es un módulo que se puede añadir a PostgreSQL que brinda soporte para objetos geográficos. Así, incorporar el módulo PostGIS permite convertir cualquier base de datos en una base de datos espacial y utilizarla para sistematizar, generar y vincular información geográfica. El pgAdmin es un cliente con interfaz gráfica que permite administrar cualquier base de datos PostgreSQL y así evitar la administración por línea de comando. Mediante pgAdmin es posible conectarse a cualquier base de datos PostgreSQL y acceder a sus funcionalidades: consulta, manipulación y gestión de datos.

Las bases de datos en PostgreSQL tienen una estructura jerárquica (Figura Caja A.1.3.1). Funcionan como un servicio alojado en un servidor, en el cual pueden coexistir distintas bases de datos. Cada base de datos puede tener divisiones internas denominadas “esquemas”, que funcionan como carpetas en las que se puede organizar la información. Dentro de cada esquema se almacenan tablas en las que cada registro guarda información relacionada.

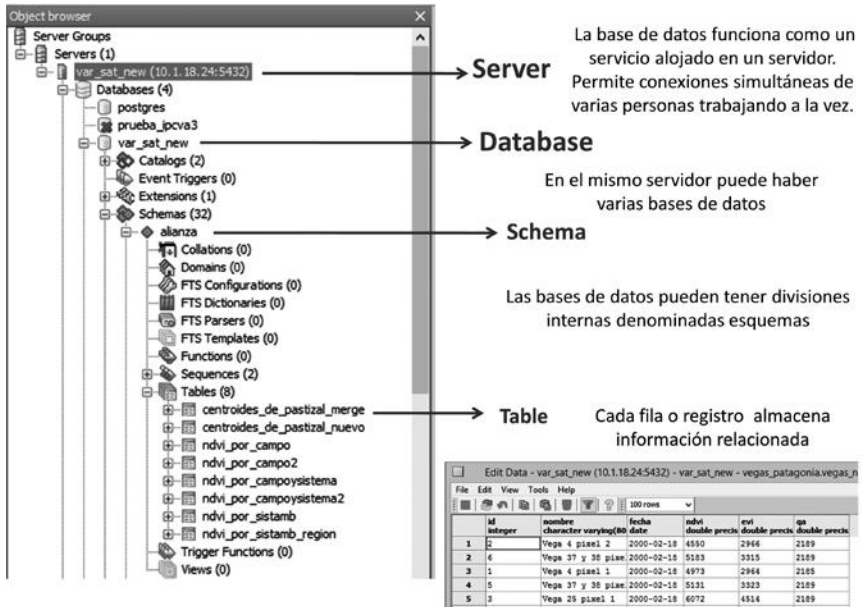


Figura Caja A.1.3.1. Visualización de la estructura jerárquica del sistema PostgreSQL desde el explorador de objetos del cliente pgAdmin.

La base de datos posee una estructura de tablas optimizada que permite consultar arreglos multidimensionales. Por ejemplo, permite vincular la información de los índices de vegetación provistos por el sensor MODIS con la información vectorial relevada a campo que fue procesada e incorporada a la base de datos (Figura Caja A.1.3.2).

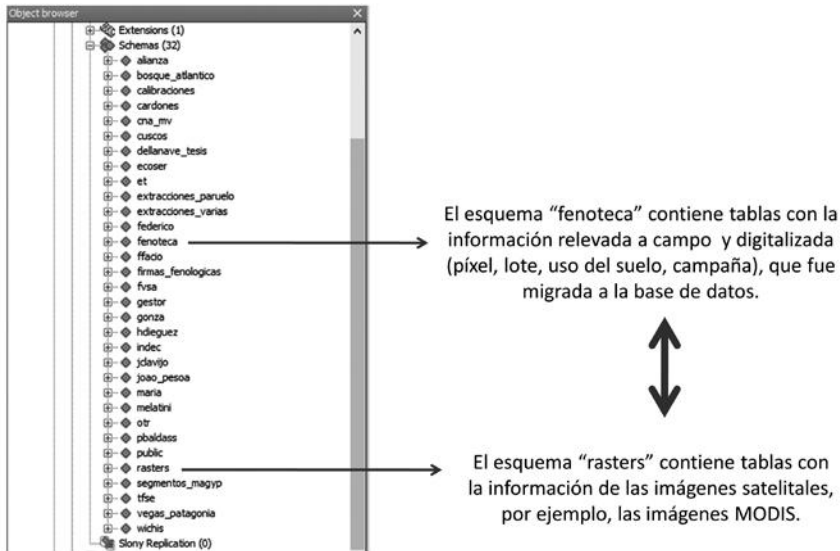


Figura Caja A.1.3.2. Visualización de los esquemas de una base de datos PostgreSQL desde el explorador de objetos del cliente pgAdmin. Ejemplo de dos esquemas que contienen distinto tipo de información: información proveniente de imágenes satelitales (esquema "rasters") e información vectorial (esquema "fenoteca").

A través de una consulta SQL es posible extraer las firmas fenológicas (Figura Caja A.1.3.3). En el ejemplo, se crea una nueva tabla a partir de vincular la información de dos tablas preexistentes: "c_rou_ver1415" y "mod13q1_ndvi". La primera ("c_rou_ver1415") se encuentra en el esquema "relevamientos" y corresponde a los centroides de los píxeles identificados dentro de los lotes luego de procesar el muestreo de campo. La segunda ("mod13q1_ndvi"), se encuentra en el esquema "rasters" y contiene la información del índice de vegetación normalizado (IVN) de las imágenes MODIS del producto Mod13q1 cuya resolución espacial es de 250 metros, su resolución temporal de 16 días y se encuentran disponibles desde el año 2000 hasta la actualidad.

La primera línea de la consulta indica que el resultado será guardado en una nueva tabla, denominada "ndvi_rou_ver1415", dentro del esquema "firmas". En el apartado SELECT se indica qué columnas de qué tablas se desea obtener. Las columnas "ID_PIXEL", "ID_LOTE", "PROVINCIA", "DEPTO" y "CLASE" provienen de la tabla "c_rou_ver1415", a la cual se le asignó el nombre "c", mientras que la columna "fecha" corresponde a las fechas de

las imágenes del sensor MODIS y proviene de la tabla “mod13q1_ndvi”, a la cual se le asignó el nombre “r”. La columna “ndvi” es una columna nueva que se genera a partir de esta consulta mediante la función de PostGIS “st_value”, que extrae los valores de IVN (columna “rast” de la tabla “r”) disponibles para la ubicación geográfica de los elementos de la tabla “c” (columna “the_geom”). En el apartado FROM se establece de qué tablas se obtendrá la información prevista en el apartado SELECT, es decir, “quiénes son” las tablas “c” y “r”.

En el apartado WHERE es posible establecer condiciones para la consulta. En primer lugar, con la función de PostGIS “st_contains” se indica que la ubicación geográfica de los elementos de la tabla “r” contenga la de los elementos de la tabla “c”. En segundo lugar, se restringen los resultados de la consulta a las fechas posteriores al 1° de junio de 2014 y anteriores al 31 de mayo de 2015, debido a que el relevamiento se realizó durante marzo de 2015 y las observaciones corresponden, en su mayoría, a cultivos sembrados durante la primavera de 2015 y cosechados durante el otoño de 2015.



Figura Caja A.1.3.3. Visualización de una consulta SQL desde el cliente pgAdmin. Se muestra el código de la consulta comentado (panel superior) y las primeras filas del resultado (panel inferior).

Caja A.1.4. Coberturas del suelo de la República Oriental del Uruguay para las campañas de invierno y verano 2014-2015

Camilo Ernesto Bagnato

Se realizó una clasificación funcional de las principales coberturas del suelo interpretada en términos estructurales. Utilizando información espectral provista por imágenes satelitales del sensor MODIS se mapearon las coberturas del suelo para las campañas de invierno y verano de 2014-2015. Se utilizó un protocolo de clasificación supervisada basado en la fenoteca. La fenoteca es una base de datos espacial que contiene las firmas fenológicas de las coberturas del suelo presentes en Uruguay. Las firmas fenológicas representan la dinámica temporal de índices de vegetación (es decir, la actividad fotosintética) de las distintas coberturas. Conocer las firmas características de cada cobertura permite clasificar el territorio exhaustivamente, realizando relevamientos de una porción reducida de éste en fechas específicas, minimizando así el esfuerzo de muestreo.

A.1.4.1. Metodología

I. Selección de firmas fenológicas para las dos campañas a clasificar

A partir de una base de datos geoespacial gestionada en PostgreSQL con el módulo PostGIS, y utilizando como interfaz la aplicación pgAdmin, se extrajeron de la fenoteca las firmas fenológicas de todas las coberturas que fueron relevadas durante las campañas de invierno 2014 y verano 2014-2015. A partir de este punto se trabajó con las firmas fenológicas en el entorno “R”, con el objetivo de analizar las firmas fenológicas, definir la resolución conceptual de la leyenda del mapa, entrenar algoritmos de clasificación y evaluar la fiabilidad de los mapas generados.

II. Análisis de las firmas fenológicas: definición de la resolución conceptual y extensión temporal de las coberturas

Se inventariaron las firmas registrando el número de lotes (n) y el número de píxeles (submuestras, es decir, la cantidad de observaciones para

cada lote) de cada cobertura para cada campaña. En los relevamientos de invierno y verano se contaba con las coberturas, número de lotes y píxeles que muestra la Tabla Caja A.1.4.1. Se excluyeron del análisis las coberturas de “frutales” y “olivos”, ya que se encontraban subrepresentadas (uno y tres lotes, respectivamente). Considerando las coberturas ampliamente difundidas en el territorio se definió la resolución conceptual agrupándolas según sus características funcionales y estructurales. Así, quedaron definidas las clases de invierno y verano con menor resolución conceptual que la relevada originalmente.

Se definió la extensión temporal de las firmas fenológicas en base al conocimiento del ciclo de los cultivos anuales y el análisis visual de las firmas. Para las coberturas anuales de verano se consideraron las firmas de octubre a mayo. Las coberturas de invierno involucraron el período comprendido entre los meses de mayo y diciembre. Estas fechas representan los principales manejos (fecha de siembra) y a la vez optimizan el proceso de clasificación al concentrarse en los lapsos en los que las firmas fenológicas son más homogéneas dentro de una cobertura y diferentes entre coberturas (Figura Caja A.1.4.1, véase en el Anexo).

Capítulo A.1. ¿Cómo estudiar los cucos?

Verano 2014-2015			
Coberturas	n-Lotes	n-Píxeles	Clase
Pasturas	58	157	Recursos forrajeros Permanentes (RFP)
Campo Natural	427	2943	
Arbustales	20	87	Perennes
Sabanas	2	7	
Forestaciones	168	1441	
Monte Nativo	28	137	
Frutales	1	1	Excluidas
Olivos	2	8	
Soja	384	1499	Anuales
Maíz	45	197	
Sorgo	59	177	
Cultivos de Verano	43	123	
Arroz	9	26	

Invierno 2014			
Coberturas	n-Lotes	n-Píxeles	Clase
Trigo	9	29	Cultivo de Invierno (Ci)
Cultivo de Invierno	58	193	
Canola	1	2	Anuales
Rastrojo	27	74	
Pasturas	36	89	Perennes
Sabana	4	25	
Campo Natural	142	913	
Forestaciones	19	54	
Monte Nativo	3	12	
Olivos	1	1	

Tabla Caja A.1.4.1. Coberturas, número de lotes y número de píxeles de los relevamientos de invierno y verano sistematizados en la fenoteca con los que se realizaron las clasificaciones. Clases que se derivaron de unificar las coberturas en función de la disponibilidad de datos y similitud de las firmas fenológicas.

III. Clasificaciones supervisadas

El número total de lotes disponibles en la fenoteca para cada campaña se dividió en dos grupos (set de clasificación y set de corroboración). El 60% de los datos se utilizó para entrenar un algoritmo de clasificación (Random forest) y el 40% restante, para evaluar la fiabilidad de la clasificación generada. Dicha partición se realizó de forma balanceada en las diferentes coberturas con el fin de que todas queden proporcionalmente representadas en ambos grupos.

Para cada firma fenológica del set de clasificación se calcularon medidas resumen que condensan la dinámica temporal o una porción de particular interés en una serie de índices. Los índices generados fueron: Integral, Media, Desvío estándar, Error estándar, Rango Relativo, Coeficiente de Variación, Estabilidad Temporal, Mínimo y Momento del Mínimo, Máximo y Momento del Máximo, Tasa de Brotado y Tasa de Senescencia. Estos índices permiten a los algoritmos de clasificación diferenciar de manera más efectiva coberturas que tienen cierto grado de superposición en cuanto a sus firmas fenológicas (Tabla Caja A.1.4.2). Los algoritmos de clasificación generados fueron evaluados de forma interna (validación cruzada), mostrando un buen desempeño con errores muy reducidos (menores al 5%), tanto en general como por clase. El algoritmo originado para cada campaña se aplicó sobre una compilación de imágenes que contenía las mismas fechas que las firmas fenológicas y medidas resumen utilizadas para entrenar el Random forest.

id_pix	id_lote	Clase	Cobertura	16-oct	02-nov	...	09-may	25-may	Integral	Media
99141521	9914152	Cv	S	8062	6672	...	3297	3772	89479	5965.3
99141522	9914152	Cv	S	7722	6608	...	4359	3692	91499	6099.9
99141523	9914152	Cv	S	8278	6951	...	3361	3692	89278	5951.9
999141569	99914156	Cv	Sg	7204	5619	...	4099	3990	89527	5968.5
9914151112	99141511	Cv	M	8671	7468	...	3191	4708	89640	5976
9914151113	99141511	Cv	M	8561	7526	...	3191	5291	87837	5855.8
9914151214	99141512	Cv	Sg	8154	6559	...	5077	6489	94715	6314.3

DesEst	ErrEst	RREL	CV	et	Min	fMin	Max	fMax	GrUp	GrDn
2132.2588	550.5469	5617	35.744568	2.798	3297	14	8914	10	4640	-4197
1823.7144	470.881	5237	29.897283	3.345	3692	15	8929	10	3360	-4561
2243.1019	579.1664	5661	37.687368	2.653	3253	4	8914	10	5234	-4561
1403.0568	362.2677	4093	23.507826	4.254	3990	15	8083	10	3705	-2516
1687.3157	435.663	5480	28.234867	3.542	3191	14	8671	1	1882	-1523
1846.1702	476.6791	5370	31.527207	3.172	3191	14	8561	1	2551	-1081
1209.5668	312.3088	4001	19.155891	5.22	4153	12	8154	1	-267	1822

Tabla Caja A.1.4.2. Ejemplo de firmas fenológicas de verano y medidas resumen utilizadas para entrenar algoritmos, evaluar la fiabilidad del mapa y clasificar compilados multitemporales de imágenes satelitales. Nótese que entre noviembre y mayo hay datos de índices de vegetación que no se muestran para simplificar la visualización de la tabla.

A.1.4.2. Resultados

Las dos clasificaciones generadas para las campañas de invierno y verano fueron unificadas para construir el mapa final de coberturas 2014-2015.

Las coberturas que conforman la leyenda del mapa derivaron de la clasificación de las firmas espectrales y de información cartográfica (categorías: “cuerpos de agua” y “urbano”). Las coberturas unificadas para las dos campañas fueron: “cultivos de verano” (cv), que incluye cultivos de soja, maíz, sorgo y arroz; “cultivos de invierno” (ci), que representa trigo, cebada, avena, centeno y canola; doble cultivo (dc), que engloba los casos que fueron clasificados como cv y ci en cada campaña; “forestaciones” y “montes nativos” (F y Mo), que involucra forestaciones y montes nativos ribereños asociados principalmente a cursos de agua; “recursos forrajeros permanentes” (RFP), que agrupa campo natural, arbustales, sabanas y pasturas implantadas; y “rastros” (R), que indica la ausencia de cultivos, tanto en invierno como en verano.

La fiabilidad del mapa fue evaluada para cada campaña por separado, ya que así fueron relevados los datos e incorporados a la fenoteca. La clasificación de invierno presentó una precisión general del 93% y altas precisiones por clase. La clasificación de verano presentó una precisión general del 95% (Tabla Caja A.1.4.3). Asimismo, los errores de omisión y comisión por clase resultaron muy reducidos. En alguna medida, esta excepcional situación se debe a la baja resolución conceptual de las clasificaciones generadas.

	Verano				Error Comisión
	RFP	Cv	F y Mo		
RFP	195	3	5		0.96
Cv	13	203	0		0.94
F y Mo	6	0	72		0.92
Omisión	0.91	0.99	0.94		0.95

	Invierno				Error Comisión
	Ci	RFP	F y Mo	R	
Ci	26	1	0	0	0.96
RFP	3	69	1	0	0.95
F y Mo	0	0	9	0	1.00
R	1	2	0	8	0.73
Omisión	0.87	0.96	0.90	1.00	0.93

Tabla Caja A.1.4.3. Matrices de confusión de las clasificaciones de verano e invierno.

Se clasificaron 17,4 millones de ha (Figura Caja A.1.4.2, véase en el Anexo). La cobertura con mayor superficie fueron los RFP que ocuparon 11,56 millones de hectáreas (MHA). Los cultivos representan 3,23 MHA compuestos por 2,15 MHA de cv, 0,97 MHA de dc y 0,11 MHA de ci. Las forestaciones y montes nativos alcanzaron 2,51 MHA y los rastros (situaciones que no presentaron cultivos ni en invierno ni en verano), sólo 90.000 ha (Figura Caja A.1.4.3).

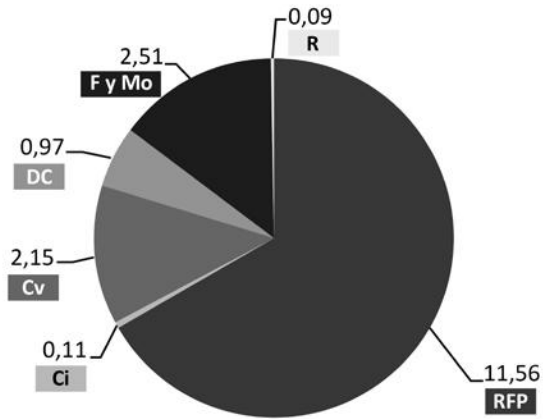


Figura Caja A.1.4.3. Distribución de superficies en las distintas coberturas en millones de hectáreas (RFP: recursos forrajeros permanentes; Ci: cultivos de invierno; Cv: cultivos de verano; DC: doble cultivo; F Y MO: forestaciones y montes; R: rastrojos).

Capítulo A.2. Los CUCOS⁴ y el paisaje

Germán Baldi, José Norberto Volante y José María Paruelo

El paisaje es una porción de territorio heterogénea compuesta por un conjunto de elementos (ecosistemas naturales y/o antrópicos) que se repiten en el espacio y se articulan o interaccionan entre sí. Los ecólogos reconocen a los paisajes como un nivel de organización de los sistemas ecológicos superior al de ecosistema e inferior al de región. La definición enunciada puede aplicarse a una gama de escalas geográficas que van desde miles de hectáreas a cientos de kilómetros cuadrados (Burel y Baudry, 2002), y para tener una noción geográfica de esta definición, una aproximación interesante es la de visualizar una cuenca hidrográfica de magnitud pequeña a mediana. En esa cuenca, seguramente encontraremos elementos (ecosistemas) de diversa índole, por ejemplo, áreas de cultivos, o ambientes naturales de diferentes tipos y orígenes.

Los paisajes se pueden describir a través de sus componentes. La estructura del paisaje hace referencia a la heterogeneidad espacial determinada por la superficie ocupada por cada elemento o componente (composición) y la disposición espacial de éstos (configuración). Los cambios de la estructura del paisaje no sólo son la resultante de procesos bióticos y geomorfológicos, sino también de las presiones antrópicas sobre los ecosistemas naturales. Los cambios en el uso del suelo debidos a la actividad humana ocurren a nivel de parcela o unidades prediales, pero sus consecuencias dependen del contexto en el que tienen lugar y difícilmente se pueda tener una adecuada caracterización a partir del análisis de los lotes o parcelas individuales. Un conjunto de establecimientos agropecuarios, manejados en forma individual con tecnologías apropiadas para preservar el suelo y el agua en las parcelas, puede degradarse si no se presta atención a características de configuración y composición del nivel de organización superior al del establecimiento (el paisaje). Cuantificar los cambios en la heterogeneidad estructural de los paisajes no sólo brinda una descripción de la dinámica de los cambios, sino también constituye un prerrequisito de

4 Cambios en el uso y coberturas del suelo.

la evaluación de sus consecuencias sobre el funcionamiento ecosistémico, sobre la vulnerabilidad de las áreas remanentes y la generación de un esquema de planificación de uso de los sistemas naturales.

El paisaje resulta entonces el nivel de análisis más adecuado para evaluar fenómenos vinculados a las perturbaciones antrópicas. La escala espacial asociada obliga a los actores socioeconómicos a integrar decisiones para la gestión y planificación del uso del territorio. En este sentido, las organizaciones supraprediales, como los consorcios de productores, son instrumentos indispensables para la sustentabilidad de los territorios.

A.2.1. Cambios en el paisaje y sus consecuencias sobre los sistemas nativos

Las consecuencias de los cambios en los patrones de uso y cobertura del suelo se manifiestan tanto sobre los componentes físicos como biológicos de los sistemas naturales, y en todos los niveles de organización, desde genéticos hasta globales. A través de la alteración en la oferta de servicios ecosistémicos, estos cambios tienen implicancias en aspectos sociales, culturales y económicos (Ehrlich y Ehrlich, 1992; Lüdeke *et al.*, 2004).

Los cambios más evidentes se producen en los sitios en donde ha habido un reemplazo absoluto del tipo de cobertura original (por ejemplo, transformación de un bosque en un cultivo). Sin embargo, menos evidentes son las alteraciones en los procesos ecosistémicos que sufren los sistemas al cambiar no sólo la composición sino también la configuración del paisaje. Si estos cambios implican una pérdida de superficie del sistema original y un aislamiento de sus remanentes, el fenómeno se denomina “fragmentación del paisaje”. Saunders *et al.* (1991) describen cambios en el ambiente físico de los remanentes de vegetación, debidos básicamente a la alteración del microclima dentro y alrededor del remanente (alteración en los flujos radiativos, de viento y agua). Estos autores plantean que cuanto más pequeño es un parche, o cuanto mayor es su proporción de borde, mayor sería la influencia de factores externos sobre el ambiente físico del parche, resultando la dinámica de los remanentes dirigida en forma predominante por fuerzas externas. También las características funcionales o estructurales de los componentes bióticos de los parches se ven afectadas. La abundancia y persistencia de una población o conjunto de poblaciones, tanto a nivel local como de paisaje, depende de la composición (tipos de cobertura y superficie) y la configuración del paisaje (tamaño, forma y calidad de los componentes del hábitat, presencia y calidad de rutas dispersoras) (Fahrig y Merriam, 1994; Tewksbury *et al.*, 2002).

La heterogeneidad espacial que presentan los paisajes en general, así como sus cambios, son usualmente detectados y cuantificados mediante un conjunto de índices de paisaje (O'Neill *et al.*, 1988, 1997; Tischendorf, 2001). Ningún índice en particular puede capturar la totalidad de la complejidad del arreglo espacial de los parches, y por lo tanto, suele usarse en conjunto varios de estos índices (Riitters *et al.*, 1995). Su cálculo requiere información de tipo categórica, como los mapas de cobertura descriptos en el Capítulo A.1.

La fragmentación del paisaje es en general un proceso no aleatorio (Sharpe *et al.*, 1987; Usher, 1987; Pressey *et al.*, 1996; Kemper *et al.*, 2000; Baldi *et al.*, 2006), ya que la eliminación de la vegetación nativa ocurre habitualmente con una base selectiva, por ejemplo, en áreas donde la agricultura o la ganadería intensiva son actividades rentables desde el punto de vista económico. En este proceso pueden ser individualizadas diferentes etapas (Forman, 1995; modificado y extendido por Jaeger, 2000), que ocurren en forma simultánea o gradual. Éstas son: incisión, perforación, disección, disipación, encogimiento y agotamiento (Figura A.2.1). Describir el proceso de fragmentación permite, según O'Neill *et al.* (1997), realizar inferencias sobre probables impactos, aun desconociendo los detalles de todos los procesos ecológicos que puedan ser afectados.

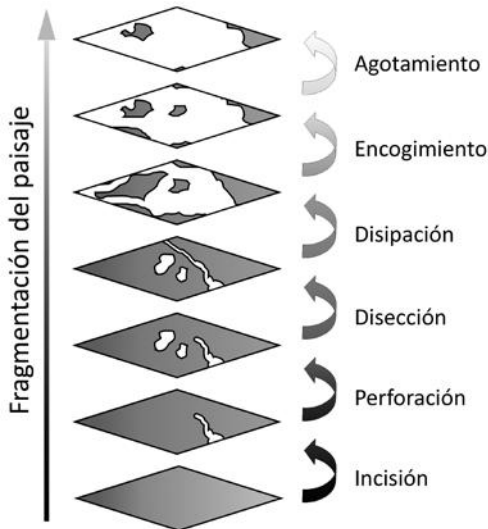


Figura A.2.1. Representación esquemática del proceso de fragmentación del paisaje y las distintas etapas identificables. Fuente: Forman (1995), modificado y extendido por Jaeger (2000).

A.2.2. ¿Por qué interesa estudiar los cambios en el paisaje?

La definición de la escala espacial y temporal de análisis es uno de los aspectos críticos de cualquier estudio ecológico (O'Neill *et al.*, 1986). Los servicios ecosistémicos tienen asociada, en mayor o menor medida, una escala espacial relacionada con el nivel de organización en donde se generan, el ecosistema. Un proceso ecosistémico (se intermedio) dará lugar a un servicio ecosistémico final con el concurso de otros procesos y estructuras que afectan y son afectados por los ecosistemas vecinos (Capítulo B.1). Por ejemplo, la capacidad de procesar y de detoxificar residuos o de regular la emisión de metano u óxidos de nitrógeno (N) con efecto invernadero resulta de la actividad de microorganismos. Los mecanismos que subyacen a estos procesos involucran pasos metabólicos complejos que suceden a nivel subcelular. Aun cuando los mecanismos ocurren a una escala microscópica, el resultado neto de la actividad de estos microorganismos adquiere significado en términos de los servicios ecosistémicos que se expresan a niveles de organización observables a escalas de mucho menor detalle. Para el caso de la regulación de la composición atmosférica, la escala relevante puede ser, incluso, la global.

Por otra parte, muchos de los beneficios asociados a un servicio dado se perciben a distancias considerables del ecosistema que los está proveyendo o en configuraciones espaciales particulares (por ejemplo, aguas abajo) (Fisher *et al.*, 2009). El control de la erosión del suelo que realiza un ecosistema determinado ejemplifica cómo la correcta evaluación de ese servicio requiere de una cierta perspectiva espacial. Si bien el tipo y grado de cobertura vegetal, la pendiente y la textura del suelo de un lote en particular son elementos clave para evaluar su susceptibilidad a la erosión, el contexto espacial del lote es esencial. Así, su posición relativa en el paisaje, las características de los lotes vecinos y las perturbaciones a su alrededor, son determinantes importantes de lo que ocurrirá en ese lote. Si bien los procesos de sucesión, extinción local o lixiviación ocurren en un sitio particular, la dinámica de ese sitio rara vez resulta crítica en sí misma y depende de lo que ocurre en los parches contiguos. Cambios en la composición y configuración del paisaje determinarán cambios muy importantes en procesos vinculados a la dinámica del agua, el C, el N. También en los fenómenos de colonización y extinción local que determinan la biodiversidad. Esto destaca la importancia de evaluar los servicios a nivel de paisaje.

A.2.3. Los cambios en el paisaje en los pastizales del Río de la Plata

Baldi y Paruelo (2008) analizaron, a partir de mapas de cobertura del suelo, los cambios en la estructura, configuración y dinámica temporal del paisaje en toda el área de los pastizales del Río de la Plata. Usando una combinación de las técnicas presentadas en el Capítulo A.1, describieron la cobertura del suelo en ocho áreas piloto de la región y para dos períodos: 1985-1989 y 2002-2004 (Figura A.2.2, véase en el Anexo).

Para cuantificar la superficie de los cinco tipos de cobertura descriptos: “cultivos anuales” (de verano, de invierno y dobles), “cultivos pluri-anales” (forestaciones, montes frutales), “pastizales” (praderas y estepas gramíneas), “bosques nativos” y “cuerpos de agua y misceláneas” (arenales, salares, áreas urbanas) (i.e. la composición del paisaje) y los cambios entre los dos períodos de estudio (1985-1989 y 2002-2004), se generaron, para cada una de las áreas piloto, grillas de cuadrados (celdas) de 8 km por 8 km. El grillado posibilitó el resumen de la información a escala de celda, facilitando la apreciación de los patrones en el espacio (i.e. análisis espacialmente explícito) (Baldi *et al.*, 2006). Las celdas de la grilla constituyen la referencia espacial para el paisaje a caracterizar mediante índices.

A partir de los mapas de cobertura superpuestos a la grilla se calculó un índice que capta en una única métrica al proceso de fragmentación: el índice “tamaño efectivo de malla” (TEMA) (Jaeger, 2000; Jaeger *et al.*, 2001; Saura, 2002):

$$\text{Tamaño efectivo de malla} \quad \text{TEMA} = \frac{\sum_{i=1}^n (A_i)^2}{A_t} \quad (\text{hectáreas})$$

A_i = área del parche

A_t = área total de la celda

Este índice considera de manera simultánea el tamaño de los parches y el nivel de disección del paisaje (de la cobertura en cuestión), y además, es insensible a la inclusión u omisión de pequeños parches. Refleja cambios estructurales del paisaje y tiene una respuesta de tipo monótonica a través de las distintas fases de fragmentación (a mayor tamaño efectivo de malla, menor es la fragmentación).

A.2.3.1. Cambios en la proporción de unidades de paisajes

El análisis mostró marcadas diferencias en la estructura actual de los paisajes y en la magnitud, el sentido y el tipo de cambio entre los distintos distritos y países analizados. En general, la superficie cubierta por pastizales naturales, seminaturales e implantados (cobertura dominante en el sistema) experimentó una disminución en la región del 8,9% (pasó del 67,4% al 61,4%), en función principalmente del aumento de la superficie implantada con cultivos anuales (del 22,0% al 25,9%). La pampa ondulada y la pampa austral presentaron altos niveles de reemplazo para ambos períodos de estudio, concordando con su larga historia de uso. En estos distritos las actividades agrícolas tomaron relevancia durante las últimas décadas del siglo XIX (Gaignard, 1989; Hall *et al.*, 1992; Viglizzo *et al.*, 2001).

El caso de la pampa interior plana es levemente diferente al de los dos distritos antes mencionados, ya que los cambios serían más recientes en términos históricos. Esta unidad, junto con la pampa interior oeste y la pampa mesopotámica, fue el distrito en donde más se redujo la superficie de pastizales y aumentó la cobertura de cultivos entre la década de 1980 y la de 2000. No obstante, esta intensa transformación no dio lugar en estas últimas dos subunidades a una dominancia de una cobertura de cultivos. Los altos valores de probabilidad de transición pastizal/cultivo para la pampa interior plana y para la pampa ondulada muestran una alta tasa de rotación en el uso de la tierra. La superficie de pastizales de estos distritos correspondería a parches de pasturas o cultivos abandonados. Éstos no se mantendrían como tales por un período de tiempo prolongado, ya que forman parte de ciclos de rotación agrícola. Un alargamiento de la rotación agrícola, hasta transformarse en agricultura permanente, generaría una alta tasa de transformación P→C y C→C en forma simultánea.

La situación contraria se encontró en los campos del norte y del sur y en la pampa inundable, con un cambio relativo en la superficie de pastizales muy pequeño y con los valores de transición pastizal/cultivo más bajos de todos los distritos. La situación de los campos y la pampa inundable es, sin embargo, bien diferente. La pampa inundable es una región de escaso desarrollo agrícola, con serias restricciones edáficas para el desarrollo de esta actividad (Soriano, 1991; Hall *et al.*, 1992; Viglizzo *et al.*, 2001). Todo el distrito presentó valores muy bajos de cobertura de cultivos. Los campos del norte y del sur son muy heterogéneos internamente;

poseen áreas de carácter predominantemente agrícola (arroz y soja), y grandes extensiones de pastizales bajo uso ganadero.

En relación con los tres países involucrados, Argentina presentó las mayores transformaciones relativas. Estos resultados implican que la porción de los pastizales del Río de la Plata de este país es muy dinámica, producto tanto del avance de la cobertura agrícola sobre pastizales naturales, seminaturales e implantados, como de la alta tasa de rotación entre ambos tipos de cobertura. El incremento observado durante los últimos años en el área sembrada en las provincias de Buenos Aires, Córdoba, La Pampa, Entre Ríos, Santa Fe y San Luis (región “pampeana”) y en el resto del país, tiene al cultivo de soja como uno de los principales protagonistas.

En el caso de Uruguay se observó un aumento relativo del área agrícola del 12,8%. Este resultado coincide con la información provista por la DIEA a través de las “Series Históricas”, en donde a nivel país se aprecia que para el período 1980-2006 se registró un incremento notable del área implantada con cultivos anuales, sobre todo a partir del año 2001, debido al avance de la soja (DIEA-MGAP).

Por su parte, los paisajes analizados para Brasil mostraron que en el período de estudio la superficie dedicada a prácticas agrícolas ha aumentado, se ha mantenido o ha disminuido. La tendencia decreciente encontrada en ese país mediante el análisis de la serie estadística “Produção Agrícola Municipal” del IBGE se asociaría a una reducción en la superficie implantada de los principales cultivos, como el maíz y el poroto. Esta situación de abandono de tierras agrícolas contrasta no sólo con lo acontecido en los pastizales de Argentina o Uruguay, sino también con el avance de la agricultura en otras regiones de Brasil, en donde únicamente en la superficie implantada de soja se registró un incremento del 3,6% anual para el período 1990-2001 (Brandão *et al.*, 2005).

Tanto para Argentina como para Uruguay, en las últimas dos décadas se han implementado una serie de incentivos para desarrollar plantaciones forestales comerciales. En los años 90 la superficie dedicada a esta actividad en Uruguay presentó un cambio significativo debido sobre todo a la promulgación de la ley forestal 15.939, que procura implementar nuevas formas de dinamizar al sector mediante el establecimiento de beneficios adicionales para productores que implanten forestaciones (DIEA-MGAP, 2003b; Sarli, 2004), y en Argentina, por la promulgación de la ley nacional 25.080, de inversiones en los bosques cultivados, y a leyes provinciales –como la ley 3190 de la provincia de Corrientes– orientadas a generar una estrategia de captación de inversiones. La superficie fores-

tada en ambos países provino en su mayoría de áreas tradicionalmente destinadas a la actividad ganadera, ya que las probabilidades de transición pastizal/bosque-forestación fueron mayores a las probabilidades de transición cultivo/bosque-forestación (Sarli, 2004; Paruelo *et al.*, 2005; Jobbágy *et al.*, 2006).

A.2.3.2. El proceso de fragmentación del paisaje en la región

El análisis de la fragmentación actual del paisaje muestra una alta heterogeneidad, tanto entre como dentro de los distritos o países (Figura A.2.3, véase en el Anexo). La pampa inundable se encontraría en una etapa de *incisión* o *perforación*, en la que los pastizales constituyen la matriz del paisaje. Esta cobertura sólo se halla interrumpida por líneas de comunicación (rutas, vías de ferrocarril), pequeñas parcelas agrícolas, arroyos, canales y lagunas. Este escenario no varió durante el período analizado. El bajo nivel de fragmentación fue también detectado para otro sector dentro del distrito para el período 1996-1997 (Baldi *et al.*, 2006).

Los campos del norte y del sur se encontrarían en la etapa de *perforación* o *diseción*: los pastizales constituyen una cobertura continua, pero existen numerosos sectores dominados por cultivos o forestaciones (por ejemplo, márgenes del Río Uruguay, cuenca de la Laguna Merín, etc.). Durante el período de estudio, la situación de fragmentación se ha mantenido estable en los campos del norte y ha aumentado en los campos del sur, sobre todo debido al avance de la actividad sojera y forestal.

En el segundo período, la pampa interior oeste y la pampa mesopotámica presentaron numerosos parches de pastizal de tamaño intermedio y formas simples, lo que evidencia la importancia de las actividades agrícolas. Durante el período analizado se registraron en estos distritos cambios importantes en el índice *tamaño efectivo de malla*: la fragmentación de pastizales estaría en aumento, encontrándose en una fase de *diseción* o *disipación*. En estas dos subregiones, el patrón de parcelas agrícolas sobreimpuestas sobre una matriz de pastizales dio lugar a una codominancia entre parches de pastizales y de cultivos.

En las pampas austral, ondulada e interior plana, los pastizales se encontrarían en una fase de *encogimiento* o *agotamiento*, caracterizada por la presencia de parches de formas simples, pequeños y aislados. Los niveles de fragmentación parecen haberse mantenido en el tiempo en los dos primeros distritos. En cambio, la pampa interior plana tuvo los

mayores cambios relativos en el *tamaño efectivo de malla*, y por lo tanto, es en donde más se habría fragmentado la cobertura de pastizales durante el período de estudio. No obstante, dada la alta cobertura de cultivos para estos tres distritos, no pareciera que en el futuro cercano los niveles de fragmentación vayan a cambiar de manera considerable.

¿Qué cambió más, la configuración o la composición de los paisajes? La comparación de los cambios relativos del *porcentaje de paisaje* ocupado por pastizales con los cambios relativos del *número de parches* y del *tamaño medio de parche*, permite contestar esta pregunta. En promedio, para toda la región, el cambio en la superficie cubierta por pastizales fue 3,5 veces menor al cambio en el *número de parches* y 2,2 veces menor al registrado para el *tamaño medio de parches*. Por lo tanto, los cambios en la configuración de los paisajes que estarían ocurriendo en los pastizales del Río de la Plata, serían superiores al simple avance del área dedicada a actividades agrícolas.

A.2.4. Los cambios en el paisaje en el Chaco semiárido

Volante y Paruelo (2015) describieron la dinámica de cambios ocurrida en el Chaco semiárido argentino desde 1977 hasta 2007. Para ello, se realizaron cuatro mapas temáticos del área de estudio (1977, 1987, 1997 y 2007) (Figura A.2.4, véase en el Anexo). Los mapas describen tres grandes categorías de coberturas de suelo:

- a) áreas con vegetación natural (tipos fisonómicos de pastizales, arbustales y bosques en sus distintas expresiones y estados);
- b) tierras agropecuarias (agricultura, pasturas para ganadería, desbajado o desarbustización para emprendimientos silvopastoriles), y
- c) suelos desnudos o sin vegetación (salinas, playas de río, suelo desnudo, ambientes acuáticos, áreas quemadas) o artificiales (por ejemplo, peladares peridomésticos o “puestos”, áreas urbanas, construcciones, caminos).

Los mapas de tres categorías se elaboraron a partir de clasificaciones digitales y visuales de mosaicos de imágenes del satélite Landsat Multi-spectral Scanner Sensor (MSS) para el año 1977 y del satélite Landsat Thematic Mapper (TM) para los demás años. La asignación de píxeles a cada categoría del mapa (1. *Tierras agropecuarias*; 2. *Vegetación natural* y 3. *Suelo desnudo*) se realizó a partir de una rutina que combina detección

visual de la categoría “*Tierras agropecuarias*” y posteriormente, clasificación digital para las otras categorías (Figura A.2.5).

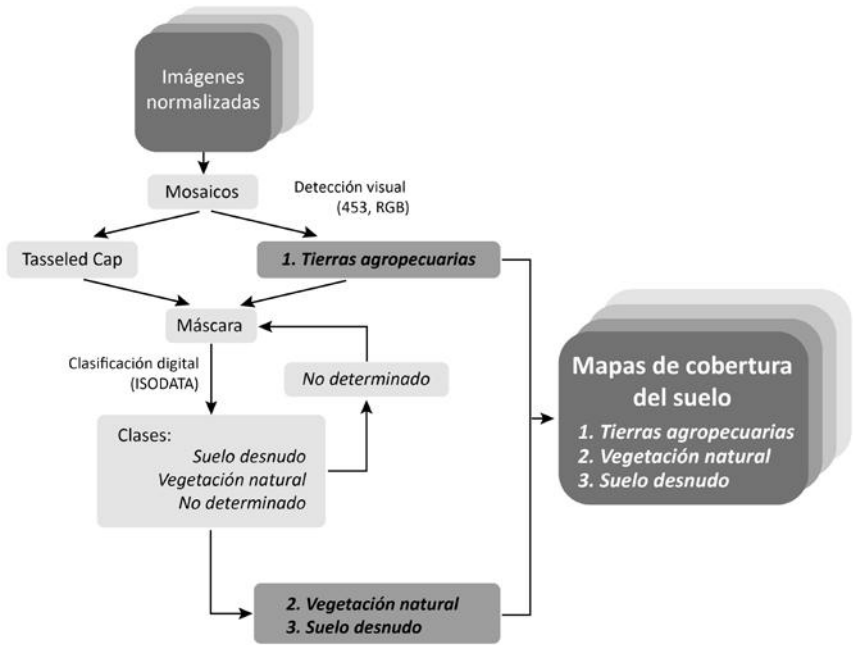


Figura A.2.5. Algoritmo de clasificación para la elaboración de mapas de cobertura del suelo.

A.2.4.1. Cambios en la proporción de unidades de paisajes

En el período 1977-2007 ocurrieron cambios que alcanzaron más del 26% del área de estudio (8,4 millones de hectáreas). Un tercio de ellos corresponde a *intercambios* o cambios de localización de los tipos de coberturas considerados, mientras que el 70% restante corresponde a cambios que han afectado la proporción o la cantidad (y localización) de éstas.

La pérdida de la vegetación natural como producto de la incorporación de nuevas tierras para actividad agropecuaria alcanzó un total de 4,5 millones de hectáreas, de las cuales el 53% fue desmontado durante el último período (1997-2007). La clase “vegetación natural” es la cobertura de suelo dominante en todos los momentos, ya que ocupa entre el

68% y el 87% del área de estudio, seguida por “agropecuario” (10%-22%) y “suelo desnudo” (5%-8%).

Las clases “vegetación natural” y “agropecuario” muestran tendencias temporales bien definidas: disminución de la primera y aumento de la segunda. En ellas se observan los cambios netos más altos. La tasa anual (q) de pérdida de vegetación natural por avance de la frontera agropecuaria fue -0,69% para todo el período 1977-2007 y -0,48%, -0,35% y -1,24% para los decenios 1977-1987, 1987-1997 y 1997-2007, respectivamente.

Las tasas descriptas muestran la importancia de los cambios ocurridos en el último período, que superan con gran amplitud el promedio mundial y latinoamericano (0,23% y 0,51%) estimado por FAO para la misma década (FAO, 2011). Este hecho podría estar asociado a la introducción de soja transgénica, siembra directa e incrementos de precios y exportaciones de esta oleaginosa.

A.2.4.2. El proceso de fragmentación del paisaje en la región chaqueña

En la región chaqueña, Piquer *et al.* (2015) estudiaron el nivel de fragmentación del paisaje y los efectos del avance de la frontera agropecuaria en el período 1977-2010. Para ello, utilizaron el mapa del Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos (PINBN) (SAYDS, 2007) y mapas de parcelas agropecuarias de Adámoli *et al.* (2011), obtenidos a partir de imágenes Landsat para los años 1977, 1992, 2002 y 2010. Dado que el PINBN fue realizado con imágenes Landsat de 1997, fue necesario generar mapas de cobertura boscosa para 1977, 1992, 2002 y 2010, coincidentes con los años de los mapas de parcelas agropecuarias. Como primer paso se simplificó el mapa PINBN de 20 categorías de vegetación nativa en dos grandes categorías: a) “bosque”, que incluye todas las categorías de plantas leñosas (arbustivas y arbóreas) y b) “no bosque”, con el resto de las categorías (vegetadas y no vegetadas). En una segunda instancia se reconstruyeron mediante clasificación de imágenes Landsat, los polígonos de áreas agropecuarias desmontadas en los períodos 1977-1992 y 1992-1997. Los mapas de bosque/no bosque de los años 2002 y 2010, se obtuvieron por sustracción de polígonos de áreas agropecuarias desmontadas hasta esas fechas.

La evaluación del grado de fragmentación del bosque se hizo a partir del Análisis de Patrones Espaciales Morfológicos (MSPA) (Vogt *et al.*, 2007). Este análisis permite segmentar el mapa binario bosque/no bosque en cinco componentes (Soille y Vogt, 2009): “áreas núcleo” (grandes

parches de bosque), “puentes” (conexiones entre áreas núcleo), “islas” (pequeños parches de bosque); “perforaciones” (pequeñas áreas desmontadas dentro de las áreas núcleo) y “bordes” (interface bosque/no bosque). Por otra parte, se evaluó la conectividad potencial del bosque calculando el índice de proximidad (*PROX*) y el índice de conectividad (*CONNECT*) (McGarigal *et al.*, 2012) para los mapas bosque/no bosque. Se ha demostrado que estas dos métricas funcionan bien y se complementan entre sí para medir la conectividad del paisaje y la fragmentación (Wang *et al.*, 2014).

Como resultado de este trabajo, se encontró que la expansión agropecuaria ocurrida en esos 30 años, incrementó en un 8,2% los bordes que delimitan los bosques con otro tipo de cubiertas, y aumentó el número de parches de bosques en un 87%, pasando de 8000 parches en 1977 a más de 15.000 en 2010. Por otra parte, las conexiones entre parches de bosque (puentes) disminuyeron de manera significativa, en especial durante la primera mitad del período (1977-1992), cuando muchos corredores fueron deforestados. Esto significa que el paisaje aumentó su grado de fragmentación. La conectividad del paisaje (índice *CONNECT*) disminuyó un 27%. La conectividad a nivel de parche, medida por el *PROX* promedio, se redujo un 95% entre 1977 y 2010.

La deforestación generalizada y acelerada en el período analizado, dio origen a un incremento sustancial de la fragmentación del bosque y una pérdida de conectividad potencial entre 1977 y 2010. El aumento en la fragmentación en la primera mitad del período analizado (1977-1992) tal vez se haya debido a la construcción generalizada de caminos (Ernst, 2014) y a la utilización de las líneas de exploración petroleras (picadas) construidas en las décadas del 60 y del 70, como vías de acceso para desmontar sitios otrora inaccesibles (Adamoli *et al.*, 2011). Probablemente, la estructura de la propiedad privada en la región del Chaco subhúmedo central haya sido un factor determinante de la configuración del paisaje. Los desmontes protagonizados en gran medida por pequeños productores (colonos) determinaron patrones de fragmentación en pequeños parches (Adamoli *et al.*, 2011). Después de 2002, la pérdida de conectividad fue menor, quizás debido a un cambio en el patrón de conversiones forestales, generando patrones más fragmentados que en el período anterior, por un progreso de la expansión de la frontera por medio de saltos, y por lo tanto, aumentando ligeramente la conectividad a nivel de parche.

Capítulo A.3. Los cucos⁵ cambian: dinámica del uso y cobertura del suelo

Germán Baldi, José Norberto Volante y José María Paruelo

Como se ha señalado en la Introducción de esta sección, la descripción de patrones espaciales y temporales es un paso ineludible para estudiar los cambios en el uso del suelo (Capítulo A.1). Por un lado, disponer de descripciones en dos momentos permite estimar tasas de cambios y, a partir de la frecuencia de cambios observados, matrices de transición entre coberturas. Por otro lado, habilita el estudio de los controles de los cambios observados y de la distribución en el espacio (Capítulo A.4). La descripción de las probabilidades de transición y el estudio de controles se complementan entre sí y permiten generar hipótesis cuantitativas de cambios futuros y, en última instancia, escenarios de distribución espacial de tipos de coberturas y usos de la tierra (Gavier-Pizarro *et al.*, 2014).

El arreglo espacial de los usos de la tierra es un reflejo de las acciones de los diferentes tomadores de decisión. Muchos de los procesos que influyen en el cambio de uso del suelo interactúan en diferentes niveles de organización, y de una manera muy dinámica, para producir patrones complejos. Es esencial vincular los patrones de cambio de la cubierta vegetal con los procesos que subyacen al cambio para comprender mejor los mecanismos, generar predicciones sobre lugares vulnerables al cambio y efectuar el diseño de respuestas políticas adecuadas (Lambin *et al.*, 1999; Nagendra *et al.*, 2004).

A.3.1. Matrices de transición y modelos de Markov

El método convencional de análisis y modelado de cambios en la cobertura del suelo implica el uso de la *matriz de transición* obtenida a partir de la superposición de mapas de dos tiempos. Ésta es una tabla de

⁵ Cambios en el uso y coberturas del suelo.

doble entrada en donde las filas representan las categorías del mapa de cobertura del suelo en el *Tiempo 1* y en las columnas en el *Tiempo 2* (Tabla A.3.1). Cada valor dentro de la matriz representa el área categorizada como *i* en el *Tiempo 1* que pasa a la categoría *j* del *Tiempo 2*, y se identifica como C_{ij} ($V_i \neq j$). Al dividirse este valor por el área total del *Tiempo 1*, se representa la proporción de cambios en cada categoría entre los períodos de estudio. La diagonal principal muestra la proporción de *persistencias* (proporción sin cambio) observadas entre los dos períodos (Pontius *et al.*, 2004). En la columna *Total tiempo 1*, la notación C_{i+} representa el área o la proporción del paisaje de la categoría *i* en el *Tiempo 1*; y la notación C_{+j} el área o la proporción del paisaje de la categoría *i* en el *Tiempo 2*.

		Tiempo 2			Total Tiempo 1	Pérdidas Brutas
		<i>Vegetación Natural</i>	<i>Agropecuario</i>	<i>Sin vegetación</i>		
Tiempo 1						
<i>Vegetación Natural</i>		C_{11}	C_{12}	C_{13}	C_{1+}	$C_{1+} - C_{11}$
<i>Agropecuario</i>		C_{21}	C_{22}	C_{23}	C_{2+}	$C_{2+} - C_{22}$
<i>Sin vegetación</i>		C_{31}	C_{32}	C_{33}	C_{3+}	$C_{3+} - C_{33}$
Total Tiempo 2		C_{+1}	C_{+2}	C_{+3}	1	
Ganancias Brutas		$C_{+1} - C_{11}$	$C_{+2} - C_{22}$	$C_{+3} - C_{22}$		

Tabla A.3.1. Modelo de matriz de transición normalizada (Pontius *et al.*, 2004). La matriz de transición puede usarse para elaborar proyecciones sobre la ocupación del suelo sobre la base de transiciones observadas en el pasado. Es una matriz $n \times n$, en donde cada elemento de la matriz C_{ij} es el cambio o la probabilidad condicional de la transición de la categoría *i* a la categoría *j* en el tiempo t_{+c} , en donde *c* es el número de años. El total de las probabilidades de transición de cada una de las categorías en el momento t_0 es igual a 1.

Cuando la Tabla A.3.1 indica proporciones, éstas suelen denominarse “probabilidades de transición” y su fin es describir las tasas de cambio del sistema y a expensas de qué tipo de cobertura se produjeron los cambios, sin importar la superficie que ha cambiado de tipo de cobertura en términos absolutos (Poudevigne y Alard, 1997; Pan *et al.*, 1999). Estas medidas podrían discriminar entre dos paisajes similares en composición en cada período de análisis, pero uno de carácter estático (en donde los distintos parches se mantienen en el tiempo) y otro dinámico (en donde los distintos parches cambian de posición en el espacio).

Para calcular la variabilidad espacial de las probabilidades de transición entre distintos tipos de cobertura del suelo, el primer paso es la

superposición de las clasificaciones de uso y cobertura del suelo de los dos (o más) períodos de estudio (por ejemplo, los mapas de las Figuras A.2.2 y A.2.4). A partir de esta superposición se generan imágenes temáticas con clases de información (cada uno de los tipos de cambio) a nivel píxel de la clasificación (en los ejemplos mencionados se trata de un píxel Landsat). Estas imágenes de tipos de cambios se superponen con grillas vectoriales que representan paisajes (por ejemplo, de 8 o 5 km de lado). El grillado posibilita el cálculo de las probabilidades de transición entre tipos de cobertura, ya que se puede analizar (a escala de celda) la superficie que ocupa cada clase de cambio en relación a la superficie inicial de cada clase de cobertura y uso del suelo. La probabilidad de transición resultará entonces de:

$$P_{ij} = \frac{A_{ij}}{\sum_{j=1}^J A_{ij}} P_{ij} = \frac{A_{ij}}{\sum_{j=1}^J A_{ij}} \quad (1)$$

en donde P es la probabilidad condicional de la transición de la categoría i a la categoría j , y A_{ij} , la superficie de la categoría i que se transfiere a j en el tiempo $t+1$.

Desde la década de los 90, muchos investigadores han usado modelos de Markov o matrices de probabilidad de transición (Meyer y Turner II, 1994; Hathout, 2002; Braimoh y Vlek, 2004; Mundia y Aniya, 2005; Braimoh, 2006; Flamenco-Sandoval *et al.*, 2007) para comprender características de la dinámica territorial, como la diversidad, los controles de cambio, o la dependencia de escala (Wilbanks y Kates, 1999). Estos modelos no tienen en cuenta las variables explicativas y descriptivas, sino que se basan exclusivamente en el análisis de la dinámica observada en el sistema.

Para elaborar proyecciones, las matrices de probabilidad de transición se utilizan de la siguiente manera:

$$X_{t+c} = X_t \cdot A \quad X_{t+c} = X_t \cdot A \quad (2)$$

donde X_t es un vector de $1 \times n$ filas que da la proporción de cada categoría en el momento t inicial, n es el número de categorías en una clasificación de uso del suelo, c es el número de años entre el tiempo t inicial y el momento siguiente de observación, y A es una matriz de transición $n \times n$ (ver Tabla A.3.1).

Por lo tanto, de la ecuación se desprende que el área de las categorías de uso del suelo (vector área de categorías) después de c años, se puede obtener mediante el producto de ese vector área en el tiempo t por la matriz de transición que expresa la regla de cambio. Usando esta ecuación iterativamente, se puede calcular la posterior serie de vectores de área, es decir, X_{t+2c} ; X_{t+3c} ; ... X_{t+nc} ; para proyectar la dinámica bajo el supuesto de que la regla de transición es invariante.

Las probabilidades de transición de una categoría de uso de la tierra a otra por lo general difieren entre los distintos períodos de observación. Las diferencias se deben a los cambios históricos, políticos, económicos o biológicos, y las comparaciones entre los períodos de observación son el primer paso para entender el contexto de los cambios dinámicos. Sin embargo, uno de los problemas que a veces surge al comparar las matrices de transición es que los intervalos de observación pueden diferir entre varios períodos de observación debido a que las imágenes de satélite del sitio de investigación no siempre se encuentran disponibles en un intervalo de tiempo constante.

Si los intervalos de observación difieren, las probabilidades de transición no se pueden comparar de manera directa, debido a que esas probabilidades no están calculadas por unidad de tiempo, sino para el período de tiempo. Por lo tanto, estas observaciones deben ser ajustadas y comparadas en el marco de observaciones normalizadas por intervalos de tiempo (Takada *et al.*, 2010). La obtención de las matrices de transición anuales a partir de las originales se está utilizando con mucha frecuencia para el análisis del uso del suelo (Mertens *et al.*, 2000; Petit *et al.*, 2001; Flamenco-Sandoval *et al.*, 2007).

A.3.1.1. Transiciones en los pastizales del Río de la Plata

Baldi y Paruelo (2008) analizaron las transiciones entre distintos tipos de cobertura en los pastizales del Río de la Plata en los períodos 1985-1989 y 2002-2004. Específicamente, cuantificaron las clases de transición *pastizal/cultivo* (P→C), *cultivo/cultivo* (C→C), *cultivo/pastizal* (C→P) y *pastizal/bosque-forestación* (P→BF). La transición P→C se relacionaría con el avance de las áreas dedicadas a actividades agrícolas; la transición C→C, con el mantenimiento de este sistema de producción; la transición C→P, con el abandono de tierras agrícolas, y la transición P→BF, con el avance de la actividad forestal o de especies leñosas nativas. El análisis

de las probabilidades de transición discriminó entre países y distritos fitogeográficos.

Las celdas pertenecientes a la pampa interior plana y a la pampa ondulada presentaron los mayores valores de probabilidad de pasar de pastizal a cultivo ($P_{p \rightarrow c} = 0,60$ y $P_{p \rightarrow c} = 0,58$, respectivamente), de mantener la cobertura bajo uso agrícola ($P_{c \rightarrow c} = 0,81$ y $P_{c \rightarrow c} = 0,84$, respectivamente), y los valores más bajos de abandono (temporal o definitivo) de tierras agrícolas ($P_{c \rightarrow p} = 0,15$ y $P_{c \rightarrow p} = 0,15$, respectivamente) (Figura A.3.1). Estos resultados no implican que haya ocurrido un avance significativo en términos absolutos de la cobertura agrícola, ya que la cobertura de pastizales en ambos distritos era baja ($\approx 21\%$) y similar entre ambos períodos. No obstante, sí indican que la diferencia en la cobertura de cultivos entre ambos períodos se debió a un avance de la agricultura sobre pastizales remanentes.

Los valores más bajos de transición pastizal/cultivo los presentaron la pampa inundable y los campos del norte ($P_{p \rightarrow c} = 0,10$ y $P_{p \rightarrow c} = 0,12$, respectivamente), así como los valores más bajos para el mantenimiento de la superficie cultivada ($P_{c \rightarrow c} = 0,18$ y $P_{c \rightarrow c} = 0,22$, respectivamente), y los más altos para la transición cultivo/pastizal ($P_{c \rightarrow p} = 0,80$ y $P_{c \rightarrow p} = 0,67$, respectivamente). Esta última probabilidad de transición estaría reflejando, para los campos del norte, una retracción de la superficie dedicada a actividades agrícolas en algunos sectores, como también lo reflejan las estadísticas agropecuarias de ese país. Las pampas interior oeste y mesopotámica, que presentaron cambios relativos en la superficie muy importantes entre ambos períodos de estudio, exhibieron probabilidades de transición pastizal/cultivo intermedias ($P_{p \rightarrow c} = 0,31$ y $P_{p \rightarrow c} = 0,25$, respectivamente), ya que la cobertura de pastizales sigue constituyendo la matriz del paisaje en estos distritos. Estos valores, sin embargo, estarían reflejando un avance sobre la cobertura de pastizales. Los valores de probabilidad de transición de pastizales a forestación (cultivos forestales) fueron máximos para la pampa mesopotámica ($P_{p \rightarrow BF} = 0,05$) y los campos del norte y del sur ($P_{p \rightarrow BF} = 0,05$).

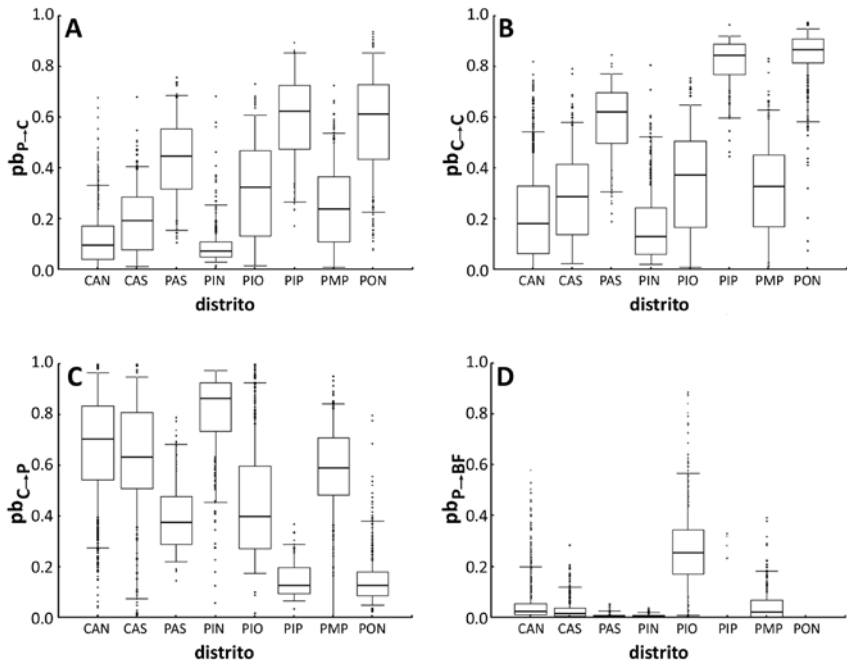


Figura A.3.1. Medidas de tendencia central y de variabilidad de las probabilidades de transición A) pastizal/cultivo, B) cultivo/cultivo, C) cultivo/pastizal, D) pastizal/bosque-forestación, en función del distrito. Abreviaturas: CAN: campos del norte; CAS: campos del sur; PAS: pampa austral; PIN: pampa inundable; PIO: pampa interior oeste; PIP: pampa interior plana; PMP: pampa mesopotámica; PON: pampa ondulada.

Discriminando por país, *Argentina* presentó los valores más altos de las probabilidades de transición pastizal/cultivo, cultivo/cultivo y pastizal/bosque-forestación ($P_{P \rightarrow C} = 0,33$, $P_{C \rightarrow C} = 0,44$ y $P_{P \rightarrow BF} = 0,09$) (Figura A.3.2). Este hecho refleja una dinámica muy activa de los paisajes, o dicho desde una perspectiva agronómica, un uso muy intenso del sistema.

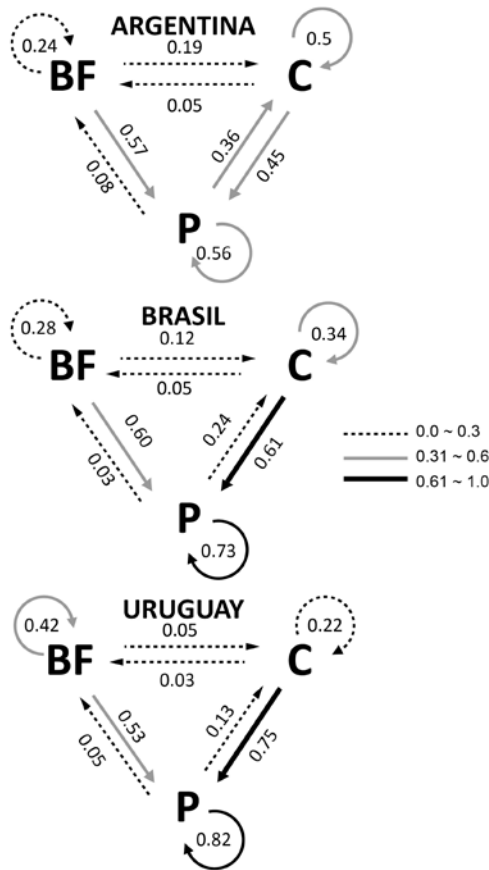


Figura A.3.2. Modelos markovianos de cambios en el uso del suelo de los pastizales del Río de la Plata en Argentina, Brasil y Uruguay. Cada modelo es el promedio de todas las escenas Landsat de cada país. Los números indican las probabilidades de transición entre las clases de uso del suelo. BF: bosque-forestación; P: pastizales; C: cultivos.

A.3.1.2. Transiciones en el Chaco semiárido

Volante (2014) estudió la dinámica espacial y temporal de los cambios en las coberturas del suelo en el Chaco semiárido argentino. La dinámica espacial y temporal de los cambios puede explicarse a partir de tres grandes transiciones: de *vegetación natural* a *agropecuaria*, de *vegetación natural* a *suelo desnudo* y de *suelo desnudo* a *vegetación natural*.

La dinámica de intercambios en las categorías *suelo desnudo* y *vegetación natural*, que pueden ser atribuibles a la variación de condiciones climáticas y a la dinámica fluvial del área de estudio, fueron de gran magnitud, mostrando la relevancia de la dinámica natural de la región. Las transiciones entre *vegetación natural* y *agropecuario* mostraron patrones de comportamiento diferenciales en los períodos analizados, lo que pone de relieve la fuerte influencia de los factores de control de origen sociocultural para la transformación del paisaje (Tablas A.3.2 a A.3.5). Además del patrón sistemático de ganancias de tierras agropecuarias en detrimento de vegetación natural, se observó una gran dinámica entre las categorías *suelo desnudo* y *vegetación natural*, que pueden ser atribuibles a la variación de condiciones climáticas y a la dinámica fluvial inherente al área de estudio (Figura A.3.3).

		2007				
	Categoría	Agropecuario	Suelo desnudo	Vegetación natural	Total 1977	Pérdidas
1977	Agropecuario	5,27	0,05	0,15	5,47	0,2
	Suelo desnudo	0,49	3,76	3,46	7,71	3,95
	Vegetación natural	16,19	6,07	64,56	86,82	22,26
	Total 2007	21,95	9,88	68,17	100	26,41
	Ganancias	16,68	6,12	3,61	26,41	

Tabla A.3.2. Matriz de transición normalizada, expresada en porcentaje del área de estudio (período 1977-2007).

		1987				
	Categoría	Agropecuario	Suelo desnudo	Vegetación natural	Total 1977	Pérdidas
1977	Agropecuario	5,30	0,05	0,12	5,47	0,17
	Suelo desnudo	0,22	3,83	3,66	7,71	3,88
	Vegetación natural	4,06	4,25	78,51	86,82	8,31
	Total 1987	9,58	8,13	82,29	100	12,36
	Ganancias	4,28	4,30	3,78	12,36	

Tabla A.3.3. Matriz de transición normalizada, expresada en porcentaje del área de estudio (período 1977-1987).

Capítulo A.3. Los cucos cambian: dinámica del uso y cobertura del suelo

		1997			Total 1987	Pérdidas
	Categoría	Agropecuario	Suelo desnudo	Vegetación natural		
1987	Agropecuario	9,51	0,01	0,06	9,58	0,07
	Suelo desnudo	0,16	6,22	1,75	8,13	1,91
	Vegetación natural	2,82	7,02	72,45	82,29	9,84
	Total 1997	12,49	13,25	74,26	100	11,82
	Ganancias	2,98	7,03	1,81	11,82	

Tabla A.3.4. Matriz de transición normalizada, expresada en porcentaje del área de estudio (período 1987-1997).

		2007			Total 1997	Pérdidas
	Categoría	Agropecuario	Suelo desnudo	Vegetación natural		
1997	Agropecuario	12,13	0,12	0,24	12,49	0,36
	Suelo desnudo	1,14	6,84	5,27	13,25	6,41
	Vegetación natural	8,69	2,92	62,65	74,26	11,61
	Total 2007	21,96	9,88	68,16	100	18,38
	Ganancias	9,83	3,04	5,51	18,38	

Tabla A.3.5. Matriz de transición normalizada, expresada en porcentaje del área de estudio (período 1997-2007).

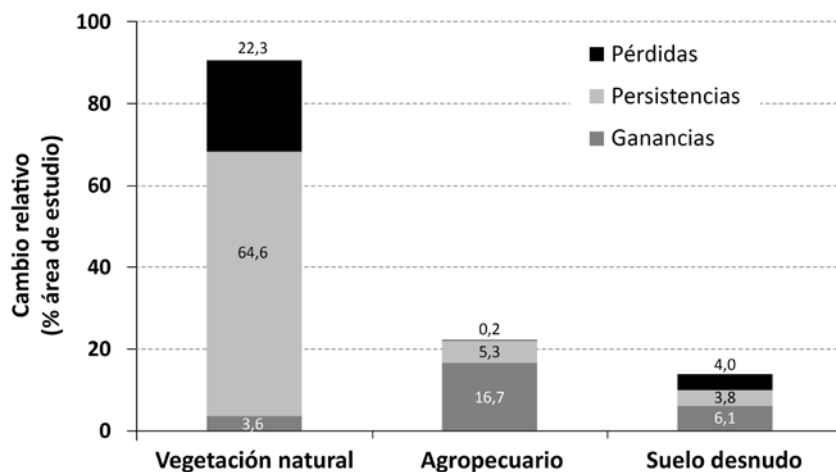


Figura A.3.3. Cambio total por categorías para el período 1977-2007, expresados como porcentaje del área de estudio. Cambio total por categoría = Pérdidas (negro) [Ecuación (4)] + Ganancias (gris oscuro) [Ecuación (5)] + Persistencias (gris claro), [diagonal de la matriz de transición]. Datos provenientes de la matriz de transición 1977-2007.

A.3.2. Proyecciones para los pastizales del Río de la Plata

A partir de las probabilidades de transición calculadas por Baldi y Paruelo (2008) (Figura A.3.2), Vega *et al.* (2009) proyectaron, usando modelos de Markov, la superficie que ocuparían las distintas coberturas de mantenerse en el tiempo esas probabilidades de transición (Figura A.3.4). El área ocupada por pastizales en el período 1985-1989 (64%) experimentó una disminución cercana al 6% durante el período estudiado. Las proyecciones para Argentina y Uruguay sugieren que esta tendencia continuaría hasta llegar al 58%. En Brasil, la tendencia proyectada fue la opuesta: la cobertura de pastizales se incrementaría hasta alcanzar el 70%. La comparación de los modelos matriciales medios para cada país mostró que las transiciones más fuertes serían aquellas que apuntan hacia pastizales, mientras que las más débiles apuntarían a forestaciones (Figura A.3.2). Sin embargo, las proyecciones mostraron que la superficie de pastizales disminuiría y la de las plantaciones forestales aumentaría. Esta aparente contradicción podría derivar del hecho que las tendencias esperadas de cada clase de cobertura son una combinación lineal de todas las transiciones y todas las coberturas. Si una matriz de transición es alta, no implica estrictamente que la cobertura asociada decrecerá.

La cobertura de plantaciones forestales aumentó durante el período de observación en todas las escenas analizadas. Las proyecciones de los modelos markovianos sugieren que esta cobertura experimentará el mayor cambio relativo, ocupando el 12% del área estudiada en Argentina y el 9% en Uruguay. Para Brasil, los modelos indican que la superficie disminuiría en ambos distritos fitogeográficos (campos norte y sur), alcanzando una cobertura de equilibrio del 3,7%. Estas tendencias varían cuando se analizan a nivel fitogeográfico.

Los modelos muestran que la cubierta de plantaciones forestales crecerá en Uruguay y en tres distritos de Argentina (campos del norte, pampa interior oeste y pampa mesopotámica), mientras que en el resto disminuiría. El área de cultivo inicial (27,3%) sufrió un aumento del 3% durante el período observado, y las proyecciones señalan que alcanzaría el 31% de la superficie total.

Tanto las proporciones como el análisis de sensibilidad mostraron que los cultivos y los pastizales (y sus transiciones relacionadas) tuvieron la mayor influencia en la dinámica de los cambios, en particular pastizal/pastizal y cultivo/pastizal. Esto sugiere que la conservación de pastizales más eficaz debería basarse en la preservación de los actuales remanentes

en lugar de recuperar aquellos sitios ya transformados. La cobertura forestal y sus procesos de transformación asociados parecen desempeñar un papel secundario en la conformación de la dinámica del cambio de uso de la tierra en los pastizales del Río de la Plata. La mayor parte de la transformación de la tierra estuvo asociada a la expansión de los cultivos, impulsada, a su vez, por cuestiones económicas globales (el aumento de los precios de los productos básicos) y la disponibilidad de nuevas tecnologías (cultivo sin laboreo y organismos modificados genéticamente). La influencia de estos factores a gran escala está modulada por las políticas nacionales relacionadas con impuestos y regulaciones.

La mayor expansión de las forestaciones en Uruguay, en comparación con Brasil y Argentina, es una consecuencia de incentivos fiscales y subsidios (Jobbágy *et al.*, 2006). A pesar de los avances técnicos, la tendencia general es una reducción de la tasa de conversión a las tierras de cultivo, debido al simple hecho de que las tierras disponibles para los cultivos son limitadas. Sin embargo, esta reducción puede ser más lenta en los pastizales del Río de la Plata, ya que existe mucha superficie con potencial para la conversión. Aún más, los avances técnicos (siembra directa, organismos genéticamente modificados, etc.) y la popularización de prácticas de fertilización relativamente poco frecuentes durante la primera mitad del siglo xx (Hall *et al.*, 1992) facilitarían el uso de tierras no aptas para cultivos, debido a problemas de drenaje, salinidad, alcalinidad subterránea y riesgo de erosión. Además, desde 2003 se está produciendo una importante transformación del sistema agropecuario (no analizada en este capítulo) que implica el reemplazo de la rotación entre ganadería y cultivo, por un cultivo continuo, incrementándose la tierra dedicada sólo al cultivo. Tales cambios resultarían de una compleja interacción entre los avances tecnológicos, las políticas locales y regionales (en especial, las modificaciones de los tipos de cambio), la falta de regulaciones ambientales y los impulsores del mercado global (aumentos de la demanda y precios de los productos básicos y la demanda de biocombustibles).

A.3.3. Proyecciones para el Chaco semiárido

Los modelos markovianos elaborados por Volante (2014) muestran las transiciones expresadas como porcentaje de la categoría que cede (o pierde), y en este sentido se destacan tres transiciones: *vegetación natural a agricultura*, *vegetación natural a suelo desnudo* y *suelo desnudo a vegetación natural*

(Figura A.3.4). En valores absolutos puede observarse que esas transiciones son muy dinámicas y que existe una gran proporción de intercambios entre *vegetación natural* y *suelo desnudo*. A partir de esas probabilidades de transición se realizaron proyecciones de cambio, aplicando cadenas de Markov. Se simularon dos situaciones para poder interpretar la magnitud e intensidad de la dinámica de cambio: una de mínima, utilizando las tasas de cambio observadas entre 1987 y 1997, que corresponde al período de menor transformación, y otra de máxima, con las tasas de cambio observadas entre 1997 y 2007, período de mayor transformación.

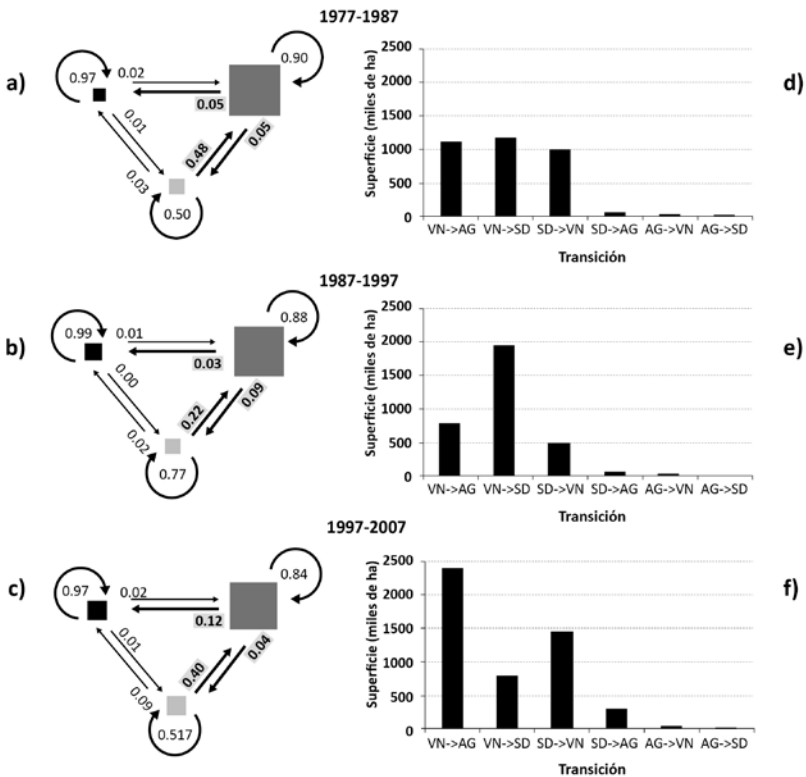


Figura A.3.4. (a), (b) y (c) Modelos markovianos del cambio de la cobertura del suelo en el área de estudio en tres intervalos de tiempo, entre 1977 y 2007. Los tamaños de los cuadrados de las categorías “agropecuaria” (negro), “vegetación natural” (gris oscuro) y “suelo desnudo” (gris claro), son proporcionales a las superficies de las coberturas al inicio de los períodos estudiados. Los números son las tasas de transición de Markov. (d), (e) y (f) Transiciones entre categorías expresadas en superficie de cambio, en donde VN es vegetación natural, AG es agropecuario y SD suelo desnudo.

Si las tasas de desmonte “q” continúan en el mismo rango de valores observados en los últimos 30 años (entre -0,35% y -1,24%), las proyecciones realizadas a partir de modelos markovianos muestran dos cuestiones importantes (Figura A.3.5): a) el sistema no se encuentra estabilizado y se requiere mucho tiempo para su estabilización, y b) entre 30 y 100 años, aproximadamente, se producirá una “inversión del paisaje” entre la categoría “vegetación natural” y la categoría “agropecuario”.

En ecología de paisajes, se denomina “inversión del paisaje” al proceso en el cual la matriz del paisaje (elemento englobante o dominante; “vegetación natural”, en este caso) pasa a estar incluida dentro de otro elemento del paisaje (parche o mancha; “agropecuario”, en este estudio) que por el proceso de crecimiento propio, se transforma en matriz. Tales cambios, que incluyen transformaciones en la superficie y la configuración de los elementos (parches y matriz), se producen en diferentes etapas, que fueron descritas por Forman (1995) y modificadas por Jaeger (2000) (ver Figura A.2.1). La inversión del paisaje en esta secuencia temporal se produciría al final de la etapa de disipación e inicio del engorgimiento. El área de estudio puede ser utilizada como ejemplo para identificar cada una de las etapas de la secuencia de fragmentación descrita, dependiendo de la escala geográfica y la ubicación de la observación. Pero a escala regional, podría decirse que se encuentra en etapa de disipación.

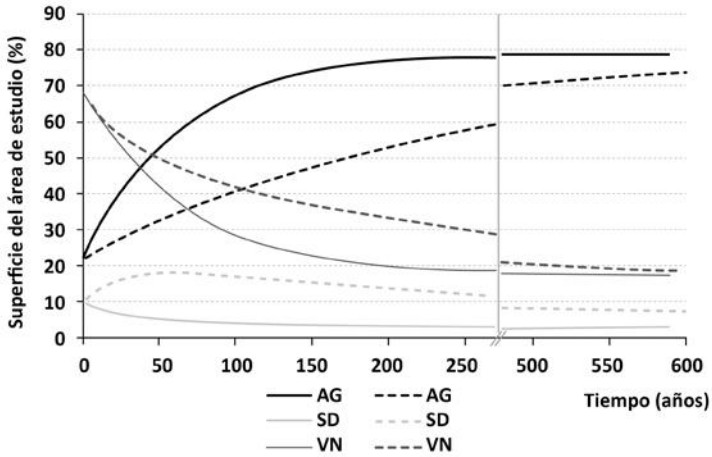


Figura A.3.5. Proyecciones de cambios de la cobertura del suelo, expresadas como porcentaje del área de estudio, a partir de modelos de cadenas de Markov, basadas en tasas de cambio observadas durante el período 1987-1997 (líneas discontinuas) y el período 1997-2007 (líneas continuas). AG: agropecuario; SD: suelo desnudo; VN: vegetación natural. Se indica en la figura el tiempo que se requiere para igualar la superficie de VN y AG.

A.3.4. Alcances y limitaciones

Los modelos markovianos usados en estas dos regiones permiten tener una visión integral del proceso de cambio y son una herramienta esencial en la definición de escenarios. Los resultados, no obstante, deben evaluarse de manera crítica, dadas las limitaciones intrínsecas de los modelos. Un supuesto importante de los modelos markovianos es que las tasas de transiciones a_{ij} son constantes. Sin embargo, estas tasas están fuertemente influenciadas por la dinámica de procesos tanto biofísicos (por ejemplo, cambios climáticos o invasiones biológicas) como humanos.

Los mercados globales de productos agropecuarios (regulaciones, precios, demanda), el aumento en la importancia de los biocombustibles, las políticas locales y regionales, y los cambios tecnológicos modificarán, sin duda, las probabilidades de transición entre estados. Más aún, muchos de estos factores tendrán de manera creciente un fuerte componente de variabilidad espacial. Modelar sus efectos es un desafío para los nuevos modelos de los controles de los cambios en el uso y cobertura del suelo.

Capítulo A.4. ¿Qué controla los cucos⁶?

José Norberto Volante, Germán Baldi y José María Paruelo

El modelo conceptual presentado en la Figura A.1 identifica una serie de causas próximas y subyacentes de los cambios en el uso del suelo. Ese modelo es muy poderoso para identificar el conjunto de factores que podrían estar operando en un determinado territorio. Sin embargo, en procesos de planificación o de generación de escenarios futuros de usos y cobertura del suelo es necesario jerarquizar la importancia de los factores que operan y establecer modelos cuantitativos que permitan hacer proyecciones. Los modelos markovianos descriptos en el capítulo A.3 permiten realizar proyecciones basadas en el pasado.

En tal sentido, son muy útiles para generar escenarios de “*bussiness as usual*”, o sea, explorar las consecuencias de las tendencias observadas. Cuando se planifica el uso del suelo es importante explorar escenarios del tipo “*¿Qué pasaría si...?*”. De esta forma pueden evaluarse las posibles consecuencias en la distribución de actividades en el espacio de cambios en los precios relativos de productos, modificaciones en la legislación, variaciones climáticas o tecnológicas. Para realizar estas tareas, conocidas como “simulaciones”, se debe contar con modelos que relacionen de manera cuantitativa los cambios en el uso de suelo con una serie de factores que los controlan.

A.4.1. Modelos de cambios de uso de suelo espacialmente explícitos

Existen dos pasos fundamentales en cualquier estudio de cambios de uso de suelo: a) la detección de variaciones en las coberturas del suelo en sí misma (ver Capítulo A.1) y b) la asignación o atribución del cambio a un conjunto de factores causales (Geist *et al.*, 2006). Este último paso es, en general, el más difícil. En los últimos años se han desarrollado una gran cantidad de aproximaciones para la construcción de modelos de cambios

6 Cambios en el uso y coberturas del suelo.

de uso de suelo espacialmente explícitos, destinados a describir la relación entre los factores que determinan los cambios con la magnitud y la localización de los mismos, y así poder realizar prospectivas (Verburg *et al.*, 2006; Koomen y Stillwell, 2007; van Schrojenstein *et al.*, 2011). El principal objetivo de estos modelos es explicar los controles socioeconómicos y las políticas de desarrollo y, habitualmente, están basados en al menos uno de cuatro principios fundamentales (van Schrojenstein *et al.*, 2011):

- 1) Continuidad del desarrollo histórico: el cambio futuro se puede predecir observando el pasado, bajo el supuesto de la continuidad de los factores determinantes del uso del suelo.
- 2) Aptitud del suelo: los cambios se producirán en lugares o sitios con ciertas condiciones (por ejemplo, calidad de suelo, distancia a los mercados, infraestructura) que permitirán maximizar los beneficios o ganancias.
- 3) Interacciones de vecindad: para un sitio determinado, las probabilidades de transición entre un tipo de uso y otro es dependiente del tipo de uso de los lugares contiguos o vecinos.
- 4) Interacción de agentes: los cambios son el resultado de la interacción de actores o agentes que pueden ser simples (individuo) o grupos de agentes (corporativos), de acuerdo a la escala de análisis.

Verburg *et al.* (2006) han identificado que, a excepción de los modelos multiagente, la mayoría de las aproximaciones metodológicas de los modelos de simulación espacialmente explícitos presentan una estructura común (Figura A.4.1). Los autores plantean una distinción entre el cálculo de la magnitud del cambio y su localización. Ambos cálculos se basan en un conjunto de “controles o factores” hipotéticos en donde algunos direccionan la magnitud, mientras que otros dirigen la localización del cambio. A veces, el mismo factor impulsor puede influir en la cantidad y la ubicación.

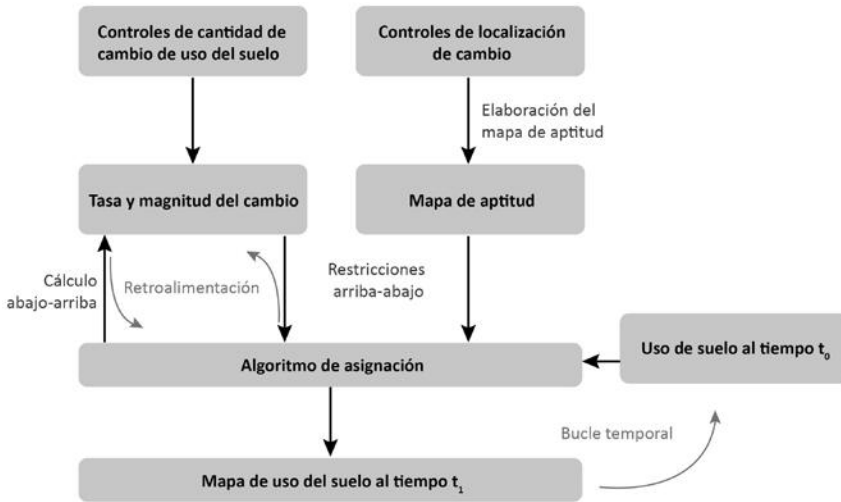


Figura A.4.1. Estructura general de los modelos de cambios de uso del suelo espacialmente explícitos. Fuente: Verburg *et al.* (2006).

Los factores de cantidad son aquellos que inducen cambios, pero tienen un efecto único en toda el área de estudio o, mejor dicho, no cambian con la ubicación (por ejemplo: precio internacional de los *commodities*), mientras que los factores de localización se identifican por su capacidad de variar en el espacio (por ejemplo: factores biofísicos como el clima, el suelo, etc.). Una vez identificados los factores de control de la localización estamos en condiciones de crear mapas de aptitud de uso, que indican el grado de idoneidad de cada lugar para determinados usos del suelo y en un determinado contexto. La selección de los factores de control y su traducción a un mapa de aptitud es uno de los principales componentes de un modelo de uso del suelo (Verburg *et al.*, 2006) (Figura A.4.1).

Estos modelos, que en general se denominan “modelos de simulación de uso del suelo”, pueden ser clasificados en dos grandes grupos: modelos *deductivos* (o teóricos) e *inductivos* (o empíricos) (Overmars *et al.*, 2007). Los modelos teóricos pretenden reproducir relaciones causa-efecto (comportamiento humano versus cambio del uso del suelo) mediante la aplicación de una teoría que explique los procesos en la toma de decisiones del uso del suelo para un estudio de caso particular.

En cambio, los modelos empíricos permiten formular hipótesis cuantitativas acerca de los factores que determinan el arreglo espacial de los componentes del paisaje. Estas vinculaciones entre variables explicati-

vas y su relación con el cambio del uso del suelo permiten extrapolar a futuro tendencias pasadas y realizar prospectivas. Los modelos empíricos cuentan con diversas clases de técnicas estadísticas que permiten definir estas asociaciones. Los dos enfoques más extendidos están basados en: a) modelos de transición espacial y b) modelos de regresión (Theobald y Thompson Hobbs, 1998; Brown *et al.*, 2002; Pijanowski *et al.*, 2002).

En los modelos de transición espacial se establece una relación entre una amplia gama de variables predictivas y las probabilidades de cambio de uso del suelo; se trata de una extensión espacial de la técnica de las cadenas de Markov (descriptas en el capítulo A.3) en combinación con autómatas celulares (Zhou y Liebhold, 1995). Estos modelos generan, en función de un conjunto finito de estados posibles, funciones de vecindad y reglas de evolución (aplicadas a cada celda o elemento de la estructura), escenarios de uso y cobertura del suelo (ver Dietzel *et al.*, 2005).

El objetivo de los modelos empíricos basados en regresiones es establecer la fuerza, el signo y la forma de asociación entre un conjunto de variables que caracterizan distintos atributos del territorio y el cambio de uso de suelo (Lesschen *et al.*, 2005) y, de manera eventual, realizar proyecciones espacialmente explícitas del cambio en sí mismo (MacNally, 2000). Numerosas técnicas pueden ser usadas en la construcción de estos modelos, tales como regresiones lineales, logísticas, tobit y multinomiales, entre otras. El uso de regresiones simples o múltiples (ver: Kemper *et al.*, 2000; Verburg y Chen, 2000; Kok y Veldkamp, 2001; Baldi *et al.*, 2006), así como aproximaciones multivariadas en sí mismas, requieren que se satisfagan una serie de supuestos básicos de los métodos, como el de normalidad o el de homogeneidad de varianza de los datos. Sin embargo, estas consideraciones no suelen ser respetadas.

Los análisis de regresiones por cuantiles simples o múltiples (Koenker y Bassett, 1978) o de esquinas vacías (Bardsley *et al.*, 1999) son aproximaciones alternativas para analizar la no aleatoriedad de patrones a través de la exploración de los límites de la distribución de los datos. La ventaja de estos métodos es que no requieren los supuestos de una regresión, pero, por su parte, no permiten efectuar aproximaciones multivariadas de manera sencilla. Por último, la aplicación de regresiones logísticas (la prueba más difundida en esta clase de estudios) permite la generación de modelos multivariados cuando la variable respuesta es de tipo binomial y, al igual que las regresiones por cuantiles, no requieren cumplir los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad (Tabachnick y Fidell, 1996).

La regresión logística es un modelo lineal generalizado (MLG) que permite predecir la ocurrencia de eventos de una o más variables discretas (categorías de usos de suelo) a partir de un conjunto de variables regresoras (por ejemplo, ambientales, socioeconómicas, infraestructura, etc.). Los MLG son capaces de modelar variables dependientes no distribuidas normalmente y así superar alguno de los problemas de los supuestos de otros modelos de regresión lineal (Millington *et al.*, 2007). Existen otros tipos de modelos basados en estadística bayesiana y redes neuronales, pero no están tan difundidos como los anteriores (Lesschen *et al.*, 2005).

Existen también aproximaciones híbridas entre los modelos de transición espacial y los de regresión, como el modelo CLUE (Veldkamp y Fresco, 1996; Verburg *et al.*, 1999, 2002), el LOV (White y Engelen, 2000) o el GEOMOD2 (Pontius *et al.*, 2001). Un modelo de simulación se alimenta de parámetros estimados en forma previa (como el uso del suelo actual, las reglas de transición o relaciones específicas con fuerzas determinantes), con el fin de generar, bajo diferentes condiciones, escenarios futuros de uso y cobertura del suelo.

En la búsqueda de las relaciones entre variables ambientales determinantes y los cambios en el uso y cobertura del suelo mediante modelos empíricos, existen tres fuentes de incertidumbre: i) intrínsecas de las variables independientes y dependientes, ii) de disponibilidad y homogeneidad de la información acerca de los factores determinantes y iii) metodológicas. En relación con las restricciones sobre las variables independientes, se ha señalado a la multicolinealidad (grado de correlación entre variables) como un problema para este tipo de estudios. Es una característica muy frecuente en los datos descriptivos ecológicos y puede ser un problema en modelos de regresión porque produce inflación en la varianza de los parámetros de regresión y, por lo tanto, puede conducir a la identificación errónea de predictores relevantes en un modelo estadístico (Dormann *et al.*, 2013).

Las restricciones intrínsecas de las variables dependientes hacen referencia a la naturaleza del problema. Que un determinado sitio haya permanecido con su fisonomía original (no intervenida) se puede deber a que no presente las condiciones ambientales para la producción de un cultivo determinado, que haya cambiado pero haya sido abandonado por un conjunto de condiciones que tornaban insostenible el sistema productivo, o que no haya sido transformado por una cuestión histórica. Es así como se obtiene una gran dispersión en los datos en torno al eje de las ordenadas. Claro está que este *no cambio* podría ser superado incorpo-

rando al análisis otros grupos de variables, por ejemplo, de carácter socioeconómico. Por último, debe considerarse que los patrones de uso del suelo con frecuencia presentan interacción espacial y efectos de vecindad o proximidad, lo que se expresa en un fenómeno conocido como *autocorrelación espacial* (Dormann, 2007), es decir que la probabilidad de ocurrencia de un tipo dado de uso del suelo está condicionada por el uso de suelo del contexto. La deforestación es un fenómeno que se caracteriza por presentar autocorrelación espacial positiva y debe ser tenida en cuenta al elaborar modelos de regresión. La presencia de autocorrelación espacial se considera un problema estadístico no deseable en estadística inferencial y modelado, genéricamente conocido como *pseudorreplicación* (Hurlbert, 1984).

La *endogeneidad*, otro de los problemas intrínsecos de las variables *a usar*, es un inconveniente vinculando a la relación entre variables respuesta y explicativas. Se presenta cuando la variable respuesta es causa influyente sobre variables explicativas, cuando en realidad la hipótesis que se pone a prueba es el caso inverso. En ciertas situaciones es difícil determinar si la deforestación para actividad agropecuaria es causada por factores predisponentes, como la proximidad a caminos, infraestructura productiva, etc., o si la decisión de crear infraestructura en esos sitios fue influenciada por la presencia de los emprendimientos agropecuarios. Una forma usual de minimizar posibles efectos de endogeneidad es la utilización de variables con información al inicio de cada período de análisis (Mertens *et al.*, 2004).

La baja disponibilidad y homogeneidad de la información acerca de los factores determinantes ha sido citada como un problema para generar modelos descriptivos o predictivos (ver: Veldkamp y Lambin, 2001; Turner, 2006). La escala regional del problema plantea problemas logísticos serios para la generación de bases de datos *ad hoc*. Si bien la teledetección permite la producción de coberturas específicamente diseñadas para satisfacer los objetivos de un estudio particular, en general debe recurrirse a bases de datos existentes. La información –si está disponible, en el mejor de los casos– se encuentra colectada con diferentes aproximaciones metodológicas que implican resoluciones espaciales, temporales y conceptuales muy distintas. Llevar esta información a un esquema común es un problema muy complejo. El sentido común indica que esta información debería ser convertida a la resolución de menor detalle (espacial, temporal, conceptual), pero este hecho disminuiría la

capacidad descriptiva o predictiva de la mayoría de los trabajos que se publican sobre este tema.

Los problemas metodológicos se vinculan al grado de satisfacción de los supuestos de las técnicas a utilizar. La caja A.4.1. provee algunos detalles metodológicos adicionales para la generación de modelos de los controles de los cucos.

A.4.2. Controles de los cucos en los pastizales del Río de la Plata

Baldi (2007) estudió los controles ambientales que regulan las probabilidades de transición entre tipos de cobertura del suelo en los pastizales del Río de la Plata. El primer paso para la generación de hipótesis acerca del efecto de un determinado factor ecológico o ambiental sobre un proceso es la selección de un grupo de variables potencialmente causales (Johnson y Omland, 2004). Esta selección depende de la simplificación hecha y de los supuestos teóricos acerca del modelo de uso a generar. En este caso se recopiló información relativa a diez variables ambientales para toda el área de estudio (Tabla A.4.1).

Variable ambiental	Unidades	Abreviatura
Precipitación total anual	Mm	PTA
Temperatura media anual	°C	TMA
Pendiente del terreno	°	PDTE
Drenaje	s/u	DREN
Alcalinidad/Salinidad	s/u	ALSA
Profundidad (horizonte A+B)	s/u	PROF
Contenido de materia orgánica (horizonte A)	%	MORG
Contenido de arena	%	AREN
Contenido de limo	%	LIMO
Contenido de arcilla	%	ARCI

Tabla A.4.1. Variables ambientales utilizadas en la generación de modelos de cucos en los pastizales del Río de la Plata.

Mediante el uso de regresiones logísticas (ver Caja A.4.1) se identificó el modelo más parsimonioso para la probabilidad de transición pastizal/cultivo. Éste incorporó cuatro variables ambientales y explicó el 41% de la variabilidad de los datos. La importancia relativa de las variables surge del orden de entrada al modelo. Así, la *profundidad del suelo* fue la

variable de mayor importancia en la determinación de esta transición, seguida por el *contenido de limo*, la *pendiente del terreno* y la *alcalinidad/salinidad*. El modelo más parsimonioso acerca de la probabilidad de transición *cultivo/cultivo* incorporó tres variables y explicó el 53% de la variabilidad de los datos. El modelo generado fue muy similar al presentado en el párrafo anterior, ya que sólo difirió de éste en no incorporar la variable *pendiente del terreno* y en los valores de los coeficientes (aunque no en su signo). La *profundidad* fue la variable de mayor importancia en la determinación de esta transición, seguida por el *contenido de limo* y la *alcalinidad/salinidad*. En ambos casos (transición P→C y C→C), y sobre la base de los valores de pseudo R², las variables edáficas resultaron más importantes que las climáticas como determinantes de la dinámica de la cobertura de la tierra.

Los modelos empíricos elaborados por Baldi (2007) proveen una serie de hipótesis cuantitativas acerca de los factores determinantes de la dinámica de los paisajes en la región de los pastizales del Río de la Plata. En particular, a través de los modelos de regresión se mostró que una porción relevante de los cambios, pueden ser explicados por un pequeño conjunto de variables edáficas. Las variables climáticas explicaron marginalmente la variabilidad espacial del avance o el mantenimiento de las actividades agrícolas. Tal vez esto se asocie a que la mayor parte de los pastizales del Río de la Plata presentan niveles de precipitación que permiten la agricultura de secano.

Los sitios en donde se registraron mayores probabilidades de avance y mantenimiento de la agricultura en las últimas dos décadas se caracterizaron por un relieve llano, suelos profundos, sin problemas de alcalinidad o salinidad en la superficie (Figura A.4.2, véase en el Anexo). La similitud de los modelos generados para las dos variables respuesta, probabilidad de transición *pastizal/cultivo* y *cultivo/cultivo*, sugiere que existe una semejanza entre aquellos lugares en donde se ha mantenido un sistema cultural y aquellos en donde se ha adoptado este tipo de uso del suelo en los últimos 20 años. Este hecho implicaría que las nuevas áreas agrícolas no se localizan sobre ambientes marginales para la producción agrícola (según el conjunto de variables analizadas), sino sobre ambientes cuyas condiciones son similares a los de aquellos que mantuvieron la actividad agrícola durante el período de estudio.

La *profundidad* de los horizontes A y B fue el factor de mayor importancia para explicar los cambios en el uso de la tierra. Los sitios que presentaron los cambios más intensos en la región siempre estuvieron

caracterizados por una profundidad del perfil mayor a los 100 cm. En suelos de menores profundidades, las probabilidades de que un cultivo fuera implantado o se mantuviese disminuyeron. De manera concordante, sitios con una alta probabilidad de transición cultivo/pastizal se encontraron en suelos someros.

Los niveles de alcalinidad y salinidad en las capas superficiales del suelo son considerados como factores determinantes de la capacidad agrícola, debido a los problemas de toxicidad para los cultivos y de la disponibilidad de agua asociados (Buckman y Brady, 1993). Los resultados encontrados en este estudio muestran que esta restricción se manifiesta también a nivel regional, ya que los sitios con suelos salinos o alcalinos permanecieron como sistemas de pastizales. Asimismo, la transición de cultivos a pastizales se encontró positivamente vinculada con los contenidos de sales en superficie. Los suelos salinos en la región se asocian a una napa freática elevada y a condiciones de hidromorfismo (Lavado, 1983; Lavado y Taboada, 1987), por lo que la variable *drenaje* (que no formó parte de los modelos descriptivos) podría integrar un conjunto de síntomas que refieren a las condiciones de halomorfismo de un sitio. Suelos con drenaje bueno o moderado (según la clasificación del Soil Survey Staff, USDA, 1975) fueron los que mantuvieron sistemas más dinámicos en cuanto a su utilización agrícola, mientras que aquéllos con un drenaje excesivo o impedido, presentaron una mayor resistencia al cambio. Estos resultados se verían probablemente modificados si se hiciera foco en las áreas arroceras de Brasil y de Uruguay, ya que este cultivo se puede desarrollar en sitios con drenaje impedido, como la cuenca de la Laguna Merín (DIEA-MGAP, 2003a).

Por último, alrededor de la mitad de la variabilidad de los cambios no pudo ser explicada por el conjunto de variables ambientales utilizado. Es probable que a nivel regional exista un conjunto de características ambientales no consideradas que estarían involucradas en el control de los patrones de uso del suelo. Por otro lado, es posible que parte de la variabilidad se encuentre asociada a interacciones o respuestas no lineales que el modelo usado no consideró. Pero teniendo en cuenta que la causa próxima de los cambios en la cobertura del suelo consiste en decisiones humanas, una porción importante de la varianza no explicada posiblemente esté relacionada con un conjunto de factores de índole socioeconómica. La incorporación de variables socioeconómicas, por lo tanto, permitiría incrementar la capacidad de comprensión de la dinámica de los paisajes en los distintos niveles de análisis. El análisis de los controles de los cucos en la región cha-

queña que realizaron Volante *et al.* (2016), que se discute a continuación, considera de manera explícita estos factores.

A.4.3. Controles de los *cucos* en el Chaco semiárido

La expresión “*avance o expansión de la frontera agropecuaria*” se utiliza desde hace muchos años para describir el modelo de crecimiento agropecuario por contagio en el noroeste argentino (NOA) (Prudkin, 1986; Reboratti, 1989; Barsky y Gelman, 2009; Viglizzo *et al.*, 2012; REDAF, 2013). Sin embargo, hasta el momento no existen aproximaciones que cuantifiquen o evalúen el patrón de crecimiento de la expansión agropecuaria, poniendo a prueba la hipótesis del mecanismo del avance de frontera (avance por contagio).

Volante *et al.* (2016) investigaron, usando modelos logísticos binomiales, cuáles fueron los factores que determinaron la localización de los desmontes en los últimos 25 años en parte del Chaco semiárido, y si la ubicación de los nuevos desmontes se realiza por contagio espacial (efecto “avance de frontera agropecuaria”) o si existen otros factores de control para la localización de los nuevos emprendimientos. También exploraron si la implementación de la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) tuvo influencias sobre la localización de desmontes. A diferencia del estudio presentado en la sección anterior, en este caso se consideraron de manera simultánea variables biofísicas y asociadas a la dimensión humana.

La variable dependiente considerada fue la proporción de agricultura en celdas de 1 km². Para determinar la ocupación de superficie agrícola se transformaron en variables binarias de acuerdo al siguiente criterio: *superficie agrícola >90% = 1*; *superficie agrícola <10% = 0* mapas de cobertura agrícola. Las celdas con superficies agrícolas mayores al 10% y menores al 90% no fueron incluidas como variables respuesta para el ajuste de los modelos. Se utilizó este criterio para incorporar sólo situaciones con alto contraste *monte/desmonte*. Las variables independientes analizadas (Tabla A.4.2) se seleccionaron *a priori* sobre la base de relaciones causales hipotéticas realizadas a partir de revisión de trabajos de modelización de deforestación. Los análisis fueron efectuados para tres períodos; 1987-1997, 1997-2007 y 2007-2011.

Tipo de variable	Nombre de Variable	Significado	Unidad	
Bio-físicas	Precipitación	Precipitación media anual.	100 mm	
	Déficit hídrico	Diferencia entre precipitación media anual y evapotranspiración potencial	100 mm	
	Evapotranspiración	Evapotranspiración potencial media anual	100 mm	
	Temperatura	Temperatura media anual	°C	
	Topografía	Pendiente media		%
		Pendiente Desvío estándar		%
Molisol Alfisol Entisol	Porcentaje de ocupación del taxón de suelo en la UEA		10%	
Socio-económicas	Distancia a localidades	Distancia a la localidad más cercana de 2, 4 y 8 mil habitantes	Log (distancia en m)	
	Distancia a mercados locales	Distancia a las ciudades de más de 50 mil habitantes.	Log (distancia en m)	
	Rutas y caminos pavimentados	Distancia a rutas y caminos pavimentados más cercanos.	Log (distancia en m)	
	Rutas y caminos (de tierra y pavimentados)	Distancia a rutas y caminos pavimentados y de tierra consolidada.	Log (distancia en m)	
Paisaje	Distancia a desmontes	Distancia al borde de emprendimientos agropecuarios al inicio de cada período	Log (distancia en m)	
	Densidad de desmontes	Superficie ocupada por emprendimientos agropecuarios en un radio de 1; 5 y 10 km	%	
Políticas	Límites administrativos provinciales	Provincia a la que pertenece cada UEA	Categorico nominal	
	Ley OTBN	Zonificación de la Ley OTBN a la que pertenece cada UEA	Categorico nominal	

Tabla A.4.2. Variables explicativas consideradas para analizar la expansión agropecuaria en el NOA durante los períodos 1987-1997, 1997-2007 y 2007-2011.

Se ajustaron dos tipos de modelos para cada uno de los períodos analizados, uno considerando todas las variables y otro sin considerar la variable *distancia a los desmontes*, para poner a prueba la hipótesis del avance por contagio y analizar la interacción con el resto de las variables (Tabla A.4.3). Se hallaron evidencias significativas de la influencia de siete de las variables analizadas, como factores determinantes de la expansión agropecuaria: cuatro biofísicos (*pendiente, precipitación, temperatura y molisoles*), dos de infraestructura (*distancia a localidades de hasta 4000 y 8000 habitantes y distancia a caminos pavimentados*) y el factor de paisaje “*distancia a desmontes*”. Los modelos con *distancia*

a desmontes (modelo CD) y *sin distancia a desmontes* (modelo SD) presentan diferencias significativas, evaluados por medio de Análisis de la Devianza (P-valor < 0,0001).

Los modelos SD pierden, respecto a los CD hasta el 50% de su poder explicativo (medido como pseudo R^2), son menos parsimoniosos (criterio de información de Akaike AIC , entre un 32% y un 84% más alto) y disminuyen su poder predictivo en más de un 10% (Tabla A.4.3). En los modelos CD se observa que la variable *distancia a desmontes* captura parte de la variabilidad explicada por el resto de los factores, restando importancia a las variables en un 30% en promedio y quitando significancia estadística a los factores *distancias a localidades y rutas pavimentadas*.

Si bien el efecto de la interacción de la *distancia a desmontes* sobre el resto de los factores fue evaluado en otras regiones del Chaco semiárido sudamericano (Kaimowitz *et al.*, 2002; Mertens *et al.*, 2004; Müller, *et al.*, 2011), en esta área de estudio dicha variable tiene un peso relativo muy grande, con una contribución independiente muy alta, que supera entre ocho y diez veces la importancia del resto de los factores, explicando más del 30% de la variabilidad total y llegando al 52% en el período 2007-2011 (Figura A.4.3).

La importancia de esta variable hace que la probabilidad de desmonte de áreas naturales que se encuentran a 1 km de distancia de algún emprendimiento agropecuario sea entre 10 y 25 veces mayor que la de aquellas zonas que están a 10 km. Esta particularidad indica que existe una dinámica de desmontes de avance por contagio (avance de frontera) controlada por la proximidad a zonas ya desmontadas y, en menor medida, por la calidad de sitio (lluvia, temperatura y suelo). Las condiciones biofísicas explicarían la distribución espacial de los desmontes a nivel regional, en la cual las áreas más deforestadas se corresponden con las zonas más favorables para la actividad agropecuaria.

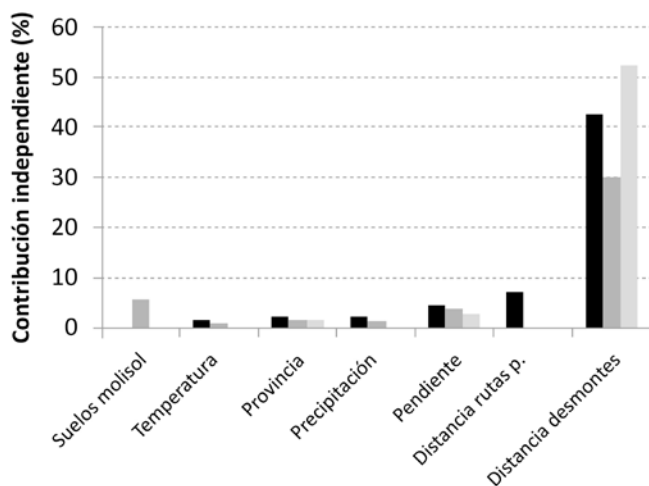


Figura A.4.3. Contribución independiente a la variabilidad total de los modelos, incluyendo la variable “distancia a desmontes”, expresada como porcentaje de la devianza nula. Valores obtenidos por Análisis de Partición Jerárquica, mediante el algoritmo de Chevan y Sutherland (1991). Comparación de modelos de regresión logística de los períodos 1987-1997 (negro), 1997-2007 (gris oscuro) y 2007-2011 (gris claro).

La distancia a desmontes como variable de alto poder predictivo es por sí misma un factor de baja calidad explicativa, ya que engloba o resume factores asociados de manera espacial que probablemente estén vinculados entre sí. Una explicación plausible es que los sistemas de producción basados en *commodities* de exportación son cada vez más autosuficientes en términos de infraestructura y servicios, y que a su vez atraen inversiones cerca de las áreas ya desarrolladas (Müller *et al.*, 2011). Es posible que los procesos de “control de tierras” (*land control*) estén asociados a la expansión agroindustrial en el Chaco semiárido (Leake y Ecónomo, 2008; Paruelo *et al.*, 2011c; Seghezzo *et al.*, 2011; Venencia *et al.*, 2012). Por “control de tierras” se entiende al conjunto de procesos desarrollados para consolidar formas de acceso y tenencia de las tierras, que incluyen prácticas como la ocupación, legalización, territorialización, aislamiento y aquellas que implican violencia (Peluso y Lund, 2011).

El resto de los factores analizados muestran estabilidad y coherencia a través del tiempo en cuanto a su dirección y magnitud, y se observa un patrón temporal de disminución de la influencia de la mayoría de los

factores con el transcurso del tiempo (Tabla A.4.3). La pérdida de importancia se acentúa en los modelos CD.

De la comparación de los modelos con y sin Ley OTBN surge que no se observan diferencias significativas entre ambos modelos, a pesar de que la variable Ley OTBN sí tiene efecto significativo en el modelo (Figura A.4.4.). El modelo más parsimonioso es el que no incluye la mencionada variable, en el cual la variable *distancia a desmontes* captura el 12% de la variabilidad explicada por esta variable.

Las áreas naturales que se encuentran en zonificación roja (OTBN zona roja) y en zona amarilla (OTBN zona amarilla) tienen una probabilidad de desmonte 2,8 y 1,5 veces menor, respectivamente, que aquéllas ubicadas en zonas verdes. El instrumento legal creado por el Gobierno nacional para controlar el proceso de desmontes (Ley 26.331 de Presupuestos Mínimos de Bosques Nativos) fue insuficiente para controlar tanto la cantidad como la ubicación de los nuevos desmontes.

La aplicación de la mencionada ley en las provincias estudiadas produjo una leve disminución de los desmontes (alrededor del 20%) con relación al período anterior (1997-2007). Con estos valores, la tasa anual de desmontes 2007-2011 (-0,92%) se mantuvo por encima del promedio mundial y latinoamericano (0,23% y 0,51%, respectivamente) reportados por FAO (2011).

Por otra parte, no se observan diferencias significativas en cuanto a la localización de los nuevos desmontes entre el período anterior y el período posterior a la ley. Esto indica que existió un bajo nivel de acatamiento de la zonificación ambiental propuesta por las provincias en el marco de la Ley 26.331. Este resultado es consistente con el informe de desmontes elaborado por la Red Agroforestal Chaco Argentina para la provincia de Salta (REDAF, 2013).

	<i>Con distancia a desmontes (CD)</i>			<i>Sin distancia a desmontes (SD)</i>		
	1987-97	1997-07	2007-11	1987-97	1997-07	2007-11
Devianza nula	1070	1067	1070	1070	1067	1070
AIC	440	616	478	734	817	884
Pseudo R ²	0,61	0,44	0,57	0,33	0,25	0,19
ROC	0,95	0,90	0,94	0,86	0,82	0,78

Tabla A.4.3. Resumen de los principales índices de desempeño de los modelos ajustados para los tres períodos analizados, considerando la variable “distancia a desmontes” y sin ella.

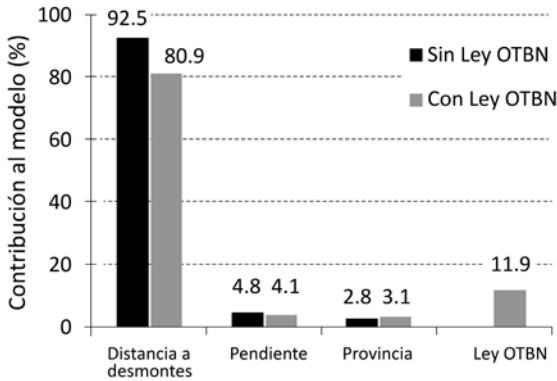


Figura A.4.4. Contribución independiente de las variables, expresada como porcentaje de la devianza explicada por el modelo, obtenida por análisis de partición jerárquica mediante el algoritmo de Chevan y Sutherland (1991). Comparación de modelos de regresión logística del período 2007-2011, considerando la variable “Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos” (Ley OTBN).

El modelo ajustado permite hacer proyecciones. El mapa de la Figura A.4.5 (véase en el Anexo) muestra la distribución espacial del riesgo de deforestación para momentos posteriores a 2011, derivado del modelo ajustado para el período 2007-2011. Puede observarse que la propensión a desmontes es altamente dependiente de la distancia a los desmontes preexistentes, lo que determina un modelo concéntrico que disminuye con la distancia. Como resultado, se observa un patrón de avance espacial de dos fronteras (oeste-este y este-oeste), que se dirigen hacia la zona central y más seca del Chaco semiárido.

La Figura A.4.5 (véase en el Anexo) muestra que el avance agrícola por contagio también incluye una alta frecuencia de avances en pequeños “saltos” y una baja frecuencia de grandes “saltos”. De acuerdo con el modelo basado en datos del período 2007-2011, había más de 2.785.000 ha con probabilidades mayores al 85%. Si la tasa de deforestación continúa con las tendencias del último período (193.000 ha.año⁻¹), esta superficie (equivalente al 10% del área de estudio) sería deforestada en un plazo inferior a 15 años. Este fenómeno magnifica el potencial efecto de avance por “saltos”. De no mediar restricciones ambientales, cualquier desmonte aislado podría causar incisiones en la matriz de paisaje natural (ver: Forman, 1995; Jaeger, 2000), generando condiciones favorables para la atracción de nuevos desmontes.

Caja A.4.1. Pasos metodológicos en la generación de modelos sobre los controles ambientales de los cucos⁷

Germán Baldi, José Norberto Volante y José María Paruelo

Un primer paso de cualquier análisis sobre los controles de los cucos debería incluir una exploración de la relación que mantienen entre sí las potenciales variables determinantes (Johnson y Omland, 2004). Para ello, se pueden examinar las asociaciones entre las variables ambientales mediante *matrices de correlación*, obteniéndose medidas de la fuerza de la correlación entre las variables, y el signo de dicha correlación. Distintos análisis de ordenamiento, tales como el “*análisis de componentes principales*” (*principal component analysis*, en inglés) o el “*promediado recíproco*” (*reciprocal averaging*, en inglés), permiten luego explorar la variabilidad ambiental (según las variables consideradas) del sistema de estudio. El propósito de estos métodos es obtener una combinación lineal de variables que resuma los patrones de variación en unas pocas dimensiones o ejes (Digby y Kempton, 1987). Sobre este espacio ambiental se puede superponer la información de las variables dependientes (por ejemplo, las probabilidades de transición), obteniendo así gráficos de tipo “burbuja”. De esta forma, se puede explorar de manera gráfica si los patrones de cambio entre determinadas coberturas se asociaron a este espacio multivariado.

Un segundo paso implica la generación de hipótesis acerca del efecto de un determinado factor biofísico o humano mediante funciones que definen la relación entre las variables independientes y las variables de respuesta (Johnson y Omland, 2004). Para ello, existen numerosos métodos de regresión, entre los que se destacan las regresiones por cuantiles (Koenker y Bassett, 1978). Estas *regresiones* permiten representar umbrales o *límites de respuesta* (Haire *et al.*, 2000), ya que en los cuantiles extremos (superior o inferior, dependiendo del caso) la variable X actuaría como limitante de la distribución de y en x , mientras que en los restantes cuantiles actuarían como limitantes otras variables no consideradas en un análisis univariado (Baldi *et al.*, 2016).

El uso de regresiones por cuantiles permite detectar efectos que no pueden ser detectados por métodos basados en estimaciones de los cambios en la distribución de la media de la variable respuesta (Cade *et al.*,

⁷ Cambios en el uso y coberturas del suelo.

1999; Cade y Noon, 2003). Más aún, para conjuntos de datos donde la varianza es heterogénea, esta técnica puede ser utilizada, a diferencia de las regresiones simples o múltiples. Aunque los cuantiles extremos de la regresión pueden no describir la función limitante “correcta” en todas las situaciones, deberían proveer una aproximación consistente con la teoría ecológica o agronómica de la existencia de factores limitantes (Cade *et al.*, 1999). Asimismo, Thomson *et al.* (1996) postulan que este tipo de análisis mejora la comunicación de los resultados en estudios descriptivos de fenómenos ecológicos. Las probabilidades de transición dependerían de dos factores: la posición relativa en el rango de una variable determinada y la interacción de otras variables ambientales limitantes.

Las regresiones por cuantiles se calculan según la ecuación 1:

$$Q_y(\tau|X) = \beta_0(\tau)X_0 + \beta_1(\tau)X_1 + \dots + \beta_p(\tau)X_p \quad (1)$$

donde β indica las pendientes del modelo para cada variable X y τ que los parámetros son para un cuantil específico. Los parámetros varían con τ debido a los efectos del cuantil τ_i en la distribución del error desconocida. Los parámetros estimados en las regresiones por cuantiles tienen la misma interpretación que aquéllos de los modelos lineales o múltiples (Cade y Noon, 2003). La significancia de los modelos generados se evalúa mediante el método de *rank-score* para cuantiles (Koenker y Machado 1999). Este método provee una correcta estimación de la probabilidad de cometer un error “Tipo I” para distribuciones del error heterogéneas, ya que el estadístico se basa en el signo de los residuales del modelo nulo y no en su tamaño.

El tercer paso para la generación de modelos que precisan Johnson y Omland (2004) es definir la estructura de error del modelo. Debido a la estructura compleja de los datos y al tipo de variable respuesta (una probabilidad de transición), se modela la relación entre las variables ambientales y las probabilidades de cambio a través de *regresiones logísticas ordinales múltiples*, las cuales consideran estructura de error de tipo binomial. Las variables independientes o “regresoras” se consideraron de forma conjunta o discriminando por grupo (ejemplo: las climáticas y las edáficas), de forma tal de lograr analizar el poder explicativo de cada grupo. Este tipo de *modelos* permite describir (o predecir) la probabilidad de ocurrencia de un determinado evento, en función de un conjunto de factores determinantes. La variable dependiente puede tomar valores

continuos entre 0 y 1. Estos modelos no asumen una relación lineal entre las variables predictoras y las dependientes, y no requieren que se cumplan los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad. Los únicos supuestos son que las observaciones sean independientes y que el *logit* (o transformación logística) de la variable dependiente esté linealmente relacionado con las variables independientes (Bergerud, 1996). Estas características constituyen una gran ventaja para analizar las relaciones entre variables ambientales y características de los paisajes, y han sido utilizados con frecuencia para estos análisis (ver: Hsu y Cheng, 2000; Geoghegan *et al.*, 2001; Schneider y Gil Pontius, 2001; Serneels y Lambin, 2001; Verburg *et al.*, 2002). El *logit* de la probabilidad P_i se modela de forma lineal según la ecuación 2:

$$\text{logit}P_i = \log\left(\frac{P_i}{1-P_i}\right) = \beta_0 + \beta_1 X_{1j} + \beta_2 X_{2j} + \dots + \beta_n X_{nj} \quad (2)$$

donde P_i es la probabilidad de que ocurra el evento P en la celda i , dado un conjunto X_n de variables determinantes, β_0 es una constante y β_n son los coeficientes a ser estimados. Los valores de probabilidad pueden ser expresados cuantitativamente en términos de las variables según la ecuación 3:

$$P_i = \frac{\exp(\beta_0 + \beta_1 X_{1j} + \beta_2 X_{2j} + \dots + \beta_n X_{nj})}{1 + \exp(\beta_0 + \beta_1 X_{1j} + \beta_2 X_{2j} + \dots + \beta_n X_{nj})} \quad (3)$$

Un coeficiente con signo positivo puede significar un incremento en la probabilidad de transición, mientras que uno con signo negativo significa un decrecimiento en esta probabilidad.

Pero ¿cuál es la hipótesis con un mayor sustento por parte de las observaciones? O, dicho de otro modo, ¿qué modelo utilizar para realizar inferencias? Dado un conjunto de $n!$ posibles modelos (sin considerar interacciones), en función de las n variables independientes consideradas, esta pregunta se puede resolver aplicando un *criterio de selección de modelos*. Estos métodos permiten seleccionar el modelo más parsimonioso dentro de un conjunto de modelos posibles (Johnson y Omland, 2004). Por “parsimonia” nos referimos a que la explicación de un fenómeno debe basarse en la menor cantidad de supuestos posible, eliminan-

do aquellos que no generen diferencias en las predicciones de la hipótesis explicatoria o teoría. Uno de los métodos más comunes es el *criterio de información de Akaike* (AIC, por sus siglas en inglés; Akaike, 1974) (ecuación 4):

$$\text{AIC} = -2\log[L(\hat{\theta}_k | y)] + 2k \quad (4)$$

siendo y los datos (conocidos), $\hat{\theta}_k$ las hipótesis o los estimadores de los parámetros (desconocidos) (Hilborn y Mangel, 1997), $L(\hat{\theta}_k | y)$ la función de verosimilitud y k el número de parámetros estimables. El primer término de la derecha decrece cuando aumenta el ajuste al agregar más parámetros al modelo, mientras que el segundo término se incrementa cuando aumenta el número de parámetros, penalizando la entrada de una nueva variable al modelo. Así se considera el compromiso entre “subajustar” o “sobreajustar” un modelo, hecho fundamental en el principio de parsimonia (Burnham y Anderson, 1998).

Vale destacar que el AIC mínimo se produce con los modelos que presentan un mejor ajuste. Sin embargo, no es el valor absoluto de este índice el resultado relevante, sino los valores relativos, o sea, las diferencias en el AIC entre modelos (Burnham y Anderson, 1998; Johnson y Omland, 2004). El delta AIC (Δ_i) es una medida usualmente empleada para evaluar estos cambios; a mayor valor de Δ_i , menos plausible es que el modelo ajustado sea el más adecuado. De acuerdo con la bibliografía, el Δ_i se calcula según la ecuación 5:

$$\Delta_i = \text{AIC}_i - \text{AIC}_{\min} \quad (5)$$

siendo AIC_i el valor para el modelo i (AIC para el modelo restringido) y AIC_{\min} el valor mínimo de AIC entre todos los $n!$ posibles modelos (AIC para el modelo saturado).

La metodología para la generación de los n modelos incluye:

- 1) Generar n modelos univariados y calcular los n valores de AIC; el modelo con menor valor de AIC se selecciona y la variable que incorpora este modelo es considerada la de mayor importancia.
- 2) Generar $n-1$ modelos bivariados, incorporando siempre la variable elegida en 1) y seleccionar el modelo bivariado con el menor AIC; la se-

gunda variable que entra al modelo se considera la siguiente en orden de importancia.

- 3) Calcular el Δ_i y el Δ_i' entre los pasos 1 y 2. Este procedimiento *forward step-wise* de entrada de nuevas variables al modelo más parsimonioso (en un modelo determinado de x variables) prosiguió hasta la entrada de las diez variables.

Los criterios para evaluar la parsimonia de los modelos son dos. El primero se basa en las reglas “crudas” propuestas (Burnham y Anderson, 1998), que establecen que cuando el delta AIC cumpla la condición $\Delta_i > 4$, la introducción de una nueva variable al modelo debería frenarse debido a que ésta produciría un aporte menor a la explicación del modelo (y con un $\Delta_i > 10$ producirá un aporte despreciable). Sin embargo, este procedimiento es sumamente dependiente del rango de valores de AIC, por lo que el segundo criterio se basa en incorporar nuevas variables hasta que el delta AIC modificado cumpla la condición $\Delta_i' > 4$ (un cambio relativo al 4%) o hasta que se llegue al menor AIC considerando los n posibles modelos. Por último, para cada uno de los modelos, se calcula un pseudo R^2 , como una medida de la bondad de ajuste según la ecuación 6:

$$\text{pseudo } R^2 = 1 - \frac{\text{desviación residual}}{\text{desviación total}} \quad (6)$$

siendo la *desviación residual* una estimación de la variabilidad residual luego de ajustar el modelo, y la *desviación total* una estimación de la varianza de la variable dependiente. Dado que bajo ciertas condiciones la desviación del modelo sigue una distribución χ^2 (Bergerud, 1996) se puede determinar la significancia de la entrada de una nueva variable al modelo.

Una vez definidos los modelos más parsimoniosos se calculan los estimadores de los parámetros para cada una de las variables, con el fin de evaluar el signo y/o la forma de la relación entre las variables ambientales y las probabilidades de transición. Por último, se realiza un análisis de la sensibilidad de los modelos generados para evaluar la estabilidad del signo y la magnitud de sus parámetros.

Sección B. Oferta y demanda de servicios ecosistémicos

José María Paruelo

La incorporación de la idea de servicios ecosistémicos (SE) en procesos de tomas de decisiones tiene un requisito crítico: la cuantificación del nivel de oferta de SE clave. Los SE clave, en principio, serán aquéllos más vulnerables al cambio y que tengan las menores opciones tecnológicas o ecológicas para su sustitución.

Si bien la definición de los SE a considerar involucra aspectos técnicos, a cuáles se les dará prioridad es una decisión eminentemente política. Detrás de la decisión de considerar de manera prioritaria a la oferta de agua potable, la regulación de inundaciones, el secuestro de carbono (C), la conservación de determinada especie o la producción de forraje, existe una puja de intereses y valores que suele dirimirse en función del poder acumulado por los distintos actores. Sin embargo, esa puja política debe tener una base empírica, y para ello la cuantificación del nivel de oferta es imprescindible.

Cuantificar la oferta de SE es en general difícil, entre otras cosas, debido a la escala temporal y espacial de las unidades de oferta (Kremen, 2005). Las medidas deben capturar la oferta a nivel de, por ejemplo, una cuenca o una unidad de paisaje e integrarla en el transcurso del año. Esto hace que el registro directo a campo sea particularmente difícil en términos logísticos.

Con fines académicos (por ejemplo, comparar la oferta o el valor de SE entre biomas), datos genéricos pueden ser suficientes. Uno de los primeros esfuerzos por llevar a cabo este tipo de ejercicio fue el realizado por un grupo liderado por Robert Costanza. Este estudio dio lugar a un trabajo muy citado (Costanza *et al.*, 1997), en el que se estimaba el valor económico de 17 servicios ecosistémicos para 16 biomas sobre la base de investigaciones previas y cálculos originales.

El estudio mostró que, para la biósfera como un todo, el valor de los SE (la mayor parte sin mercado) se ubicaba en el rango de los $16\text{-}54 \times 10^{12}$ dólares por año (promedio 33×10^{12} dólares por año), muy por encima del producto bruto mundial para ese momento: 18×10^{12} dólares por año. Los resultados del trabajo mostraron enormes diferencias en los valores económicos de la oferta de SE entre biomas, con niveles particularmente altos para biomas costeros. Más allá del valor presentado, un primer objetivo de

este cálculo fue poner de manifiesto la magnitud de la contribución de los SE al bienestar humano. En ese sentido, el estudio de Costanza *et al.* (1997) destaca la importancia del capital natural en el proceso económico.

Un segundo objetivo de la estimación realizada por los mencionados autores fue promover el uso de la valoración económica de los SE en evaluaciones de proyectos a través de análisis costo-beneficio. La expectativa asociada al análisis económico de los servicios ecosistémicos es que haría explícitos en términos comparativos (monetarios) los costos y beneficios de distintas alternativas de intervención en la naturaleza, y entonces permitiría resolver compromisos en la asignación de recursos. Ambos objetivos difieren en la escala de aplicación de las estimaciones del valor de los servicios ecosistémicos, de lo global en el primer caso, a lo local en el segundo (ver Viglizzo y Frank, 2006).

En procesos de planificación, y cuando es necesario tomar decisiones, se requiere de mayor precisión y resolución. Daily y Matson (2008) identifican a la generación de funciones de producción para cuantificar y mapear los servicios, como una de las mayores limitantes para implementar políticas basadas en SE (Daily *et al.*, 2011; Wong *et al.*, 2015). Estas funciones de producción (presentadas en el Capítulo B.2.) describen la variación espacial y temporal en la oferta de un SE ante un cambio marginal en una serie de procesos ecosistémicos y variables climáticas, edáficas y de manejo. Las funciones de producción posibilitan estimar servicios finales a partir del cómputo o estimación de SE intermedios.

En esta sección presentamos el marco conceptual de los SE y la lógica detrás del proceso de cuantificación de los SE. En una serie de cajas, se ofrecen varios ejemplos de medición/estimación biofísica de SE. Estas mediciones implican, en pocos casos, mediciones directas a campo y, en general, el uso de funciones de producción con distinto grado de complejidad. Por otra parte, se presenta un protocolo para la descripción sinóptica de la oferta de SE mediante el uso de información provista por sensores remotos y ejemplos de su aplicación en distintas circunstancias. La oferta de SE se vincula con los factores de estrés y perturbación (sobre todo, los cambios en el uso y coberturas del suelo, CUCOS) por medio de funciones de impacto. Se discute con especial énfasis el efecto de los CUCOS sobre el SE de regulación hídrica.

Buena parte de los aspectos discutidos en los distintos capítulos de la sección se integran en ECOSER, una herramienta útil tanto para el soporte de la toma de decisiones sobre el uso de la tierra en el marco de procesos de ordenamiento territorial rural, como para la investigación e integración disciplinaria y la colaboración científica en torno a las funciones y servicios ecosistémicos, su interacción y su “captura por la sociedad”.

Capítulo B.1. ¿De dónde salen y adónde van a parar los servicios ecosistémicos? La oferta, la demanda y sus indicadores

Pedro Laterra, Laura Nahuelhual y María Paula Barral

B.1.1. Marco conceptual

Diversas revisiones realizadas a escala global y regional (MEA, 2005; TEEB, 2010; IPBES, 2018) dan cuenta de la creciente degradación que pesa sobre un gran número de ecosistemas, que en algunos casos llega a puntos críticos, poniendo en riesgo la provisión de servicios fundamentales para el bienestar y acusando una disminución de alrededor del 60% de los servicios ecosistémicos (SE) evaluados a nivel mundial (MEA, 2005).

En este contexto, el concepto de SE ha cobrado creciente importancia al constituirse como un marco de análisis del valor que la sociedad atribuye a los ecosistemas, mediante la evaluación y cuantificación de los beneficios directos e indirectos que perciben los seres humanos de la naturaleza (Wallace, 2007; Turner y Daily, 2008; Chan *et al.*, 2012).

Este enfoque ha sido abordado por disciplinas tan diferentes como la ecología y la economía (Boyd y Banzhaf, 2007). Además, bajo este enfoque es posible aproximarse a procesos de planificación territorial y alinear objetivos de producción y conservación, aumentando de manera simultánea el bienestar humano y protegiendo la biodiversidad (Chan *et al.*, 2006; Balvanera y Cotler, 2007; Mertz, *et al.*, 2007; Costanza, 2008).

Al responder a una ética antropocéntrica, la definición y categorización de los SE y de las funciones y procesos que los proveen, son en gran parte subjetivas, ya que dependen del foco de interés en un determinado sistema social y cómo éste define el bienestar humano y los valores que lo conforman. En tal sentido, la clasificación de los SE –e incluso su definición– depende del contexto socioecosistémico que los sostiene (Fisher *et al.*, 2009).

El análisis de los procesos que vinculan el estado de los ecosistemas y paisajes con el bienestar humano, así como la construcción colaborativa de conocimientos en torno a esos vínculos, requiere de marcos conceptuales compartidos entre investigadores y otros actores sociales. Un marco conceptual consiste en una serie de términos y conceptos organizados en forma lógica y que constituyen el andamiaje para el desarrollo de métodos que orientan la obtención de datos, que facilitan la conversión de datos en información interpretable en términos de relaciones causales que, en última instancia, orientan la toma de decisiones (investigación prescriptiva).

Uno de los marcos conceptuales que ha buscado resolver las relaciones entre funciones ecológicas, SE y beneficios, es el *modelo de cascada* (Boyd y Banzhaf, 2006; Haines-Young y Potschin, 2010). Según este marco conceptual, los beneficios derivados de los ecosistemas dependen de SE finales, que a su vez se sustentan en un conjunto de procesos o funciones ecosistémicas generalmente complejas, a veces también denominadas “SE intermedios”. Así, los atributos estructurales de los ecosistemas (las cantidades de sus distintos componentes biofísicos y su organización en el espacio y en el tiempo) pueden ser integrados como soporte de distintos procesos o funciones de los ecosistemas (por ejemplo, la interceptación, infiltración, escurrimiento, almacenamiento y evapotranspiración del agua). Éstos, a su vez, pueden integrarse en SE que dependen de esas funciones (por ejemplo, la amortiguación de inundaciones o la disponibilidad de agua limpia) (Figura B.1.1). A su vez, esos SE son “capturados” como beneficios gracias al aporte de energía derivada de otras formas de capital (económico, humano, social), por lo que el flujo de SE a beneficios parece mejor reflejado por el esfuerzo que implica una escalera ascendente, que por la espontaneidad de una cascada en caída libre (Figura B.1.1).

Gracias a la síntesis conceptual que ofrece la “cascada de SE” (Figura B.1.1), los encargados de identificar los paisajes y ecosistemas más importantes dentro de un territorio por su capacidad para sostener distintos tipos de beneficios y satisfacer su demanda, no necesitan abordar la complejidad funcional de los ecosistemas, sino fundamentalmente, ser capaces de interpretar la distribución espacial (mapas) de los diferentes indicadores de oferta, demanda y vulnerabilidad de los SE. Este capítulo tiene como objetivo plantear un marco conceptual para la interpretación de evaluaciones y mapas de SE, así como para la comprensión de sus alcances y limitaciones. Los procedimientos y herramientas disponibles para el desarrollo de esos mapas se abordan en los Capítulos B.2 a B.5.

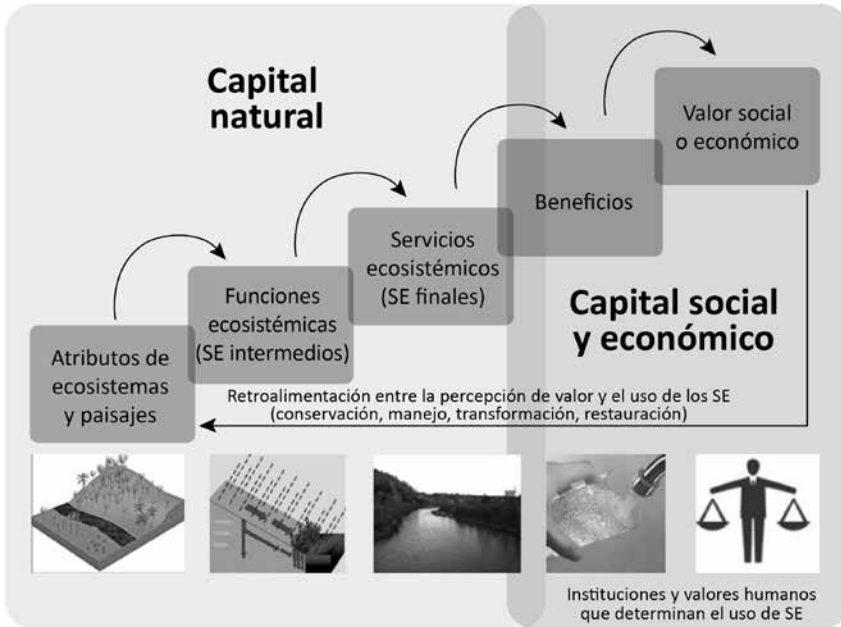


Figura B.1.1. La escalera ascendente de SE (servicios ecosistémicos) (modif. del modelo de “cascada” Haines-Young y Potschin (2010)). En contraste con el modelo de “cascada”, en la escalera ascendente se ilustra que las transformaciones del capital natural en beneficios, no ocurren por la simple liberación de energía potencial, sino que exigen el aporte de otras fuentes de energía o formas de capital (Laterra y Nahuelhual 2014).

B.1.2. Desde los atributos de los ecosistemas y paisajes hasta la oferta de SE

El concepto de oferta de SE, también conocido como “provisión” (denominado “supply” en la literatura anglosajona), o flujo de SE, consiste en la cantidad de ese SE generada por unidad de tiempo y espacio a partir del capital natural de los ecosistemas. Si bien las tasas de distintos procesos y funciones ecosistémicas (por ejemplo, evapotranspiración, infiltración de agua en suelo, polinización, etc.) pueden ser medidas a partir de distintos instrumentos para la generación de datos primarios, en general el flujo de SE depende de la interacción entre distintas funciones ecosistémicas, dificultando su estimación directa. Frente a esa restricción, los flujos de SE suelen ser representados a través de distintos tipos de variables sustitutas (*proxys*) o indicadores.

La evaluación espacial de los flujos de SE, entendidos como indicadores ecológicos y/o socioecológicos, ha cobrado cada vez más importancia en los procesos de toma de decisiones (Hauck *et al.*, 2013; Villamagna *et al.*, 2013). Los indicadores adoptados para la evaluación y mapeo de SE varían dentro de un rango amplio de complejidad, desde aquéllos consistentes en simples operaciones algebraicas que relacionan entre sí algunos factores teóricamente relevantes (índices), hasta complejos modelos mecanicistas o de simulación, basados en un buen grado de conocimiento de los procesos (Tabla B.1.1). Por otro lado, estos indicadores pueden ser aplicados como parte de procedimientos desarrollados *ad hoc* para la evaluación de casos específicos, o pueden integrar rutinas estandarizadas dentro de paquetes de programas desarrollados por terceros (Bagsdadt *et al.*, 2013). La selección de indicadores puede obedecer a distintas razones, entre las que interesa destacar la existencia de limitaciones en la disponibilidad de información y la falta de sensibilidad de los datos primarios frente a escenarios alternativos de usos de la tierra.

Si bien la utilización de indicadores de oferta de SE es fundamental para la evaluación y mapeo de éstos, es importante advertir y reconocer las limitaciones de su adopción, originadas en la imprecisión, en los sesgos y en la dispersión de indicadores. Los indicadores de SE son imprecisos cuando no reflejan de manera adecuada la variabilidad espacial y/o temporal del flujo de un determinado SE, tendiendo a sobre o subdimensionarla, y son sesgados cuando las sobre y subestimaciones describen patrones (o sea, no son aleatorias) en tiempo y/o espacio.

La heterogeneidad de indicadores de oferta desarrollados y aplicados para distintos tipos de SE y para un mismo tipo de SE dificulta la interpretación y la comparación directa entre mapas producidos por diferentes autores. No obstante, esa dispersión metodológica posibilita la selección de soluciones de compromiso entre confiabilidad y factibilidad de aplicación, para lo que existen algunas revisiones que ofrecen una síntesis de indicadores disponibles, su demanda de información y su calidad (Egoh *et al.*, 2012; Nahuelhual *et al.*, 2016b).

Tipo de indicador	Características	Ejemplos
a	Basados en variables de entrada (inputs) o capacidades del ecosistema. Reflejan las condiciones estructurales y/o la disponibilidad de insumos para la provisión del SE	Porcentaje de superficie agrícola como indicador de provisión potencial de alimentos.
b	Basados en el conocimiento de relaciones funcionales (procesos). Desde relaciones empíricas o modelos relativamente simples (pocas variables independientes) hasta modelos mecanicistas complejos que dependen de muchas variables independientes.	Funciones de producción ecológicas entre control de erosión y cobertura vegetal o entre oportunidades de recreación y oferta hotelera. Modelos eco-hidrológicos mecanicistas.
c	Basados en outputs: reflejan el resultado de procesos	Agua acumulada como indicador de provisión de agua
d	Basados en la valoración social de los SE por actores sociales. Reflejan valoraciones individuales o grupales de lugares o de atributos específicos de un paisaje.	Técnicas de SIG participativo u otras como marcas sobre un mapa para indicar abundancia y/o diversidad de SE
e	Basados en opinión experta y reflejan una combinación de conocimientos teóricos y conocimiento experto del ambiente local.	Relaciones entre tipos de coberturas de suelo y tipos de SE.
f	Basados en valores económicos que se representan espacialmente mediante técnicas de transferencia de beneficios.	Uso de precios de mercado o aplicación de métodos de estimación de valores fuera del mercado (ej. Costo de viaje)

Tabla B.1.1. Principales tipos de indicadores desarrollados o adaptados para la evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos (SE). Fuente: modificado de Nahuelhual et al. (2016b).

Los distintos tipos de indicadores no son homogéneos en cuanto a su calidad general, y describen compromisos entre diferentes aspectos de ésta. Así, los indicadores que se caracterizan por ser fáciles de comprender y de evaluar, poseen baja generalidad con alta incertidumbre (y viceversa) (Nahuelhual et al., 2016b, Tabla B.1.2). Por ejemplo, los indicadores basados en variables de entrada (tipo “a”) sólo emplean variables que, según los antecedentes y el criterio implícito de los autores, poseen un valor determinante sobre la capacidad potencial de un ecosistema o paisaje para ofrecer el SE. Al ignorar otros procesos que inciden sobre la expresión de la capacidad potencial de ofrecer SE, el nivel de certidumbre de las evaluaciones y mapas de SE basados en estos indicadores es relativamente bajo. Así, para evaluar el SE almace-

namiento de agua, Ungaro *et al.* (2014) usan como variable de entrada la presencia-ausencia de humedales dentro de sus unidades espaciales de análisis. No obstante, resulta obvio que dos unidades con presencia de humedales pueden poseer distinta capacidad de almacenaje de agua de acuerdo con el número, superficie y profundidad de los humedales presentes en ellas.

Por otro lado, al ignorar las variables de entrada y los procesos que soportan el flujo de SE, los indicadores que se basan en la expresión final de una serie de procesos que afectan el flujo final del SE (tipo “c”) poseen alta facilidad de evaluación y alta generalidad, pero bajo realismo espacio-temporal. Por ejemplo, los indicadores de este tipo mapean la oferta de agua como la superficie o volumen de los cuerpos de agua presentes en el área de estudio (Liquete *et al.*, 2011), pero ignoran las áreas colectoras de las que depende la cantidad y calidad del agua acumulada.

Los indicadores basados en el conocimiento de relaciones funcionales entre el flujo de SE y los atributos y funciones ecosistémicas de los cuales dependen (tipo “b”), incluyen un amplio espectro de modelos funcionales pero que se distinguen del resto de los indicadores, ya que hacen un mayor uso de conocimiento. Esa característica proporciona a los indicadores tipo “b” un nivel de certidumbre relativamente alto, a costas de una comprensibilidad y facilidad de evaluación relativamente bajas. Esto es aplicable en particular a los indicadores basados en modelos mecanicistas validados en diferentes contextos, los que exigen información sobre numerosas variables de entrada. Varias ecuaciones desarrolladas por Carreño *et al.* (2012) para un amplio rango de funciones ecosistémicas (o SE intermedios, tales como el control de erosión y el secuestro de carbono), donde la producción primaria neta y su variación estacional constituyen las principales variables independientes, representan un buen ejemplo de este tipo de indicadores. Parte de esas ecuaciones han sido recientemente validadas de manera empírica por Paruelo *et al.* (2016), mediante técnicas de teledetección, atribuyendo a este tipo de indicadores una alta facilidad de evaluación y una alta resolución temporal (ver Capítulo B.5).

En comparación con los tipos “a” y “c”, una ventaja importante del tipo “b” consiste en su capacidad para identificar los ecosistemas que son fuente de un flujo de SE cuando este SE no se consume o disfruta en el mismo lugar que se genera. Por ejemplo, los indicadores aplicados por Bangash *et al.* (2013) para el SE de almacenamiento de agua, no mapean

tan sólo los sumideros de agua, sino las áreas colectoras, permitiendo así identificar de forma correcta las áreas de conservación prioritarias para el mantenimiento del SE de provisión de agua.

Una ventaja destacable de los indicadores basados en la opinión de actores sociales y de expertos (tipos “d” y “e”, respectivamente) consisten en la comprensibilidad y la facilidad de evaluación derivadas de la participación de actores locales, pero por lo mismo estos indicadores tienden a ser “casos específicos” (poco generales). Los indicadores basados en valoración económica (tipo “f”), si bien se presentan simples en cuanto a procedimiento, tienen la restricción de asumir que cada hectárea de un hábitat determinado puede tener el mismo valor, sin considerar su calidad, rareza o configuración.

De manera muy llamativa, alrededor del 40% de los trabajos que dicen mapear servicios ecosistémicos en realidad mapean atributos del ecosistema (atributos estructurales como el tipo de cobertura o el contenido de carbono en el suelo), funciones ecosistémicas (SE intermedios o procesos ecosistémicos que soportan los SE finales) o los beneficios de esos SE (por ejemplo, estimados a través del valor económico o social) (Nahuelhual *et al.*, 2015). Esta falta de consistencia de los indicadores con el modelo conceptual de cascada se manifiesta en casi todos los tipos de indicadores, reduciendo su realismo espacio-temporal. Así, por ejemplo, cuando un mapa de SE se confunde con un mapa de sus beneficios estimados en pesos, es difícil identificar y priorizar las áreas y ecosistemas que soportan esos beneficios. También, cuando el SE de regulación hídrica se confunde con una única función ecosistémica como la capacidad de infiltración del agua en suelo, se corre el riesgo de priorizar la conservación de áreas con alta tasa de infiltración, pero con baja aptitud para otras funciones ecosistémicas relevantes, tales como la evapotranspiración.

A fin de integrar la múltiple dependencia de los SE hacia las funciones ecosistémicas (un mismo tipo de SE depende de múltiples funciones ecosistémicas) y el múltiple soporte de las funciones ecosistémicas hacia los SE (una misma función puede soportar múltiples tipos de SE), se han propuesto algoritmos y matrices basados en criterio experto (Maynard *et al.*, 2010; Laterra *et al.*, 2011a). Hasta el momento, este esquema de múltiple dependencia y múltiple soporte de SE y funciones ecosistémicas ha sido muy poco utilizado, pero ya se utiliza como parte de una herramienta estándar de evaluación y mapeo, como es ECOSER (Laterra *et al.*, 2011b, 2015; Barral, 2016) (ver Capítulo B.4.).

Generalidad	Grado en que el indicador puede ser adoptado para evaluar y mapear el SE bajo condiciones socioecológicas diversas, sin necesidad de ajustes mayores
Coherencia con el modelo de cascada	Ajuste del indicador al concepto de SE siguiendo el modelo de cascada
Certidumbre	Validez conceptual del indicador en base a los conocimientos teóricos disponibles sobre el SE considerado
Comprensibilidad	Considera el grado de dificultad ofrecido para la comunicación e interpretación de los indicadores por no especialistas
Realismo espacio-temporal	Grado en que el indicador incorpora la influencia del contexto espacial (flujos laterales) y temporal (sustentabilidad) sobre el flujo del SE
Facilidad de evaluación	Depende de las habilidades metodológicas necesarias y de la especificidad de conocimientos requeridos para el cálculo del indicador

Tabla B.1.2. Algunos criterios de calidad de los indicadores de servicios ecosistémicos (SE). Fuente: modificado de Nahuelhual et al. (2016b).

B.1.3. Entre los SE y sus beneficios: la demanda y la captura

Si bien los flujos de SE informan sobre la capacidad de los ecosistemas de generar beneficios potenciales, es poco esperable que un mapa de flujos de SE dentro de un territorio bajo análisis coincida con el mapa de beneficios actuales (o sea, la porción de SE efectivamente utilizada por beneficiarios específicos, Figura B.1.1 y B.1.2 (véase en el Anexo)). Eso se debe a que la porción del flujo de SE efectivamente demandada y consumida o capturada dentro del territorio no es uniforme, sino que depende de la distribución espacial de los beneficiarios.

Los beneficios pueden ser entendidos como aquellas proporciones de los flujos de SE que son efectivamente “capturados” para su uso o disfrute, cuya condición básica es que ese SE sea demandado y valorado por el beneficiario en virtud de la contribución a su bienestar. Si bien puede haber un considerable desacople espacial entre las áreas donde se genera la oferta o provisión de un dado SE y la residencia de los beneficiarios o el lugar donde éstos consumen o disfrutan ese SE, es importante considerar que los beneficios por lo general se mapean sobre las áreas de oferta.

Dentro de la literatura de SE, la demanda es considerada bajo dos perspectivas diferentes (Wolff *et al.*, 2015). En la mayoría de los estudios, la demanda es homologada al consumo de un SE (Burkhard *et al.*, 2012), y desde el punto de vista de la economía, el consumo refleja el nivel de demanda cuando ésta se equilibra con la oferta. No obstante, en sentido estrictamente económico, la demanda representa los beneficios agregados de unidades sucesivas de un bien, consumidas por unidad de tiempo, lo que depende del precio del bien. Cuando la demanda no existe, se estima mediante el concepto de disposición a pagar en el contexto de la valoración económica. A diferencia de la valoración económica, la valoración social no es explícita en cuanto a los conceptos de beneficio y demanda.

Por otro lado, la demanda de SE también se vincula a las necesidades, deseos y preferencias, que pueden ser sólo satisfechos en forma parcial, de modo que la demanda puede ser inferior o igual al consumo, y equiparar o exceder los beneficios (flujo de SE consumido o capturado). Por ello, es conveniente distinguir los dos aspectos de la demanda, llamando “captura” a esa porción de la demanda efectivamente consumida, usada o disfrutada, y reservando el término “demanda” para referirse a la porción de la oferta potencialmente consumida, usada o disfrutada de acuerdo con las necesidades. Así, la oferta de un SE puede ser superior a la demanda y a la captura de ese SE, y puede ser inferior a la demanda, pero no puede ser inferior a su captura sustentable.

Una oferta superior a la demanda y captura de SE revela la existencia de oportunidades de uso o consumo sustentable de ese SE, una tasa de oferta menor que la tasa de captura (por ejemplo, productividad de leña menor a la tasa de extracción), puede poner en evidencia escenarios de pérdida progresiva de capital natural, la necesidad de abastecimiento de la demanda desde otros sistemas y/o la necesidad de desarrollar adaptaciones tales como la sustitución de ese SE por otros satisfactores.

Otra fuente de variación entre los mapas de oferta de SE y los de beneficios consiste en los patrones de generación, propagación y captura de los SE (ver Fisher *et al.*, 2009). La captura dependerá del tipo de SE, de la presencia y preferencias que determinan la demanda de los beneficiarios y de cómo el SE se “mueve” en el espacio (propagación, Figura B.1.2, véase en el Anexo). Por ejemplo, el SE de amortiguación de inundaciones se propaga en el espacio de forma direccional de acuerdo con la topografía, por lo tanto, las personas beneficiadas

por este SE siempre estarán ubicadas “aguas abajo” de los ecosistemas que lo generen. En otros casos, como el SE de pesca recreativa o el SE de provisión de alimentos, no ocurre una propagación “natural” en el espacio, sino que se generan y se capturan en el mismo sitio. Para una determinada demanda, la captura del SE dependerá del capital social y económico (camino, permisos, maquinaria). Mientras que otros SE, como la regulación climática, son de propagación “global”, ya que se generan en un sitio, pero el beneficio se captura en cualquier lugar del mundo.

Si el objetivo final es asistir a la toma de decisiones, estos ejemplos resaltan la importancia de considerar en el mapeo de SE el patrón espacial de propagación y la captura. Los productos generados serían de mayor utilidad para los tomadores de decisiones, ya que permitirían planificar intervenciones específicas considerando con mayor precisión los beneficiarios alcanzados por éstas (Bagstad *et al.*, 2013; Villa *et al.*, 2014); por ejemplo, para evitar acciones que interrumpan la oferta de un determinado SE (como la eliminación de un bosque que ejerce protección contra aluviones) o para promover acciones de conservación mediante mecanismos de pago por SE (como compensar en forma económica a quienes conservan el ecosistema proveedor del SE).

En última instancia, la captura de los flujos de SE no depende tan sólo de sus patrones de propagación y del nivel de demanda, sino del acceso de los potenciales beneficiarios a esos flujos (Figura B.1.3). Un aumento en el flujo de un conjunto dado de SE tendrá un impacto limitado sobre la capacidad de un grupo social para alcanzar un determinado bienestar, si este grupo carece de mecanismos de acceso para beneficiarse de este conjunto de SE. En cambio, el bienestar de un grupo social puede ser alcanzado si se reforman los mecanismos de acceso, sin que sea necesario aumentar los flujos de SE (Daw *et al.*, 2011). Según la teoría económica clásica, la utilidad en el consumo disminuye a medida que aumenta el consumo. La aplicación de este principio a SE implica que el consumo de un flujo de SE produce un menor beneficio marginal para grupos sociales con altos niveles de consumo, que a aquéllos con bajos niveles de consumo. Para equiparar los beneficios aportados a cada grupo social según su consumo de SE, los grupos más desfavorecidos deberían recibir un aumento del flujo de SE proporcionalmente mayor que los grupos más favorecidos.

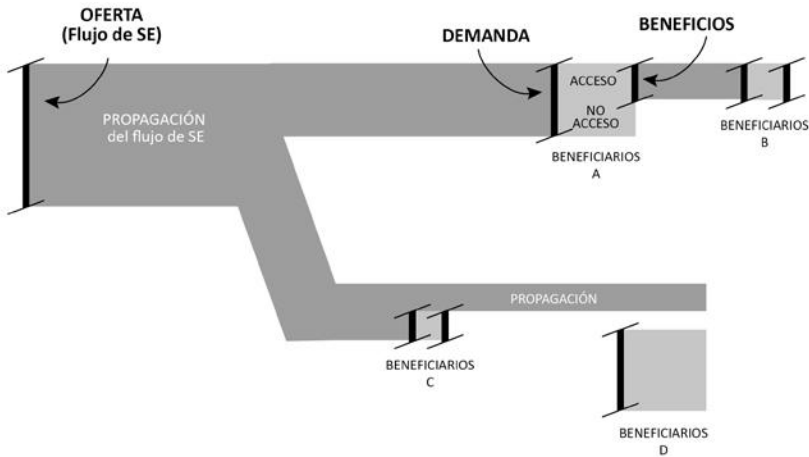


Figura B.1.3. Distintos tipos de limitaciones para la captura de la oferta de SE. La demanda puede ser totalmente satisfecha a través de un acceso completo al flujo de servicios ecosistémicos (SE) (Beneficiarios B y C), puede estar parcialmente satisfecha cuando parte de los potenciales beneficiarios carecen de acceso a la oferta de SE (Beneficiarios A) o puede estar totalmente insatisfecha, como cuando la captura no es posible por el desacople espacial entre la propagación del flujo de SE y los potenciales beneficiarios (Beneficiarios D). Otras combinaciones entre flujo, propagación, demanda y acceso a los SE son posibles. Las reducciones en el flujo de SE reflejan la captura de SE del tipo excluyibles y/o rivales (por ejemplo, oferta de leña, oportunidades de recreación); esas reducciones no se producen por la captura de SE no excluyibles ni rivales (como belleza escénica, regulación climática).

La oferta, la propagación, la demanda y la captura de SE no sólo pueden estar desacopladas en el espacio, sino también en el tiempo. Un claro ejemplo es el caso de la regulación hidrológica, cuando la transformación de la cobertura en territorios muy planos inicia un proceso lento pero sostenido de ascenso freático y transporte de sales que se traduce, después de décadas o de más de un siglo, en anegamiento y salinización de suelos y aguas. La generación del SE se interrumpe, entonces, mucho antes de que se traduzca en un problema para la sociedad (Verón *et al.*, 2011). Para poner de manifiesto este tipo de desacoples, el uso de escenarios es una herramienta con gran potencial, ya que permite comunicar a los actores involucrados en el territorio sobre cómo sus decisiones (por ejemplo, cambios en las coberturas) pueden repercutir en el bienestar de la población (por ejemplo, disminución en el SE de amortiguación de inundaciones). Un escenario puede ser considerado tan sólo como un estado del mundo o sistema de interés (imagen del futuro) o incluir una

secuencia de eventos posibles o hipotéticos que lleva a ese estado, construido con el objeto de focalizar la atención en los procesos causales y puntos de decisión. La importancia de considerar los escenarios como corrientes de eventos es que se dirige la atención al despliegue de alternativas y a las bifurcaciones en las que las acciones humanas tienen el potencial de afectar de manera significativa el futuro (Gallopín, 2004).

Estos desacoples han sido recientemente demostrados en un estudio en el que se compararon mapas de identificación de áreas prioritarias para la planificación de acuerdo con la oferta de SE versus vulnerabilidad socioecológica (VSE) (Laterra *et al.*, 2016). En dicho estudio se aplicó el protocolo de mapeo ECOSER (ver Capítulo B.4) en dos socioecosistemas: un caso en Argentina, donde se exploró la VSE a la pérdida de dos SE (disponibilidad de agua subterránea limpia y amortiguación de inundaciones) como consecuencia del avance de cultivos agrícolas, y otro en Chile, donde se exploró la VSE a la pérdida de tres SE (oportunidades de recreación, disponibilidad de agua superficial limpia y producción de leña) como consecuencia del avance de las plantaciones forestales. Los diferentes mapas obtenidos con el protocolo (mapas de SE, mapas de *hotspots* de SE, mapas de VSE y mapas de *hotspots* de VSE) fueron comparados y se encontró un desacople alto entre los mapas de oferta de SE y los mapas de VSE. En el caso de Argentina (cuenca Mar Chiquita), la superposición de *hotspots* de SE y los *hotspots* de VSE medida con el índice de Jaccard, fue de menos del 20% para ambos SE. Mientras que en Chile (municipio de Ancud) fue menos del 5% en los tres SE analizados. Estos resultados ponen en evidencia que las recomendaciones a las que se llegan son muy diferentes en función del mapa que se utilice. Las áreas a priorizar en un plan de ordenamiento territorial (OT) podrían ser muy diferentes si como criterio de selección se utilizan las áreas de mayor VSE o las áreas de mayor oferta de servicios ecosistémicos (SE).

Capítulo B.2. Conectando la estructura y funcionamiento ecosistémico y los servicios: funciones de producción

José María Paruelo, Gervasio Piñeiro, Matías Mastrangelo, Ernesto Hugo Berbery y Federico Weyland

Ecólogos, agrónomos y climatólogos –entre otros– han desarrollado modelos que conectan aspectos biofísicos y ecológicos con la producción de bienes y servicios que generan, de manera directa, beneficios para parte de la sociedad. La mayoría de esos modelos fueron originados desde un marco completamente desligado de la idea de servicios ecosistémicos (SE). Los cálculos de producción de cultivos (por ejemplo, Parish y Dillon, 1955; Vaux y Pruit, 1983; Taftah *et al.*, 2013), las ecuaciones de pérdida de suelo por erosión (Wischmeier y Smith, 1960; Hudson, 1993; Laflen *et al.*, 1997), los modelos ecofisiológicos de cultivos (Jones *et al.*, 2003; Hoogenboom *et al.*, 2012), biogeoquímicos (por ejemplo, Century o DayCent, Parton *et al.*, 1987, 1994, 2001) o hidrológicos (Zhang *et al.*, 2001; Walker *et al.*, 2002; Govender *et al.*, 2005) son algunos de los ejemplos de estas *funciones producción*, o sea, de algoritmos que vinculan distintos aspectos biofísicos (por ejemplo, la cobertura del suelo o la pendiente del terreno) con un bien o servicio (el control de la erosión edáfica) (Figura B.2.1).

Las funciones de producción conectan en el modelo de cascada o de escalera ascendente (ver Capítulo B.1) los procesos y funciones ecosistémicas con los SE intermedios y/o finales. Estas funciones proveen información acerca de la manera en la que factores ambientales, pero también el manejo, afectan la oferta de SE. Sin embargo, los modelos existentes no cubren las necesidades crecientes de estimar la oferta de SE en una gama enorme de circunstancias, de evaluar cambios en el tiempo, medir el impacto de intervenciones o de hacer prospecciones para la evaluación de escenarios. ¿En qué deberían basarse esas funciones de producción?

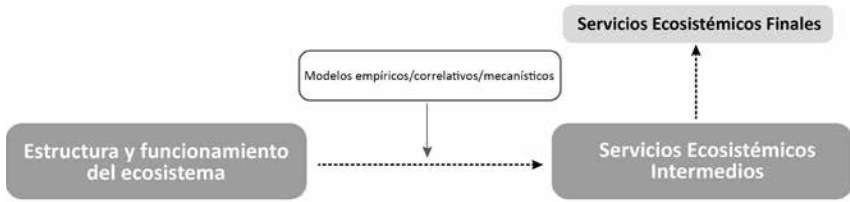


Figura B.2.1. Esquema general de una función de producción de servicios ecosistémicos (SE).

La cantidad de aspectos ecosistémicos (estructurales y funcionales) a considerar para cuantificar los SE puede parecer abrumadora. Una revisión de conceptos básicos de ecología de ecosistemas (Chapin *et al.*, 2011) indica, sin embargo, que los aspectos a registrar deberían vincularse, por un lado, a la dinámica y principales reservorios de C, N y agua en los ecosistemas, a la caracterización de la biodiversidad en un sentido amplio (o sea, incluyendo distintos niveles de organización y las dimensiones estructurales, funcionales y de composición que plantea Noss, 1990) y al régimen de perturbaciones (en particular a eventos extremos). Claramente, estos aspectos están relacionados y de sus interacciones derivan SE finales que resultan con frecuencia críticos para la sociedad, como la provisión de agua, la producción de alimento, la regulación climática, hídrica y de la composición atmosférica, etcétera.

El registro o la estimación de estos aspectos ecosistémicos debería realizarse al nivel al cual se ofrecen los SE: el paisaje (Paruelo *et al.*, 2011a) (ver Capítulo A.2). En tal sentido, un aspecto muy importante a considerar en la selección de las variables es la posibilidad efectiva de su estimación con la tecnología y los recursos disponibles. En el resto del capítulo presentamos los distintos aspectos ecosistémicos a considerar y ejemplos de funciones de producción o mediciones de SE vinculadas a algunos de los elementos considerados.

B.2.1. Dinámica del carbono

La dinámica del intercambio de carbono (C) entre la biota y la atmósfera, estrechamente vinculado al flujo de energía y la circulación de materiales, es un aspecto integrador del funcionamiento ecosistémico (McNaughton *et al.*, 1989). El balance entre la fotosíntesis y la respiración de las plantas, animales y microorganismos es el determinante principal de la dinámica del C. El resultado de ese balance –la Productividad Neta del Ecosistema

(PNE) o Intercambio Neto del Ecosistema (INE)— es una característica central de los ecosistemas terrestres por su vínculo con el secuestro de C.

La dinámica del secuestro de C por parte de la vegetación y el suelo puede ser descripta por dos ecuaciones:

- (1) $\Delta C = \Delta_{AB} + \Delta_{SB} + \Delta_B + \Delta_S$ ecuación de balance de masa
- (2) $\Delta C = PPB - RA - RH - D$ ecuación de procesos

donde ΔC son los cambios en los reservorios de C en la vegetación y el suelo, Δ_{AB} los cambios en la biomasa aérea, Δ_{SB} los cambios en la biomasa subterránea, Δ_B la variación en la broza (material vegetal no descompuesto), Δ_S los cambios en el C orgánico, PPB es la Productividad Primaria Bruta, RA la respiración de los autótrofos (las plantas), RH la respiración de los heterótrofos (animales y microorganismos no fotosintéticos) y D las pérdidas de C debido a disturbios.

La ecuación (1) representa la manera en la que el C se distribuye entre reservorios, mientras que la ecuación (2) representa los flujos de C entre los distintos reservorios. La cuantificación de los términos de la ecuación (1) se basa en las mediciones de cambios en los reservorios de biomasa aérea, subterránea, de broza y edáfica (Sala y Austin, 2000) a partir de la cosecha, secado y pesado de muestras o en el modelado de su dinámica.

La cuantificación de los flujos descriptos en la ecuación (2) se basa, por un lado, en técnicas de percepción remota (Running, 2000) y, por otro, en torres de *Eddy Covariance*. Paruelo y Vallejos (2013) describen estas alternativas, y en las Cajas B.2.1 y B.2.2 se presentan ejemplos de funciones de producción para el cálculo de *se* finales e intermedios asociados a la dinámica del C: la producción forrajera y la dinámica del C edáfico. Las Figuras B.2.2 y B.2.3 resumen la función de producción de estos *se* y sus componentes.

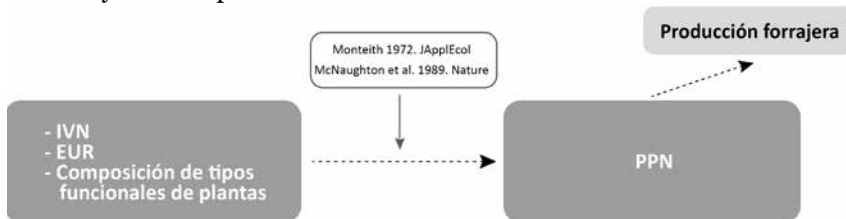


Figura B.2.2. Esquema de la función de producción del servicio ecosistémico (*se*) final producción forrajera. *IVN*: índice de vegetación normalizado, *EUR*: eficiencia de uso de la radiación, *PPN*: productividad primaria neta.

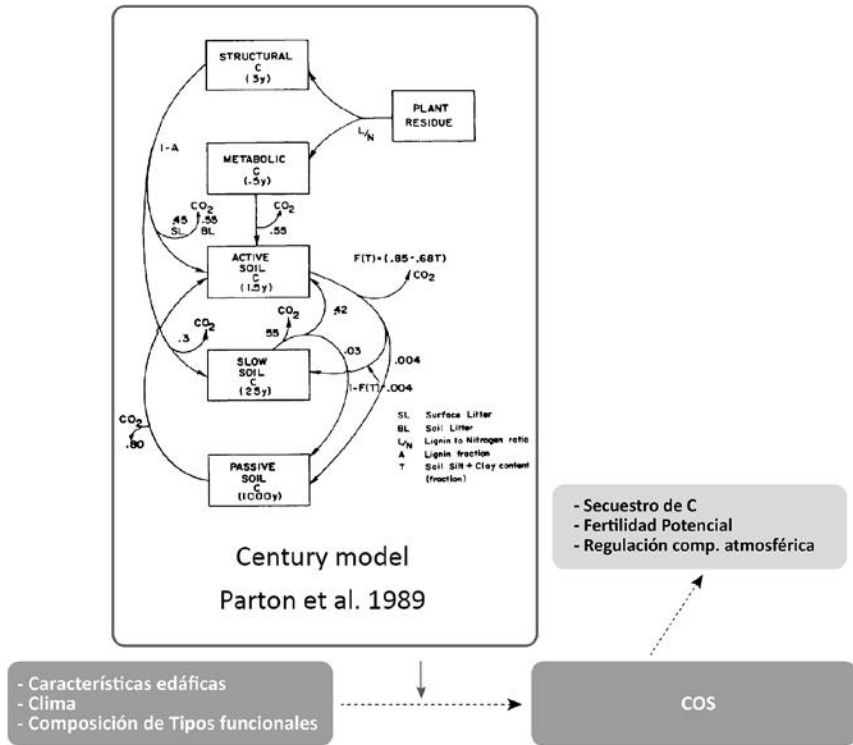


Figura B.2.3. Esquema de la función de producción de *SE* finales ligados a la dinámica del C edáfico. *cos*: carbono orgánico del suelo.

B.2.2. Dinámica del agua

La ecuación de balance de agua resume los aspectos a considerar en la caracterización de la dinámica del agua en el ecosistema:

$$PP = ET + DR \pm ES \pm AS$$

donde *PP* es la precipitación, *ET* la evapotranspiración, *DR* el drenaje profundo, *ES* la escorrentía y *AS* la variación en el almacenaje de agua en el suelo. Los términos *ET*, *DR* y *ES* determinan, a nivel de paisaje, *SE* finales clave, como la provisión de agua (para consumo, presas hidroeléctricas, riego), la recarga de acuíferos, la erosión del suelo o la regulación de inundaciones. De los términos de la ecuación del balance hidrológico,

es relativamente sencillo contar con datos de precipitación. Los otros flujos deben ser estimados *ad hoc*. De esos flujos, la evapotranspiración puede ser estimada a partir de sensores remotos (Puelo *et al.*, 2014a). Noretto *et al.* (2005) muestran cómo mediante datos de temperatura superficial e índices de vegetación derivados de imágenes Landsat TM es posible estimar las diferencias en evapotranspiración entre distintos tipos de coberturas (pastizales naturales y forestaciones). Di Bella *et al.* (2000) presentan una metodología para generar una cartografía de la ET para la región pampeana. El drenaje profundo puede estimarse, en ciertas condiciones, a partir del movimiento de trazadores, en particular de cloruros. Santoni *et al.* (2010) y Amdan *et al.* (2013) proveen estimaciones de drenaje profundo en áreas en donde bosques xerofíticos fueron reemplazados por cultivos agrícolas.

La Figura B.2.4 y la Caja B.2.3 muestran los modelos y datos que permiten estimar dos componentes clave para la definición de la capacidad del ecosistema de regular flujos hídricos: la recarga de acuíferos y la evapotranspiración. En la Caja B.2.4 se presenta un caso en particular importante, como es la provisión de agua para consumo en regiones áridas y semiáridas, un servicio ecosistémico final clave.



Figura B.2.4. Esquema de la función de producción de *se* finales ligados a la regulación hídrica.

B.2.3. Dinámica del nitrógeno (N)

El N es un elemento clave en la biogeoquímica de los ecosistemas, y es por lo general el factor limitante de la productividad vegetal. La mayor parte del N del planeta se encuentra en la atmósfera en una forma muy estable (N₂), mientras que el N que circula en los ecosistemas es consi-

derado N reactivo (NO_x , NH_y , N_2O , proteínas, aminoácidos, etc.). El intercambio de N de un ecosistema o, en otras palabras, el cambio de N almacenado en el sistema, se puede estimar como:

$$\Delta\text{N} = \text{dePATM} + \text{FBN} + \text{FERT} - \text{LIX} - \text{VOL} - \text{DEN} - \text{ERO} - \text{Cosecha}$$

El N entra en los ecosistemas principalmente mediante dos procesos: la deposición atmosférica (dePATM) y la fijación biológica (FBN , en forma simbiótica o libre). A partir del proceso de Haber-Bosch el hombre ha agregado además una nueva entrada de N a los ecosistemas: la fertilización (FERT). La fertilización nitrogenada y la fijación biológica de los cultivos agrícolas han duplicado la entrada de N a los ecosistemas, con respecto a los niveles preindustriales. La mayor parte del N es reciclado cada año en los ecosistemas naturales, a partir de los procesos de descomposición y absorción vegetal, mientras que las pérdidas o entradas representan flujos menores. Por el contrario, el ciclo del N en los agroecosistemas es más abierto, presentando importantes salidas por cosecha, pero también aumentando generalmente las pérdidas de N a través de otros procesos tales como la volatilización (VOL , sobre todo como NH_3), la desnitrificación (DEN , como N_2 y N_2O), la erosión (ERO) y la lixiviación (LIX , en especial como NO_3).

Muchas veces, los flujos del N de los ecosistemas son difíciles o complejos de medir. Las deposiciones atmosféricas húmedas requieren la colocación de colectores de precipitación atmosféricas. La volatilización del N es de difícil cuantificación y su estimación con modelos es una de las opciones más usadas. A escala local, el uso de isótopos estables permite realizar estimaciones de este flujo a largo plazo, pero con mucha incertidumbre. La desnitrificación, que incluye las emisiones de N_2 y N_2O , es un proceso que ha tomado mucha importancia debido a la necesidad de contar con estimaciones de N_2O por su impacto como gas de efecto invernadero. Los métodos más utilizados para su estimación se basan en la colocación de cámaras en el suelo, en las que se evalúa la acumulación N_2O por emisión durante un intervalo de tiempo determinado (Venterea, 2010). Las torres de *Eddy Covariance* en ocasiones incluyen sensores para medir el intercambio de NO_x , NH_y y N_2O en tres dimensiones y a escalas de tiempo muy pequeñas. La medición de la lixiviación de nitratos requiere la colocación de resinas de intercambio en la profundidad del suelo y su análisis periódico. La fijación biológica del N se puede medir mediante el empleo de isótopos estables de ^{15}N , con relativa facilidad y precisión, aunque su estimación en

paisajes diversos requiere de un elevado esfuerzo de muestreo. Por último, la fertilización y cosecha son más sencillas de estimar si se llevan registros de éstas, aunque las pérdidas asociadas a ambos procesos rara vez son cuantificadas. En la Caja B.2.5 se describen los protocolos de medición del SE asociado a la regulación de la concentración de N₂O atmosférico.

B.2.4. Biodiversidad

La biodiversidad es la variabilidad existente en todos los organismos vivos y los complejos ecológicos de los que forman parte, y se evalúa en tres niveles de organización: genética, especies y ecosistemas.

La biodiversidad es un aspecto complejo de incorporar dentro del marco de SE. Inicialmente, ambos conceptos eran considerados casi sinónimos, pero hoy se entiende que la relación no siempre es directa y que la biodiversidad puede ser contemplada en distintas instancias dentro del marco de SE (Mace *et al.*, 2012). Fisher *et al.* (2009), por ejemplo, consideran que la biodiversidad es un SE intermedio y como tal es un aspecto ecosistémico a incluir en una función de producción. Otros, en cambio, entienden a la biodiversidad como parte del capital natural que actúa en diversos SE (CICES; Haines-Young y Potschin, 2010). Mace *et al.* (2012) incluyen también a la biodiversidad como un bien, en especial en el caso de los SE culturales.

Distintos estudios reflejan una dependencia de algunos SE intermedios o finales de la biodiversidad, tal como el ciclado de nutrientes, control de plagas y de plantas invasoras (Balvanera *et al.*, 2006). Sin embargo, en otros SE, como el control de la erosión, la biodiversidad juega un rol menos importante debido a que la función puede ser cumplida con la misma eficiencia por una o pocas especies (Swift *et al.*, 2004). De tal manera, si bien hay consenso en que la biodiversidad es un componente esencial del capital natural para generar procesos ecosistémicos, su importancia relativa sobre los SE dependerá de cada caso particular (Balvanera *et al.*, 2006).

La relación entre SE y biodiversidad ha sido estudiada más comúnmente a través de coincidencias en las áreas de oferta de SE y de altos niveles de biodiversidad (Egoh *et al.*, 2009; Anderson *et al.*, 2009; Schneiders *et al.*, 2012). En cambio, hay menos evidencia experimental del efecto de la biodiversidad sobre alteraciones en el nivel de oferta de SE (Balvanera *et al.*, 2006). En la Caja B.2.6 se presentan las aproximaciones metodológicas usadas con frecuencia en la estimación de la biodiversidad de aves.

B.2.5. Régimen de perturbaciones

El régimen de perturbaciones constituye un aspecto clave de la dinámica de los ecosistemas y de su interacción con la atmósfera. Una perturbación (o disturbio) es un evento más o menos discreto en el tiempo y en el espacio que altera la estructura de las poblaciones, de las comunidades o del ecosistema, produciendo cambios en la disponibilidad de recursos o en el ambiente físico (Pickett *et al.*, 1999).

Las actividades humanas modifican seriamente la frecuencia, intensidad, momento, duración y extensión de las perturbaciones, afectando de esa manera la oferta de SE. De hecho, buena parte de lo que denominamos SE de regulación (MEA, 2005) se asocian a la capacidad de los ecosistemas de mantener un determinado régimen de perturbaciones, llámense incendios o eventos climáticos extremos. Las inundaciones son, sin duda, otro tipo de evento que afecta a los socioecosistemas. Estas perturbaciones son un caso particular de la regulación hídrica discutida en una sección previa y en el Capítulo B.5.

B.2.5.1. Régimen de fuegos

Los fuegos alteran la dinámica de la biomasa y el ciclado de nutrientes en los ecosistemas, afectando, en consecuencia, la oferta de SE intermedios y finales. De hecho, juegan un papel central en la definición de las emisiones de CO₂ y otros gases con efecto invernadero.

Algunas estimaciones muestran que el CO₂ emitido por quema de biomasa es ocho veces mayor al emitido por la quema de combustibles fósiles. La información proveniente de sensores remotos ha sido utilizada para determinar la ocurrencia, cartografiar la existencia y seguir la evolución de los fuegos (Paruelo *et al.*, 2014a). Aun cuando el fuego se ha extinguido, resulta útil su cuantificación para evaluar la recuperación del ecosistema y para la construcción de funciones de producción de otros SE.

A través de la detección de focos de calor en la superficie terrestre es posible monitorear la quema de vegetación a diferentes escalas espaciales y temporales. Usualmente, la detección se basa en los valores emisión en la región del infrarrojo del espectro electromagnético, sobre todo en el infrarrojo medio (IRM) (3-5 μm) y el infrarrojo térmico (IRT) (10-14 μm). Diferentes plataformas satelitales poseen sensores en esas regiones del espectro (NOAA-AVHRR, ATRS, MODIS, DMSP) y por ende permiten detectar focos activos.

Con el objetivo de explorar las interacciones entre los aspectos biofísicos y el factor antrópico, Di Bella *et al.* (2006) trabajaron para superponer la ubicación de los focos de calor en varios países de Sudamérica (Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay) con datos climáticos, de biomas y humanos (pautas de manejo y uso de la tierra) desde agosto de 1999 hasta abril de 2001. La caracterización del régimen de perturbación realizada en este estudio muestra cómo un factor antrópico (las actividades agrícolas) estuvo asociado a la restricción de los fuegos en zonas semiáridas y a un incremento en ambientes húmedos, probablemente como resultado de la necesidad de remover mayores cantidades de biomasa en esos ambientes.

Un fuego libera energía a la atmósfera en el proceso de combustión. A este proceso se lo conoce como la *energía radiativa del fuego* (o FRP, *fire radiative power*, en inglés) (Lentile *et al.*, 2006) y puede calcularse a partir de la radiancia espectral registrada en el infrarrojo medio ($3,9 \mu\text{m}$) medida por algunos sensores (por ejemplo, MODIS) para el píxel detectado como quemado y para su entorno no quemado. Puede asumirse que esta energía es proporcional a la cantidad de biomasa quemada. Si se conoce la eficiencia de quemado es posible calcular la cantidad de biomasa quemada a partir del FRP (Lentile *et al.*, 2006; Verón *et al.*, 2012) y conociendo el tipo de vegetación que se quemó también es posible calcular la cantidad de gases liberados a la atmósfera por el fuego.

B.2.5.2. Eventos climáticos extremos

La capacidad de un ecosistema de regular la ocurrencia de eventos climáticos extremos es, sin duda, un SE crítico. Es común que al referirse a procesos que involucran a la atmósfera se piense en los gases que contribuyen al efecto de invernadero (GEI). Es claro que los GEI alteran los balances de radiación y energía, conduciendo a aumentos en la temperatura media y, de manera eventual, a cambios en las frecuencias de eventos extremos.

Un problema que la comunidad científica encuentra al transmitir esa información al público o a tomadores de decisiones, es que los efectos se van detectando en escalas largas de tiempo (es común hablar de cambios a 20, 50 o 100 años). Sin embargo, hay otras formas en que las actividades humanas contribuyen a la modificación del clima y cuyos efectos se dan en forma prácticamente inmediata: los cambios de uso de suelo. Estos cambios conducen a una alteración de las propiedades biofísicas

de la superficie como el albedo, que define cuánta energía solar es absorbida por la superficie y cuánta es reflejada; la rugosidad del terreno, que afecta a los vientos cercanos a la superficie, o la evapotranspiración, que afecta el contenido de humedad atmosférica y, por lo tanto, la precipitación. Mientras que estos procesos, mirados en forma individual son comprensibles y relativamente fáciles de interpretar (remover vegetación significa que ya no habrá raíces que extraigan agua del suelo para aportar a la atmósfera) la acción combinada de todos los procesos resulta en interacciones no lineales de alta complejidad entre los balances de radiación, energía y agua y su interacción con la atmósfera, produciendo cambios en el clima.

El desarrollo de modelos climáticos con sofisticada representación de los intercambios de agua y energía entre el suelo y la atmósfera provee oportunidades para generar escenarios de cambio de clima debidos al cambio de uso de suelos y posibilita determinar cómo son afectados los servicios ecosistémicos intermedios (por ejemplo, flujos de calor y agua en la superficie, evapotranspiración, precipitación, humedad del suelo y temperatura). En el contexto de la cuantificación de servicios ecosistémicos, los modelos climáticos pueden considerarse funciones de producción con una estructura similar a la de la Figura B.2.1 pero muy complejas. Estos modelos toman como datos de entrada la información de vegetación y sus propiedades biofísicas y permiten la estimación de algunos de los servicios ecosistémicos intermedios mencionados (Figura B.2.5).

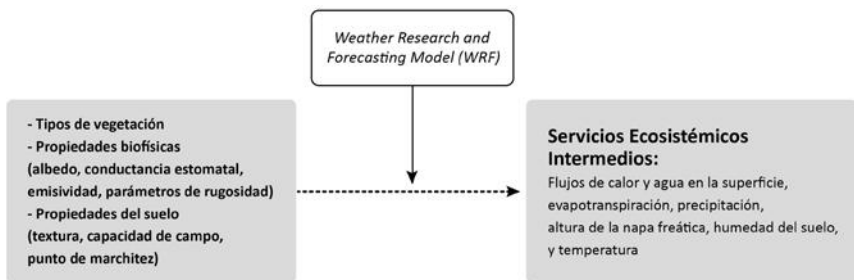


Figura B.2.5. Esquema de una función de producción de SE asociados a la regulación climática.

Caja B.2.1. Funciones de producción de forraje

Mariano Oyarzabal y Pablo Baldassini

La producción de forraje es un servicio ecosistémico (SE) de enorme importancia para la toma de decisiones en buena parte de Latinoamérica, ya que la producción ganadera es uno de los beneficios directos provistos por los socioecosistemas más extendidos. Distintos tipos de actores, desde empresas multinacionales hasta campesinos sin tierra, usufructúan de manera directa este SE. El determinante principal de la productividad forrajera es la productividad primaria neta aérea (PPNA), o sea, la tasa a la cual se acumula biomasa por unidad de área y de tiempo (Oesterheld *et al.*, 2011). No sólo la producción forrajera sino también otros servicios de provisión se asocian de modo directo con la PPNA (desde la producción de grano a la de madera). De hecho, la clasificación de SE del Millenium Ecosystem Assessment (2005) identifica a la PPNA como uno de los SE de soporte.

La estimación de la PPNA puede realizarse mediante técnicas de teledetección de manera relativamente sencilla y confiable para muchos ecosistemas (Prince, 1991b; Running *et al.*, 2000; Piñeiro *et al.*, 2006; Paruelo, 2008; Paruelo y Vallejos, 2013). En este sentido, el modelo de Monteith (Monteith, 1972) constituye una aproximación sólida desde el punto de vista conceptual, que permite estimar la PPNA a partir de datos provistos por los satélites. El modelo establece que la PPNA es el resultado del triple producto entre la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFA), la fracción de ésta que es absorbida por la vegetación (f_{RFAA}) y el coeficiente de conversión de energía en biomasa aérea, por lo general, denominado “eficiencia de uso de la radiación” (EUR; ecuación 1) (Figura Caja B.2.1.1).

$$PPNA \text{ (g m}^{-2} \text{ año}^{-1}\text{)} = RFA \text{ (MJ m}^{-2} \text{ año}^{-1}\text{)} \times f_{RFAA} \times EUR \text{ (g MJ}^{-1}\text{)} \quad \text{ecuación 1}$$

Es decir, la vegetación fija nueva biomasa (PPNA) en la medida que absorbe radiación solar fotosintéticamente activa y la convierte en tejidos. Para el caso de la PPNA, se debe tener en cuenta que la EUR es la conversión de energía absorbida en biomasa aérea, que incluye aspectos de la asignación de recursos entre la parte aérea y subterránea (Oesterheld *et al.*, 2014).



Figura Caja B.2.1.1.1. Esquema del modelo de Monteith (Monteith, 1972). El modelo permite estimar la PPNA a partir del producto de tres variables: radiación fotosintéticamente activa incidente (que puede obtenerse de una estación meteorológica), el porcentaje de la radiación incidente que es absorbida por la vegetación (que puede estimarse a partir de índices de vegetación como el IVN e IVM provistos por satélites) y la eficiencia de uso de la radiación (que puede estimarse a partir de calibraciones o de modelos con variables climáticas). La radiación absorbida por las plantas surge de multiplicar la radiación incidente por el porcentaje de ella que es absorbido por la vegetación, y es la principal determinante de la PPNA.

Estimar la PPNA a partir de esta aproximación implica resolver tres problemas. El primero es conocer la radiación incidente. Esto es relativamente sencillo, pues existen datos promedio de un buen número de localidades y la variación interanual de tales promedios a la escala mensual es muy baja.

El segundo problema a resolver es conocer la fracción de la radiación fotosintéticamente activa incidente que es absorbida por la vegetación verde. Por fortuna, esto es lo que los sensores remotos pueden estimar con precisión (ver detalle en Piñeiro *et al.*, 2006). Aquellos sensores que registran de forma separada la reflectancia en las bandas del rojo y del infrarrojo cercano del espectro de radiación electromagnético, permiten determinar, mediante cálculos sencillos, la proporción de la radiación incidente absorbida por la vegetación. El índice de vegetación normalizado (IVN) es el más difundido y se construye a partir de la diferencia relativa entre ambas reflectancias.

El tercer problema a resolver es conocer la eficiencia de uso de la radiación. Esta es la parte más difícil. La eficiencia varía entre especies de acuerdo con el mecanismo fotosintético (C_3 - C_4), con las relaciones entre fotosíntesis y respiración dadas por la forma de vida, asignación tallo/raíz, etc., o con condiciones ambientales, como la disponibilidad de agua o nutrientes, o la temperatura (Garbulsky *et al.*, 2010; Castro *et al.*, 2013). Por fortuna, esta componente más difícil de resolver del modelo es la que menos varía de las tres tanto espacial como temporalmente a las escalas en que suelen ser relevantes las estimaciones de PPNA de pasturas y pastizales (Chapin *et al.*, 2002; Oesterheld *et al.*, 2014).

La EUR se estima usando distintas aproximaciones. Puede ser a partir de un despeje algebraico en la ecuación 1 propuesta por Monteith (1972). Para ello, es necesario contar con estimaciones independientes de la productividad y la radiación absorbida (Oyarzabal *et al.*, 2011). La EUR también puede ser estimada a partir de modelos basados en variables ambientales (Piñeiro *et al.*, 2006), con índices espectrales como el Índice de Reflectancia Fotoquímico (IRF; Garbulsky *et al.*, 2008) o puede ser tomada de estimaciones de la literatura (Turner D. P. *et al.*, 2003; Bradford *et al.*, 2005; Piñeiro *et al.*, 2006; Grigera *et al.*, 2007).

A continuación, se muestran dos ejemplos de estimación de la EUR de pasturas a partir de la primera aproximación, el despeje de la ecuación 1. Se utilizó información provista por sensores remotos y estaciones meteorológicas (que estiman R_{FAA} y R_{FA}) y cosechas de biomasa (para estimar de manera independiente la PPNA). Se siguió la metodología propuesta por Piñeiro *et al.* (2006). Se utilizaron los datos de Grigera *et al.* (2007) tomados en pasturas cultivadas del sudoeste de la región pampeana (Argentina). Allí, la heterogeneidad a nivel de paisaje consiste en un mosaico de dos niveles topográficos sujetos a diferentes regímenes hídricos y salinos, y en consecuencia, a diferente uso de la tierra. Las pasturas elegidas para este ejemplo ocupan la posición topográfica más alta, llamadas localmente “pasturas de loma”, compuestas por gramíneas (*Festuca arundinacea*, *Dactylis glomerata* y *Lolium multiflorum*) y leguminosas (*Medicago sativa*, *Trifolium pratense* y *Trifolium repens*; ver más detalles en Grigera *et al.*, 2007). La EUR varió entre un mínimo de 0,3 g/MJ en enero de 2001 a un máximo de 1,3 g/MJ en dos de los tres julio analizados (2001 y 2003), valores muy similares al de otra estimación en pastizales de la región (Piñeiro *et al.*, 2006). La EUR promedio para todo el período fue 0,82 g/MJ (Figura Caja B.2.1.2).

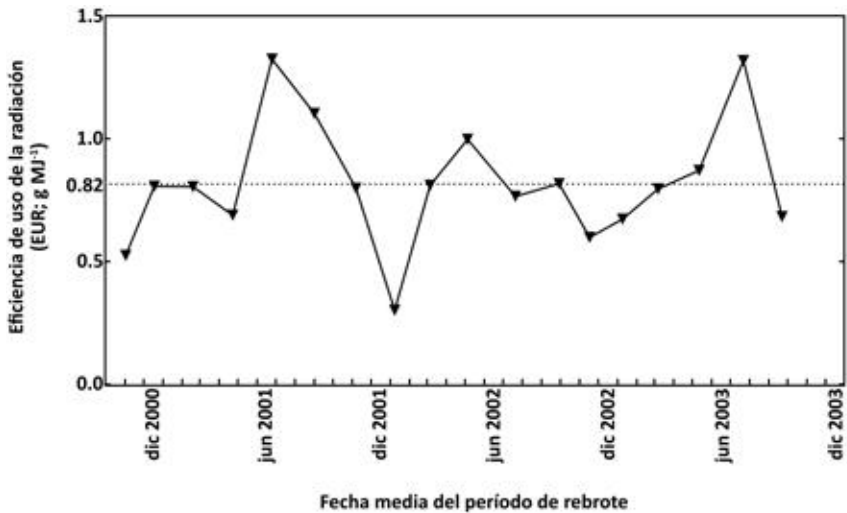


Figura Caja B.2.1.2. Eficiencia de uso de la radiación (EUR) de pasturas de loma del sudoeste bonaerense calculada como el cociente entre la productividad primaria neta aérea y la radiación absorbida, desde octubre de 2000 hasta septiembre de 2003. Cada valor corresponde al promedio de cuatro pasturas en la fecha media del periodo de rebrote en el que se estimó la PPNA. El promedio general fue igual a 0,82 g/MJ (indicado con una línea punteada); $n=18$ (Oyarzabal et al., 2011).

Mediante una aproximación similar, Baldassini *et al.* (datos no publicados) estimaron la EUR de pasturas implantadas de Gatton panic (*Panicum maximum*) en el sudeste de la provincia de Salta. A diferencia del ejemplo anterior, la fracción de la radiación absorbida por la vegetación (f_{RFAA}) no fue estimada mediante sensores remotos sino a campo mediante una barra manual de intercepción de radiación. Se realizaron mediciones en seis lotes ubicados en dos sitios con diferente precipitación media anual (600 vs. 750 mm). Las mediciones ocurrieron en distintos momentos del período de crecimiento de la pastura durante la campaña 2013-2014. En cada período se registró la PPNA (diferencia de biomasa entre dos períodos consecutivos) y la f_{RFAA} . La radiación fotosintéticamente activa incidente (R_{FA}) se obtuvo de modelos basados en imágenes satelitales provistos por el Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). La EUR promedio fue de 1,31 y 1,26 g/MJ para el sitio húmedo y seco, respectivamente. Se observó una marcada variación estacional con valores máximos entre 1,64 y 1,96 g/MJ, y mínimos entre 0,58 y 0,79 g/MJ, para el verano y la primavera, respectivamente (Figura Caja B.2.1.3).

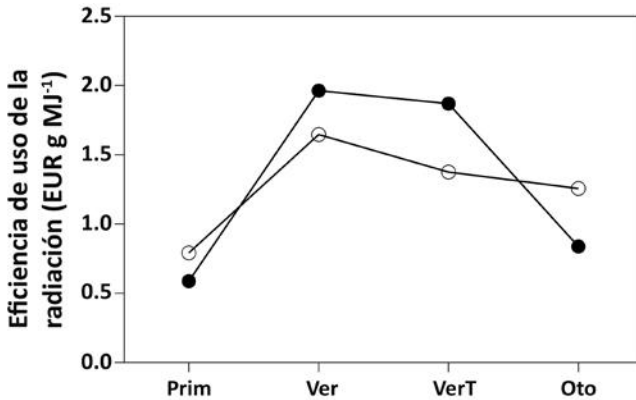


Figura Caja B.2.1.3. Eficiencia de uso de la radiación (EUR) de pasturas de Gatton panic en el sudeste de la provincia de Salta. Las estimaciones de PNA se realizaron en cuatro momentos durante la campaña 2013-2014: primavera (Prim), verano (Ver), verano tardío (VerT) y otoño (Oto). Los símbolos llenos corresponden al sitio más húmedo (750 mm) y los vacíos al sitio más seco (600 mm). Cada valor corresponde al promedio de tres estimaciones, cada una realizada en lotes diferentes.

Si los datos de EUR se extrapolan a recursos forrajeros análogos, se puede implementar un sistema de seguimiento de la productividad forrajera en muchos otros sitios para los que sólo se dispone de datos meteorológicos y satelitales (Grigera *et al.*, 2007; Paruelo *et al.*, 2010, 2011b). El sistema de seguimiento consta de un sistema de información geográfica (SIG) que contiene un archivo vectorial de los contornos y las subdivisiones internas de los establecimientos ganaderos incluidos en el análisis. A cada una de esas subdivisiones (polígonos en un SIG) se le puede asociar información acerca del tipo de cobertura o de suelo, manejo, etc. Esta información puede ser aportada por el productor o derivarse de otras fuentes (cartografía existente, relevamientos específicos, datos espectrales de otro tipo, etc.). El sistema incorpora, a su vez, información de radiación incidente, índices de vegetación y valores de eficiencia de uso de la radiación. A partir de esta información, una serie de cálculos internos generan estimaciones de productividad o de radiación absorbida mensual (en los casos en que la EUR no ha sido caracterizada) para cada lote o unidad de manejo. Un software específicamente desarrollado maneja y almacena la información en una base de datos relacional y tiene implementados los procedimientos de carga de datos y cálculo en rutinas programadas (Grigera *et al.*, 2007; Oesterheld *et al.*, 2014). Así, se dispo-

ne de estimaciones de PPNA en recursos forrajeros anuales y perennes con detalle mensual y por potrero desde 2000 al presente (ver ejemplos en: <http://tableroforrajero.crea.org.ar/dashboardcrea2/>).

En áreas con vegetación leñosa la estimación de la PPNA es un poco más compleja, porque se requiere separar la PPNA herbácea de la PPNA leñosa. Sin embargo, existen nuevas técnicas que permiten sortear esta dificultad. Primero, se deben descomponer los valores de IVN en IVN leñoso e IVN herbáceo (Figura Caja B.2.1.4), aplicando, por ejemplo, un método de descomposición de tendencias estacionales (Lu *et al.*, 2003). Esta técnica ha sido utilizada con éxito por Blanco *et al.* (2016) en bosques secos rolados de la provincia de La Rioja. Dicha metodología asume que la contribución de los componentes leñoso y herbáceo al IVN total es aditiva, dado que supone que en los espacios cubiertos por el componente leñoso no hay presencia de herbáceas y viceversa, es decir, no contempla la presencia de componentes herbáceos bajo la copa de los árboles. Luego de descomponer el IVN total en leñoso y herbáceo, se puede estimar PPNA para cada componente aplicando el modelo de Monteith tal como se explicó con anterioridad.

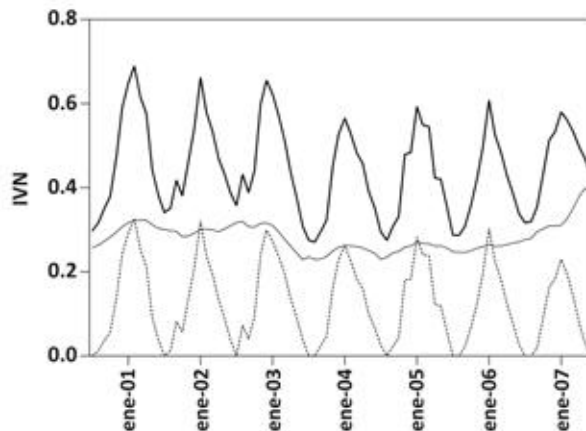


Figura Caja B.2.1.4. Dinámica del índice de vegetación normalizado (IVN) registrada en un píxel MODIS perteneciente a un lote silvopastoril en la provincia de La Rioja, y su descomposición en leñoso y herbáceo. La línea gruesa continua superior indica el IVN original, mientras que las líneas finas continua y punteada indican el IVN asociado al componente leñoso y herbáceo, respectivamente. Se observa una marcada estacionalidad anual del IVN, con mínimos al final del invierno y máximos a mediados del verano. Sin embargo, al descomponer el IVN en leñoso y herbáceo se observa que la estacionalidad está asociada sobre todo al componente herbáceo, siendo el componente leñoso mucho más estable a lo largo del año.

Baldassini *et al.* (datos no publicados) utilizaron esta técnica para estimar la productividad de Gaton panic (*Panicum maximum*) en sistemas silvopastoriles del este de la provincia de Salta. Dichos autores utilizaron los valores de IVN del componente herbáceo resultantes de la descomposición del IVN original y caracterizaron cada uno de los píxeles silvopastoriles en función del porcentaje de cobertura de árboles (caracterizado, a su vez, mediante el producto Vegetation Continuous Fields de MODIS). De esta manera, y utilizando como base los valores de EUR obtenidos con anterioridad (Figura Caja B.2.1.3), estimaron la PPNA de Gaton panic en dos zonas con diferente precipitación media anual (600 vs. 750 mm) y para distintas situaciones de cobertura leñosa.

Los datos obtenidos muestran que en pasturas puras (sin presencia de estrato leñoso) la PPNA promedio anual de Gaton panic fue de 4313 y 5300 kg MS/ha.año para el sitio seco y húmedo, respectivamente. El sitio seco tuvo 20% menos de PPNA anual que el sitio húmedo (Figura Caja B.2.1.5). Por otro lado, la productividad de pasto se redujo a medida que se incrementó la cobertura de árboles, aunque la reducción difirió entre zonas. En la zona más seca la reducción promedio de la productividad ante un incremento unitario en la proporción leñosa es de 30 kg MS/ha.año, mientras que en la zona más húmeda, la reducción promedio es de 83 kg MS/ha.año (Figura Caja B.2.1.5).

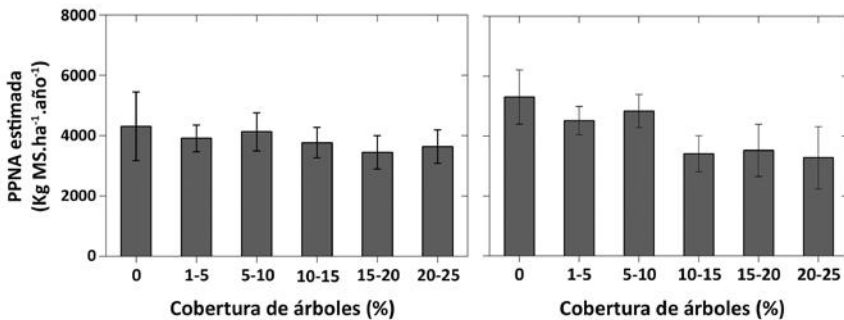


Figura Caja B.2.1.5. Productividad primaria neta aérea (PPNA) promedio anual estimada en pasturas de Gaton panic con distinta proporción de cobertura de árboles (0, 1-5, 5-10, 10-15, 15-20 y 20-25 %) en dos zonas del este de Salta. El panel de la izquierda corresponde al sitio más seco (600 mm) y el de la derecha al más húmedo (750 mm). Las barras indican el desvío estándar interanual (2001-2010).

Como ya se mencionó, la metodología propuesta por Lu *et al.* (2003) no permite estimar la productividad del pasto que se ubica por debajo de la copa arbórea. Baldassini *et al.* (datos no publicados) realizaron estimaciones de PPNA en lotes silvopastoriles del este de Salta en donde registraron, para distintos momentos del año, la PPNA de Gattón panic bajo situaciones de presencia y ausencia de estrato arbóreo. En todos los casos utilizaron la misma especie de árbol (Guayacán-*Caesalpinia paraguariensis*). Los resultados obtenidos indican que la PPNA de Gattón panic debajo del estrato leñoso se reduce, en promedio, 54% respecto a situaciones sin árboles. La reducción de la PPNA debida a los árboles fue del 45% en el sitio más húmedo (H) y 63% en el sitio más seco (S) (Figura Caja B.2.1.6). Al mismo tiempo, dicha diferencia en productividad es superior en los meses de verano, cuando se concentra el 70% de la PPNA anual del pasto. En este sentido, mientras en primavera y otoño la diferencia es cercana al 39%, en verano ronda el 59%.

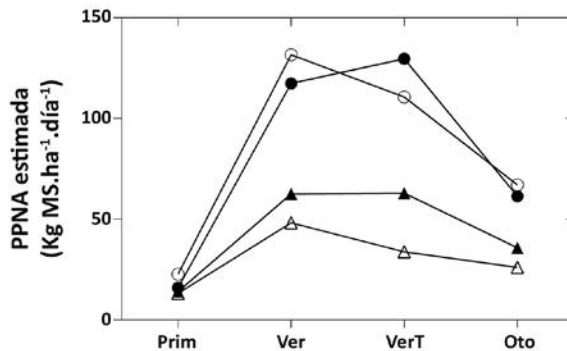


Figura Caja B.2.1.6. Productividad de pasturas implantadas de Gattón panic en el sudeste de la provincia de Salta. Las estimaciones se realizaron en cuatro momentos durante la campaña 2013-2014: primavera (Prim), verano (Ver), verano tardío (VerT) y otoño (Oto). Los símbolos llenos corresponden al sitio más húmedo (750 mm) y los vacíos, al más seco (600 mm). Los círculos y triángulos corresponden a situaciones sin y con estrato leñoso, respectivamente. Cada valor surge del promedio de tres cortes realizados en lotes diferentes.

Estimar la PPNA es clave en los sistemas pastoriles porque representa la principal fuente de alimento y permite resolver una pregunta crucial de la ganadería: ¿cuál es la carga animal que puede asignarse a un sitio? Los herbívoros domésticos tienen serias restricciones estructurales para

consumir el total de la PPNA, ya que una porción variable de la biomasa aérea es inaccesible o no palatable. Al comparar distintos sitios, a igualdad de PPNA y carga, cuanto mayor sea la accesibilidad y el valor nutritivo del forraje, determinados por cambios en el tipo de vegetación, mayor será el consumo de los herbívoros. Por lo general, se acepta que la PPNA acumulada a lo largo del año es la que establece el límite máximo de la carga anual promedio de un sitio (Sala y Austin, 2000) y que los herbívoros domésticos deberían consumir sólo una proporción de la PPNA para hacer un uso sustentable del ecosistema. Pero es difícil encontrar consenso acerca de cuál es esa proporción de la PPNA anual que los herbívoros pueden consumir (Índice de Cosecha, IC) sin provocar daños al ecosistema. Algunas evidencias sugieren que el IC aumentaría a medida que aumenta la PPNA (Oosterheld *et al.*, 1992). En síntesis, estimar la PPNA representa un primer gran paso, y deben considerarse otras variables para calcular la proporción de esa PPNA que es forrajera (Golluscio, 2009).

Caja B.2.2. Modelado de la dinámica del C y ejemplos de su utilización para construir funciones de producción de servicios ecosistémicos

Gervasio Piñeiro y Sebastián Villarino

El tamaño de los reservorios de carbono (C) orgánico del suelo (COS) se asocia con varios servicios ecosistémicos (SE) de relevancia: la fertilidad potencial de los suelos a través de la determinación del reservorio de nutrientes, el secuestro de C y la regulación de la composición atmosférica (Lal, 2004), y la estructura del suelo y su capacidad de almacenaje de agua, entre otros. Los modelos de simulación proveen una manera de cuantificar procesos o SE intermedios determinantes de estos beneficios, por ejemplo, evaluando cómo los cambios en la cobertura modifican la acumulación de COS. Uno de los más usados es el CENTURY, un modelo biogeoquímico mecanístico evaluado en diversas regiones del mundo. Opera para una variedad de usos de tierra (pastizales, cultivos, bosques y sabanas) y simula la dinámica del C, nitrógeno (N), agua, fósforo y azufre (Parton *et al.*, 1993; Parton y Rasmussen, 1994). La materia orgánica del suelo (MOS) es dividida en tres fracciones: activa, lenta y pasiva, con una velocidad de ciclado de entre 1-5, 20-40 y 100-1000 años, respectivamente. El modelo simula la actividad microbiana en superficie y la broza es separada en dos fracciones, una que contiene los componentes estructurales y la otra, los metabólicos (Parton *et al.*, 1987). Los flujos de C al suelo son controlados por variables ambientales (temperatura, agua y textura) y por la relación lignina/N y C/N. La producción aérea y la subterránea son controladas por el agua, los nutrientes y el sombreado. CENTURY puede simular eventos episódicos como el fuego, las fertilizaciones, el pastoreo, el laboreo o el riego.

El mencionado modelo representa un ejemplo de una función compleja que relaciona distintos usos y manejos de la tierra con la formación de materia orgánica, un servicio ecosistémico intermedio clave de regulación de los ecosistemas. Comprender cómo la formación de materia orgánica afecta otros procesos dentro del ecosistema, es una manera de acercarse a las funciones de producción de SE finales. Debido a que la MOS tiene influencia sobre prácticamente todas las propiedades del suelo que afectan el funcionamiento de los ecosistemas (Powlson *et al.*, 2011), sus relaciones con propiedades y procesos claves han sido estudiadas a

lo largo del tiempo. En consecuencia, en la literatura puede encontrarse una gran cantidad de modelos predictivos del funcionamiento del suelo donde los contenidos de *mos* cumplen un rol clave (Loveland y Webb, 2003). La otra propiedad del suelo que participa en gran medida en dichos modelos es la textura (Palm *et al.*, 2007). Sin embargo, esta variable es mucho menos sensible que la *mos* a los cambios en el uso y manejo del suelo, y sólo se modifica en presencia de fuertes procesos erosivos. Aquellos modelos constituyen herramientas útiles para estimar funciones de producción de *se* y contribuyen a incorporar los factores edáficos en las evaluaciones de *se*, una cuestión fundamental debido a la relevancia de los suelos en el funcionamiento del ecosistema que es comúnmente desestimada (Dominati *et al.*, 2010).

A continuación, se describe en forma breve un ejemplo en el que, a partir de transformaciones conocidas en la *mos* y de modelos disponibles en la literatura, se evaluó el impacto del cambio en el uso del suelo sobre indicadores de *se*.

En Argentina, la expansión agrícola comenzó a ser un factor importante de transformación del paisaje a fines de la década del 60, con foco principal en la región pampeana. Hacia principios de 1990 la mayoría de los pastizales naturales de la mencionada región ya estaban convertidos en tierras de cultivos anuales o pasturas destinadas a la actividad ganadera (Soriano, 1991). Las alteraciones en los contenidos de *cos* asociadas a este cambio en el uso del suelo han sido mapeadas a través del tiempo para toda la región (Villarino *et al.*, 2014). Sobre la base del enfoque propuesto por Calzolari *et al.* (2016), se seleccionaron componentes y propiedades del suelo como indicadores de cuatro *se* que pudieron verse afectados por aquellos cambios en el *cos*. Se buscaron en la literatura los modelos necesarios para estimar dichos indicadores (Tabla Caja B.2.2.1).

Servicio ecosistémico	Indicador/es	Referencia del modelo
Provisión de nutrientes	Nitrógeno potencialmente mineralizable (N_0)	Reussi Calvo et al. (2014) Echeverría et al. (2000)
Resistencia a la erosión	Erodabilidad (K)	Wischmeier (1976)
Regulación hídrica	Conductividad hidráulica Almacenamiento agua útil	Saxton & Rawls (2006)
Regulación climática	Variación del COS	Villarino et. al. (2014)

Tabla Caja B.2.2.1. Indicadores de servicios ecosistémicos y sus modelos para estimarlos.

La región pampeana se dividió en cinco subregiones, agrupando unidades con características edáficas y climáticas similares. Los niveles de oferta de los distintos SE evaluados variaron ampliamente entre las subregiones y entre el suelo bajo cobertura natural y el suelo con uso agrícola (Figura Caja B.2.2.1). Estos resultados permiten evaluar la afectación de los SE debida al uso del suelo en distintos ambientes. Exceptuando la regulación hídrica, la pampa austral este fue la subregión con mayores niveles de oferta de SE. En esta subregión, el uso agrícola del suelo afectó de manera intensa la oferta de SE. Sin embargo, la pampa austral este continuó siendo la subregión con la mayor oferta de SE en aquel uso del suelo (Figura Caja B.2.2.1).

Por otra parte, la pampa central fue la subregión con los niveles más bajos en los SE de regulación climática, provisión de nutrientes y resistencia a la erosión, tanto en el suelo bajo cobertura natural como en el suelo con uso agrícola. Por lo tanto, este análisis permite distinguir dos subregiones con comportamientos contrastantes frente al avance de la agricultura sobre ecosistemas naturales. En un extremo se ubicó la pampa austral este, donde la oferta de SE se mantuvo en niveles intermedios en el uso agrícola y, en el otro extremo, se colocó la pampa central, donde la oferta de SE pasó de ser intermedia en el ecosistema natural a mínima en el uso agrícola (exceptuando la conductividad hidráulica saturada, un indicador del SE de regulación hídrica) (Figura Caja B.2.2.1). Los sistemas agrícolas desarrollados en toda la región pampeana son muy similares y esto indicaría una baja adaptación de éstos a las condiciones particulares de cada subregión. Es probable, debido a la mayor fragilidad ambiental encontrada en la pampa central, que esta subregión requiera de sistemas de cultivos y prácticas de manejo más conservacionistas que ayuden a recuperar y mantener la MOS.

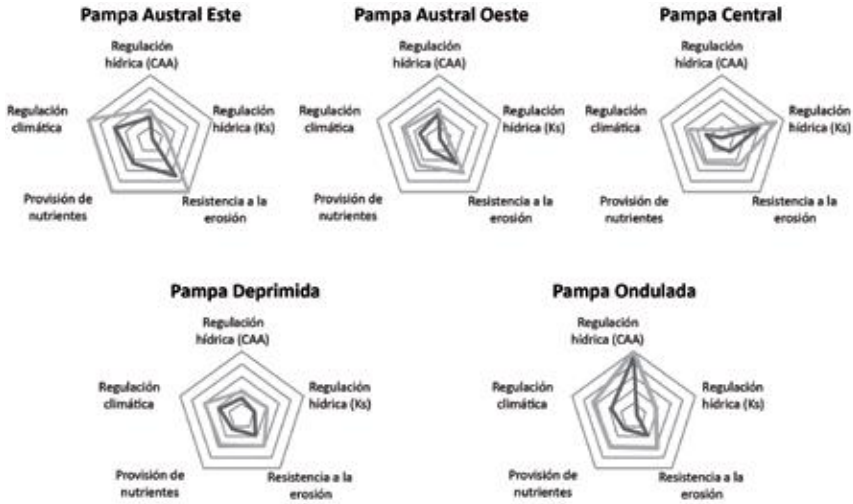


Figura Caja B.2.2.1. Oferta relativa de servicios ecosistémicos (SE) asociados al carbono orgánico del suelo (COS) bajo cobertura natural (línea gris oscura) y en suelos con uso agrícola (línea negra) para el año 2006 en las subregiones de la región pampeana. La escala va de cero (centro de los pentágonos) a uno (perímetro exterior de los pentágonos). CAA: capacidad de almacenaje de agua; ks: conductividad hidráulica saturada. Fuente: figura adaptada de Villarino et al. (2019).

Caja B.2.3. Recarga de acuíferos y salinización en bosques xerofíticos

María Laura Amdan y Raúl Giménez

Los principales controles ecohidrológicos que modulan el balance hídrico de los ecosistemas terrestres son el clima, el suelo (y su relieve) y la vegetación (Rodríguez-Iturbe, 2000). Estos controles determinan en qué medida la precipitación incidente se particiona entre flujos en forma de vapor (transpiración vegetal, evaporación desde el suelo y las plantas), de agua líquida (escorrentía, drenaje profundo), o se almacena, contribuyendo a aumentar el stock de agua del suelo y los acuíferos. De los tres controles ecohidrológicos, el más susceptible de ser alterado por la actividad del hombre es la vegetación. La eliminación o reemplazo de la vegetación natural por otra cobertura puede alterar el balance hídrico de los ecosistemas, generando escasez o exceso de agua líquida, dependiendo de si la cobertura de reemplazo presenta una mayor o menor capacidad evapotranspirativa que la vegetación original (Jobbágy *et al.*, 2008).

En ambientes con relieve, donde las sierras y montañas juegan un rol clave para la provisión de agua líquida, los cambios de vegetación con frecuencia se traducen en alteraciones en el rendimiento hídrico de las cuencas, afectando el caudal de ríos y arroyos. Jobbágy *et al.* (2013) realizaron mediciones de caudal en las Sierras Grandes de Córdoba (Argentina) y determinaron que el establecimiento de pinos, en reemplazo del pastizal natural, redujo el rendimiento hídrico de las cuencas analizadas alrededor del 50%; esto se asoció a un aumento de la evapotranspiración (ET) caracterizada a partir del Índice de vegetación de diferencia normalizada (IVN o NDVI, por sus siglas en inglés). El aumento del flujo de evapotranspiración (agua hacia la atmósfera) disminuyó el flujo de agua en los perfiles de suelo y roca de las sierras y montañas y, como consecuencia, se redujo la salida de éste por ríos y arroyos (rendimiento hídrico).

Los cambios de vegetación también afectan la hidrología en zonas de planicie, donde la reducida pendiente regional determina que el escurrimiento superficial sea limitado y el balance hídrico se defina fundamentalmente por la ET y el drenaje profundo (DP). La ausencia de redes de drenaje definidas determina que la evacuación de excesos hídricos sea más difícil que en ambientes de relieve más pronunciado

y que los cambios hidrológicos producidos por los cambios de cobertura no se evidencien en variaciones de caudal de ríos y arroyos, sino sobre todo en los *stocks* de agua del suelo y los acuíferos. Reemplazos de vegetación por coberturas que presenten una capacidad evapotranspirativa significativamente diferente (leñosa por herbácea o viceversa) modifican la capacidad de regulación hídrica del sistema y pueden, con el tiempo, afectar la disponibilidad y calidad de los recursos hídricos por deprimir o aumentar el nivel freático junto con las sales disueltas en el agua subterránea.

En la cuenca del Morro (San Luis, Argentina) la deforestación del monte xerófilo para establecer cultivos agrícolas –de menor capacidad evapotranspirativa– resultó en un incremento sostenido de los niveles freáticos, lo cual, en conjunción con una configuración geológica y geomorfológica frágil, desencadenó procesos de erosión hídrica subsuperficial, el colapso y desmoronamiento del suelo suprayacente, y la creciente formación de nuevos cursos de agua permanentes, generando redes de drenaje en sitios donde no corrió agua en los últimos 9000 años (Conreras *et al.*, 2013).

Las planicies semiáridas presentan, como problema adicional al ascenso del nivel freático, la posibilidad de desencadenar procesos de salinización secundaria (o *dryland salinity*, en inglés) (Scanlon *et al.*, 2006; Jobbágy *et al.*, 2008). Al despreciar los flujos de agua laterales, las sales se movilizan en sentido vertical junto con los niveles freáticos, por lo tanto, al ascender estos niveles, lo hacen con sales disueltas de todo el perfil, lo que desencadena, una vez en superficie, el proceso de salinización. Los perfiles de suelo bajo monte nativo suelen presentar escasos tenores de humedad y una alta carga natural de sales. Cuando estos montes se reemplazan por coberturas de menor capacidad evapotranspirativa, como los cultivos anuales, se activan flujos de drenaje profundo, prácticamente inexistentes hasta el momento, que lavan gran parte de las sales del perfil del suelo hacia estratos más profundos. Esto, en principio, mejoraría la aptitud productiva de los suelos, pero cuando los sucesivos pulsos de drenaje alcanzan la napa freática y provocan su ascenso, movilizan una gran cantidad de sales hacia la zona radical de los cultivos (y de manera ocasional, hacia la superficie), afectando su crecimiento y productividad. Si el cambio de uso es generalizado, la presión hidráulica producida en los sitios de recarga elevaría la napa debajo de los relictos de monte prístino (sin recarga), afectando el crecimiento y supervivencia de las especies menos adaptadas a la nueva condición de anegamiento y salinidad.

En los casos más extremos, el proceso llevaría, en forma eventual, a un deterioro irreversible de la productividad de los suelos y los ecosistemas, con napas saladas someras, concentración de sales en superficie por evaporación directa y vegetación escasa dominada por especies halófitas adaptadas al nuevo estado sucesional. El sistema, debido a la modificación de las coberturas y el manejo, dejó de ofrecer un servicio final clave: la regulación de los flujos hídricos.

B.2.3.1. Recarga de acuíferos

Una aproximación para evaluar el impacto de la deforestación sobre el ciclo hidrológico en planicies semiáridas con altos contenidos de sales en el perfil, se basa en el balance de cloruros (Walker, 1998; Scanlon *et al.*, 2006).

El cloruro es un ion que es predominantemente depositado por la lluvia, y cuya absorción por parte de las plantas y el almacenamiento en la biomasa y materia orgánica son componentes despreciables del balance del ion. Por esta razón, se usa como indicador del desplazamiento del agua sin que intervengan otros medios de deposición (Allison *et al.*, 1994). Conociendo la edad del cambio de cobertura vegetal y considerando un sistema cercano y similar que no fuera modificado, en este caso, la recarga se determina a partir de la velocidad del frente del marcador (cloruro) (Walker, 1998). En la práctica, consiste en obtener perfiles de suelo (de hasta 6 m) en los cuales se mide la humedad del perfil y la concentración de cloruros. El modelo permite estimar la recarga evaluando la distancia a la que se encuentran los picos del ion cloruro (frentes del marcador) entre las dos coberturas y el tiempo desde el cual ocurrió el cambio de cobertura mediante la siguiente ecuación:

$$R = \theta (z_1 - z_2) / (t_1 - t_2)$$

donde R es la recarga (mm.año^{-1}), θ es el contenido de agua promedio en ese intervalo de profundidad, z_1 y z_2 son las profundidades de los frentes de cloruro que corresponden a los tiempos t_1 y t_2 , siendo $t_1 - t_2$ los años desde que ocurrió el cambio de cobertura (Santoni *et al.*, 2010; Jayawickreme *et al.*, 2011).

Amdan *et al.* (2013) analizaron el servicio de regulación de recarga de agua subterránea basado en el análisis del ion cloruro y la humedad del perfil. Encontraron que la magnitud de la recarga de acuíferos difería

con el uso del suelo y el tiempo desde que ocurrió la deforestación (27-87 mm.año⁻¹ para cultivos de soja, 10,4 mm.año⁻¹ para pasturas y 0 para los montes nativos), considerando que la recarga 0 es la regulación máxima del sistema, y mayores a 0 implican una pérdida de regulación del servicio. La función que describe este proceso de recarga es θ (mm) = 0,007. año de desmonte + 0,5 ($R^2 = 0,9$; $p = 0,044$) para el contenido hídrico y cl - ($g.l^{-1}$) = -1,99. año de desmonte + 64,7 ($R^2 = 0,57$; $p = 0,0043$) para el contenido de cloruros.

B.2.3.2. Evapotranspiración

La cuantificación de los flujos de evapotranspiración es clave para estimar tanto los excesos hídricos que recargarían acuíferos como los rendimientos hídricos de las cuencas. Distintos modelos, basados en el balance de energía de la superficie, permiten estimar la evapotranspiración a partir de datos provistos por sensores remotos. Los datos espectrales permiten caracterizar tres aspectos claves para el cálculo del balance de energía: el albedo, el grado de cobertura vegetal y la temperatura superficial. Por ejemplo, Noretto *et al.* (2012) estimaron la ET mediante sensores Landsat 7 ETM, basados en el modelo de Jackson *et al.* (1977).

$$ET = r_n - b(T_s - T_a)n$$

donde ET (mm.día⁻¹) es la evapotranspiración, r_n es la Radiación Neta (mm.día⁻¹) que integran la marcha diaria de la ET en el día. T_s (K°) es la temperatura superficial y T_a (K°) es la temperatura del aire; b y n son parámetros que derivan del r_{nV} y el albedo y varían con el tipo de cobertura.

Di Bella *et al.* (2000) construyeron un modelo ajustado para la región pampeana basado en el algoritmo de Carlson *et al.* (1995) para los sensores NOAA-AVHRR. El resultado fue un modelo simplificado, en el que a partir de los datos de temperatura superficial (T_s) y NDVI estiman la ET.

$$ET = -88.3439 + 1.77636 T_s + 286.406 NDVI$$

Noretto *et al.* (2012) determinaron la ET de distintas coberturas y evaluaron el impacto de estos cambios, tanto de pastizales transformados a forestaciones de eucalipto como de bosques nativos transformados a agricultura. Contrastaron esta información con el contenido hídrico del suelo, encontrando que los flujos líquidos de agua (drenaje

profundo + escurrimiento superficial) fueron al menos duplicados en las cubiertas herbáceas (170 mm.año⁻¹ y 357 mm.año⁻¹, para coberturas leñosas y herbáceas, respectivamente). De manera inversa, la evapotranspiración de las forestaciones duplicaba a la de las cubiertas herbáceas (1100 mm.año⁻¹ en montes nativos o forestaciones de eucalipto vs. 780, 670 y 800 mm.año⁻¹ para pastizales, soja y sistema trigo/soja, respectivamente). Estas estimaciones permiten cuantificar y anticipar los posibles impactos de los cambios en la cobertura vegetal sobre la recarga de acuíferos.

Caja B.2.4. El caso de la oferta de un servicio ecosistémico final clave: agua para consumo en regiones áridas y semiáridas

Patricio Magliano, Francisco Murray, Germán Baldi, Ricardo Páez, Santiago Aurand y Esteban Javier Jobbágy

La provisión de agua dulce es uno de los servicios ecosistémicos claves para el asentamiento humano y para el desarrollo de la producción agropecuaria en regiones secas. En planicies áridas y semiáridas, la combinación de una baja precipitación media anual, drenaje profundo despreciable y una gran cantidad de sales acumuladas en la zona vadosa, genera que las napas freáticas se encuentren lejos de la superficie y presenten un alto contenido de sales en solución (Scanlon *et al.*, 2005; Marchesini *et al.*, 2013).

El escurrimiento superficial, si bien representa un flujo menor del balance de agua regional, a escala de parche o parcela puede ser un importante flujo de redistribución superficial de agua (Ludwig *et al.*, 2005; Nouwakpo *et al.*, 2016), representando, en muchas ocasiones, la única fuente de agua líquida (Evenari *et al.*, 1971; Hoff *et al.*, 2010). Cosechar y almacenar esa pequeña fracción de agua líquida que ofrece el escurrimiento superficial ha sido la clave para el asentamiento y el desarrollo de muchas comunidades humanas en regiones áridas y semiáridas del planeta (Pandey *et al.*, 2003; UNEP, 2009; Denison y Wotshela, 2012).

La cosecha y utilización del agua de lluvia consta de tres pasos: 1) captar el agua de lluvia y transportarla, 2) almacenarla y 3) distribuirla y utilizarla (Critchley *et al.*, 1991; Ngigi, 2003; Oweis y Hachum, 2009). Para ello, es necesario contar con un área que genere escurrimiento superficial y lo transporte (área de captación y transporte), y un área que almacene el agua (represa o tajamar) (Boers y Ben-Asher, 1982; Zhang *et al.*, 2013).

Las áreas de captación y transporte y las represas pueden ser parte del paisaje natural, o modificaciones antrópicas de éste (Scanlon y Goldsmith, 1997; Li *et al.*, 2004). En planicies sedimentarias áridas y semiáridas, las áreas de captación y transporte suelen ser producidas de modo no intencional por el hombre, por ejemplo, mediante la construcción de caminos. De forma similar, las represas pueden ser depresiones naturales del paisaje, o bien, excavaciones hechas por el hombre.

El Chaco seco sudamericano, con cerca de un millón de kilómetros cuadrados de bosques, representa una de las llanuras sedimentarias semiáridas más extensas y planas del planeta, con napas freáticas profundas y salinas en gran parte de su territorio (Adámoli *et al.*, 1990; Jobbágy *et al.*, 2008; Amdan *et al.*, 2013). Por esta razón, los productores del Chaco adoptaron la cosecha de agua de lluvia como alternativa para desarrollar la producción ganadera (Harder, 2013; Karlin *et al.*, 2013; Magliano *et al.*, 2015). La gran diversidad regional de usuarios de la tierra y sistemas de producción (Baldi *et al.*, 2015) estuvo acompañada por el desarrollo de sistemas de cosecha de agua típicos y muy diversos (Duarte *et al.*, 2003; Basán Nickisch, 2013; Harder, 2013). Por ello, el Chaco seco, si bien tiene una corta historia de cosecha de agua de lluvia –comparado por ejemplo con China, India o Israel– presenta una diversidad muy grande en lo que respecta a infraestructura y utilización de tecnología para dicho fin.

A continuación, se presentan algunos resultados de la caracterización estructural y funcional de los sistemas de cosecha de agua (Figura Caja B.2.4.1, véase en el Anexo) y de su papel sobre el balance hídrico regional (~20000 km²) y la partición de flujos de agua a escala local (~1-100 ha). Se trabajó en dos áreas pertenecientes al Chaco seco con similar balance hidrológico y uso de la tierra ganadero, pero con diferente grado de tecnificación de la producción: centro de Argentina (entre las latitudes -32° y -36° y las longitudes -67° y -65°) y oeste de Paraguay (entre las latitudes -19° y -25° y las longitudes -62° y -58°).

B.2.4.1. Análisis regional

Se trabajó en dos áreas del Chaco seco: centro de Argentina (específicamente, norte de la provincia de San Luis) y oeste de Paraguay. Estas áreas son similares respecto de su clima y uso ganadero de la tierra pero con grandes diferencias en la densidad poblacional y la intensidad de la producción (Gasparri y Grau, 2009; Giménez *et al.*, 2015). En el centro de Argentina se practica una ganadería extensiva de cría de baja inversión, utilizando el bosque nativo como principal recurso forrajero (carga animal = 0,15 equivalente vaca/hectárea) (Aguilera, 2003). En el oeste de Paraguay, en cambio, se desarrolla una producción ganadera semi-intensiva de ciclo completo, llevada a cabo por colonias menonitas, desde mediados del siglo xx. La producción consta de rotaciones intensivas

de pastoreo a campo, cuyo principal recurso forrajero son pasturas implantadas de *Panicum maximum* (Gatton panic), que en muchas ocasiones son asociadas con algunos arbustos leguminosos nativos del género *Leucaena* (carga animal = 0,75 equivalente vaca/hectárea) (Glatzle y Cabrera, 1996). La producción culmina con la industrialización *in situ* del ganado, siendo la leche y la carne los principales productos (Glatzle y Stosiek, 2001). Esta mayor intensidad productiva desarrollada en el oeste de Paraguay es acompañada por una mayor densidad poblacional, conectividad y accesibilidad a las ciudades y los mercados (Baldi *et al.*, 2013).

Se caracterizaron los diferentes tipos de sistemas de cosecha de agua, se cuantificó su densidad y distribución espacial, y se determinó su asociación con atributos socioambientales. Para ello, se realizó un muestreo de sistemas de cosecha de agua en celdas circulares discontinuas de 10 km de radio (~31500 ha; n=14 y 15, para el centro de Argentina y el oeste de Paraguay, respectivamente). Las celdas estuvieron separadas entre sí por 10 km. Dentro de cada celda se mapeó la ubicación de cada punto en el que se encontró un sistema de cosecha de agua (n=4958, sumatoria de todas las celdas de ambas áreas), sobre la base de la interpretación visual de imágenes con resolución espacial muy alta (<1 m, Quickbird y WorldView) y alta (2,5-10 m, Spot), tomadas de Google Earth (Ploton *et al.*, 2012). La interpretación visual fue complementada con viajes de reconocimiento de campo durante el período 2011-2012. Por último, se efectuó una caracterización de los sistemas de cosecha de agua sobre el 2% del total mapeado. Se determinaron tres tipos distintos de represas (en función de sus formas geométricas) y cinco tipos de áreas de captación y transporte (Figura Caja B.2.4.2, véase en el Anexo).

Las represas fueron denominadas “herraduras”, “rectangulares” o “compuestas” (Figura Caja B.2.4.2 A, B y C, véase en el Anexo). Las áreas de captación y transporte fueron denominadas “paleocauces”, “senderos de vaca”, “camino de vehículos”, “áreas dedicadas” e “indefinido” (Figura Caja B.2.4.2 D, E, F, y G, véase en el Anexo). Los detalles metodológicos se encuentran en Magliano *et al.* (2015). Se halló que las represas clásicas del centro de Argentina fueron las de tipo “herradura”, asociadas a senderos de vaca y caminos de vehículo, mientras que en el oeste de Paraguay fueron las “rectangulares”, seguidas por las “compuestas”, ambas asociadas a caminos de vehículo (Figura Caja B.2.4.2, véase en el Anexo).

Los caminos de vehículo y senderos de vaca, caracterizados por tener una baja tasa de infiltración, ser cóncavos y generar una alta conectividad, representan el ~1% de la superficie del paisaje. Sin embargo, son de gran importancia debido a que conducen buena parte del escurrimiento superficial que termina almacenado en las represas.

El manejo del ganado orientado a maximizar la cosecha de agua a través de los senderos de vaca representa uno de los grandes desafíos de los sistemas poco tecnificados y de baja inversión del Chaco seco. Por ejemplo, con una apropiada distribución de las represas en los lotes se puede mejorar la captación y el transporte de agua hacia éstas. Uno de los principales determinantes del movimiento del ganado vacuno es la ubicación de las aguadas (Valentine, 1947; Bailey, 2005), que puede ser incluso más importante que la cantidad, calidad y distribución del forraje (Ganskopp y Bohnert, 2009). En este aspecto, la distribución espacial de las represas, junto con otras características biofísicas del entorno (vegetación, topografía, suelo), determinan la densidad y la distribución espacial de los senderos de vaca (Walker y Heitschmidt, 1986; Ganskopp *et al.*, 2000). A partir de estas características, es posible diseñar sistemas que maximicen la cosecha de agua y la producción en general. En la actualidad, esta posibilidad no es considerada como una práctica habitual de producción (resultados de entrevistas con profesionales y productores de la zona). Sin embargo, en algunos casos (desde hace ~5-10 años), los productores comenzaron a ubicar las represas en los vértices de los lotes topográficamente más bajos (en lugar de hacerlo en el medio del lote, como es habitual), por lo que se obliga a los animales a transitar exclusivamente desde zonas más altas del terreno para beber agua.

La densidad media de los sistemas de cosecha de agua fue ~10 veces mayor en el oeste de Paraguay respecto del centro de Argentina (Tabla Caja B.2.4.1). La mayor densidad encontrada en el oeste de Paraguay estuvo muy influenciada por unas pocas celdas, como refleja la gran diferencia entre la media y la mediana, mientras que el centro de Argentina resultó menos variable en este aspecto. La lámina de agua promedio cosechada por las represas en el centro de Argentina fue de 0,44 mm/año, mientras que en el oeste de Paraguay fue de 3,5 mm/año, representando, en ambos casos, menos del 1% de la precipitación anual. La distribución espacial de las represas del oeste de Paraguay fue de tipo “agregada”, encontrándose una mayor densidad de represas en lotes desmontados y en las cercanías a poblados urbanos. En el centro de Argentina, en cambio, la distribución fue de tipo “dispersa o sistemática”, posiblemente como

producto de la densidad de cabezas de ganado por hectárea, su necesidad de beber agua y su capacidad para desplazarse. En ambas áreas las represas ocuparon <1% de la superficie del paisaje.

	Densidad (represas/ km ²)			Distribución espacial		
	Promedio	Mediana	CV (%)		% bosque	% desmonte
Centro de Argentina	0.098	0.074	80	dispersa	94 b	6 a
Oeste de Paraguay	0.946	0.458	97	agregada	24 a	74 b

Tabla Caja B.2.4.1. Densidad (media, mediana y coeficiente de variación) y distribución espacial de los sistemas de cosecha de agua, para el centro de Argentina y el oeste de Paraguay. Letras distintas indican diferencias significativas entre las dos áreas ($p < 0,01$).

B.2.4.2. Análisis local

En una represa típica del centro de Argentina (Figura Caja B.2.4.2, A, E, véase en el Anexo; lat-lon: -33.2133; -66.4744) se realizaron mediciones del nivel de agua durante 18 meses (2012-2014). En el período de estudio no hubo consumo animal ni doméstico del agua de la represa. Se utilizó un sensor de presión automático con registrador de datos incorporado (Onset Hobo, resolución ± 1 mm de columna de agua), instalado en el fondo de la represa y programado para registrar un dato de nivel de agua cada 30 minutos. La precipitación se registró con un pluviómetro manual ubicado a 1 km de la represa. La evaporación de tanque diaria fue calculada a partir de datos de radiación, temperatura, humedad relativa y velocidad de viento registrados por la estación meteorológica situada a 5 km mediante el método de Penman-Monteith (Allen *et al.*, 1998). Con los datos de nivel de agua de la represa y de evaporación de tanque se determinó el porcentaje de agua que perdió por infiltración, despejando la siguiente ecuación de balance de agua, que considera que toda el agua que ingresa a la represa debe abandonarla de alguna forma o cambiar su cantidad almacenada:

$$\Sigma_{AS} = Et + inf + \Delta s \quad \text{ecuación 1}$$

donde Σ_{AS} corresponde a la sumatoria de todos los eventos de ascenso de nivel de agua de la represa durante el período de estudio (mm), Et a la evaporación de tanque durante el período de estudio (mm), inf a la infiltración de agua de la represa (mm), Δs al cambio de almacenamiento de

agua de la represa (diferencia de nivel de agua entre el primer y el último día del período de estudio; mm).

La suma total de los ascensos del nivel de agua de la represa fue de 3800 mm/año, de los cuales el 59% se perdió por infiltración y sólo el 41% por evaporación directa. Esto indicaría que esta represa actúa como punto de recarga de agua hacia las napas freáticas. Los resultados de las mediciones realizadas por el sensor ubicado en el fondo de la represa mostraron que la dinámica diaria del nivel de agua estuvo determinada por descensos diarios continuos (producto de la infiltración y de la evaporación) interrumpidos por ascensos abruptos (eventos de precipitación) (Figura Caja B.2.4.3, véase en el Anexo). Por otra parte, el llenado de la represa tuvo una respuesta exponencial al tamaño de los eventos de precipitación, encontrándose una gran variabilidad entre eventos, quizás como producto de la combinación entre la gran heterogeneidad espacial (km²) y temporal (mm/min) de las precipitaciones, y la naturaleza de las áreas de captación (camino y senderos) que aportan agua desde zonas muy alejadas (varios kilómetros).

Si bien la cosecha de agua de lluvia en represas representó menos del 1% de la precipitación anual de la región, a escala de lote puede afectar profundamente la partición de flujos de agua, por ejemplo, generando recarga inducida. La magnitud regional de este fenómeno local depende de la densidad de represas. En otras planicies sedimentarias semiáridas del planeta, como es el caso de India, con 30 veces más población que Argentina y una larga tradición de cosecha de agua de lluvia, la recarga inducida generada por las represas se tradujo en ascensos de napas y salinización superficial (Raju *et al.*, 2006; Dinesh Kumar *et al.*, 2008; Baldi y Jobbágy, 2012; Glendenning *et al.*, 2012). Es importante destacar que ambos procesos van de la mano en planicies áridas y semiáridas, debido a la gran cantidad de sales almacenadas en la zona vadosa (Jobbágy *et al.*, 2008). En el Chaco seco, como causa de la baja densidad de represas, esto no representa aún un problema. Sin embargo, en las celdas más densas del oeste de Paraguay, donde la captura de agua es diez veces superior al promedio del Chaco, se encontraron evidencias preliminares de salinización superficial en las cercanías de las represas más antiguas como resultado de la recarga inducida (Junker, 1996; Von Hoyer *et al.*, 2000; Harder, 2013). Si bien estos casos son aislados, podrían representar el principio de grandes cambios que afecten la sustentabilidad de la cosecha de agua de la región. Por ello, monitorear los niveles de agua de algunas represas es fundamental para predecir procesos indeseables y tener así la capacidad de reaccionar a tiempo.

B.2.4.3. Conclusiones

Debido a la ausencia de cuerpos de agua superficiales o napas freáticas de buena calidad, la cosecha de agua de lluvia ha sido esencial en el desarrollo del Chaco seco. Como muestra de ello, en la actualidad se encuentra infraestructura de cosecha y almacenamiento de agua diseminada por toda la región. Sistemas de cosecha de agua poco tecnificados, dispuestos espacialmente en forma aleatoria, prevalecieron en el centro de Argentina, mientras que en el oeste de Paraguay predominaron los sistemas muy tecnificados distribuidos en forma agregada. La densidad de los sistemas de cosecha de agua fue diez veces mayor en el oeste de Paraguay, encontrándose exponencialmente asociada a la fracción del territorio desmontada y a la cercanía a las ciudades.

Tanto en el centro de Argentina como en el oeste de Paraguay la cosecha de agua de lluvia promedio en represas representó menos del 1% de la precipitación anual, jugando un papel despreciable en el balance de agua regional. Sin embargo, a escala local puede afectar profundamente la partición de flujos de agua, por ejemplo, generando recarga inducida como resultado de las pérdidas por infiltración.

La versatilidad, la independencia de grandes infraestructuras centralizadas públicas o privadas, y el fácil acceso por parte de los productores, hacen de la cosecha de agua de lluvia la mejor alternativa para la producción ganadera del Chaco seco. En los próximos años, y bajo un escenario de precios internacionales de la carne y de la leche crecientes, conocer la densidad y la potencialidad de los sistemas de cosecha de agua será clave para mejorar la eficiencia de la producción ganadera sin ocasionar consecuencias ambientales indeseadas.

Caja B.2.5. Regulación de las emisiones de N₂O

Gervasio Piñeiro, Tomás Della Chiesa y Laura Yahdjian

El óxido nitroso (N₂O) es un gas presente en la atmósfera en muy bajas concentraciones, pero es uno de los mayores gases con efecto invernadero (GEI) y la principal sustancia responsable de la destrucción del ozono en la estratósfera (Forster *et al.*, 2007; Ravishankara *et al.*, 2009). A pesar de su baja concentración en la atmósfera, cada molécula de este gas posee un potencial de calentamiento 298 veces mayor que una de dióxido de carbono (Denman *et al.*, 2007), por lo que se considera que es responsable del 6% del calentamiento global causado por los GEI (WMO, 2012).

La mayor fuente de producción y emisión de N₂O desde los ecosistemas terrestres es el suelo, donde distintos microorganismos liberan N₂O como un producto intermedio de los procesos de nitrificación y desnitrificación (Beauchamp, 1997; Bremner, 1997). Se estima que las emisiones de N₂O actuales provienen en un 55% de fuentes naturales y en un 45%, de actividades humanas (Syakila y Kroeze, 2011). La actividad agrícola, a través de la fertilización nitrogenada, el uso de especies anuales o fijadoras de nitrógeno y la alteración del ciclo hidrológico, favorece la producción y emisión de N₂O (Sotomayor y Rice, 1996; Mosier *et al.*, 1998; Yang y Cai, 2005). Así, los suelos agrícolas constituyen la principal fuente de N₂O de origen humano (Fowler *et al.*, 2009). En Argentina, las emisiones de N₂O provenientes de suelos agrícolas representan el 16% de las emisiones totales de GEI (SAyDS, 2015).

Actualmente existen protocolos detallados para el muestreo de emisiones de N₂O a campo (Parkin y Venterea, 2010; de Klein y Harvey, 2012), como así también modelos de simulación probados con éxito en diferentes ambientes en todo el mundo (Li *et al.*, 1992; Parton *et al.*, 1998). La técnica más difundida para la estimación a escala local (~1 m²) es la de cámaras estáticas (Figura Caja B.2.5.1), basada en la captura de gases en cámaras ubicadas en la superficie del suelo y el posterior análisis por cromatografía de los gases muestreados (Rochette y Eriksen-Hamel, 2008). Esta metodología cuenta con la ventaja de ser de fácil aplicación y de tener un costo relativamente bajo, lo que permite contar con repeticiones que facilitan estimaciones puntuales precisas (Denmead, 2008). Para determinar los flujos gaseosos de áreas más amplias, considerando las emisiones de gases a nivel de ecosistema (cientos de m² a km²), se usan técnicas micrometeorológicas (Figura Caja B.2.5.1), como el méto-

do *eddy covariance* mencionado antes, que mide las variaciones en la velocidad vertical del viento y la concentración de N_2O con alta resolución temporal (Baldocchi, 2003).

Por último, se han desarrollado modelos computacionales para simular los ciclos biogeoquímicos en distintas escalas espaciales y temporales, que permiten estimar las emisiones integrando las principales variables, procesos e interacciones involucradas (Figura Caja B.2.5.1). Uno de los modelos más usados para estimar las emisiones de N_2O es el modelo DAYCENT, la versión en paso diario del modelo CENTURY descrito con anterioridad (Parton *et al.*, 1998; Li *et al.*, 2007; Chen *et al.*, 2008). Al igual que en el caso de CENTURY, el modelo DAYCENT es una función de producción compleja que posibilita estimar flujos de gases traza y los servicios ecosistémicos finales asociados (por ejemplo, regulación de la composición atmosférica).

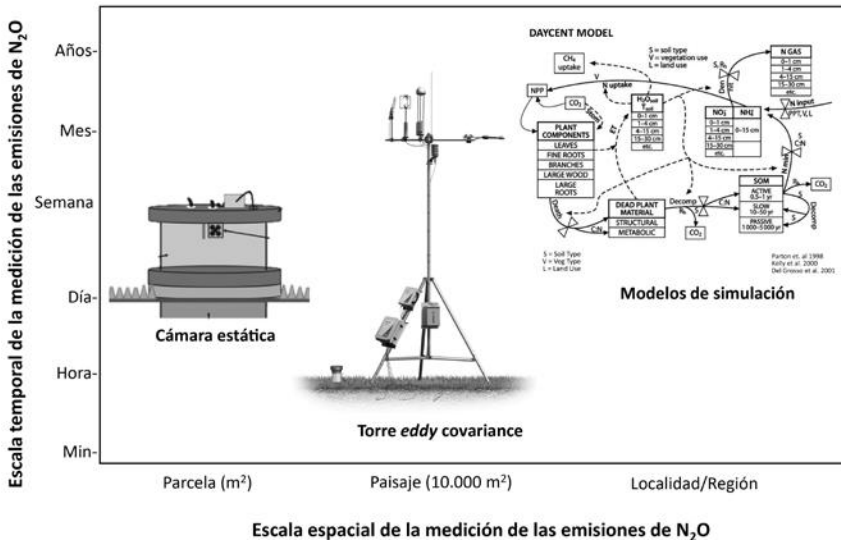


Figura Caja B.2.5.1. Metodologías de estimación de emisiones de N_2O en función de las escalas temporales y espaciales que cubren. Fuente: adaptado de Butterbach-Bahl *et al.* (2013).

Caja B.2.6. Estimaciones de biodiversidad de aves

Matías Mastrangelo y Federico Weyland

La biodiversidad se puede medir con numerosos índices que la describen en sus distintos niveles (Moreno, 2001). El más comúnmente usado, por ser intuitivo y de fácil estimación, es la riqueza (número) de especies (diversidad tipo alfa). Sin embargo, distintos ambientes pueden tener el mismo número de especies, pero una diferente proporción en sus abundancias o distinta composición. En tal sentido, son más informativos los índices que intentan describir la estructura de las comunidades, ponderando el número de especies por su abundancia relativa (por ejemplo, índices de Shannon, Simpson, etc.) y los índices de composición.

En el marco de servicios ecosistémicos (SE) cobra vital importancia el rol de las especies más allá de su número (Mace *et al.*, 2012), en especial debido a que la diversidad no es un SE final con valor en sí mismo. Por este motivo, es relevante asignarles un rol funcional en relación con el SE que se desea estimar. Por ejemplo, si se desea estimar el efecto de la biodiversidad sobre la producción de un cultivo, será importante clasificar a las especies según sus hábitos tróficos para determinar si su acción las convierte en un SE intermedio (control de plagas) o en un diservicio (especies granívoras).

Los métodos de relevamiento de diversidad de aves más comunes consisten en conteos por puntos, banda transecta o búsqueda intensiva (en el caso de estimar presencia de nidos) (Ralph *et al.*, 1996). Los relevamientos se realizan durante el amanecer y/o atardecer, evitando las horas de calor y las condiciones climáticas adversas (viento, lluvia, etc.). Por lo general, se prefiere hacer los censos en la época reproductiva de las aves (primavera-verano), durante la cual están más activas y se observa mayor diversidad.

Los métodos de relevamiento de biodiversidad a campo suelen tener costos altos. Otros métodos basados en indicadores medidos por sensores remotos permiten estimaciones de biodiversidad en grandes extensiones espaciales a un costo relativamente menor. El Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (IOSE) permite vincular la productividad primaria neta (PPN) y su estacionalidad (medida con imágenes satelitales) y la biodiversidad con resultados aceptables (Paruelo *et al.*, 2016).

Cualquier método de muestreo tiene el inconveniente de que no todos los individuos presentes son detectados, conduciendo a una

subestimación de la biodiversidad. Para salvar este problema, se han desarrollado numerosos índices que corrigen la diversidad observada y estiman la real. Entre ellos, se pueden mencionar los índices de Jackknife, Chao, curvas de rarefacción, etc. (Moreno, 2001).

Caja B.2.7. Modelos climáticos

Ernesto Hugo Berbery y Omar V. Müller

Los modelos climáticos buscan reproducir el clima, su variabilidad y cambios por medio de complejos sistemas de ecuaciones que representan múltiples procesos físicos. Los procesos físicos a los que nos referimos son de gran diversidad, e incorporan desde las leyes físicas que regulan el comportamiento dinámico de la atmósfera (vientos, temperatura, presión), hasta los procesos en la superficie, como la extracción de agua del suelo realizada por las raíces de la vegetación, y la correspondiente transpiración de las plantas, que aportan humedad al medio ambiente. Luego, la resolución de tal sistema de ecuaciones se hace por medio de procesos numéricos y computacionales. Esos modelos pueden ser considerados *funciones de producción ecológicas* que, sobre la base de información básica, estiman servicios ecosistémicos intermedios.

Desde el punto de vista de los servicios ecosistémicos, estos modelos no poseen grandes diferencias con respecto a los modelos de pronóstico del tiempo, ya que en principio la única diferencia es de escalas de tiempo. De hecho, en la actualidad se están realizando esfuerzos para obtener modelos de tiempo y clima unificados que permitan representar todas las escalas de tiempo sin solución de continuidad. Una diferencia interesante es que en los modelos de pronóstico la información provista en el estado inicial es importante. Esa información consiste, por ejemplo, en vientos, temperatura y humedad tomados de observaciones. Hoy en día, la información que los modelos de pronóstico asimilan es mucho más variada, y depende hasta un 90% de productos satelitales.

En los modelos climáticos los datos iniciales dejan de ser importantes, ganando importancia la necesidad de llegar a un equilibrio de todo el sistema, lo que se suele conocer como “el clima del modelo”. Lo ideal sería que ese clima del modelo fuera lo suficientemente cercano al clima observado y, de hecho, eso es algo que muchos modelos están logrando.

Un modelo muy utilizado es el Weather Research and Forecasting Model (WRF). Es un modelo regional, es decir que no cubre todo el planeta sino sólo una región, pero con una resolución espacial más alta que la lograda por los modelos globales. En nuestro caso, el dominio cubre una región mayor a la cuenca del Plata (mayor a $3,2 \times 10^6$ km²) con una resolución espacial de 15-18 km (Figura Caja B.2.7.1, véase en el Anexo).

B.2.7.1. Confiabilidad de los modelos

En esta sección presentamos dos tipos de evaluación de un mismo modelo: primero, en su capacidad para representar el estado de la atmósfera en escalas cortas de tiempo (días a semana) y segundo, a escalas estacionales (meses).

B.2.7.2. Evaluación de pronósticos a siete días

Para la evaluación de las simulaciones a corto plazo (o pronósticos) se utilizaron datos de estaciones meteorológicas de alta calidad, que miden temperatura y precipitación. Luego se emplearon herramientas estadísticas que permiten cuantificar el grado de similitud entre las simulaciones del modelo y las observaciones.

La Figura Caja B.2.7.2 A (véase en el Anexo) muestra que, en promedio, para los siete días de pronóstico hay una alta correlación entre la temperatura del modelo y la observada con valores de correlación superiores a 0,90 sobre la Argentina y un suave decaimiento en calidad en zonas subtropicales, como el sur de Brasil (Figura Caja B.2.7.2 A, véase en el Anexo). Notablemente, esa calidad de representación de las observaciones no muestra una degradación importante en el tiempo (panel inferior), ya que aun en un pronóstico a siete días la correlación se mantiene por sobre 0,8.

Para evaluar la calidad de la representación de la precipitación en el modelo se usó una métrica llamada “precisión”, que mide la capacidad del modelo para detectar si un día puede ser calificado como “lluvioso” o “no lluvioso” (Müller *et al.*, 2016). De acuerdo con la Figura Caja B.2.7.2 B (véase en el Anexo) la precisión es casi uniforme sobre la cuenca del Plata, con un rango entre 0,6 y 0,8, y con los mejores *scores* hacia el sur de la cuenca, sobre Argentina. Como se observa en el panel inferior de la figura, el pronóstico de lluvia conserva buena precisión de la estimación de lluvia aun hasta el séptimo día de pronóstico. La calidad de las simulaciones tiende a ser mayor sobre la región húmeda, donde hay mejor probabilidad de detección de lluvia, que sobre las regiones áridas o semiáridas.

B.2.7.3. Evaluación de simulaciones estacionales

El modelo WRF fue utilizado también para simulaciones de largo plazo, con duraciones de meses a años. En este caso es importante que haya similitud en aspectos básicos, como la representación de la climatología observada. Por ende, acá se presenta una evaluación mediante la comparación de los campos medios de temperatura y lluvia para una simulación estacional (tres meses) para la primavera de 2002. Evaluaciones en más profundidad son discutidas en Lee y Berbery (2012) y en Müller *et al.* (2014).

La Figura Caja B.2.7.3 (véase en el Anexo) presenta una comparación de la precipitación estimada a partir de datos de satélites (panel izquierdo) y la precipitación simulada por el modelo para la primavera de 2002. La lluvia más intensa ocurre (a) en una banda longitudinal al norte del Ecuador, en la región conocida como Zona de Convergencia Intertropical; (b) sobre Colombia/Perú; (c) en el sur de Chile, y (d) en la región centro-este de la cuenca del Plata, extendiéndose sobre el Océano Atlántico. La precipitación simulada por el modelo (recordemos que es puramente obtenida mediante cálculos numéricos) captura los principales centros de la precipitación observada, aunque con una intensidad algo menor que las observaciones.

Caja B.2.8. El efecto de los cambios en el uso sobre servicios ecosistémicos intermedios relacionados con la regulación climática. El caso de la cuenca del Plata

Omar V. Müller y Ernesto Hugo Berbery

Los modelos climáticos descriptos en la Caja B.2.7 permiten explorar el impacto de los cambios de uso de suelo en los servicios ecosistémicos intermedios asociados a la regulación climática. La expansión de la agricultura sobre la vegetación natural –sean bosques, sabanas o pastizales– modificará las propiedades biofísicas de la superficie, afectando al clima regional. El contraste entre simulaciones basadas en un escenario correspondiente a la situación actual y otro donde la agricultura se expandió a todas las zonas aptas permite, entonces, evaluar diferencias en la oferta de servicios ecosistémicos intermedios y en el clima atribuibles a los cambios de uso de suelo.

La Figura Caja B.2.8.1 (véase en el Anexo) presenta las variaciones en temperatura y precipitación resultantes de asumir que en toda la cuenca del Plata se expanden los cultivos. Como se observa, el clima se vería afectado por estas alteraciones, no sólo en el ámbito local, donde se produjeron los cambios de uso de suelo, sino también en regiones remotas, donde el uso del suelo no cambió. El avance de la frontera agrícola modifica los flujos de calor y agua en superficie (servicios ecosistémicos intermedios) en la zona de cambio, pero a su vez, produce cambios en la circulación atmosférica alterando la precipitación y la temperatura en zonas remotas.

De acuerdo con las simulaciones del modelo, el cambio de uso produce un enfriamiento sobre la zona central de la cuenca del Plata, de algo más de 1 °C en la zona este de Paraguay. De manera notable, en la región sur de la cuenca se produce un calentamiento de alrededor de 0,5 °C, a pesar de que en esa zona las variaciones en el experimento de simulación fueron nulas. Los efectos en la precipitación son marcadamente no lineales, con una reducción de la lluvia de hasta -0,6 mm.día⁻¹, sobre todo en la zona norte de la cuenca, e incrementos sobre la zona sur de ésta.

El modelo Weather Research and Forecasting Model (WRF) puede simular, a su vez, el efecto de eventos extremos (por ejemplo, una sequía) bajo distintos escenarios de uso y cobertura del suelo. La diferencia entre escenarios proveerá una prospección cuantitativa de la capacidad de un escenario específico de regular el régimen de perturbaciones. Con el modelo WRF se realizan de manera rutinaria pronósticos del tiempo hasta siete días, generándose series continuas de las variables hidroclimáticas y de servicios ecosistémicos intermedios como flujos de calor y agua (www.atmos.umd.edu/~berbery/research/forecasts.html).

Capítulo B.3. Los *cucos*⁸ y los servicios ecosistémicos: funciones de impacto

José María Paruelo y Hernán Dieguez

B.3.1. Introducción

El concepto de servicios ecosistémicos (SE) incluye la idea de que el bienestar humano deriva, en mayor o menor medida, de una serie de atributos estructurales y funcionales de los ecosistemas. La oferta y demanda de SE puede analizarse como una “escalera”, en la que la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas producen servicios intermedios o funciones ecológicas, que son el soporte de servicios finales, que, a su vez, son los que proporcionan los beneficios a los humanos (Haines-Young y Potschin, 2010) (ver Capítulo B.1). Los servicios intermedios (como la productividad primaria o la mineralización de N) son aquellos atributos de los ecosistemas que sin proporcionar de manera directa los beneficios, son fundamentales para la oferta de otros servicios. Los servicios finales (por ejemplo, producción de forraje, granos o carne) son aquellos aspectos del ecosistema de los que se obtienen beneficios al combinarlos con distintos tipos de capital. Este modelo conceptual ayuda a visualizar que muchos aspectos del ecosistema no producen directamente un servicio, pero contribuyen a su oferta. Los beneficios que obtenemos de los ecosistemas son múltiples y abarcan muchas dimensiones de la calidad de vida, desde la provisión de alimentos a la salud o la recreación. El acceso y la valoración de estos beneficios varían entre distintos actores sociales, no son homogéneas en la sociedad. La asimetría en la percepción y acceso a los beneficios, en las relaciones de poder entre actores sociales y los compromisos en los niveles de producción de distintos SE, constituyen algunas de las causas más frecuentes de conflictos e inequidades en la sociedad.

8 Cambios en el uso y coberturas del suelo.

La incorporación del enfoque de SE en la planificación del uso de la tierra está asociada a la expectativa y a la necesidad de incorporar la dimensión ambiental en la toma de decisiones. La articulación entre el sistema científico y los tomadores de decisiones (públicos y privados) haría posible también la resolución de conflictos sobre bases más objetivas. La aplicación del concepto de SE a la toma de decisiones sobre usos de la tierra, se observa actualmente en torno a la aplicación de pagos por servicios ambientales (PSA; Gobbi, 2011; Aguiar *et al.*, 2017) y, en menor medida, en relación con el ordenamiento territorial (OT) (Paruelo *et al.*, 2014b).

Entre las líneas de investigación destacadas en torno a la planificación territorial se encuentra el análisis de relaciones entre la estructura de los ecosistemas o paisajes y su oferta de SE (funciones de producción, ver Capítulo B.2) y las experiencias de valoración y mapeo de SE (Laterra y Nahuelhual, 2014). El diseño de incentivos a la conservación basados en PSA (Aguiar *et al.*, 2017), la promulgación de regulaciones para la protección de bosques nativos basadas en su capacidad para ofrecer SE (García Collazo y Paruelo, 2014) y las iniciativas de OT rural municipal o regional (Dieguez *et al.*, 2014) constituyen experiencias de gestión pública que incorporan el enfoque de SE explícita o implícitamente. Los avances conceptuales y metodológicos realizados en Latinoamérica sobre la aplicación del enfoque de SE en la planificación territorial fueron revisados y sintetizados por Laterra *et al.* (2011a) y Paruelo *et al.* (2014b).

Para incorporar el concepto de SE al proceso de evaluación en el que se apoya la planificación del uso del territorio deberían tenerse en cuenta los siguientes aspectos:

- 1) Definir los SE que la sociedad identifica como clave. Esta es una decisión política que podría estar basada en aspectos tales como la posibilidad de reemplazo, la elasticidad de la oferta frente a factores de estrés, la posibilidad de restaurar el SE, etcétera.
- 2) Identificar los procesos ecosistémicos y servicios asociados que se verían afectados ante los tipos posibles de intervención sobre el territorio. En esta etapa deben considerarse las *funciones de producción* (Capítulo B.2.) de los SE definidos como clave.
- 3) Determinar la magnitud y el sentido del cambio en el nivel de oferta de un servicio que cada tipo de intervención induce, i.e. *funciones de impacto* (FI).

4) Cuantificar el nivel de apropiación de beneficios y percepción de perjuicios por parte de los distintos actores socioeconómicos.

Este capítulo está dedicado a las *funciones de impacto* (FI), es decir, relaciones cuantitativas del vínculo entre el nivel de oferta de un SE determinado o de un “paquete” de SE y un factor de estrés o perturbación asociado al uso del territorio. La definición explícita de estas relaciones es clave para establecer el nivel de perturbación que puede soportar el territorio para que la oferta de un SE dado no caiga por debajo de los niveles deseados o tolerados por la sociedad. En primer lugar, se plantean los elementos conceptuales a considerar para la generación e interpretación de las FI: se establece la escala espacial adecuada para las FI, se detallan sus componentes (SE y factor de estrés o perturbación), se describe la forma de la curva o familias de curvas que adoptan discutiendo sobre sus alcances y limitaciones, posibles interpretaciones, implicancias y aplicabilidad. Más adelante, a partir de la revisión y síntesis de la información disponible para la llanura chaco-pampeana de Sudamérica, se describen los cambios en una serie de SE intermedios (productividad primaria, rendimiento hidrológico, carbono orgánico del suelo, riqueza de especies) en función del nivel de transformación del territorio con fines agrícolas, ganaderos o forestales. Por último, se muestra la variación del Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (IOSE), un integrador de paquetes de SE recientemente propuesto (Paruelo *et al.*, 2016), a lo largo de gradientes de intensidad del uso del territorio construidos a partir de diferentes indicadores.

B.3.2. La función de impacto

Las intervenciones humanas para el aprovechamiento productivo de los ecosistemas, ya sea al reemplazar la vegetación (por ejemplo, por agricultura o forestaciones) o al modificar el régimen de perturbación (por ejemplo, ganadería), alteran la capacidad de éstos para ofrecer servicios. Las funciones de impacto (FI) describen los cambios en la oferta de un SE a partir de un factor de perturbación o estrés asociado a las actividades primarias que se realizan en el territorio (Figura B.3.1). Estas funciones deben describir cómo varía la oferta de un SE a través de un gradiente de intensidad en el uso de recursos determinado por una o varias actividades. Estas interacciones en su mayoría no son lineales, son sensibles a procesos de retroalimentación, poseen tiempos de retardo y son difíciles

de predecir. En general, sus resultados dependen de la escala de observación y, en muchos casos, son graduales hasta que alcanzan un umbral a partir del cual los cambios pueden ocurrir de forma brusca (Scheffer *et al.*, 2000).

En algunos casos, la oferta de un *se* afecta de manera negativa el suministro de otros servicios. De esta forma, distintos beneficios derivados del mismo proceso ecosistémico pueden estar en conflicto. La existencia de múltiples factores de estrés y perturbación o la dependencia de un beneficio particular de varios procesos ecosistémicos, convierten a la definición de las *fi* en una tarea compleja, pero abordable por parte del sistema de ciencia y técnica en la medida en que se disponga de los recursos y la organización adecuada.

Es importante resaltar que las *fi* son dependientes del contexto ecológico, social y productivo y, por lo tanto, no se debería recurrir a *fi* *genéricas* o correspondientes a un territorio diferente. Este aspecto destaca la necesidad del desarrollo y profundización en la investigación ecológica local.

B.3.2.1. Nivel y escala a la que se plantea la función de impacto

Las *fi* deben plantearse a nivel de paisaje. El paisaje es el nivel en donde los patrones espaciales influyen los procesos ecológicos, se ofrecen los *se* y se produce la interacción entre los componentes humanos y biofísicos (Wiens y Moss, 2005). Si bien la dimensión espacial de un paisaje puede variar, la extensión de la escala de análisis de un paisaje es del orden de km^2 , variando en general entre 10^2 y 10^5 ha. En el Capítulo A.2. se destaca la importancia de considerar la oferta de *se* a nivel de paisaje.

Para definir la escala espacial a la cual plantear las funciones de impacto, se podría recurrir a la definición de “*unidades proveedoras de servicios*”, sean éstas poblaciones o ecosistemas (Luck *et al.*, 2003). Los paisajes definidos como cuencas hidrográficas son en particular adecuados como sujetos de planificación. Sin embargo, también es necesario contemplar el contexto sociopolítico-administrativo de la toma de decisiones y la gestión, ya que deben considerar una escala compatible con el ámbito de acción de los actores involucrados y de las posibles decisiones a tomar.

En el caso del medio rural de muchos países sudamericanos, la extensión del análisis variará entonces entre el municipio (partido o departamento) y la provincia, y el grano corresponderá a las unidades de manejo

de los establecimientos. La resolución espacial debería permitir identificar los distintos tipos de ecosistemas y coberturas del suelo (parches del paisaje) y las unidades de manejo (establecimientos o potreros).

B.3.2.2. Anatomía de la función de impacto

A la hora de construir o interpretar una FI debe ponerse en consideración qué SE evaluar, cómo representar el factor de perturbación y cómo interpretar la relación funcional entre ambos a partir de la forma que adopta la función resultante (Figura B.3.1).

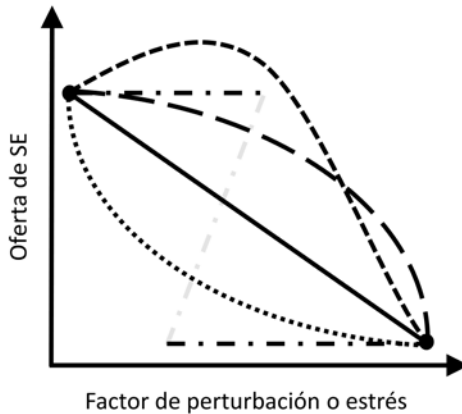


Figura B.3.1. Visión esquemática o modelos genéricos de una FI, es decir, de la relación entre el grado de perturbación o estrés asociado al uso del territorio y el nivel de oferta de servicios ecosistémicos. La relación puede adquirir diferentes formas, representadas con distintas tramas.

B.3.2.2.1. La variable dependiente: la oferta de servicios ecosistémicos (SE)

La definición de un aspecto ecosistémico como un *servicio* depende del beneficio al cual contribuye y, por lo tanto, es dependiente del sistema socioecológico que se encuentre bajo análisis. Identificar cuáles de los múltiples servicios serán priorizados es un aspecto crítico que no es a menudo considerado con la atención y el grado de participación de los actores que requiere la planificación territorial. Los SE clave, en principio, serán aquellos más vulnerables al cambio y que tengan las menores opciones tecnológicas o ecológicas para su sustitución. SE de provisión (como agua potable)

y de regulación (por ejemplo, de inundaciones o de conservación del suelo) son en general candidatos a ser identificados como clave. Por otra parte, deberá considerarse la existencia de una demanda específica por SE en particular, por ejemplo, en el caso de cuencas hidrográficas con poblaciones que requieran agua para consumo (FAO, 2004). Si bien la definición de los SE finales a considerar involucra aspectos técnicos, cuáles de ellos se priorizarán es una decisión eminentemente política en un proceso de OT. Detrás de la determinación de considerar de manera prioritaria la oferta de agua potable, la regulación de inundaciones, el secuestro de C o la producción de forraje, existe una puja de intereses y valores que suele dirimirse en función del poder acumulado por los distintos actores.

Uno de los prerrequisitos para darle racionalidad (es decir, capacidad de alcanzar objetivos comunes explícitos) al proceso de priorización de SE, consiste en la capacitación e información de actores. La discusión de prioridades debe ir precedida de la instalación del marco conceptual de los SE en el sistema socioecológico. Esto implica desde un curso de capacitación para personas clave en cada grupo de actores, hasta campañas de educación y divulgación capaces de instalar el enfoque en los diversos sectores de la sociedad. Se debe trasladar la lógica del modelo de cascada o escalera ascendente (ver Figura B.1.1) que conecta procesos ecológicos con beneficios a un formato de difusión masiva. Incluye también la discusión de la idea de compromisos en la oferta de distintos SE y el planteo de alternativas de valoración para los distintos SE.

La cantidad de aspectos ecosistémicos (estructurales y funcionales) a considerar para cuantificar los SE intermedios que más contribuyen a definir los SE finales puede parecer abrumadora, pero éstos pueden reducirse a una serie de SE intermedios ligados a la dinámica del C, del agua, del N, a la biodiversidad, el régimen de perturbaciones y la dinámica del paisaje. En el Capítulo B.2., se describen ejemplos de funciones de producción que permiten el cálculo de SE intermedios o finales. La medición directa de aspectos ecosistémicos, o el resultado de aplicar esas funciones de producción para distintas situaciones de estrés o perturbación, permite generar los valores a consignar en el eje Y de una FI.

B.3.2.2.2. La variable independiente: el factor de perturbación o estrés

Diversos factores (endógenos o exógenos) pueden afectar el nivel de oferta de los SE. Estos factores (como el desmonte o la intensificación de la agricultura) pueden actuar promoviendo la oferta de un SE (por ejemplo, aumentando la producción de biomasa) y/o disminuyendo la de otros

(por ejemplo, diversos *se* de provisión). En este caso, dicho factor actuaría como un factor de perturbación o estrés.

El factor de perturbación o estrés está asociado al uso antrópico del territorio y puede ser el resultado del reemplazo de la cobertura del suelo (en tipo y/o cantidad de biomasa) y/o del cambio de condiciones abióticas (degradación o eutrofización, alteración del nivel freático, cambios climáticos).

El factor de perturbación o estrés será caracterizado muchas veces como el porcentaje de transformación o alteración del paisaje, o su complemento, el porcentaje de hábitat natural. En otras ocasiones, puede ser caracterizado a través del tiempo transcurrido desde una intervención determinada. Los mapas de coberturas y usos del suelo presentados en el Capítulo A.1., o las descripciones de la estructura y configuración del paisaje del Capítulo A.2. permiten la descripción cuantitativa de la alteración del territorio. De forma alternativa pueden utilizarse indicadores del nivel de intensidad del uso del territorio. Por ejemplo, en el Capítulo D.2. se describe el cálculo de la apropiación humana de la productividad primaria neta (*AHPN*), variable que describe cuantitativamente la intensidad de uso y, por ende, el nivel de perturbación que experimenta un determinado ecosistema. La presión humana sobre los ecosistemas también ha sido caracterizada al resumir datos de densidad poblacional, usos del suelo, infraestructura y accesibilidad para generar índices sintéticos, estandarizados y globales, como el Índice de Influencia Humana (Sanderson *et al.*, 2002; Venter *et al.*, 2016).

Por otro lado, el análisis emergético es una forma de cuantificar la energía utilizada para obtener un producto considerando una escala que excede a la de la unidad de manejo. Además de contabilizar la energía usada de modo directo (energía solar, combustible) considera todas las transformaciones de energía de los recursos naturales, insumos manufacturados, capital y mano de obra requeridos para obtener el producto final (Odum, 1996). En el análisis emergético la energía se utiliza como moneda común y, de esta manera, permite hacer comparaciones entre sistemas productivos diferentes, una aproximación útil para evaluar el grado de presión de cada uno de ellos sobre los ecosistemas que los sostienen. Una comparación del desempeño emergético de tres usos del suelo puede verse en Martin *et al.* (2006).

La identificación del/los factores responsables de cambios en el nivel de oferta de *se* clave es un aspecto con un fuerte componente científico-técnico, pero también un área de disputa política. Establecer las

hipótesis que vinculan los cambios en variables ecosistémicas con las intervenciones humanas presenta una serie de desafíos. Éstos van desde la desagregación de factores complejos (como la expansión agrícola) en factores próximos (el tipo de labranza o cultivo, la aplicación de determinado agroquímico, la ausencia de rotaciones), hasta la interacción entre factores locales con factores exógenos biofísicos (por ejemplo, el aumento de eventos climáticos extremos) o socioeconómicos (como el precio de los *commodities* o las migraciones urbano/rurales).

La definición de un factor de perturbación y estrés tiene asociada la identificación de un agente promotor o generador de ese efecto (afectores). Sin duda, éste es un motivo de conflicto, ya que implica un juicio sobre los actores responsables. El desafío, en este aspecto, es generar hipótesis plausibles y documentadas en evidencias empíricas y lógicas acerca de cuáles serían los factores responsables de la reducción en el nivel de oferta de los SE clave y, de manera simultánea, lograr que los actores que participan en el proceso reconozcan y legitimen socialmente esas hipótesis.

B.3.2.2.3. La forma de la curva

La relación entre el factor de perturbación o estrés y la oferta de un SE determinado puede adoptar distintas formas (Scheffer *et al.*, 2000). El caso más simple es el que asume un efecto aditivo de la transformación del paisaje sobre la oferta de un SE, es decir que la oferta de un SE dado cae de manera continua ante la intensidad creciente del uso del suelo (Figura B.3.2). De manera alternativa, puede caer con una tasa variable, o sea que la oferta de un SE dado se mantiene estable hasta que se alcanza un nivel crítico de perturbación o estrés ante el cual se manifiestan los cambios en la oferta de SE (Figura B.3.2). En este caso, resulta fundamental conocer el nivel de intensidad en el uso del suelo frente al cual la tasa de disminución del SE se acelera. Retrocontroles positivos o negativos pueden estar detrás del adelantamiento o retraso del punto crítico.

En ocasiones, se pueden observar distintos estados estables en la oferta de un SE, es decir que frente a un mismo nivel de intensidad de uso podrían existir diferentes niveles de oferta de SE (Figura B.3.1). En este tipo de procesos es crucial reconocer los umbrales que determinan una transición catastrófica entre niveles de oferta de un SE, esto es, la intensidad del uso del suelo ante la cual la oferta de un SE determinado se desmorona. En estos casos se observa el fenómeno de histéresis, o sea que

no alcanza con revertir la intensidad de uso (el factor de perturbación o estrés) al nivel previo al colapso para recuperar la función ecosistémica. Cuando esto ocurre, la reversibilidad de las transformaciones está condicionada y pueden no observarse señales de alarma que anuncien el cambio brusco que se avecina (Scheffer *et al.*, 2000). Nes y Scheffer (2005) señalan la importancia de mantener la heterogeneidad de parches en el uso del suelo para amortiguar fenómenos de histéresis y cambios catastróficos en la oferta de servicios.

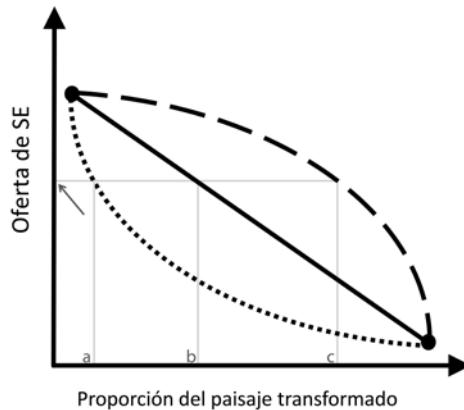


Figura B.3.2. El máximo nivel de transformación del territorio posible (a, b o c) depende del nivel mínimo de oferta de un SE determinado que es aceptado o tolerado por la sociedad, y de la forma que adopta la FI.

La definición explícita de la forma que adopta la FI es clave para poder determinar el nivel de perturbación que puede soportar el territorio, una vez fijado el nivel mínimo del SE aceptable para la sociedad. Por ejemplo, la flecha en la Figura B.3.2 marca el nivel mínimo de oferta de un SE de regulación dado que se ha decidido mantener. La proporción del territorio que se podrá transformar antes de alcanzar el límite establecido será la indicada por el punto “b” si la función es lineal, o por “a” y “c” si no es lineal, dependiendo, por lo tanto, de la forma de la curva. Es así que las FI resultan un instrumento fundamental para tornar operativo el concepto de SE en la planificación del territorio. Pero ¿cuál es la superficie que puede transformarse? La respuesta a esta pregunta requiere, de manera ineludible, una definición política: determinar cuál es el nivel de reducción en la oferta de cada uno de los servicios que la sociedad está dispuesta a tolerar. Según la forma que adquiera la FI, el territorio podría ser transformado en distintos niveles o proporciones.

B.3.3. Funciones de impacto en la llanura chaco-pampeana

B.3.3.1. Carbono orgánico del suelo (COS)

Diversos experimentos muestran que los suelos del mundo han perdido entre un 20% y 40% de su materia orgánica durante los primeros años luego de ser cultivados. Técnicas como la siembra directa, la rotación con pasturas o la inclusión de cultivos de cobertura, pueden ser implementadas para recobrar los niveles de COS (Figura B.3.3).

En general, una mayor cantidad de cultivos en el año pareciera aumentar los contenidos de COS, en particular cuando se utilizan cultivos de cobertura (Novelli *et al.*, 2017). Estos aumentos estarían ocasionados por los mayores aportes de biomasa, tanto aérea como subterránea (Mazzilli *et al.*, 2015). De igual manera, en sistemas ganaderos, el manejo del pastoreo puede afectar los reservorios de COS, sobre todo a través de cambios en la biogeoquímica del N, las especies vegetales o la partición entre tallo y raíz (Piñeiro *et al.*, 2010).

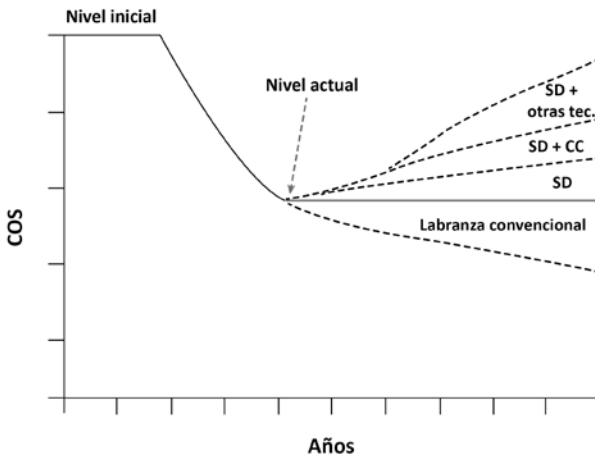


Figura B.3.3. Cambios hipotéticos de los contenidos de COS luego del inicio de la agricultura y posibles trayectorias con distintas técnicas de manejo. SD: siembra directa. CC: cultivos de cobertura. Fuente: modificado de Blanco-Canqui *et al.* (2015).

En el Chaco seco, Villarino *et al.* (2017) mostraron que el tiempo transcurrido desde el reemplazo de la vegetación nativa explica la magnitud de las pérdidas de cos, tanto en la fracción particulada como en la asociada a los minerales. Sin embargo, la magnitud de estas pérdidas en general difiere entre ambas fracciones. Por otro lado, también mostraron que la pérdida de cos está asociada de forma positiva con la proporción del cultivo de soja en la rotación, lo que resalta la vulnerabilidad de la oferta de se asociados al cos, dado que el avance de la agricultura en el Chaco se basa sobre todo en el monocultivo de soja (Gasparri *et al.*, 2013).

En el mismo sentido, Caride *et al.* (2012) estimaron el efecto de distintos manejos agrícolas sobre el contenido de cos en la pampa ondulada argentina utilizando el modelo de simulación CENTURY. En esta región, que posee suelos muy aptos para la agricultura (Hall *et al.*, 1992), el contenido de cos luego de 60 años de uso agrícola fue inferior al valor de referencia (previo a la implantación de cultivos o de lotes no cultivados) en un 15% (Figura B.3.4). Esta disminución en el contenido de cos es sensiblemente inferior al 45% reportado por Villarino *et al.* (2017) en el Chaco seco. Por otro lado, los resultados de Caride *et al.* (2012) permiten construir una función de impacto al estimar la variación del cos a lo largo de un gradiente de intensidad de uso del suelo a escala de paisaje (Figura B.3.4).

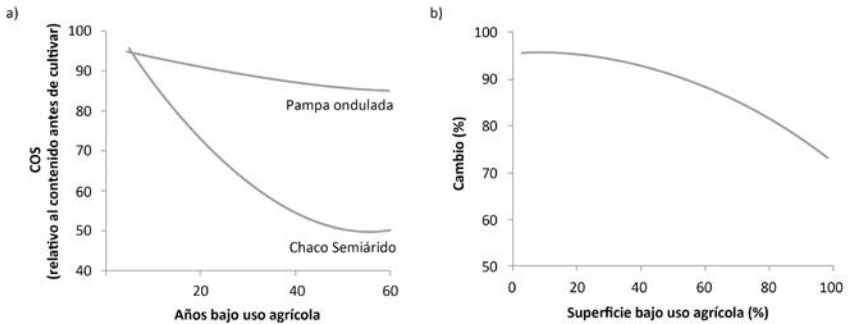


Figura B.3.4. Dos ejemplos de funciones de impacto que muestran la relación entre el contenido de C orgánico del suelo (*se intermedio*) y distintas formas de representar al uso agrícola como factor de estrés o perturbación. A: Cambios en el contenido de cos a lo largo del tiempo luego del establecimiento de cultivos en el Chaco semiárido (estimaciones basadas en mediciones de campo reportadas por Villarino *et al.*, 2017) y la pampa ondulada (estimaciones basadas en modelos de simulación reportadas por Caride *et al.*, 2012). B: Cambios en el contenido simulado de carbono orgánico total entre la superficie y los 20 cm de profundidad en paisajes de 6495 ha con distinta proporción de superficie

bajo uso agrícola en la pampa ondulada (elaborado a partir de Caride et al., 2012).

B.3.3.2. Biodiversidad específica

El cambio en el uso del suelo es uno de los factores que más influyen sobre la pérdida de biodiversidad (Chapin *et al.*, 2000). Se considera que usos del suelo tales como sistemas silvopastoriles, ganadería en pastizal natural, etc., tienen un menor impacto sobre la biodiversidad que usos como la agricultura de cultivos anuales (Cingolani *et al.*, 2008; Mastrangelo y Gavin, 2014). Esto se relaciona con la magnitud del cambio en la cobertura respecto de la original, así como con el nivel de disturbio y uso de insumos externos, es decir, la intensidad de uso (Wilby y Thomas, 2002; De la Fuente y Suárez, 2008; Flynn *et al.*, 2009; Medán *et al.*, 2011).

Por otro lado, la configuración del paisaje también tiene un efecto importante en la biodiversidad, en especial en los rurales (Cerezo *et al.*, 2011; Fahrig *et al.*, 2011; Weyland *et al.*, 2012). El cambio en la cobertura del suelo por uso antrópico aumenta la heterogeneidad en niveles bajos de intervención, con un consecuente incremento en la biodiversidad. En niveles altos de intervención, el paisaje tiende a homogeneizarse y la biodiversidad vuelve a disminuir, al tiempo que cambia el conjunto de especies, prevaleciendo aquéllas adaptadas a altos niveles de disturbios y favorecidas por la actividad humana (Poggio *et al.*, 2010; Weyland *et al.*, 2014).

La fragmentación y la pérdida de hábitat conducen a una disminución del número de especies (Kruess y Tscharntke, 1994), aunque el efecto de la fragmentación es más débil que el de la pérdida de hábitat (Fahrig, 2003). En la región chaqueña, ambos procesos ocurren de manera simultánea (Gasparri y Grau, 2009). El proceso de deforestación para agricultura e intensificación de la ganadería en la mencionada región, resaltan la necesidad de comprender sus efectos sobre la biodiversidad. En este sentido, Mastrangelo y Gavin (2014) proveen una de las pocas cuantificaciones empíricas de las consecuencias de la transformación del territorio sobre la biodiversidad de aves a escala de paisaje. Sus resultados muestran la existencia de un umbral a partir del que se observa una disminución considerable de la riqueza de aves (Figura B.3.5). Este umbral se encuentra próximo al punto de “inversión del paisaje”, esto es, sitios con una mayor superficie transformada que de vegetación natural. Los efectos negativos de la pérdida de hábitat se manifiestan no sólo en

la riqueza de especies, abundancia y distribución de las poblaciones y diversidad genética, sino también en la reducción de tasas de crecimiento poblacional, la simplificación de tramas tróficas, la modificación de las interacciones entre especies y los cambios en la dispersión y el comportamiento (Fahrig, 2003). Estos efectos se acumulan en el tiempo y dan lugar a extinciones locales.

Diversos trabajos en los bosques chaqueños documentan los efectos de la fragmentación sobre la polinización y la reproducción de especies arbóreas (Aizen y Feinsinger, 1994; Galetto *et al.*, 2007). Al respecto, los polinizadores nativos resultan ser los más perjudicados (Aizen y Feinsinger, 1994). Chacoff *et al.* (2004) observaron que la fragmentación del bosque afecta la depredación de semillas de *Acacia aroma* y de *Cercidium praecox*. Esto puede determinar efectos importantes de la fragmentación sobre las poblaciones de estas especies.

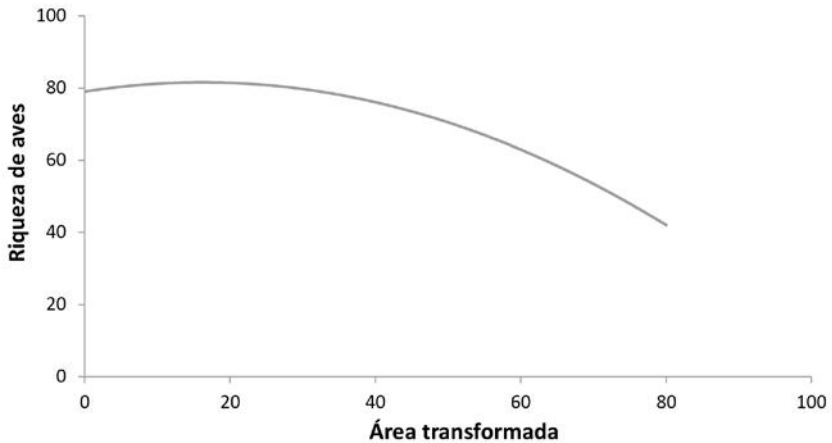


Figura B.3.5. Cambios en la riqueza de aves en paisajes con distinta proporción de superficie agrícola en el Chaco semiárido. Fuente: elaborado a partir de Mastrangelo y Gavin (2014).

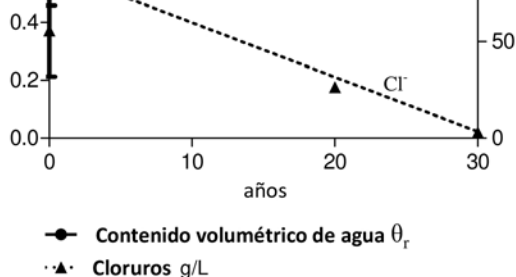
B.3.3.3. Recarga de acuíferos y rendimiento hidrológico

La oferta de servicios ecosistémicos –tales como el suministro de agua para consumo humano y la regulación de inundaciones, entre otros– está asociada al balance hídrico. El balance hídrico de una porción del territorio resulta de la diferencia entre la entrada de agua por precipitación y la

salida hacia la atmósfera (evapotranspiración; en adelante, ET) o hacia el subsuelo (drenaje profundo). El escurrimiento superficial es un flujo que puede actuar como una entrada o como una salida de agua del sistema, pero en las planicies sedimentarias –como la llanura chaco-pampeana, donde la pendiente regional es extremadamente baja– la ET es el principal flujo de salida de agua (Jobbágy *et al.*, 2008). Dada la estrecha relación entre la dinámica del agua y de las sales, alteraciones hidrológicas pueden modificar los patrones de acumulación y distribución de sales desde las escalas de parcela a paisaje (Nosetto *et al.*, 2008). Los cambios en la cobertura del suelo, en particular los que implican una transición entre sistemas leñosos y herbáceos, pueden alterar de manera significativa la ET. En muchas áreas del planeta se observaron alteraciones en el transporte vertical de agua y sales como consecuencia de los efectos del cambio en el uso del suelo sobre la magnitud y la estacionalidad de la ET (Scanlon *et al.*, 2006). Las consecuencias ecohidrológicas de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura chaco-pampeana fueron analizadas por Jobbágy *et al.* (2008).

Los bosques chaqueños satisfacen la demanda atmosférica de agua al evapotranspirar toda la precipitación que reciben, lo que determina que el flujo de agua hacia el subsuelo sea nulo (Jobbágy *et al.*, 2008). En estos sistemas, las sales incorporadas al suelo a través de las deposiciones atmosféricas y como producto de la meteorización, se acumulan en profundidad a lo largo de los siglos, y la capa freática se mantiene a varios metros de la superficie. Cuando la vegetación es reemplazada por cultivos herbáceos, la ET disminuye, el agua percola a través del perfil del suelo, y gradualmente las napas ascienden hacia la superficie, trasladando las sales acumuladas en profundidad, lo que afecta la fertilidad del suelo y la calidad del agua. Amdan *et al.* (2013) presentaron evidencia que sugiere que este proceso ya estaría sucediendo en el Chaco semiárido al reportar que suelos bajo agricultura presentan mayor contenido volumétrico de agua y menor cantidad de cloruros que suelos ubicados bajo bosques. Además, esta diferencia se acentúa al aumentar el tiempo transcurrido desde el desmonte y el posterior uso agrícola (Figura B.3.6). La redistribución de sales por el ascenso de las napas ha ocasionado la pérdida del 10% de las tierras cultivables de Australia (George *et al.*, 1997; NLWRA, 2001). Procesos similares, aunque de menor magnitud, fueron observados en las grandes llanuras de Estados Unidos (Scanlon *et al.*, 2005), en el Sahel (Leblanc *et*

al., 200
(Santon



rra (Editores)
gentino

Figura B.3.6. Cambios en el contenido volumétrico de agua y la concentración de cloruros a lo largo del tiempo, luego del establecimiento de cultivos en el Chaco semiárido. Fuente: Amdan et al. (2013).

El establecimiento de plantaciones forestales en reemplazo de pastizales naturales es un cambio de la cobertura del suelo extendido en los pastizales del Río de la Plata (Jobbágy et al. 2006). Los árboles presentan mayor capacidad evaporativa que los pastos que reemplazan y satisfacen la demanda atmosférica de agua a expensas de la napa freática, que, a diferencia de lo que ocurre en la región chaqueña, suele estar cerca de la superficie de modo natural.

El mayor consumo de agua por las forestaciones puede reducir el ya escaso escurrimiento superficial hacia ríos y arroyos, reduciendo el rendimiento hidrológico de la cuenca (Figura B.3.7) (Farley et al., 2005) y deprimir la napa freática (Engel et al., 2005). La salinización de suelos y agua subterránea como consecuencia de la exclusión de solutos durante el consumo de agua freática ha sido documentada en diversas regiones del mundo, bajo distintas especies de árboles (deciduos y siempreverdes, coníferas y latifoliados) y en un amplio rango de climas (George et al., 1999; Heuperman, 1999; Sapanov, 2000; Vertessy et al., 2000; Jobbágy y Jackson, 2004; Noretto et al., 2007).

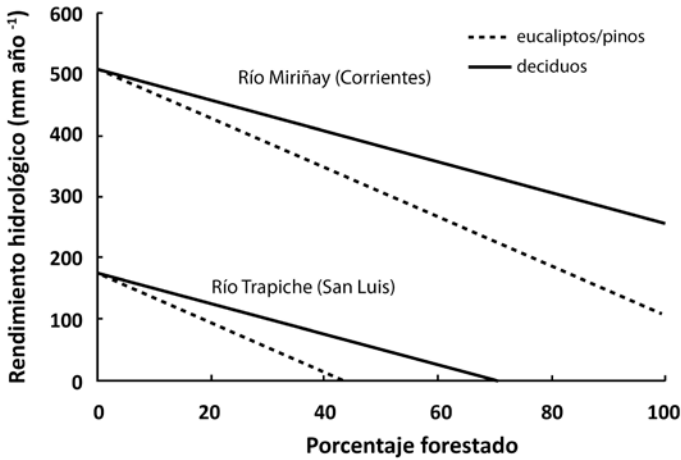


Figura B.3.7. Un ejemplo de función de impacto que muestra la relación entre el rendimiento hidrológico (SE intermedio) y la proporción de la cuenca que está ocupada por plantaciones forestales como factor de estrés o perturbación (fuente: Jobbágy et al., 2008). El impacto de la forestación depende de la especie utilizada y de la precipitación media anual, lo que resalta el carácter contexto dependiente de las FI.

B.3.3.4. Productividad primaria

Paruelo *et al.* (2004) analizaron las tendencias temporales del Índice de Vegetación Normalizado (IVN), un índice espectral relacionado con la radiación fotosintéticamente activa absorbida por el estrato vegetal (y, por ende, con las ganancias de C) durante el período 1980-2000 en Sudamérica. Estos autores observaron que a escala regional el IVN disminuyó de forma significativa en muchas de las áreas en las que la agricultura se extendió por sobre los bosques (Figura B.3.8). Un análisis más detallado realizado en el Chaco semiárido confirmó la reducción en la magnitud y el aumento en la estacionalidad de las ganancias de C como consecuencia del reemplazo de bosques por cultivos herbáceos (Volante *et al.*, 2012).

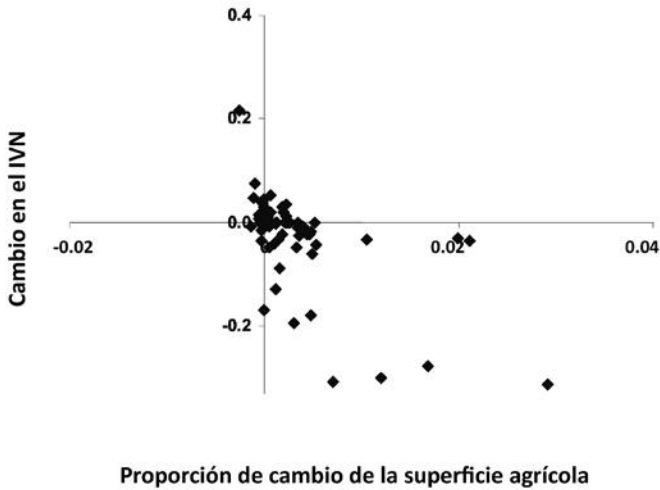


Figura B.3.8. Relación entre el cambio en la proporción de la superficie agrícola a nivel de departamento y el cambio en el IVN, un estimador de las ganancias de C de los ecosistemas derivado de datos satelitales, en departamentos ocupados por bosques en el no argentino (Salta, Chaco, Formosa, Jujuy y Tucumán). Fuente: modificado de Paruelo et al. (2004).

B.3.4. El índice de oferta de servicios ecosistémicos (IOSE) como integrador de paquetes de servicios ecosistémicos (SE) de regulación y soporte

El nivel de oferta de servicios tan diversos como el rendimiento hidrológico, la regulación del nivel del agua subterránea, el secuestro de C o la biodiversidad de aves, puede ser descripto por dos características de los ecosistemas: la cantidad total de biomasa que producen en un año y la estacionalidad de esa producción (la diferencia entre los valores máximos y mínimos de producción de biomasa) (Paruelo *et al.*, 2016). El nivel de oferta global de SE aumenta cuanto más productivo es un sistema y cuanto menos estacional es (menos variable dentro del año). Estos dos atributos del funcionamiento de los ecosistemas (esto es, productividad y estacionalidad) pueden ser calculados mediante datos provistos por satélites de observación terrestre y se pueden utilizar para la construcción del Índice de Oferta de SE (IOSE), que a su vez puede ser considerado un integrador de paquetes de SE (Paruelo *et al.*, 2016).

La Figura B.3.9 muestra la variación del IOSE en el Chaco semiárido (CHS) y en la porción argentina de los pastizales del Río de la Plata (PRP) a lo largo de un gradiente de intensidad del uso del suelo, construido a partir de información de densidad poblacional, uso del suelo, infraestructura y accesibilidad sintetizados en el Índice de Influencia Humana (IIH) (Sanderson *et al.*, 2002; Venter *et al.*, 2016). La relación negativa entre las variables analizadas, que se verifica en ambas regiones, implica que el aumento en la intensificación del uso del suelo está asociado a la disminución del IOSE, tanto en el CHS como en los PRP. Sin embargo, la magnitud de esta disminución difiere entre ambas regiones. La intensificación del uso antrópico está asociada a una dominancia en el paisaje de cultivos agrícolas anuales (por ejemplo, soja) en ambas regiones, lo cual explica el hecho de que a niveles altos de intervención antrópica los valores del IOSE sean similares entre regiones. Por el contrario, con bajos niveles de intervención antrópica, el IOSE refleja las características inherentes a la vegetación natural de cada región, bosques semicaducifolios en el CHS y pastizales templados en los PRP. Estos últimos presentan naturalmente menor productividad y mayor estacionalidad que los primeros. El IOSE también es sensible a los cambios en la superficie desmontada en el paisaje incluido en una celda de 6400 ha (Figura B.3.10).

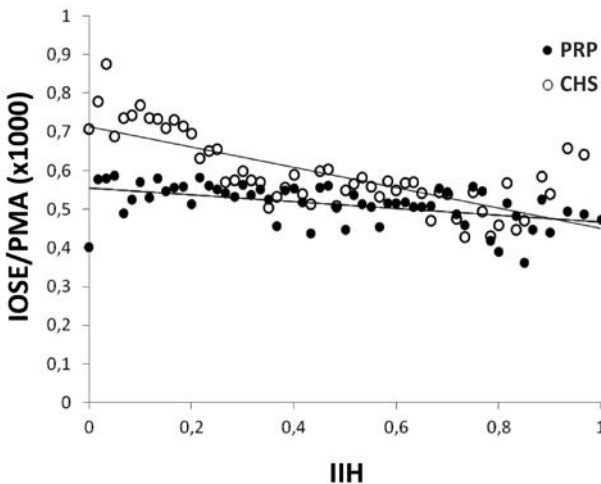


Figura B.3.9. Relación entre el Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (IOSE) por unidad de precipitación (Paruelo *et al.*, 2016) y el Índice de Influencia Humana (IIH) (Sanderson *et al.*, 2002; Venter *et al.*, 2016) en la región del Chaco semiárido (CHS) y la porción argentina de los pastizales del Río de la Plata (PRP). PMA: precipitación media anual (mm).

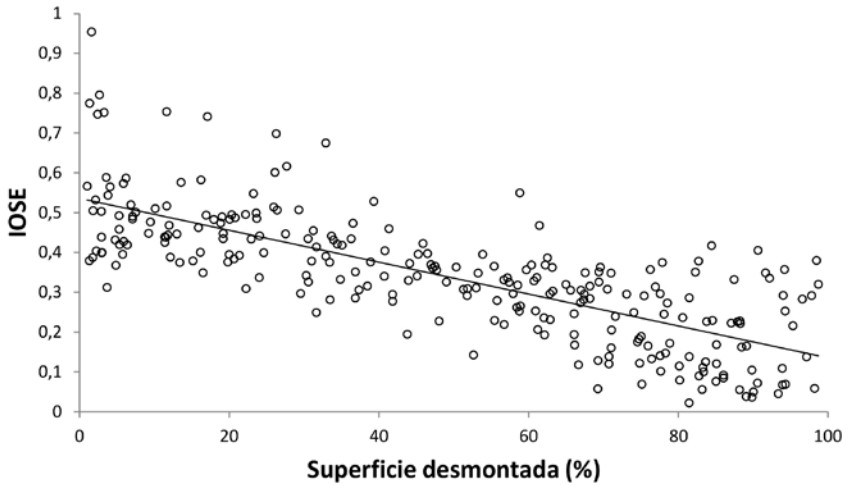


Figura B.3.10. Un ejemplo de FI que muestra la disminución del IOSE a medida que aumenta la superficie desmontada en el departamento de Anta (provincia de Salta, Argentina). Cada punto corresponde a una celda de 6400 ha.

Capítulo B.4. Métodos y herramientas de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos. El protocolo ECOSER⁹

María Paula Barral, Laura Nahuelhual y Pedro Laterra

B.4.1. ¿Qué significa evaluar servicios ecosistémicos (SE)?

En este capítulo se ofrece un panorama de los procedimientos de evaluación y mapeo de SE usualmente aplicados, poniendo énfasis en la herramienta ECOSER¹⁰ (Laterra *et al.*, 2016). Las evaluaciones de SE consisten en procesos estructurados de generación y análisis de información que buscan responder preguntas inspiradas por la interacción entre beneficiarios y proveedores de los SE y los ecosistemas que los soportan, y que están dirigidos, en última instancia, a incorporar los SE en las políticas públicas a través de conocimientos y herramientas útiles para la toma de decisiones sobre usos de la tierra. Por lo anterior, las evaluaciones de SE espacialmente explícitas (mapas) ofrecen un insumo fundamental para la toma de decisiones sobre usos de la tierra, en particular en procesos de ordenamiento territorial (Burkhard y Maes, 2017).

El conocimiento de las propiedades y requerimientos de los distintos enfoques de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos (EMSE) permite seleccionar los procedimientos más adecuados para satisfacer distintos objetivos (Figura B.4.1). Una mayor adecuación entre procedimientos y objetivos podría contribuir a reducir la dispersión metodológica actual, al mejorar la comparabilidad y confiabilidad de los resultados, y así incrementar la incidencia del enfoque de SE en la toma de decisiones (Nahuelhual *et al.*, 2015).

⁹ Protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socioecológica para el ordenamiento territorial

¹⁰ www.eco-ser.com.ar

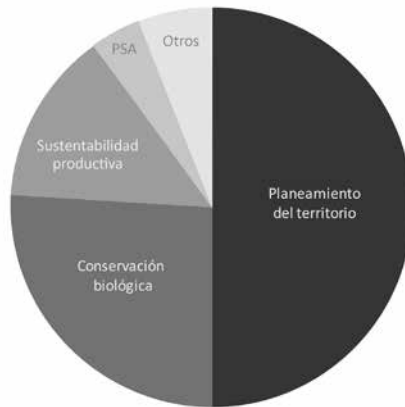


Figura B.4.1. Proporción de los principales objetivos de los mapas de SE declarados por los autores de un conjunto amplio de mapas de SE revisados por Nahuelhual et al. (2015). PSA: pago por servicios ambientales. Sustentabilidad productiva: mapas orientados a examinar la sustentabilidad de sistemas de producción agrícola, según su impacto sobre los SE.

Un mejor conocimiento de los enfoques de EMSE también es importante para rectificar actitudes adversas hacia éstos. Parte de las resistencias con que se encuentran los enfoques de SE para su internalización en la toma de decisiones radica en su errónea identificación pública y política (e incluso dentro de algunos sectores académicos) con la monetarización o mercantilización de la naturaleza. Sin embargo, es importante considerar que la valoración ofrece distintos productos (por ejemplo, mapas de valor social, mapas de beneficiarios) útiles para la toma de decisiones, y que no necesariamente implican poner precios a los SE intangibles. Por otro lado, los mapas de SE basados en técnicas de valoración económica están mucho menos representados en la bibliografía que otros enfoques de EMSE (Figura B.4.2).

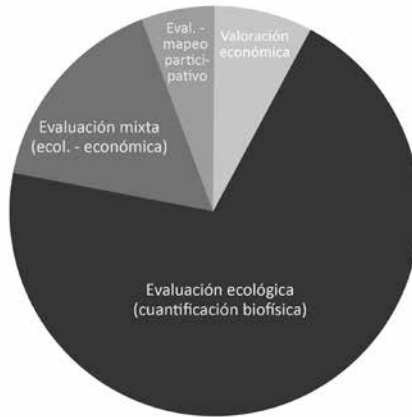


Figura B.4.2. Proporción de los principales procedimientos empleados para la EMSE dentro de un conjunto amplio de trabajos revisados por Nahuelhual et al. (2015).

B.4.2. Enfoques de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos (SE)

Como se indica en el Capítulo B.1, los mapas de SE no suelen basarse en datos primarios sino en distintos tipos de indicadores de esos SE. La dispersión conceptual y metodológica que subyace a los mapas de SE exige a los usuarios una especial precaución, ya que la interpretación de éstos varía con qué se mapea y cómo se mapea. Este capítulo tiene como objetivo presentar y discutir los distintos tipos de mapas y de procedimientos disponibles para evaluar y mapear SE.

Sólo el 60% de los mapas publicados bajo la denominación de SE corresponde en realidad a lo que se entiende como tal, según el modelo de cascada (Nahuelhual *et al.*, 2015; ver Capítulo B.1). El resto de los mapas corresponde a otros aspectos de ese mismo modelo, tales como atributos estructurales de los ecosistemas, funciones ecosistémicas (=SE intermedios) o directamente a valores económicos obtenidos a partir de distintos métodos de valoración (Tabla B.4.1).

Valoración económica o social de beneficios	Valoración directa a través de métodos de contingencia y otros; transferencia de beneficios a unidades homogéneas. Valoración social mediante encuestas o métodos participativos.
Evaluación ecológica (cuantificación biofísica)	Índices o proxys del flujo de SE.
	Modelos de procesos; funciones de producción ecológicas; opinión de expertos.
Evaluación participativa	Los actores sociales y grupo de interés forman parte del proceso de evaluación y mapeo, a través de la valoración y/o la localización de los flujos de SE y/o sus beneficios sobre el mapa.
Evaluación mixta	Las evaluaciones ecológicas de distintos tipos de SE son ponderadas por su valor económico o social.

Tabla B.4.1. Principales enfoques de evaluación y mapeo de SE.

B.4.3. Valoración económica: mapas de valor económico de servicios ecosistémicos (SE)

Las aproximaciones a EMSE desde la economía ambiental ofrecen “atajos” al proceso de integración que propone el modelo de cascada, estimando de forma directa los beneficios a través de su valor económico y asignando de manera más o menos uniforme ese valor dentro de cada tipo de ecosistema, de bioma o de cobertura. Debido al esfuerzo que representan estas estimaciones, los mapas del valor económico de los SE para un área de estudio por lo general se resuelven mediante el método de transferencia de beneficios, por el cual los valores económicos obtenidos en otros sitios de estudio comparables son “transferidos” al sitio de interés. De acuerdo con el tipo de SE considerado, los valores económicos usados como referencia pueden corresponder directamente a precios de mercado (para el caso de SE con mercados concretos, como la mayoría de los SE de provisión) o haber sido obtenidos a partir de métodos dirigidos a revelar el valor económico oculto de los SE (con frecuencia para SE como los de regulación y culturales que no tienen precios de mercado).

Si bien los métodos de valoración económica de SE suelen contar con sólidos fundamentos teóricos (Heal, 2000; Farley, 2012; Kallis *et al.*, 2013) que permiten soportar análisis de costo-beneficio fundamentales para la toma de decisiones, han merecido fuertes críticas desde las miradas de la conservación de la biodiversidad y desde la ecología política (Kallis *et al.*, 2013; Neuteleers y Engelen, 2015). Más aún, su idoneidad para el mapeo de SE es limitada, ya que la aparente ventaja del “atajo” de la valoración

económica de SE, esconde la desventaja de ignorar las variaciones espaciales y temporales (escenarios) de las características biofísicas locales que modifican el flujo de un mismo tipo de SE dentro de un mismo tipo de ecosistema o bioma, y las características sociales que en última instancia condicionan el valor y la valoración. De este modo, los mapas de SE basados en la transferencia de beneficios suelen ser de rápida confección y sencilla interpretación, pero al mismo tiempo, poco flexibles y de baja resolución.

B.4.4. Evaluación ecológica de servicios ecosistémicos (SE): mapas de flujo

Debido a las críticas recibidas al abordaje de los SE, los métodos de mapeo basados en la evaluación ecológica o cuantificación biofísica de SE han mostrado un nivel de adopción y aceptación progresivos. Sin embargo, sería erróneo omitir que estos métodos también cuentan con sus propios atajos y, más aún, soslayar sus consecuencias.

Uno de los atajos con frecuencia más observables en la evaluación ecológica para el mapeo de SE consiste en la utilización de índices más o menos plausibles desde el punto de vista teórico, pero pocas veces validados empíricamente. Una de las consecuencias indeseables de esa falta de validación y el desconocimiento de su nivel de incertidumbre es la coexistencia de distintos índices alternativos y la incapacidad para compararlos en cuanto a su confiabilidad (ver Capítulo B.3 para una evaluación cuantitativa de un índice de oferta de SE). Otro de los atajos utilizados para la cuantificación biofísica de SE consiste en el ajuste de funciones de producción, mediante las cuales se vincula empíricamente el flujo de un SE con atributos o funciones de los ecosistemas o paisajes.

Dado su soporte empírico y que los atributos o funciones ecosistémicas son normalmente más fáciles de cuantificar que los flujos de SE, las funciones de producción (ver Capítulo B.2) representan una aproximación más avanzada para el mapeo de SE que la mera aplicación de índices no validados. No obstante, esta aproximación posee sus propias limitaciones, entre las que se suele mencionar el hecho de que rara vez consideran la presencia de umbrales y otros comportamientos no lineales. Esta limitación también es compartida con los mapas basados en transferencia de beneficios (Nahuelhual *et al.*, 2015).

Por otro lado, las funciones de producción no siempre vinculan atributos estructurales del ecosistema fácilmente medibles con los SE, sino que, en general, los vinculan con otros atributos o funciones ecosistémicas más simples y alejadas del SE y sus beneficios. Por ejemplo, la bio-

masa de madera en pie dentro de un bosque y el contenido de materia orgánica del suelo, son variables que permiten predecir el carbono almacenado en el ecosistema mediante funciones de producción lineales, pero el carbono almacenado es apenas uno de los atributos de los ecosistemas que aportan al SE de regulación climática.

Otras funciones de producción procuran vincular la capacidad del secuestro de carbono con características de la cobertura (tipo de vegetación dominante o propiedades espectrales), pero el secuestro de carbono tampoco define por sí solo la regulación climática. Utilizar un mapa de atributos o un mapa de funciones para la toma de decisiones orientadas al bien común (públicas), asumiendo que se trata de buenas aproximaciones a los verdaderos mapas de SE, aumenta la incertidumbre, reduce su confiabilidad y puede conducir a errores importantes en la toma de decisiones (Nahuelhual *et al.*, 2015, 2016b) (Figura B.4.3).

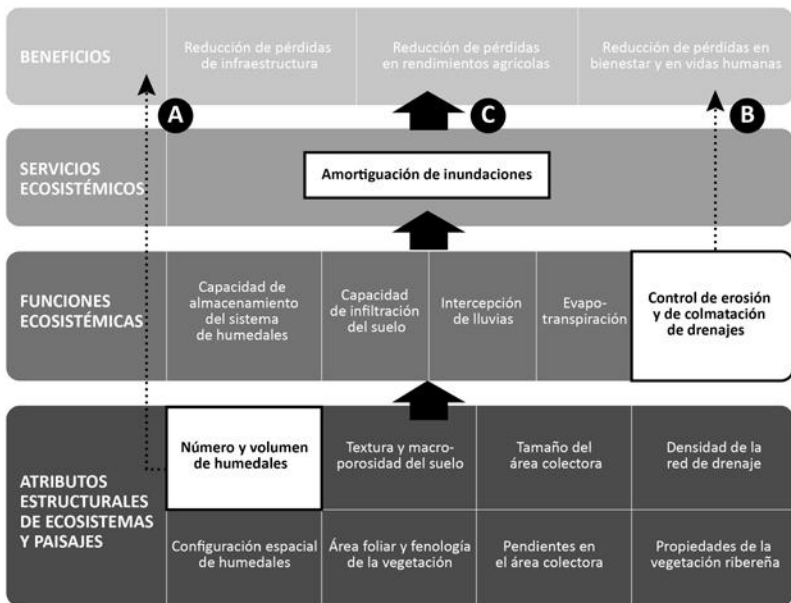


Figura B.4.3. Mapeo de SE con niveles de integración crecientes producen niveles de incertidumbre decrecientes y de confiabilidad crecientes. Mapas basados en uno o pocos atributos estructurales (A) o basados en una o pocas funciones ecosistémicas (B) poseen altos niveles de incertidumbre sobre la distribución de beneficios superiores (indicado por las flechas delgadas con líneas punteadas), respecto de los mapas resultantes de la integración de múltiples atributos de los ecosistemas y paisajes en funciones ecosistémicas y de éstas en SE (indicado por las flechas gruesas y continuas) (C).

B.4.5. Mapeo de valor social

Un tercer y más reciente enfoque es el mapeo de los valores sociales de SE, un modo de valoración espacialmente explícito que subraya las percepciones sociales, los valores y las prioridades sobre los indicadores económicos y ecológicos. Es un enfoque participativo que involucra a las partes interesadas, de manera individual o en grupos, mediante el uso de diferentes instrumentos de consulta directa a los actores sociales, tales como encuestas en línea (Sherrouse *et al.*, 2014), entrevistas abiertas (Plieninger *et al.*, 2013) y talleres (Palomo *et al.*, 2014).

Los estudios pueden basarse en una clasificación previa de los valores sociales a la que se refieren los participantes (Sherrouse *et al.*, 2014), o bien, se permite a los participantes expresar con libertad valores, que luego están vinculados a un conjunto de SE seleccionados por el investigador y espacialmente representados (Raymond *et al.*, 2009). Los resultados de los mapas suelen transmitir los valores sociales como medidas de diversidad, riqueza, abundancia y rareza (Bryan *et al.*, 2010; Palomo *et al.*, 2014; Sherrouse *et al.*, 2014).

Al igual que los enfoques anteriores, el mapeo de valores sociales no está exento de limitaciones. Como un enfoque instrumental hacia la valoración social, esta aproximación puede capturar solo un subconjunto de valores asignados. La representación de “valores sociales” en el mapa final depende sensiblemente de la interacción entre las características de los participantes (planificadores versus habitantes locales o investigadores), incluyendo su conocimiento del territorio y su capacidad de interactuar con mapas, y el procedimiento de mapeo en sí (entrevista, taller), incluidas las variables sustitutas (“proxies”) utilizadas para representar los SE y la tipología de valor elegida, la pregunta de valoración planteada, las características cartográficas mostradas en el mapa base y la escala espacial (Nahuelhual *et al.*, 2016a).

B.4.6. La escala de paisaje: flujos laterales, sinergias y compromisos

Desde el punto de vista de sus procedimientos, y según sus supuestos básicos sobre la organización y funcionamiento del paisaje, los enfoques EMSE pueden clasificarse en dos grandes tipos: a) mosaicos independientes o no interactivos, y b) mosaicos interactivos (Figura B.4.4).

Los mapas de SE elaborados bajo el supuesto de mosaicos independientes representan la mayoría de los casos publicados y son los más

sencillos de confeccionar, ya que la cuantificación del flujo de SE sólo requiere comprender las relaciones entre los atributos locales con la resolución de la unidad de mapeo adoptada (píxel o celda). En cambio, bajo el supuesto de mosaicos interactivos, los mapas ganan realismo al considerar el modo en que el flujo de SE en un determinado píxel es modificado por los atributos biofísicos y socioeconómicos de los píxeles vecinos.

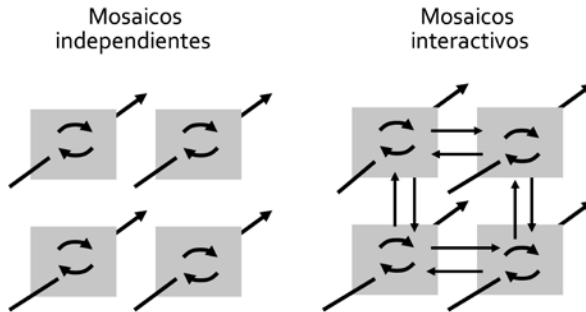


Figura B.4.4. Supuestos básicos sobre la organización del paisaje empleados en la evaluación y mapeo de SE. En contraste con los paisajes donde se asume una organización tipo “mosaicos independientes”, en aquéllos donde se asume una organización en “mosaicos interactivos” se reconoce un intercambio de energía, materia y/o información entre unidades de mapeo (píxeles o celdas) vecinas, en forma espacialmente explícita (flechas negras conectando celdas vecinas).

El supuesto de mosaicos independientes puede ser aceptable para el mapeo de aquellos tipos de SE cuya propagación en el espacio es despreciable o, en otros términos, para aquellos casos en donde la generación del SE, su captación y uso (consuntivo o no consuntivo) se encuentran espacialmente acoplados (ocurren en el mismo píxel o en un conjunto de píxeles próximos e indiferenciados por su tipo de cobertura). Éste es el caso, por ejemplo, de la provisión de leña y productos forestales no maderables (hongos, productos ornamentales y medicinales) dentro del mismo espacio donde se los consume. En estas situaciones, la evaluación ecológica mediante índices o indicadores simples del flujo de SE puede ser una opción adecuada y suficiente, ya que no se requiere considerar procesos más complejos de transporte entre píxeles vecinos.

En contraste con lo discutido con anterioridad para los casos de generación y uso de SE acoplados en el espacio, cuando la propagación espacial del flujo de un SE conecta a píxeles vecinos o aún más distantes,

el supuesto de un paisaje conformado por un mosaico del tipo independiente conduce a mapas erróneos. Por ejemplo, dentro de la bibliografía se encuentran mapas realizados bajo el supuesto de mosaicos independientes, donde el SE de provisión de agua limpia se mapea en sus sumideros finales (ríos, lagos, represas) y no en las áreas y ecosistemas fundamentales para su provisión y depuración (por ejemplo, bosques en las cabeceras de cuencas, vegetación ribereña). Este tipo de errores puede llevar al absurdo de priorizar la conservación de las áreas de captura del SE en detrimento de la conservación de sus áreas de generación.

La propagación espacial del flujo de SE ocurre a través de procesos de transporte lateral en los que pueden intervenir diversos tipos de agentes, tales como el movimiento de masas de aire o el desplazamiento de animales o, más típicamente, distintos flujos de agua tales como el escurrimiento superficial y subsuperficial y cauces de ríos y arroyos. El caso del filtrado de sedimentos y solutos por las franjas de vegetación ribereña es un buen ejemplo de una función ecosistémica que contribuye al SE de provisión de agua limpia y en la que intervienen procesos de transporte lateral cuya cuantificación biofísica escapa a las posibilidades que ofrece la evaluación ecológica basada en índices y funciones de producción.

B.4.7. Herramientas de mapeo

En los últimos años el desarrollo de herramientas para el mapeo de SE fue muy importante, debido a la necesidad de hacer operativo el enfoque en la toma de decisiones (Burkhard *et al.*, 2013, 2017). Dentro de los desarrollos más utilizados se encuentra INVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs), una familia de herramientas ancladas a ArcGIS (software para la gestión de sistemas de información geográfica) que permite el mapeo y la valoración de una amplia gama de SE cuyo producto principal son mapas de flujos y de beneficios y análisis de compromisos (*trade offs*) bajo distintos escenarios simulados (Tallis *et al.*, 2008).

Otra herramienta es SOLVES (Social Values for Ecosystem Services), enfocada a la valoración social de SE, la cual responde a la necesidad de efectuar una valoración complementaria a la valoración económica y enfatiza la información primaria obtenida a partir de grupos de interés (Sherrouse *et al.*, 2011).

Por otro lado, ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services) es un modelador basado en inteligencia artificial para cuantificar SE que a

través de una consulta al usuario construye todos los agentes involucrados en la interacción naturaleza/sociedad, los conecta a una red de flujo y crea modelos para cada agente y conexión. ARIES intenta proporcionar modelos sencillos para que sean manejables, generales y aplicables a diferentes niveles de detalle y disponibilidad de datos (Villa *et al.*, 2014).

Por último, ECOSER es un protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de SE y vulnerabilidad socioecológica (Laterra *et al.*, 2016), que se desarrolla en detalle a continuación.

B.4.7.1. ECOSER

ECOSER (protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socioecológica para el ordenamiento territorial) es una herramienta que está siendo desarrollada tanto para el soporte de la toma de decisiones sobre uso de la tierra en el marco de procesos de ordenamiento territorial rural, como para la investigación e integración disciplinaria y la colaboración científica en torno a las funciones y SE, su interacción y su “captura por la sociedad”, así como la vulnerabilidad socioecológica (VSE) bajo distintos escenarios de pérdida de SE. Básicamente, esta herramienta consiste en un protocolo o conjunto de procedimientos que permiten evaluar y mapear SE, y estimar la VSE frente a la pérdida de éstos a partir de:

- La cuantificación y representación espacial de la oferta de SE.
- El grado de exposición de los SE ante escenarios de cambio, considerando el tipo de presión y su magnitud.
- La sensibilidad del socioecosistema frente a un escenario de cambio, expresada como el cambio marginal en el flujo de beneficios derivados de SE a la sociedad.
- La capacidad de adaptación del socioecosistema frente a la pérdida de SE y beneficios dados por el escenario de cambio de uso de la tierra. Ésta se expresa como su capacidad de moderar los daños potenciales, aprovechar las oportunidades o hacer frente a las consecuencias.

ECOSER comprende dos etapas o módulos (Figura B.4.5): 1) La evaluación de las funciones ecosistémicas que dan soporte a los SE en una unidad de paisaje y la estimación de sus beneficios asociados. 2) La evaluación de la VSE frente a la pérdida del flujo de SE y beneficios.

El primer paso que plantea ECOSER es la definición de objetivos y el área de estudio, ya que éste es aplicable a un amplio rango de escalas espaciales y calidad de información. No obstante, es necesario que el usuario reconozca las limitaciones e incertidumbres asociadas a la escala de trabajo y las haga explícitas en la aplicación. Luego, se procede a la identificación y selección de los SE relevantes a ser evaluados, donde es posible considerar tres fuentes de información complementarias: la percepción de los actores sociales, la opinión de expertos y la información disponible en la literatura.

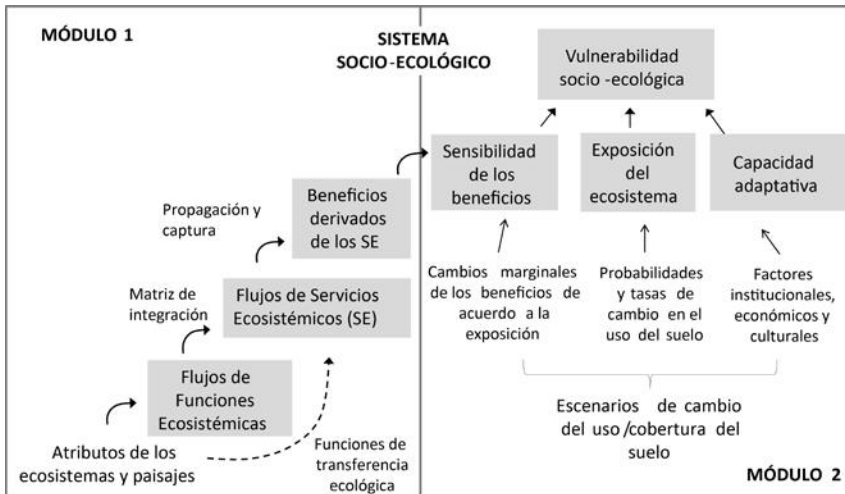


Figura B.4.5. Estructura general de ECOSER. Fuente: Laterra et al. (2015).

Para continuar con los pasos siguientes del protocolo es necesario que el equipo de trabajo cuente con al menos un integrante con conocimientos básicos a intermedios en teledetección y Sistemas de Información Geográfica (SIG), un software para la gestión de SIG y, dependiendo de las funciones y SE a mapear, diferentes capas de información espacial, tales como: clasificación de coberturas, modelo digital de elevación, mapas de suelos e información climática, entre otras.

Los índices y modelos propuestos en ECOSER están orientados al mapeo de funciones o SE intermedios, que presentan distinta relevancia como soporte de diferentes SE finales. 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 utilizable para caracterizar la distribu-

ción de esos atributos dentro del área de interés. Para cada función hay disponibles una o más propuestas de mapeo que el usuario podrá seleccionar de acuerdo con la información aprovechable y complejidad deseada. Por ejemplo, para estimar el control de la erosión que ejercen los ecosistemas, uno de los índices disponibles es la diferencia entre la pérdida de suelo sin y con los ecosistemas presentes en el área de estudio (ecuación 1). Las pérdidas de suelo se estiman con la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE, Renard *et al.*, 1991) (una función de producción como se introdujo en el Capítulo B.3). Esta ecuación estima pérdidas de sedimentos medias anuales de acuerdo con factores climáticos, topográficos, edáficos y de uso y cobertura del suelo (ecuaciones 2 y 3).

$$\text{Control erosión}_i = \text{Amáx}_i - A_i \quad \text{ecuación 1}$$

$$\text{Amáx}_i = R_i * K_i * LS_i \quad \text{ecuación 2}$$

$$A_i = R_i * K_i * LS_i * C_i * P_i \quad \text{ecuación 3}$$

donde A_i es la pérdida media anual de sedimentos por erosión hídrica en el píxel i (Ton/año), R_i es el factor erosivo de las lluvias o índice de erosividad, el factor K_i es la susceptibilidad del suelo a la erosión, LS_i es un factor que combina la longitud del flujo y el grado de la pendiente, los factores C_i de cobertura y P_i de prácticas de conservación representan una reducción de las pérdidas de sedimentos por protección de cobertura vegetal y buenas prácticas de manejo. Por lo tanto, el usuario debe generar diferentes capas, donde el valor del píxel sea cada factor de la ecuación.

ECOSER propone distintas alternativas para orientar a los usuarios en la generación de las capas necesarias para el mapeo de las funciones o se intermedios y en la plataforma web del protocolo se encuentran disponibles los índices y modelos en formato ArcScripts para ejecutar de forma sistematizada y sencilla como ArcToolboxes (herramientas para utilizar en el software ArcGIS).

Una vez obtenidos los mapas de funciones se integran para obtener los mapas de SE por medio de una suma ponderada (Figura B.4.6, véase en el Anexo). La ponderación se consigue a partir de una matriz en la que se consigna el aporte relativo de cada función a cada SE (Weyland *et al.*, 2017) a través de una consulta con expertos, ya que, de acuerdo con el SE y la zona de interés, el aporte/dependencia de las funciones puede ser diferente (en el sitio web de ECOSER se encuentran diferentes matrices para varias ecorregiones).

Las funciones (y atributos estructurales de los ecosistemas y paisajes) que ECOSER considera de relevancia para la oferta de SE (y para las cuales hay disponible algún índice o modelo, excepto las marcadas con letra *cursiva*) son:

- Almacenamiento de carbono orgánico en el suelo.
- Almacenamiento de carbono en biomasa.
- Control de la erosión.
- Fertilidad del suelo.
- Retención de excesos de precipitación por cobertura vegetal.
- Retención de excesos de precipitación por humedales.
- Protección de acuíferos por cobertura vegetal.
- Filtrado de sedimentos y contaminantes en humedales.
- Filtrado de sedimentos y contaminantes en franjas de vegetación ribereña.
- Atributos de los ecosistemas y paisajes:
 - hábitat para especies
 - *estructura del paisaje*
- *Polinización.*
- *Control de plagas y enfermedades.*

Los mapas de funciones y aspectos estructurales (servicios ecosistémicos intermedios, *sensu* Fisher *et al.*, 2009), por lo tanto, son el primer producto que se obtiene en el protocolo y pueden resultar de gran utilidad para orientar algunas decisiones (por ejemplo, planificación de estrategias de conservación y/o restauración), ya que permiten jerarquizar elementos del paisaje claves por su rol funcional, como cuáles son los fragmentos de bosques que protegen a determinada población de un aluvión, o cuáles son los humedales fundamentales por su rol depurador o amortiguador de inundaciones o las franjas de vegetación ribereña que por su ubicación en el paisaje resultan críticas para el mantenimiento de la calidad del agua superficial en la cuenca.

El segundo producto que se obtiene con ECOSER son los mapas de SE, que permiten identificar grandes patrones espaciales (por ejemplo, diferencias entre regiones), o áreas relevantes por la coincidencia espacial de varios SE. Estos mapas son insumos relevantes en el diseño de políticas de usos de la tierra (García-Nieto *et al.*, 2013; Holland *et al.*, 2011) y podrían servir como base para zonificaciones del territorio (Barral y Maceira, 2012).

El último paso del módulo 1 de ECOSER es la estimación de beneficios. Bajo el marco conceptual adoptado (modelo de cascada, presentado en el Capítulo B.1), los beneficios son la fracción del flujo SE que es capturado o transformado para el bienestar de la población local. Dos sitios con igual flujo de funciones o SE intermedios que soportan determinados SE pueden representar una oferta distinta de beneficios según la propagación espacial del SE , el acceso y la cantidad y tipo de beneficiarios (directos y/o indirectos). El cálculo de beneficios se realiza para cada SE de manera individual, considerando sólo los beneficiarios directos, y se calcula con el siguiente índice:

$$B_{ij} = \text{flujo}_{ij} * \text{cap}_{ij} \quad \text{ecuación 4}$$

donde B_{ij} es el beneficio del SE i en el píxel j , flujo_{ij} es la cantidad de SE i generada en el píxel j (calculado en los pasos previos del protocolo), cap_{ij} es la captura del SE i en el píxel j y representa la cantidad de ese flujo que alcanza a un número determinado de beneficiarios directos.

La captura dependerá del SE bajo análisis, su propagación y cuáles son los beneficiarios que se consideren en la evaluación. Para cada SE y escala analizada estos procesos variarán y su forma de abordarlos (y calcularlos) será diferente. Además de la propagación espacial del SE , la captura puede variar según el acceso y la ubicación de los beneficiarios directos (Tabla B.4.2).

SE	¿CUÁLES SON LOS BENEFICIARIOS DIRECTOS?	TIPO DE PROPAGACIÓN	¿SE NECESITA INFRAESTRUCTURA PARA ACCEDER AL MISMO?
Amortiguación de inundaciones	Productores agropecuarios Pueblos y/o ciudades	Direccional	No
Provisión de agua limpia	Pueblos y/o ciudades	Direccional	Sí. Por ejemplo, pozos de captura
Producción potencial de madera para leña	Consumidor final, persona que compra leña para calefacción.	No se propaga	Sí. Transporte
Producción potencial de cultivos	Comercio internacional	No se propaga	Sí. Maquinaria agrícola, insumos, transporte, etc.

Tabla B.4.2. Beneficiarios, propagación y accesos según el SE .

Este paso del protocolo aún se encuentra en una etapa de desarrollo preliminar. Sin embargo, se proponen algunas alternativas sencillas para considerar la propagación y captura en el cálculo de beneficios. En su versión actual (2.0) se asume que un beneficiario tendrá más posibilidad de capturar un beneficio cuanto más cerca esté del área de oferta de éste. En estos casos, se propone la siguiente forma de cálculo:

$$\text{cap}_{ij} = f(\text{dist}) / P_T \quad \text{ecuación 5}$$

donde $f(\text{dist})$ es una función de distribución de la población beneficiada sobre el territorio (en otras palabras, es una interpolación de la población hacia todo el territorio) y P_T es la población total del área de estudio. Es decir, los beneficiarios directos representan las personas que son alcanzadas por el flujo del SE i ; en este caso, se propone representarlos con un mapa de distribución de la población en el territorio.

B.4.8. Reflexiones y conclusiones

Si en los últimos años el mapeo de SE se convirtió en una de las principales herramientas para asistir a las evaluaciones ambientales y a la planificación territorial, ¿por qué su impacto en el mundo real de la toma de decisiones es aún limitado? Varios autores intentaron responder esta pregunta (Posner *et al.*, 2016; Palomo *et al.*, 2018) y entre las causas mencionadas con mayor frecuencia se encuentran la relevancia, la confiabilidad y la legitimidad.

Hay una gran diversidad de enfoques y herramientas para el mapeo de SE. No obstante, trabajos recientes indican que los estudios actuales sobre SE no proporcionan la información adecuada que los decisores necesitan para tomar sus decisiones instrumentales (Wright *et al.*, 2017). Esto sugiere que la persona (o equipo técnico) que confecciona el mapa no comprende completamente los requisitos de información y el proceso de toma de decisiones del usuario final (Palomo *et al.*, 2018). Por lo tanto, se necesita un análisis más detallado de los usuarios y los desafíos que enfrentan con respecto a los mapas de SE (Klein *et al.*, 2015). Es decir, primero deberían evaluarse las necesidades de los responsables de la toma de decisiones con respecto a la información espacialmente explícita y luego desarrollar los mapas apropiados en un proceso interactivo (Pierce *et al.*, 2005; Nahuelhual *et al.*, 2016a).

Por otro lado, con el avance de las tecnologías SIG y la disponibilidad de información provista por sensores remotos para grandes áreas, en muchas ocasiones se utilizan indicadores muy simples para mapear SE (por ejemplo, mapas de coberturas). La simplicidad de algunos mapas puede ocultar complejidades inherentes a los SE y poner en duda la confiabilidad de éstos. Es importante, entonces, entender y hacer explícitas estas limitaciones, así como también reconocer la “no neutralidad” de la información que contienen (Hauck *et al.*, 2013).

Por último, la legitimidad es, según Posner *et al.* (2016), el aspecto más influyente en el impacto de los mapas de SE en la formulación de políticas. Entendiendo como *legitimidad* cuando el conocimiento se produce de manera imparcial y considera todos los puntos de vista de las partes interesadas. Para mejorar este aspecto, los investigadores deben involucrarse de manera significativa con los tomadores de decisiones y las partes interesadas en los procesos de coproducción de conocimiento que incorporan perspectivas diversas de forma transparente.

Los métodos de mapeo utilizados todavía no pueden ofrecer todos los insumos necesarios para la implementación del enfoque de SE debido a la complejidad de la tarea. Se necesitan enfoques más integrados y adaptados a las escalas locales, donde se llevan a cabo la mayoría de las decisiones relacionadas con el uso y la gestión de los ecosistemas. Sin embargo, es importante reconocer que los mapas SE tienen otras utilidades además de informar la toma de decisiones, como insumo y/o base para iniciar discusiones respecto de posibles soluciones, y su uso pedagógico para explicar a la gente la relevancia de los SE y de la biodiversidad para el bienestar humano.

Capítulo B.5. Los cucos¹¹ y los servicios ecosistémicos: el (dis)servicio de regulación hídrica en la llanura chaco-pampeana

*Esteban Gabriel Jobbágy, Marcelo Daniel Nosetto,
Raúl Giménez y Jorge Luis Mercau*

B.5.1. Los anegamientos

Una fracción creciente de las llanuras agrícolas de la Argentina –incluidas partes de la Pampa, el Espinal y el Chaco– muestra problemas de anegamiento severos que afectan a la actividad agrícola, al transporte y, en algunos casos, a los asentamientos urbanos. Estas acumulaciones de agua en superficie son duraderas y no corresponden a encharcamientos causados directamente por eventos intensos de lluvia, sino a ascensos freáticos progresivos capaces de alcanzar la superficie en una gran fracción del paisaje ¿Es éste un problema nuevo? ¿Es sólo producto de las fluctuaciones climáticas? O, por lo contrario, ¿existe un factor ecológico relacionado con el uso de la tierra? En este capítulo aportamos evidencias en favor de la última posibilidad, ofreciendo no sólo explicaciones al problema, sino también guías para su solución.

Entre 2015 y 2016 un recorrido de 800 km de sur a norte desde Trenque Lauquen (Buenos Aires) en el oeste pampeano, hasta Bandera (Santiago del Estero) en el Chaco seco, muestra una presencia generalizada de tierras anegadas y de lotes que no han podido sembrarse o cosecharse. En el oeste pampeano, tierras que han mostrado históricamente ciclos de anegamiento, vieron gestar su última “gran ola” de inundaciones entre 1996 y 2001. En ese quinquenio, un exceso del 20% de las precipitaciones acumuladas por encima del promedio histórico generó una expansión del área inundada del 3% al 27%, y un ascenso freático de 3,5 a 1,3 m de profundidad (Figura B.5.1) (Kuppel *et al.*, 2015).

¹¹ Cambios en el uso y coberturas del suelo.

La lámina albergada en cuerpos de agua superficiales y napas correspondió a 300 y 500 mm respectivamente, indicando que fueron necesarios 800 mm de aumento del almacenaje durante cinco años para causar una disrupción hidrológica de gran magnitud capaz de reducir el área agrícola de la región a la mitad en la campaña más severa. Si bien la inundación se retrajo, los niveles freáticos no han vuelto a la situación de 1996 y se encuentran hoy, llegando a 2020, cerca de los 2 m de profundidad. La mitad del aumento de almacenaje de agua necesario para causar la inundación de 2001 alcanzaría para repetir esta situación. Una inundación de esas proporciones es entonces mucho más probable en la actualidad.

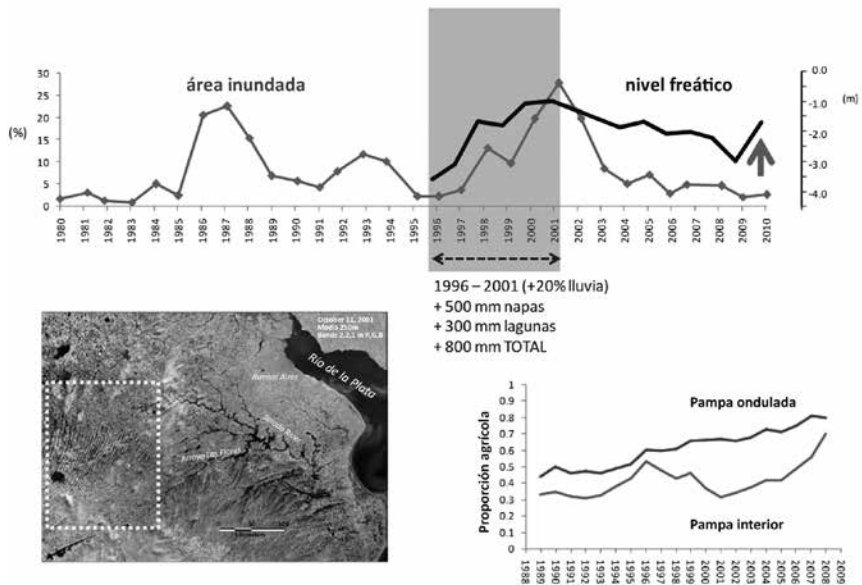


Figura B.5.1. Dinámica del área inundada y el nivel freático medio para la pampa interior. El área descrita se indica con el cuadrado punteado blanco sobre una imagen MODIS correspondiente al momento de máxima inundación en octubre de 2001. El área inundada se estimó a partir de imágenes Landsat y el nivel freático integra series distribuidas en toda el área (ver Kuppel et al., 2015). Se destaca que el período de desarrollo de la última ola de ascenso freático e inundación comprendió una acumulación de unos 300 mm de lámina en cuerpos superficiales y de 500 mm en napas freáticas. La anomalía de precipitación del período fue de aproximadamente +20%. El panel de abajo a la derecha indica la evolución de la fracción del área destinada a la producción agrícola en departamentos de la pampa interior (inundable) y de la pampa ondulada (no inundable).

Mientras que tierras naturalmente anegables del oeste de Buenos Aires, sudeste de Córdoba y noreste de La Pampa muestran este incremento en su propensión a la inundación, otras zonas de la llanura en las que no existe registro histórico de anegamientos masivos, los muestran recién en los últimos cinco años. Los niveles freáticos en la estación de Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) en Marcos Juárez han venido trepando desde los 11 m de profundidad en 1970 hasta llegar a menos de 2 m de la superficie en la actualidad (Bertram y Chiacchiera, 2013).

En muchos pueblos de la región, construcciones de más de un siglo sufren daños relacionados al anegamiento y fallas estructurales asociadas a la falta de piso por primera vez. Si bien las fluctuaciones de las lluvias han explicado parte de las oscilaciones freáticas observadas, no se relacionan a la tendencia sostenida de ascenso. Al presente, una fracción cada vez mayor de la región centro-este de Córdoba, cuyas tierras originalmente ocupadas por pastizales se encontraban entre las más aptas para la agricultura del país, está hoy cubierta por agua (>5%) o anegada (>20%). Más al norte, en Bandera, en uno de los focos agrícolas más antiguos y extensos que se estableció en el bosque chaqueño seco, también se registran anegamientos sin precedentes. Hasta los años 90 esta región se cubría de agua de manera esporádica sólo en la zona de cauces de río, en ambientes salinos y de poca aptitud agrícola.

Desde los 2000, y en especial en los últimos años, se registran por primera vez anegamientos de lotes ubicados en la matriz alta del paisaje (Figura B.5.2, véase en el Anexo). Los niveles freáticos, ubicados por debajo de los 8 m de profundidad cuando se construía el ferrocarril en la región, han alcanzado la superficie en algunos de estos lotes acercando aguas mucho más salinas que las que se encuentran en la llanura pampeana. El examen de las series históricas de precipitación en esta región, al igual que en el centro de Córdoba, no muestra una situación sumamente excepcional; si bien los últimos años han sido húmedos, se han registrado períodos con anomalías positivas mayores en el pasado.

B.5.2. Cambios de vegetación y de balance hídrico

¿Por qué se inundan por primera vez algunas regiones y otras, naturalmente anegables, sostienen niveles freáticos tan superficiales? O, dicho de otra manera, ¿cuál es la función de impacto (ver Capítulo B.3) para el servicio ecosistémico de regulación de inundaciones en la llanura cha-

co-pampeana? Cabe especular que el progresivo reemplazo de pasturas, pastizales y montes por secuencias de cultivos agrícolas es responsable de los cambios observados, ya que el exceso hídrico en la llanura no es sólo producto de los ingresos de agua al sistema, sino el resultado de la diferencia entre aquéllos y las pérdidas evaporativas, que son fuertemente reguladas por la vegetación. Esto permite identificar a la expansión agrícola como uno de los factores de estrés o perturbación que afectan la oferta del SE.

También cobra importancia el tipo de rotación agrícola implementada. Las evidencias más sólidas en apoyo de esta hipótesis provienen de la combinación de aproximaciones de campo y de modelos de simulación. Un estudio de diez pares de lotes vecinos de pasturas de alfalfa y cultivos de maíz en las inmediaciones de Trenque Lauquen muestra que consistentemente las pasturas tienen napas 20 cm más profundas (Nosetto *et al.*, 2015). Esta pequeña diferencia se logra sostener a pesar del constante transporte lateral de agua subterránea desde la matriz agrícola a la “isla” de pastura, y mediciones más detalladas de nivel de napas muestran que se mantienen gracias a dos procesos: por un lado, las pasturas dejan “escapar” hacia abajo menos agua que los cultivos, y por el otro, son capaces de alcanzar y aprovechar napas en períodos secos a mayor profundidad (consumo observado hasta 5 m de profundidad).

Observaciones satelitales de la vegetación indican que las pasturas consumen por transpiración unos 1075 mm/año, mientras que los cultivos de verano de primera (soja y maíz son similares), sólo 680 mm/año (Nosetto *et al.*, 2015). Con la misma metodología se compararon tambos con explotaciones agrícolas, en la misma zona de estudio en Trenque Lauquen; se encontró que consumen por transpiración 850 vs. 720 mm/año. Estas diferencias en consumo por transpiración inclinan la balanza hacia el exceso hídrico con agricultura continua, más aún cuando ésta no implementa doble cultivo, y son suficientes para causar a lo largo de los años los anegamientos observados. Un modelo de simulación simple que incorpora esta información indica que en la zona los niveles freáticos hubiesen alcanzado <0,5 m de profundidad desde los 70 al presente en cinco campañas bajo una secuencia sostenida de cultivos simples de verano, pero nunca bajo alfalfa, donde los niveles se hubiesen mantenido siempre por debajo de 2 m de la superficie.

En Bandera, una comparación similar de lotes pareados a la descripta antes para Trenque Lauquen –en este caso, comparando cinco pares de parcelas agrícolas y vecinas ocupadas por monte– arrojó contrastes ma-

yores, con niveles 70 cm más profundos bajo la vegetación natural (Giménez *et al.*, 2016). Aquí las napas son muy salobres y, si bien su recarga bajo agricultura las diluye de manera parcial, continúan siendo de difícil aprovechamiento para los cultivos y amenazan con dañar los suelos. Observaciones continuas de niveles freáticos en Bandera entre 2013 y 2015, durante un bienio relativamente lluvioso, mostraron ascensos freáticos marcados que demuestran recarga bajo cultivos anuales, pero no bajo montes o pasturas de Gaton panic. La secuencia de dos temporadas lluviosas disparó ascensos freáticos de más de 2 m bajo lotes agrícolas. Por otra parte, se encontró que los relictos de monte consumieron agua freática a pesar de su muy elevada salinidad, lo cual sugiere que las cortinas o remanentes de vegetación natural prestan un servicio hidrológico importante pero ignorado.

El balance de agua de los sistemas agrícolas y su impacto sobre las napas freáticas es sensible al tipo y secuencia de cultivos que se elige. Si bien las rotaciones más intensivas con más de un cultivo al año no parecen acercarse a la vegetación nativa o de pasturas, se observa que estos esquemas en la región pampeana incrementan el consumo transpirativo de agua en el orden de unos 100 mm/año, generando depresiones del nivel freático de 0,5 m en una campaña respecto de lotes con cultivo simple para situaciones observadas en el sudoeste de Córdoba y en el oeste de Buenos Aires (Florio *et al.*, 2016; Mercau *et al.*, 2016). Esto es válido también para los cultivos de cobertura, con la secuencia centeno-maíz tardío comportándose en forma similar a la de trigo-soja de segunda.

En sentido opuesto, la tendencia a elegir fechas de siembra más tardías en esquemas de cultivo simple de verano, agrava el problema de los excesos hídricos. En Bandera, el retraso de las siembras hacia el verano, en origen concebido como estrategia para escapar del estrés hídrico y térmico, ha contribuido a incrementar la recarga freática y el ascenso de napas salobres (Giménez *et al.*, 2015). Las simulaciones del balance hídrico de toda esta región sugieren que la deforestación explica una recarga de napas de alrededor de 40 mm/año, mientras que los cambios en los períodos de cultivo suman otros 20 mm/año más al problema (Figura B.5.3). Cabe destacar que el paisaje forestal mantenía una recarga virtualmente nula, como se ha corroborado en Bandera, pero también en bosques secos de San Luis y Salta (Marchesini *et al.*, 2016).

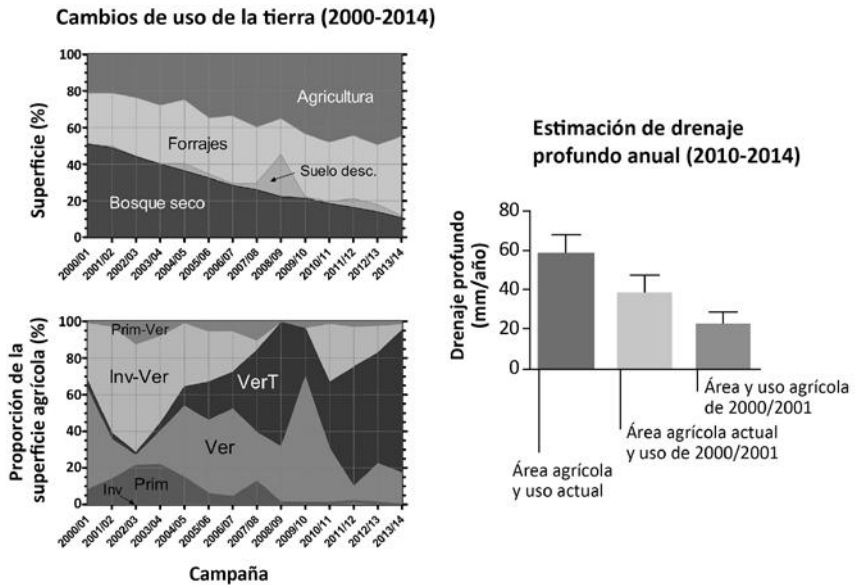


Figura B.5.3. Arriba se indica la evolución del área cubierta por bosque seco, pasturas o forrajes, suelo desnudo y cultivos anuales o agricultura en el área de estudio destacada en la Figura B.5.2. Abajo se muestra cómo se distribuye la fracción agrícola del territorio entre cultivos simples de invierno, primavera, verano y verano tardío, y dobles cultivos de invierno-verano y primavera-verano. La figura de la derecha ilustra el drenaje profundo estimado con modelos de simulación para los últimos cuatro años de la serie, considerando los cambios de área y uso agrícolas completos, sólo el cambio de área, o sin cambio alguno respecto de la campaña 2000-2001.

B.5.3. El color de las soluciones

¿Cómo convive la actividad agrícola con los problemas crecientes de anegamiento? ¿Deben depositarse todas las expectativas en soluciones exclusivamente hidráulicas? ¿Es posible mitigar el problema con medidas agronómicas? ¿Puede hacerlo un único productor en su establecimiento o son necesarias medidas orquestadas a una escala mayor? De acuerdo con los registros históricos, durante los períodos de máximo anegamiento, en especial cuando los impactos desbordan a la producción primaria y alcanzan al transporte y la vida urbana, surgen las demandas de obras hidráulicas. Son soluciones “azules” al problema, que implican facilitar la salida del agua del establecimiento, pueblo, región o provincia en cuestión.

Muchas de estas obras han tenido impactos positivos en situaciones de emergencia, pero se plantea aquí que su alcance de largo plazo es limitado y conflictivo. Hay dos razones principales para ello: por un lado, las obras hidráulicas remueven excesos hídricos en forma efectiva sólo durante los períodos de máximo anegamiento, y por otro, se enfrentan con la dificultad de transferir el problema de una localidad a otra, disparando conflictos de muy difícil resolución (Mercau *et al.*, 2013).

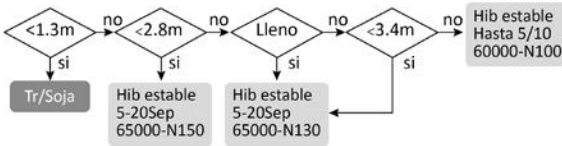
Si se reconoce que el problema de los anegamientos no sólo radica en la magnitud del exceso de agua puntual sino también en el nivel de almacenamiento de agua con que se lo recibe, queda claro que las soluciones incluyen aumentar el consumo y la evacuación de agua en períodos húmedos, pero también maximizar el consumo y el “vaciado del balde freático” durante los períodos secos. Las observaciones regionales del nivel freático y las mediciones y simulaciones bajo pasturas versus cultivos en el oeste pampeano, muestran que la vulnerabilidad al anegamiento ha aumentado (Nosetto *et al.*, 2015; Giménez *et al.*, 2016) y que la causa radica en la incapacidad de deprimir los niveles freáticos a tanta profundidad como solía lograrse cuando la mitad del territorio estaba cubierto por pasturas.

Las prácticas agronómicas, entonces, abren la posibilidad de soluciones más estructurales al problema de los anegamientos. Estas soluciones “verdes” implican aumentar la capacidad de consumir agua (trayendo el beneficio adicional de mayor productividad vegetal) pero también la capacidad de acceder a ella a mayor profundidad. Durante los períodos húmedos necesitamos más cobertura verde, aun en las fracciones del paisaje que ya están anegadas, mientras que durante los períodos secos necesitamos mayor profundidad de extracción de agua, lo que se logra con raíces más profundas o (ignorando una serie grande de complejidades e incertidumbres) riego con agua subterránea. Es obvio que un esquema rígido de siembras de verano tardío de maíz o soja sin cultivos acompañantes no ayuda en este sentido. Dentro de los planteos puramente agrícolas se requieren esquemas flexibles, apoyados en el monitoreo freático y con más opciones de cultivo disponibles.

Un ejemplo de la flexibilidad basada en el monitoreo del estado hídrico del sistema es el que algunos productores altamente tecnificados aplican al cultivo de maíz. Su esquema de decisiones comienza más de medio año antes de la siembra con una decisión preliminar del nivel de insumos y fecha de siembra probable del cultivo, e incluye la opción (viable en esta fecha temprana) de cambiar a doble cultivo trigo-soja o cobertura de raigrás si los lotes presentan napas muy superficiales y alto riesgo de

anegamiento. Si en cambio los niveles son ideales (1,5 a 3 m) o profundos (>3m), se apuesta al cultivo de maíz con alto o medio nivel de insumos (Figura B.5.4). La decisión vuelve a ajustarse cuando se acerca la fecha de siembra, y en función de los niveles de napa y humedad del perfil se eligen siembras más tempranas o más tardías y se varía el nivel de insumos. Con una regla de decisión de este tipo pueden controlarse de modo parcial los niveles freáticos y reducir el riesgo de anegamiento sin limitar el consumo de agua, cosa que no se lograría si ante el anegamiento sólo se elige retrasar la fecha de siembra o incluso no sembrar nada. Respecto de las opciones en sistemas puramente agrícolas, está pendiente aún conocer mejor la profundidad de raíces, y en general, el comportamiento ante las napas de los cultivares disponibles de maíz y soja. Por otra parte, los cultivos de cobertura deberían expandir sus nichos, y un menú ideal debería incluir opciones para años húmedos que toleren el anegamiento (y la salinidad si las napas y suelos la presentan) y opciones con buena exploración del perfil de suelo para años secos.

Decisiones desde el 1 de mayo



Decisiones desde el 1 de septiembre

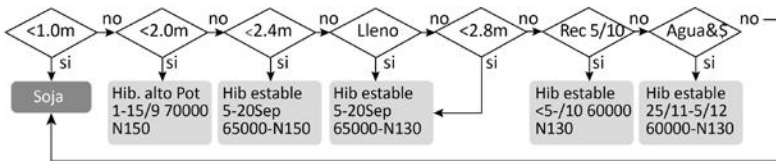


Figura B.5.4. Árbol de decisiones para el planteo de cultivos de maíz basado en registros de nivel freático y humedad del suelo. Las decisiones se plantean en dos momentos: al comienzo de la campaña de cultivos invernales y al inicio de la propia campaña de maíz. Se consideran los niveles freáticos y el grado de llenado de agua del perfil de suelo hasta 2 m de profundidad. Las decisiones incluyen reemplazar maíz por trigo-soja o soja cuando hay riesgo de anegamiento, o de lo contrario, planteos de producción de maíz que retrasan las fechas de siembra, bajan la fertilización y densidad de planta, y pasan de híbridos de alto potencial a híbridos de rendimiento más estable según aumentan las condiciones de déficit de agua.

Las soluciones “verdes” incluyen también el establecimiento de pasturas o la conservación de relictos de vegetación natural. Simulaciones para las cortinas forestales en Bandera sugieren que, por su capacidad de consumir agua freática, el 20% de la superficie cubierta por éstas sería capaz de reducir de manera drástica el anegamiento del otro 80% del territorio (Loheide *et al.*, 2016). En zonas sin bosque, las plantaciones forestales pueden cumplir una función similar. Debe reconocerse que estas soluciones “verdes” más drásticas dependen en gran medida de incentivos o regulaciones públicas.

Una dificultad que introduce la presencia de napas superficiales es la conectividad horizontal entre lotes. Las prácticas implementadas en un establecimiento terminan afectando a otros vecinos. En este sentido, cabe aplicar como regla general que los efectos de corto plazo son pequeños y locales, y los de largo plazo son más grandes y regionales. Asumamos que en un determinado año y lote la implementación de doble cultivo deprime el nivel de napa mientras que el cultivo simple la mantiene en la misma posición. Si toda la vecindad implementa el mismo esquema de doble cultivo que nuestro lote en cuestión, la depresión de napa generada se mantendría, mientras que, si apuesta al cultivo simple, la depresión se diluiría con el correr del tiempo.

Simulaciones hidrológicas en espacio 3D para el noroeste de Buenos Aires sugieren que la siembra de pasturas de alfalfa en sectores de 9 x 9 km sería capaz de causar depresiones de napa de un par de metros y propagar este efecto a territorios vecinos en un radio de varios kilómetros (García P. E. *et al.*, en preparación). Como se señala en el Capítulo B.2, estos modelos constituyen funciones de producción de SE (en este caso, de regulación hídrica), muy efectivas para explorar escenarios de uso y cobertura del paisaje. Cabe aclarar que estos efectos son muy sensibles al tipo de sedimento y varían fuertemente de una región a otra.

Los mismos desafíos de diseño del paisaje y efectos de vecindad se aplican a la cuestión de las cortinas de monte, y nos plantean que las soluciones “verdes” más estructurales requieren coordinación territorial. Esto es válido también para una solución que puede llamarse “verde-azulada”, que es el riego con agua subterránea. Con fracciones regadas del 20% o más del territorio, podría lograrse la depresión de los niveles freáticos. La propagación de los efectos en el paisaje es muy incierta y depende de las condiciones hidrogeológicas del acuífero utilizado y su conexión con el nivel freático. El riego de este tipo en muchas regiones del mundo ha provocado el descenso sostenido de los niveles al punto de

dañar humedales naturales y volver cuestionable la sustentabilidad del riego a largo plazo.

El riego como herramienta de control del anegamiento impone numerosos desafíos técnicos y de organización y política territorial, pero no debería descartarse dentro de la familia de soluciones posibles.

B.5.4. Conclusiones

Los períodos climáticamente húmedos vienen y van, pero el nivel de las aguas en nuestra llanura, como la hoja de un serrucho inclinada hacia arriba, sube rápido y baja más de manera gradual sin alcanzar la profundidad inicial al final de cada ciclo. Podemos dejar librado este sistema “en ascenso” a su autorregulación espontánea. Por ejemplo, con más lagunas y zonas con napas a menos de 0,5 m de profundidad, el territorio queda expuesto a la evaporación directa. Este flujo, secundario en condiciones normales, puede compensar lo que no consume la vegetación en condiciones de anegamiento (Nosetto *et al.*, 2015). Pero dejar el sistema librado a esta regulación tiene sus costos: sales en superficie, falta de piso y limitaciones ambientales para muchos cultivos, entre otros. Con más anegamiento, también los sistemas productivos pueden migrar a un uso más marginal con una agricultura oportunista en la creciente fracción del paisaje que está expuesta de manera periódica al anegamiento. La articulación de soluciones verdes y azules a tiempo y con un continuo monitoreo de sus resultados puede llevar a la llanura a una situación mucho más virtuosa, en la que más agua se utilice para la transpiración vegetal y se convierta en producción, y en la que un menú mayor de opciones de cultivo se implemente en forma inteligente y flexible. Éste no es un desafío exclusivamente técnico que resuelven “jardineros” y “plomeros” del paisaje. La parte más importante se resuelve en la “mesa familiar”. El desafío del territorio en último término es político y requiere que productores, pobladores y gobiernos sean capaces de aceptar la realidad de nuestra llanura que, habiendo incubado grandes riquezas, pide hoy miradas y acciones más creativas y justas.

Sección C. Caracterización social del territorio

José María Paruelo

El concepto de *territorio* se vincula directamente con el de sistemas socioecológicos. No se pone el foco sólo en los aspectos biofísicos, sino también en los sociales –o, de manera más genérica, humanos– y en sus interacciones. El estudio de la dimensión social adquiere particular relevancia en esta perspectiva. Es necesario describir quiénes son los actores que participan en determinado territorio y las redes que conforman, así como los conflictos que los enfrentan, las instituciones que regulan las prácticas, la estructura social y productiva, el sistema y la gestión política (gobernanza) y el uso que realicen de los servicios ecosistémicos (SE).

En esta sección se analiza una serie de conceptos críticos en la caracterización del componente social y se propone un conjunto de alternativas metodológicas para abordar su caracterización. Sobre la base de un grupo de casos concretos (sitios) se ejemplifica esta caracterización de la dimensión humana de los socioecosistemas.

El capital social es, sin dudas, un elemento conceptual clave para la caracterización de la dimensión social. El estudio del capital social está determinado por la necesidad de describir los recursos que pueden movilizar las comunidades locales para la preservación de la oferta de los SE. En el capítulo C.1 se presenta una discusión teórico-conceptual del término, mientras que en el capítulo C.2 se muestra un ejemplo de cómo caracterizarlo en un territorio en particular.

La comprensión del efecto del capital social en la oferta y demanda de SE requiere del estudio de las percepciones de los actores sociales. Específicamente, es relevante describir el “poder” de los actores y el efecto o dependencia que tienen sobre la oferta de los SE. Se requiere, por lo tanto, identificar a los actores que operan en cada unidad territorial de estudio y clasificarlos en función de su poder de influencia, o de su condición de “afectados”. En tal sentido, la construcción de un mapa de actores permite distinguir: 1) los actores sociales que operan en el territorio, 2) el sistema que conforman (las relaciones que sostienen entre sí) y 3) la posición que ocupa cada uno en este sistema, clasificándolos en función

de dos atributos: grado de afectación y poder o influencia con relación a los cambios del uso del suelo que tienen lugar en cada sitio (Capítulo C.3). La elaboración de mapas de actores con una metodología común en distintos sitios (ver ejemplos en los Capítulos C.4 y C.5) permite realizar comparaciones entre ellos (Capítulo C.6).

En el Capítulo C.7 se ensaya otra forma de abordar la caracterización de la dimensión social, en este caso, a partir de datos secundarios. Así, se estudia la pobreza –desde la perspectiva multidimensional– y las condiciones de vida para las áreas rurales de Argentina y Uruguay, a partir de la información proveniente de los censos agropecuarios de ambos países.

Por último, en el Capítulo C.8 se presenta un caso concreto de aplicación de los conceptos discutidos en la sección. Se trata del diseño de un Plan de Ordenamiento Territorial a nivel municipal en la provincia de Buenos Aires (Argentina).

Capítulo C.1. El concepto de capital social

Verónica Filardo y Virginia Rossi

C.1.1. Introducción

Capital social (cs) es un término extensamente utilizado en las ciencias sociales, aunque reviste una polisemia evidente. Varias corrientes teóricas lo han utilizado, definiéndolo de forma distinta, aplicándolo a diversos campos, así como a diferentes unidades de análisis. Esta situación requiere de un breve recorrido por la discusión y la evolución que ha tenido la noción de cs, así como una puesta en común de las posibilidades de aplicarlo en la caracterización de los territorios de estudio.

Pese a ser un concepto reciente, se ha popularizado en las últimas décadas, producto de una creciente jerarquización de lo social que se ha dado tanto en el ámbito académico como desde los centros o agencias públicas y privadas (Lanzini, 2006). Ha tenido vasta aplicación en los estudios sobre el desarrollo, en especial en un contexto de revisión de las políticas de desarrollo en sociedades marcadas por la inequidad distributiva, la pobreza y el desempleo, y asociado a las posibilidades de reversión de la situación de los sectores sociales más desfavorecidos.

El cs se refiere a una realidad menos tangible que el capital humano (conocimientos), el capital natural (la biodiversidad y el entramado de procesos ecosistémicos) y el capital físico (bienes materiales), pero resulta también decisivo para la actividad productiva, la satisfacción de las necesidades personales y el desarrollo comunitario.¹² Refiere específicamente a ciertos recursos de las personas, derivados de sus relaciones sociales, que tienen una persistencia en el tiempo y que pueden ser utilizados por las personas como instrumentos para aumentar su capacidad de

¹² Recuperando las contribuciones de Alejandro Portes en esta dirección, Crowther, Tett y Edwards (2008) refieren: “Hay diferentes tipos de capital que impactan en las oportunidades y trayectorias de vida de las personas. Portes (1998: 7) diferencia tres tipos: ‘mientras que el capital económico está en las cuentas bancarias de las personas y el capital humano está en sus cabezas, el capital social es inherente a la estructura de sus relaciones’”.

acción y satisfacer sus objetivos y necesidades (obtener empleo, recibir ayuda, etc.), al tiempo que facilitan la coordinación y cooperación entre aquéllas en beneficio mutuo (Filardo, 1999).

De manera alternativa al pensamiento económico clásico y neoclásico, que desde hace siglos ha concebido a la sociedad como una serie de individuos independientes, con intereses privados y que compiten entre sí en el locus del mercado, la propuesta de cs es de tipo relacional y se sostiene en la medida que enfoca en el vínculo entre los recursos sociales (las relaciones, no las personas) para conseguir, a través de la cooperación mutua, objetivos que de lo contrario podrían ser difícilmente alcanzables.

El término apareció por primera vez en Estados Unidos en 1916, cuando Lyda J. Hanifan lo utilizó para describir en los centros comunitarios de escuelas rurales la forma en que la comunidad educativa en su conjunto se beneficiaba de la cooperación y de las ventajas de la ayuda, la empatía y el compañerismo entre vecinos,

Con el uso de la frase capital social, no hago referencia a la acepción habitual del término capital, excepto en un sentido figurado. No me refiero a bienes raíces, ni a propiedad personal ni a dinero en efectivo, sino a aquello en la vida que tiende a hacer que estas sustancias tangibles cuenten para la mayoría en la vida cotidiana de un pueblo, a saber, la buena voluntad, la comunión, la empatía y relaciones sociales entre un grupo de individuos y familias que conforman una unidad social, la comunidad rural, cuyo centro lógico es la escuela.¹³ (traducción propia de Hanifan, 1916: 130).

Según la revisión realizada por Narayan y Woolcock (2000), la noción de cs deja de tener vigencia hasta los años 50, cuando fue recuperada por sociólogos urbanos canadienses (Seely, Sim y Loosely), y en los 60 fue retomada por Homans y Jacobs. Durante los 70, Loury utiliza la expresión cs para analizar el problema del desarrollo económico en las áreas centrales de las grandes ciudades. En todos estos casos, y sin citar trabajos anteriores sobre el tema, el concepto fue utilizado como “paraguas” para expresar la idea de vitalidad e importancia de los lazos comunitarios (Narayan y Woolcock, 2000).

13 “In the use of the phrase social capital I make no reference to the usual acceptance of the term capital, except in a figurative sense. I do not refer to real estate, or to personal property or to cold cash, but rather to that in life which tends to make these tangible substances count for most in the daily lives of a people, namely, good-will, fellowship, mutual sympathy and social intercourse among a group of individuals and families who make up a social unit, the rural community, whose logical center is the school” (Hanifan, 1916: 130).

Recién a partir de la década de los 80, el concepto de cs es desarrollado teóricamente en los ámbitos académicos. El filósofo y sociólogo francés Pierre Bourdieu es uno de los principales investigadores que profundiza el concepto en un artículo derivado de sus estudios etnográficos (1980). Desde finales de siglo xx, el concepto de cs fue apropiado, utilizado y popularizado por parte de las agencias internacionales, preocupadas por el combate de la pobreza.¹⁴ Asimismo, instituciones vinculadas y grupos de investigación latinoamericanos especializados¹⁵ realizan revisiones conceptuales del término y discuten sus implicancias metodológicas a nivel de procesos de intervención comunitaria.

C.1.2. Aportes conceptuales de Bourdieu

En la propuesta del sociólogo francés Pierre Bourdieu (1930-2002) el concepto de cs no tiene sentido en sí mismo, sino como parte de un esquema conceptual orientado por su preocupación por la estratificación social.

En la segunda mitad del siglo xx, a partir de sus observaciones etnográficas y durante 40 años, Bourdieu desarrolló un sistema de conceptos que puede presentarse como una teoría alternativa para comprender la acción económica. Este autor argumenta que es necesario introducir nuevas nociones para expresar una visión de la acción radicalmente diferente de la que origina la teoría neoclásica, y desarrolla los conceptos de *habitus*¹⁶ y de *campo*.¹⁷

Para Bourdieu, los “campos sociales” son definidos como campos de poder, espacios de juego históricamente constituidos, con sus instituciones específicas y sus leyes de funcionamiento propias. De acuerdo con su

14 Se hace referencia fundamentalmente al Banco Mundial, el Banco Interamericano de Desarrollo y el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.

15 Algunos ejemplos son la Comisión Económica para América Latina y el Caribe, y la Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales.

16 Los *habitus* son entendidos como sistemas de disposiciones a actuar, a pensar, a percibir, a sentir más de cierta manera que de otra, como principios generadores de estilos de vida, que retraducen las características intrínsecas y relacionales de una posición social, en un conjunto unitario de elección de personas, de bienes, de prácticas. De esta manera, pueden ser a la vez diferenciados y diferenciadores (o sea, operadores de distinción) (Bourdieu, 1997: 33-34).

17 Bourdieu define los *campos* como campos de acción socialmente construidos (“microcosmos estructurados”) o mundos relativamente autónomos que integran necesidades y estrategias de los agentes de diferente orden (son ejemplos el campo económico, el religioso, el intelectual, etc.), para tener acceso al intercambio y conservar o transformar la relación de fuerza vigente (Bourdieu, 2001: 227).

propuesta, los actores se distribuyen en el espacio social en función de dos dimensiones: según el volumen global de capital que poseen (considerando todos los tipos de capital), y según el peso relativo de cada tipo de capital (Bourdieu, 1988). En este contexto, los grupos sociales movilizan sus distintos tipos de recursos (ya sea capital económico, cultural o social) para mejorar o conservar su posición al interior de la jerarquía social y beneficiarse de los privilegios materiales y simbólicos a los que están sujetos (Bourdieu, 1988).

Así, Bourdieu define *cs* como “el conjunto de recursos movilizados” por los agentes a través de una red de relaciones más o menos extensa y más o menos movilizable” (Bourdieu, 2001: 222). El *cs*, que está distribuido de manera diferente entre los individuos, tiene utilidad para el análisis de la desigualdad social. Pero en tanto propiedad de individuos y de grupos, el *cs* también constituye la base de procesos de acumulación que permiten reagrupar relaciones y recursos socialmente útiles.

Si bien esta definición parece estar referida a individuos (agentes), para Bourdieu el *cs* reside en los grupos y en las relaciones, no sólo en los individuos. La mera pertenencia a grupos no genera *cs*, excepto que se movilicen determinados tipos de recursos que conduzcan a beneficios (materiales o simbólicos), por ejemplo, reconocimiento y distinción.

Bourdieu postula la construcción deliberada de la sociabilidad, con el objetivo de crear aquellos recursos derivados de la participación en grupos y en redes sociales. A su vez, entiende que la construcción de *cs* toma como punto de partida los recursos que derivan de la participación, como resultado de relaciones que pueden estar más o menos institucionalizadas. Entonces, desde su punto de vista y como cualquier otro capital, el *cs* es posible de ser acumulado, incrementado o disminuido.

El proceso de acumulación requiere de esfuerzo e inversión, lleva aparejados “costos”. Recuperando los aportes de una de las obras de Bourdieu, Ramírez (2005) rescata que, para construir el concepto de *cs*, adquiere centralidad,

[...] producir el instrumento para analizar la lógica según la cual esta especie particular de capital se acumula, transmite, reproduce; el instrumento para comprender como se transforma en capital económico y a la inversa, el coste del esfuerzo que supone convertir el capital económico en capital social (Ramírez, 2005: 25).

C.1.3. Aportes conceptuales de Coleman y Putnam

Para James S. Coleman (1926-1995) desde el circuito americano, y a quien muchos atribuyen la paternidad del concepto cs, la preocupación gira en torno a la articulación de los niveles micro y macro. Influenciado y aportador a la teoría de la acción racional, su unidad de análisis para el cs refiere tanto a individuos como a actores corporativos. Coleman define el cs como-

[...] una variedad de entidades diferentes que tienen dos características en común: todas consisten en algún aspecto de una estructura social y facilitan ciertas acciones de los individuos que están dentro de la estructura. Al igual que otras formas de capital, el capital social es productivo, haciendo posible el logro de ciertos fines que no serían alcanzables en su ausencia¹⁸ (traducción propia de Coleman, 1990: 302).

A finales de los 80 Coleman vuelve a “recrear” de algún modo las condiciones conceptuales originarias de Hanifan, realizando sus investigaciones en el campo de la educación (con estudiantes de secundaria). Éstas se centran en el efecto del cs de la familia y la comunidad adulta como apoyo en la formación del capital humano. El autor distingue y relaciona capital humano y cs de la siguiente forma: mientras el primero deviene de cambios en las capacidades de las personas para actuar de nuevas formas, *el cs se produce a través de cambios en las relaciones entre las personas que favorecen la acción.*

Coleman señala diferentes niveles de tangibilidad en las tres formas de capital que define (capital físico, capital humano y cs): mientras que el capital físico es algo totalmente tangible y observable, el capital humano (habilidades y conocimientos adquiridos por un individuo) es menos tangible, siendo el cs el menos tangible de los tres, porque existe en las relaciones entre las personas (Coleman, 2000: 16-19).

Las investigaciones de Coleman ampliaron la mirada sobre el concepto de cs al caracterizarlo por su *función*. Así, el autor lo define como un capital *productivo* (en el sentido de logro de resultados) que puede originarse a partir de diversos aspectos de la estructura social y cuya función es *facilitar las acciones tanto de personas como de actores corporati-*

18 “[...] a variety of different entities having two characteristics in common: They all consist of some aspect of a social structure, and they facilitate certain actions of individuals who are within the structure. Like other forms of capital, social capital is productive, making possible the achievement of certain ends that would not be attainable in its absence” (Coleman, 1990: 302).

vos. Refiriéndose al aspecto de cs como generador de bienes públicos, señala que no se trata de una propiedad privada, divisible o atomizable, sino de *un atributo de la estructura social* en la cual la persona se encuentra inmersa. Debido a que el cs beneficia entonces a todos y no a las personas de manera individual, la inversión en cs puede no ser igualmente atractiva para todos los agentes involucrados.

De acuerdo con Coleman, las formas principales de cs son: a) las obligaciones y las expectativas, b) el potencial de información, c) normas y sanciones efectivas, d) relaciones de autoridad, e) organizaciones sociales apropiables para otros fines y f) organizaciones intencionales (Ramírez, 2005).

Las formas de cs más conocidas y desarrolladas a partir del mencionado autor refieren a las que surgen del intercambio. La confianza y la reciprocidad son, por lo tanto, factores importantes, en la medida que para Coleman una de las fuentes de cs deviene de los “pagarés” (*credit slip*) que se generan en los vínculos a partir de los favores prestados (punto a). Una suerte de “crédito” que contraemos en los intercambios que sostenemos cotidianamente desde lo cual accedemos a recursos.¹⁹ Sin duda, el cs que proviene del intercambio es “situado”. Las pautas culturales sobre pedir y dar ayuda son esenciales para el análisis empírico, al igual que la extensión que se deriva de la obligación contraída por los individuos.

La información es un recurso valioso que circula en los intercambios sociales, que puede ser definido como cs, y que genera mecanismos mucho más laxos en cuanto a la reciprocidad esperada y a las obligaciones contraídas entre los individuos. Sin embargo, los beneficios de ello son importantes y merecen ser considerados en el análisis. Asimismo, las normas son un elemento central de cs y Coleman abunda en ejemplos al respecto. También para esto se requieren análisis empíricos situados. El control social que se deriva, aunque admite distinción como “tipo de capital social”, puede incluirse en este mecanismo, y es lo que Coleman llama *de autoridad*, cuando se cede el control sobre las acciones propias a un tercero. Las organizaciones, sean intencionales o apropiables para otros fines (que suponen acción colectiva), tienen efectos en la generación del cs. Existe una polémica en torno a si las organizaciones sociales pueden entenderse como cs, o como mecanismo que lo potencia, o como efecto derivado. Lo mismo se discute para el caso de la información.

19 Sin embargo, uno de los puntos más debatidos de la propuesta de este autor refiere a que, según él, la ayuda gubernamental puede ocasionar erosión del capital social, ya que algunos recursos que son pasibles de obtenerse por esta vía minan el interés sobre el capital social de los individuos y, básicamente, su sentido de la “obligación” o de la reciprocidad.

El sociólogo contemporáneo Robert Putnam es otro autor que ha difundido el concepto de Coleman sobre cs, a través de sus estudios acerca de la participación cívica y el comportamiento de las instituciones. Desde una perspectiva sociocultural, Putnam refiere el concepto de cs a *aquellas características tales como confianza, normas y redes que pueden mejorar la eficiencia de una sociedad por la facilitación de acciones coordinadas*. En este sentido, las relaciones de confianza y reciprocidad entre miembros de una comunidad aparecen como un factor de peso para sobrellevar situaciones de sus miembros con baja dotación de capital físico (Putnam *et al.*, 1993: 167). Esta perspectiva enfatiza en la comunidad, que puede hacerse extensible al *territorio*, frente a la propuesta de Bourdieu, más centrada en la perspectiva de relaciones entre agentes.

C.1.4. Aportes conceptuales de organismos internacionales

A partir de los trabajos de Coleman y Putnam, fundamentalmente, los organismos y las agencias internacionales preocupados por el combate de la pobreza, como el Banco Mundial (BM), financiaron investigaciones para hacer del concepto de cs algo más simple y utilizable a sus fines institucionales, en especial, para dotarlo de mayor potencialidad como indicador de resultados económicos y sociales en la evaluación de proyectos de desarrollo.

Otras instituciones dependientes del Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y especializadas en la problemática latinoamericana, como la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) y el Instituto Latinoamericano y del Caribe de Planificación Económica y Social (ILPES), realizaron esfuerzos por adaptar el concepto a las condiciones de nuestros países.

De acuerdo con Michael Woolcock, quien lideró el Grupo de Investigaciones para el Desarrollo del BM desde 1998, la mayoría de los estudios coinciden en entender cs “como el conjunto de relaciones sociales que están caracterizadas por actitudes de confianza y comportamientos de cooperación y reciprocidad”, y en otorgarle una valoración positiva, entendiendo que aquellas comunidades que cuentan con un abanico de redes sociales y asociaciones cívicas se encuentran en una base mucho mejor para enfrentar la pobreza y la vulnerabilidad, solucionar conflictos y/o aprovechar nuevas oportunidades. Sin embargo, este autor critica que por conceptualizar cs en unidades de análisis que fluctúan entre individuos, instituciones y naciones, el concepto se ha convertido en cualquier cosa para todos (Woolcock, 2001).

Según este grupo del BM, en las investigaciones realizadas sobre cs y desarrollo económico suelen distinguirse cuatro perspectivas. La *visión comunitaria* identifica el cs con organizaciones locales como clubes, asociaciones y grupos cívicos, y sostiene que este capital es inherentemente bueno y que su presencia tiene siempre un efecto positivo en el bienestar de una comunidad. La *visión de redes* destaca la importancia de las asociaciones verticales y horizontales, así como las relaciones que se dan dentro y entre las entidades organizacionales. La *visión institucional* sostiene que la vitalidad de las redes comunitarias y la sociedad civil es resultado de su contexto político, legal e institucional, de cuya calidad depende la capacidad de los grupos de movilizarse por intereses colectivos. Por último, la *visión sinérgica* intenta integrar los postulados del enfoque de redes y del enfoque institucional, entendiendo que las alianzas profesionales dinámicas y las relaciones entre y dentro de burocracias estatales y diversos actores de la sociedad civil, estimulan sinergias de desarrollo (Narayan y Woolcock, 2000).

Sin embargo, desde distintos ámbitos, tanto académicos como no académicos, surgen voces críticas a este enfoque de las agencias internacionales que cuestionan la aplicación del concepto de cs como una *moda desarrollista*. Según el economista chileno Sergio Boisier, ex Director de Políticas y Planificación Regional del ILPES,²⁰ esta moda quizás no se hubiera impuesto si no hubieran fracasado las estrategias emanadas del Consenso de Washington en la década del 90 (Boisier, 2005: 64). Boisier ha hecho aportes importantes al hablar de diferentes formas de capital intangible y, sobre todo, al distinguir y vincular cs y capital cultural. Si bien el desafío final es integrar los dos conceptos, al ser el cs una característica de las relaciones sociales es muy importante mantener la distinción con el capital cultural. Esta perspectiva del autor ha sido recuperada en documentos de CEPAL (2001: 2), que plantean la interacción entre

[...] dos planos o hemisferios de un solo sistema sociocultural en el cual el capital social es un elemento más del ámbito conductual, y en el ámbito abstracto y normativo identificamos el capital cultural. También hay un tercer plano, que corresponde a la base material y que también interactúa con estas esferas. Esto significa que no hay que sub-valorar ninguno de los dos subsistemas, porque ambos se retroalimentan y pueden ser el origen de cambio en un sistema general (CEPAL, 2001: 2).

²⁰ El autor ha abordado teóricamente esta temática del desarrollo territorial en Boisier (1999).

Uno de los principales exponentes del concepto “cepalino” de cs es John Durston (1999a, 1999b, 1999c, 2000), quien distingue cinco tipos de capital social: individual, grupal, comunitario, de puente y societal. En sus últimos trabajos analiza en planos diferentes a nivel del sistema social (abstracto, conductual y material) (Durston, 2005).

Diversas investigaciones de la CEPAL también profundizaron en la aplicación del concepto de cs, al que se entiende como “el contenido de ciertas relaciones e instituciones sociales, caracterizadas por conductas de reciprocidad y cooperación y retroalimentadas con actitudes de confianza” (Durston, 2005: 48). Se entiende como *reciprocidad* a las transacciones que son relacionales y no mercantiles, como *cooperación* a la acción complementaria orientada al logro de objetivos compartidos de un emprendimiento común y como *confianza*, a la disposición a entregar a otras personas el control de bienes propios.

En la aproximación de la CEPAL adquiere especial importancia la diferenciación entre el cs individual y el cs comunitario (el cs que posee un individuo y el cs que es propiedad de un conjunto). En esta acepción, el cs no reside en las relaciones interpersonales sino en sus estructuras normativas, gestionarias y sancionarias. Aquí, la noción de *red* (como sustrato de la asociatividad) juega un rol significativo (CEPAL, 2001).

C.1.5. Síntesis y críticas

Existe una variedad de enfoques y posturas con respecto al cs y a sus aplicaciones que enfatizan en la capacidad de movilizar recursos, la pertenencia a redes, las fuentes que lo originan, las acciones (individuales o colectivas) que posibilita, y las consecuencias y resultados que puede generar (Rossi, 2007).

En la Tabla C.1.1 se presenta un resumen sobre definiciones de cs de diferentes autores, realizado por la socióloga Irma Arriagada, de la División Desarrollo Social de CEPAL (Arriagada, 2003).

Para Bourdieu, el cs tiene una marcada impronta en la lógica de explicar los mecanismos de reproducción de las clases sociales y de “distinción”. En este sentido, en su análisis se vincula al poder, y los ejemplos que utiliza están en gran medida referidos a los agentes y grupos dominantes, con frecuencia cercanos a la política. Es el factor que diferencia a los agentes que, con el mismo volumen de capital económico y cultural, obtienen beneficios distintos.

	Autores	Definiciones
Los fundadores	Pierre Bourdieu, 1985	El conjunto de recursos reales o potenciales a disposición de los integrantes de una red durable de relaciones más o menos institucionalizadas.
	James Coleman, 1990	Los recursos socioestructurales que constituyen un activo de capital para el individuo y facilitan ciertas acciones comunes de quienes conforman esa estructura.
	Robert Putnam, 1993	Aspectos de las organizaciones sociales, tales como las redes, las normas y la confianza, que facilitan el desarrollo económico y la democracia.
Las Instituciones Internacionales	BM, 2000 (Woolcock, 1998; Dasgupta y Serageldin 2000; Narayan, 1999)	Instituciones, relaciones, actitudes y valores que rigen la interacción de las personas y facilitan el desarrollo económico y la democracia.
	BID, 2001 (Kliksberg, 1999)	Normas y redes que facilitan la acción colectiva y contribuyen al beneficio común
	PNUD, 2000 (Lechner, 2000)	Relaciones informales de confianza y cooperación (familia, vecindario, colegas); asociatividad formal en organizaciones de diverso tipo; y marco institucional normativo y valórico de una sociedad que fomenta o inhibe las relaciones de confianza y compromiso cívico.

Tabla C.1.1. Principales autores y definiciones de capital social. Fuente: Arriagada (2003).

En tal sentido, el cs para Bourdieu reside en las relaciones y en los grupos, a diferencia del capital económico y cultural que se atribuye a los individuos. El sustrato de ambos capitales, por lo tanto, es de diferente naturaleza. De hecho, la pertenencia a un grupo (rico en capital) es lo que hace posible el capital social individual, por lo que el volumen y estructura de capital del grupo también es relevante. Por eso, tanto la permanencia de los grupos, la relativa clausura de éstos (que permite delimitar con precisión quién pertenece y quién no), así como los intercambios al interior del grupo, tanto materiales como simbólicos, son elementos a considerar necesariamente en el análisis del cs. Asimismo, cobra importancia el grado de institucionalización de los grupos (en la medida en que se delegue en representantes que hagan uso más o menos exclusivo del cs del grupo), y el tipo de intercambio que se realice entre sus miembros. Uno de los elementos que Bourdieu destaca en su análisis es la distinción entre los recursos que provee el cs y los beneficios que produce.

De hecho, esto no es abordado por Coleman *a posteriori*, y para algunos analistas termina constituyéndose en uno de los aportes que distinguen a Bourdieu. Esto se vincula con las preocupaciones macro-teóricas del sociólogo francés sobre la reproducción de las distinciones sociales, las clases y el poder. En tal sentido, se busca entender la generación del cs y los factores que permiten mantenerlo, eventualmente incrementarlo, y reproducirlo o transferirlo. Esto trae, sin duda, una de las dificultades que plantea el uso del concepto *capital social*: ¿qué es en sí mismo el cs y qué puede considerarse como beneficio que genera el disponer de él? ¿La información es cs o un beneficio generado para quienes cuentan con este tipo de capital? ¿Las organizaciones o instituciones son capital social, son un beneficio que se genera, son un mecanismo que lo potencia?

Estas preguntas ilustran una de las limitaciones de “medir” el cs: entre los autores que desarrollan el concepto no existe unanimidad de criterios de medición, e incluso se encuentran diferentes criterios en diferentes documentos que trabaja un mismo autor. En tal sentido, dilucidar tanto la aplicación del término cs, como su medición, es un desafío para toda investigación.

Dentro de las principales críticas respecto a aplicaciones que utilizan el cs, Evans y Syrett (2007) subrayan la posición de De Fillipis frente a la aplicación que propone Putnam, señalando, en primer lugar, que no considera las relaciones de poder que subyacen en las redes y, en segundo término, que hace corresponder los intereses de los individuos con el de los grupos. La crítica apunta “al individualismo metodológico inherente en cómo los datos a nivel individual se agregan a cualquier escala geográfica” (Evans y Syrett, 2007: 57). Incluso mencionan a otros autores que califican como un esfuerzo “neoliberal” y racionalista al enfoque de Putnam, para “colonizar” las ciencias sociales.

Pero, a pesar de las críticas que le asignan una impronta neoliberal (al menos en algunos marcos), el concepto de cs cuenta con apoyos sólidos sobre el potencial rol teórico en el análisis de la acción colectiva contra el poder hegemónico. Las limitaciones principales para la utilización del cs a comienzos de la segunda década del siglo XXI se relacionan más a la falta de una definición clara del concepto, a sus múltiples campos de aplicación y a los problemas de medición inherentes a la diversidad de unidades de análisis en los estudios que se sirven de él. En este sentido van los aportes de Evans y Syrett (2007):

Entre quienes atribuyen un rol al capital social, Schuller *et al.* (2000) en su revisión del concepto identifican tres críticas centrales: que su definición es demasiado diversa, lo que hace que sea ininteligible; que se aplica al examen de tantas cuestiones sociales que conduce a la pérdida de rigurosidad; y que presenta problemas reales de medición debido a su definición diversa y a los indicadores proxy que lo hacen propenso a problemas de validación²¹ (traducción propia de Evans y Syrett, 2007: 57).

C.1.6. Tipos de capital social

Es importante señalar que a medida que el concepto de cs fue instalándose definitivamente en la teoría social contemporánea se incrementó el nivel de precisión y las distinciones en torno a diferentes dimensiones de aquél. Así como el aporte de Bourdieu fue sustantivo en la diferenciación entre capital económico, cultural y social,²² otros autores, como Woolcock, distinguen dos tipos de capital social. Evans y Syrett (2007) recuperan la idea del mencionado autor de la manera siguiente:

[...] en el micronivel, que Woolcock equipara con formas de desarrollo “ascendentes”, la incrustación implica “lazos intracomunitarios” y Woolcock se refiere a ella como “integración”. La autonomía en el micronivel implica “vínculos extracomunitarios” y se denomina “vinculación”²³ (traducción propia de Evans y Syrett, 2007: 58).

Existe un paralelo entre esta noción de integración (*integration*) y lo que se encuentra en trabajos de otros autores como *bonding social capital*, así como también entre la noción de vínculo (*linkage*) y lo que otros estudios formulan como *bridging social capital*.

Según Evans y Syrett (2007), el primer tipo funciona como un cemento (*glue*) en el nivel micro, mientras que el segundo (*bridging*) es equivalente a un lubricante: permite el acceso a recursos ajenos a la comunidad

21 “Among these who see a role for social capital, Schuller et al. (2000) in their review of the concept, identify three central criticisms: that it is too diverse in definition, leading to it being unintelligible; that it is being applied to the examination of so many social issues as not to be taken seriously; and that it presents real problems of measurement due to being definitionally diverse and reliant on proxy indicators making it prone to validation problems” (Evans y Syrett, 2007: 57).

22 Bourdieu luego distinguió un cuarto tipo de capital, el capital simbólico, que es aquél cuya legitimidad se define en cada campo.

23 “[...] at the micro-level, which Woolcock equates with ‘bottom-up’ forms of development, embeddedness thus involves ‘intra-community ties’ and is referred to by Woolcock as ‘integration’. Autonomy at the microlevel involves ‘extracommunity ties’ and is referred to as ‘linkage’” (Evans y Syrett, 2007: 58).

de pertenencia tanto a los individuos como a los grupos. Sin embargo, en la medida en que en ambos casos se suponen relaciones horizontales, ninguno de estos tipos considera las relaciones de poder que pueden estar presentes en las redes.

La distinción de tipos de cs también es considerada en Crowther, Tett y Edwards (2008), quienes señalan:

El desarrollo de “puentes” y “enlaces” aborda el aumento de los recursos y las redes que pueden ayudar a las personas y las comunidades a mejorar sus circunstancias y oportunidades. Sin embargo, el poder ha estado implícito en buena parte de la literatura sobre capital social y probablemente una de las principales razones de esto ha sido la influencia dominante de Coleman y Putnam. En contraste, el interés de Bourdieu por el capital social se centra en cómo las redes sociales refuerzan y reproducen la desigualdad cultural y económica: es una parte integral de cómo opera el poder²⁴ (traducción propia de Crowther, Tett y Edwards, 2008: 12).

Si bien otros autores distinguen más tipos de cs, interesa destacar el conocido como “*linking social capital*”, una noción más compleja que incorpora la idea de poder, eventualmente diferencial, que media en las relaciones. Es decir, dirige la mirada hacia los vínculos con otros (individuos o grupos) cuando éstos están ubicados entre diferentes estratos sociales, jerarquías y niveles de poder. Este tipo de cs supone, por lo tanto, una dimensión vertical, lo que nos permite relacionarla con el cs “de escalera” postulado por Durston (2003)²⁵ como un tipo de “reciprocidad con control asimétrico”.

Grootaert y Van Bastelaer (2001) proponen una matriz sintética para el análisis del cs, vinculando el nivel o escala (macro/micro) y el tipo de cs. Así, el nivel micro refiere a las redes de individuos u hogares, normas

24 “The development of ‘bridges’ and ‘bonds’ addresses the augmenting of resources and networks which might assist individuals and communities to improve their circumstances and opportunities. However, power has been implicit in a good deal of the literature on social capital and probably one of the main reasons for this has been the dominant influence of Coleman and Putnam. In contrast, Bourdieu’s interest in social capital focuses on how social networks reinforce and reproduce cultural and economic inequality: it is an integral part of how power operates” (Crowther, Tett y Edwards, 2008: 12).

25 A diferencia de otros autores, Durston (2003) distingue seis tipos de cs. El que refiere en particular a las relaciones de poder, que denomina “capital social de escalera” se caracteriza porque “Hay, entonces, relaciones de confianza, reciprocidad y cooperación en que el grado de control y el capital social de una de las partes son mayores que los de las otras. Cuando estos vínculos cruzan estratos sociales, suelen tomar las características de una relación patrón-cliente. En un contexto democrático, este puente sirve para empoderar y desarrollar sinergias, en lo que se puede visualizar como una escalera, más que como un puente, ya que conecta a un actor de bajo poder con uno de alto poder, el Estado” (Durston, 2003: 160).

y valores compartidos, confianza e intercambios, de carácter horizontal, que pueden tener externalidades hacia la comunidad, equivalente al tipo *bonding* al que refiere Evans. El nivel meso es un componente que remite a relaciones verticales entre grupos, que lo hace corresponder al tipo *bridging* de Evans (2003). El nivel macro refiere al entorno en que se conforma la estructura social y permite o inhibe el desarrollo de normas, relaciones de confianza y lazos; supone una institucionalización mayor que los dos niveles anteriores: el régimen político, la ley, las libertades civiles y el tipo de gobierno. Estas instituciones del nivel macro son las que proveen condiciones favorables o desfavorables para el funcionamiento de asociaciones locales.

Asimismo, definen el cs de tipo cognitivo como aquellas normas, valores, relaciones de confianza, actitudes y creencias compartidas. Este tipo es de carácter subjetivo e intangible. En cambio, el cs de tipo estructural implica un nivel de institucionalidad mayor, requiere de reglas, procedimientos formales, precedentes. En este sentido, se atribuye un nivel mayor de objetivación de su medida.

La gráfica que proponen Grootaert y Van Bastelaer (2001) ordena el análisis, aproximándose a los diferentes tipos de cs que existen en un territorio determinado (Figura C.1.1).

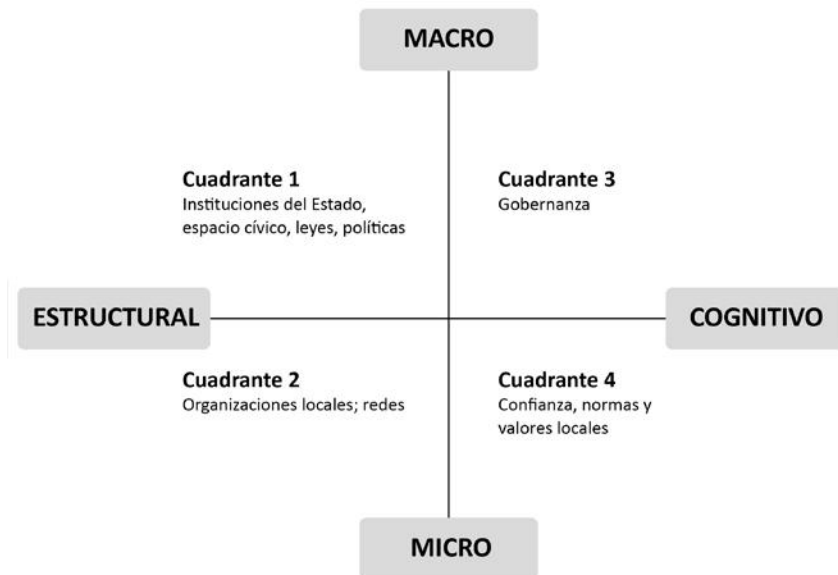


Figura C.1.1. Dimensiones del cs según Grootaert y Van Bastelaer (2001).

De acuerdo con la figura, coloca en el Cuadrante 1 (nivel macro y tipo de cs estructural) a las instituciones del Estado, que regulan normativa y jurídicamente el territorio. El Cuadrante 2 corresponde al tipo estructural del cs en el nivel micro; aquí se encuentran las organizaciones y los actores locales, y las redes que conforman dentro de la unidad territorial considerada para el análisis. El Cuadrante 3 refiere al nivel macro y tipo cognitivo de cs; en este cuadrante encontramos el tipo de gobernanza del sitio. Las características que adquiere la articulación de actores, las relaciones entre ellos (las relaciones de cooperación y conflicto y la participación de los diferentes actores clave presentes en el territorio en las decisiones sobre el interés común). El Cuadrante 4 es relativo al nivel micro y tipo cognitivo de cs; en esta región de la gráfica se ubican la confianza, las normas y valores compartidos. En general, están asociados a alguna organización en particular, aunque pueden serlo de la región o territorio analizado. Si fuera una organización (intragrupo), correspondería al cs tipo *bonding*.

La elaboración de mapas de actores, en la medida en que no sólo identifica los actores clave en un territorio (en función de su nivel de afectación y de poder), sino también las relaciones entre ellos (tanto sean de cooperación y conflicto, y eventualmente, las fuertes y débiles), permite aproximarse al cs que está presente en el territorio, así como los tipos de capital que pueden distinguirse.

Capítulo C.2. El estudio del capital social mediante la metodología Q

Virginia Rossi y Pedro de Hegedüs

En las ciencias sociales prevalecieron dos perspectivas teóricas principales: la positivista o cuantitativa, que busca los hechos o causas de los fenómenos sociales con independencia de los estados subjetivos de las personas (y utiliza la clásica encuesta a una muestra probabilística), y la fenomenológica o cualitativa, que quiere entender los fenómenos sociales desde la perspectiva propia de los actores (y emplea el formato de estudio de caso).

Entre las técnicas de investigación cualitativa tradicionales se encuentran las siguientes: observación participante, entrevistas, cuestionarios, biografías, historias de vida, estudios de caso, grupos focales, y revisiones documentales y bibliográficas. La metodología Q, desarrollada en 1934 por el físico y psicólogo inglés William Stephenson, puede considerarse una técnica más de investigación cualitativa, de carácter innovador.²⁶

La metodología Q está diseñada especialmente para estudiar la subjetividad humana. Ésta puede ser entendida como el campo afectivo, compuesto por los sentimientos, las motivaciones, las actitudes, las creencias y las opiniones que las personas desarrollan. Estos elementos se articulan para conformar un sistema a través del cual las personas analizan el mundo y toman sus decisiones (Bloom *et al.*, 1964). Es este sistema lo que Q hace “emerger”, para que sea visible.

Q es en particular apropiada para conocer las representaciones sociales. Éstas son “las imágenes y los modelos explicativos que un determinado grupo social posee de algún fenómeno o contenido de su realidad” (Farr, *ap. Alvarado et al.*, 2008: 36). En términos de estrategias de intervención, conocer las representaciones sociales es

²⁶ Q emplea una base estadística sólida (análisis factorial), a los efectos de analizar información cualitativamente obtenida. Más información en <http://schmolck.userweb.mwn.de/qmethod>.

importante porque inciden en la práctica de las personas (influyen en el comportamiento).

En programas de extensión y desarrollo rural, las tipologías de subjetividades no siempre son asimiladas en el trabajo diario del extensionista, más acostumbrado a pensar en términos de los sistemas productivos que de los sistemas sociales y culturales. En la evaluación de proyectos de extensión y desarrollo, Q revela la subjetividad del público objetivo hacia la intervención en curso (o ya terminada) (de Hegedüs *et al.*, 2004, 2006a, 2006b).

C.2.1. Descripción de la metodología y su aplicación

En el marco general de una investigación evaluativa llevada a cabo en una zona de productores ganaderos familiares (Guichón-Paysandú, Uruguay), se utilizó Q para evaluar el capital social (cs) generado a nivel territorial (Rossi *et al.*, 2008), a partir de la intervención de un programa universitario de extensión rural (Rossi, 2007). La aplicación de la técnica se desarrolló de acuerdo con la propuesta de siete pasos desarrollada por Gravina (2010).

El procedimiento empleado incluyó un trabajo de campo en dos etapas de recolección y análisis de información. En la primera, se realizaron diez entrevistas a informantes calificados (productores con diferente grado de involucramiento en el proceso de intervención y técnicos asesores públicos). En la segunda etapa se efectuaron 39 visitas a participantes del proyecto para la realización de la clasificación en “grillas Q” por parte de personas y familias encuestadas. En la Figura C.2.1 se sintetiza el diagrama de relaciones entre las etapas del trabajo de campo seguidas a lo largo del proceso de investigación.



Figura C.2.1. Los siete pasos para aplicar Q y secuencia en el tiempo entre etapas de recolección y análisis de información. Fuente: adaptado de Díaz et al. (2006).

Paso 1. Para la definición de las variables cualitativas se utilizaron como guía las tres categorías de resultados intangibles propuestas por la Inter American Foundation a través del denominado “Marco de Desarrollo de Base” (Zaffaroni, 1997), que son representadas por un diagrama en forma de cono, con tres niveles (*Normas sociales, Cultura organizativa y Capacidades personales*).

Paso 2. Operacionalizar las variables: se realizaron entrevistas a informantes calificados, con las que se construyó el universo de ideas o “concourse”²⁷ es decir, la población de ideas, creencias y pensamientos que hay en relación con el objetivo de la evaluación, incorporando las diferentes visiones existentes, de personas y/o instituciones.

Paso 3. Elaboración del “concourse”: con las entrevistas se confeccionó un listado de 81 ideas diferentes, que se reagrupó en las siguientes cuatro dimensiones: *Participación, Relaciones, Valoraciones y Capacidades*.

²⁷ Los términos “concourse” y “universo de ideas” pueden utilizarse de manera indistinta.

Paso 4. Selección de afirmaciones o sentencias a partir del universo de ideas relevado: 32 en total, ocho de cada una de las cuatro dimensiones. Se procuró respetar en cuanto fuera posible el lenguaje utilizado por los informantes calificados. Las afirmaciones fueron numeradas en forma aleatoria e impresas en tarjetas individuales.

Paso 5. Muestra para entrevistar (39 personas): se les suministró un tablero con la “grilla Q” (*Q sorting*) y las 32 afirmaciones para ubicar, de acuerdo con su importancia, en las 32 celdas disponibles.

Paso 6. Análisis de las grillas Q mediante un programa informático (PCQ for Windows): se aplicó la rotación teórica de los factores originales obtenidos. Se extrajo una tipología de subjetividades a partir de tres factores, que representan diferentes tipos de opinión en relación con el objeto de evaluación, con grados de confianza y errores estándar estadísticamente aceptables.

Paso 7. Interpretación de resultados: incluye distintas fuentes de información, a saber: las afirmaciones, las “salidas” del “programa”, los datos secundarios relevados por el equipo, los conocimientos previos (existentes por tratarse de una investigación participante) y nuevas entrevistas con algunos productores familiares ganaderos de la muestra teórica.

C.2.2. Análisis de resultados

La tipología de subjetividades obtenida agrupa diferentes valoraciones del proyecto, ubicadas en distintos niveles de impacto de resultados, que responden a las percepciones de cada grupo de productores respecto de la intensidad y calidad de la mejora de cs alcanzada.

En la Tabla C.2.1 se sintetiza la tipología de subjetividad de cada factor obtenido y la denominación propuesta para cada grupo de productores. Se caracterizan las diferentes estrategias de los productores familiares ganaderos de Guichón, vistos desde el ámbito de la intervención del programa de extensión.

Factor	Tipología de subjetividad	Denominación
A	Representa al productor ganadero típico, que se dedica a la ganadería de carne y lana. De mayor escala, mayoritariamente arrendatario del Instituto Nacional de Colonización, vive y trabaja con su familia en la explotación. Valora el intercambio técnico y se interesa por el desarrollo productivo del establecimiento.	Apostando a la Tecnología Ganadera
B	Representa al productor ganadero de escala media, con dificultades para proyectar su familia en la explotación. Valora los resultados en términos socio-organizacionales y es el que tiene menor interés en el intercambio técnico y en el desarrollo del sistema productivo.	Mejor Ver para Creer
C	Representa al productor ganadero de pequeña escala, que se mantiene en el sistema mediante una fuerte apuesta a la diversificación productiva. Valora la integración social y el intercambio técnico y se identifica con producciones más intensivas.	Apostando a la Diversidad

Tabla C.2.1. Factores obtenidos, tipología de subjetividad y denominación propuesta para los productores ganaderos familiares de Guichón.

Del análisis conjunto surge, en primer lugar, una afirmación “de consenso” presente en los tres factores, que se refiere al desarrollo de capacidades personales: se valora la aplicación de lo aprendido en torno al manejo de los establecimientos por medio del programa de extensión. Se valora también en los tres factores una mejora del cs a través de la intervención del programa de extensión (en términos que pueden considerarse desde niveles medios hasta muy altos), pero con diferente grado de intensidad, y resaltando diferentes dimensiones de cs en cada uno de los factores.

En segundo lugar, se visualiza una tendencia a tener distintas percepciones de acuerdo con ciertas variables de tipo estructural. A medida que disminuyen tanto la edad de los productores como la superficie promedio de las explotaciones, se puede observar una reducción en su énfasis ganadero de carne y lana (su “perfil” productivo ganadero). Es posible desarrollar como hipótesis que estos tipos estarían definiendo diferentes estrategias y modos de vida y trabajo en relación con la producción ganadera familiar. Es decir que los “problemas de escala” no redundan en este territorio en una tendencia al aumento de la “intensividad” de la producción ganadera, sino en una falta de interés por parte de los productores en la valoración del intercambio técnico o en el acercamiento a la “tecnología ganadera”.

Cabe destacar que en Guichón los productores ganaderos más “productivistas” y de mayor escala, se agrupan en el Factor A, mientras que los más pequeños tienden a complementarse con ganadería lechera para elaborar queso artesanal, o centran su interés en la diversidad productiva (Factor C).

En la Figura C.2.2 se distinguen los niveles de impacto principales en los que cada una de las subjetividades percibe la mejora de cs. Para ello, se presentan sobre el lado derecho del diagrama triangular las dimensiones y variables intangibles, priorizadas según los factores obtenidos en Guichón. La figura permite visualizar gráficamente las distintas percepciones con relación a los efectos del programa universitario de extensión y sus aportes a la construcción de cs en la mencionada comunidad. Interesa destacar que se observa cierto “solapamiento” entre factores.

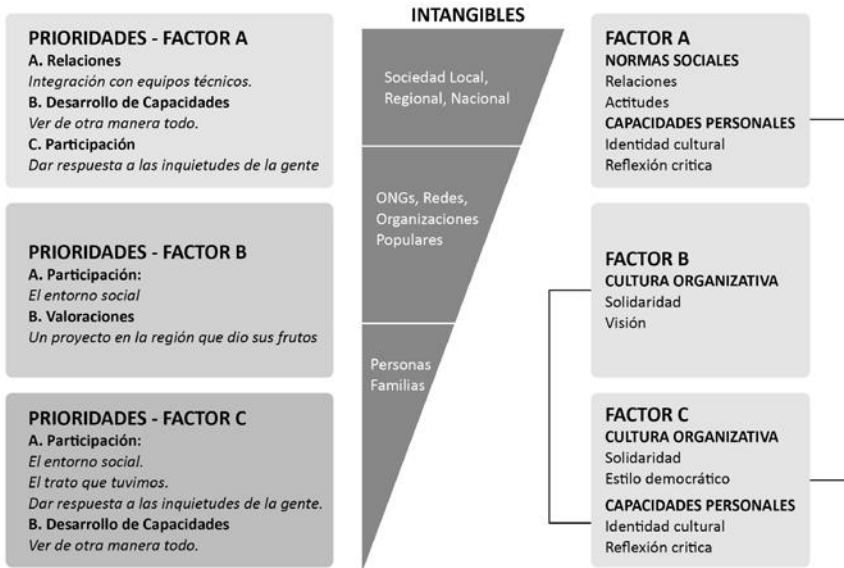


Figura C.2.2. Dimensiones en las que los productores ganaderos familiares de Guichón perciben la mejora de cs y niveles de impacto principal según tipo de subjetividad. Fuente: elaborado a partir de Zaffaroni (1997).

C.2.3. Algunas conclusiones

Esta investigación confirma la hipótesis de que la intervención realizada en Guichón por el programa de extensión universitario promovió y mejoró el cs de los productores ganaderos familiares. Los tres tipos obtenidos a través de la aplicación de Q perciben una mejora en la dotación de cs y la vinculan con el proceso de intervención. Los cambios que operan a nivel personal resultan claves en el proceso de construcción de cs, debido

a que les permiten reflexionar de manera crítica (“*ver de otra manera todo*”) y reconocerse a sí mismos en el espacio social donde les toca actuar.

Del análisis conjunto de los factores extraídos se concluye que, si bien se valora de manera positiva la intervención (en términos que pueden considerarse desde niveles medios a muy altos), cada tipo encontrado se identificó globalmente con dimensiones o categorías intangibles distintas y que se ubican en diferentes niveles de impacto. En este sentido, no sólo existen diferentes percepciones de cada uno de los tipos respecto de la construcción de cs y los efectos del programa de extensión universitaria en Guichón, sino que Q permite un acercamiento, a la manera propuesta por Pierre Bourdieu, a las diferentes “*maneras de ver el mundo*” de los productores ganaderos familiares. Se puede desarrollar como hipótesis que estos tipos estarían también definiendo diferentes estrategias y modos de vida y de trabajo en relación con la producción ganadera, de lo que se desprende la importancia de reconocerlos y articularlos en el diseño de estrategias de extensión y en los procesos de desarrollo de estas comunidades rurales.

Capítulo C.3. Dispositivo metodológico para analizar el sistema de actores de un territorio

Virginia Rossi, Verónica Filardo y Alejandra Auer

C.3.1. Introducción

En este capítulo se presenta un protocolo de trabajo común de tres etapas para caracterizar la dimensión social de los territorios en el marco de proyectos de *ordenamiento territorial rural* (OTR) (Tabla C.3.1). El protocolo propone un criterio común para la elección de actores de cada sitio sobre los cuales medir el capital social (cs) y eventualmente, empoderar. Para ello, se establece una consigna de trabajo común asociada a una situación problemática (por ejemplo, los cambios en el uso del suelo de cada sitio) (etapa 1). Para el análisis del sistema de actores de cada sitio (etapa 2) se propone la elaboración de mapas de actores y el establecimiento de criterios de priorización de acuerdo con la realidad de cada territorio para seleccionar a un actor sobre el cual medir el cs (etapa 3).

El capítulo se centrará específicamente en el procedimiento de trabajo asociado a la etapa 2, en particular, a la utilización de la técnica del mapeo de actores como parte del proceso de análisis del sistema de actores.

Etapa 1 - Contexto

- Identificar sitios y trayectorias, límites-territorio, servicios ecosistémicos (SE)

Etapa 2 - Análisis de actores

- Descripción actores: listados según categoría de actores
- Caracterizar relaciones (Mapeo 1): *Diagrama de Venn*
- Consigna: determinar interés específico en relación con los cambios en el uso del suelo en los diferentes sitios (*stakeholders*)
- Priorización de actores (Mapeo 2): *Matriz de dos ejes*: poder (influencia) y posición (afectación, dependencia)

Etapa 3 - Medición de Capital Social

- Estudio del capital social del actor seleccionado (en todos los sitios)
- Estudio en profundidad, con todos los actores del mapa, para estudiar conflictos y diferentes posiciones respecto al SE, en 3 o 5 sitios

NOTA: En todos los pasos intervienen, con diferente énfasis, equipos de investigación y actores

Tabla C.3.1. Dispositivo metodológico propuesto para medición de capital social. Fuente: Rossi y Filardo (2014) sobre la base de Reed et al. (2009).

El planteo a realizar debe ser visto como una primera aproximación desde los equipos de investigación al sistema de relaciones entre actores en cada sitio. Aun sin contar con la participación activa del actor seleccionado, ni con su punto de vista, el mapa de actores contribuye a dar cuenta de la situación que dicho actor ocupa en el espacio social del sitio considerado.

C.3.2. Descripción de la técnica y su aplicación

Los mapas de actores, también conocidos como “mapas sociales” o “sociogramas” (Tapella, 2007), son utilizados para identificar a los actores que definen el territorio de estudio, caracterizar las relaciones que sostienen entre ellos y los conflictos de intereses o las alianzas eventuales que pudieran darse.

A partir de los mapas de actores pueden determinarse los tipos de relaciones sociales y las asimetrías existentes en cuanto al poder que tienen en las decisiones que afectan a la sustentabilidad territorial. En este sentido, revisten de relevancia para el ordenamiento y la planificación territorial, así como para el diagnóstico inicial en el diseño de intervenciones. Vale decir que forman parte del repertorio de técnicas habituales para la extensión universitaria y los programas sociales (Guedes *et al.*, 2006).

De acuerdo con la caracterización de técnicas utilizadas para analizar actores en estudios ambientales, presentada por Reed *et al.* (2009), la ventaja de la utilización de la técnica de mapeo de actores radica en que es una técnica relativamente fácil y que requiere de pocos recursos. En ella, los actores son tabulados en una matriz de dos dimensiones (poder y posición) y sus relaciones se describen usando códigos. Para esta tarea, los investigadores recurren a diversas técnicas, tales como la realización de grupos focales, entrevistas individuales a los actores, a otros investigadores o a profesionales. Los autores advierten que la técnica puede volverse confusa y difícil de usar si se describen muchos relacionamientos, por lo que recomiendan seguir los pasos que se presentan en la Tabla C.3.2.

Paso 1 - Contexto <ul style="list-style-type: none">· Identificar foco de intervención y límites sistema
Paso 2 - Aplicación de métodos de análisis de actores <ul style="list-style-type: none">· Identificar actores (e interés - <i>their stake</i>)· Diferenciar en categorías (tipología de actores)· Investigar relaciones entre actores (cooperación o conflicto)
Paso 3 - Acciones <ul style="list-style-type: none">· Recomendaciones· Compromiso de los actores

Tabla C.3.2. Pasos propuestos por Reed *et al.* para la construcción de mapas de actores (corresponden a la etapa 2 del dispositivo propuesto en el Proyecto BEST-P). Fuente: Reed *et al.* (2009).

Etapa 1. Contexto de los sitios

Para delimitar los contextos territoriales donde investigar los sistemas de actores, puede resultar útil plantear un problema a partir del cual representar y ordenar los intereses en juego, así como dar cuenta del ámbito físico en el que se desarrollan las posibles alianzas, disputas o conflictos entre los actores presentes en los sitios (*stakeholders*).

En OTR, un ejemplo de pregunta disparadora podría ser: *¿Cuál es el servicio ecosistémico o conjunto de servicios ecosistémicos que genera mayor vulnerabilidad al sistema socioecológico en su conjunto y/o a algunos de sus componentes?*

Un criterio de este tipo, establecido *a priori*, facilita la delimitación del sitio y la descripción de las principales situaciones problemáticas del territorio. Pero debe tenerse en cuenta que se trata de una situación

ideal que no siempre es factible: es posible que la zona esté previamente definida antes de hacer el trabajo; puede tratarse de un territorio poco conocido, con escasa aproximación previa de los equipos investigadores; pueden existir problemas de escala territorial para la disponibilidad de datos secundarios, ya que las fuentes de información (censos, encuestas sistemáticas, catastros, etc.) agrupan datos estadísticos con criterios político-administrativos, mientras que los servicios ecosistémicos, en general, trascienden dichos límites territoriales.

Etapa 2. Análisis de actores

El análisis de actores (etapa 2) no parte de un listado ingenuo o neutro de actores, sino de uno intencional basado en decisiones tomadas en la etapa 1. A su vez, los mapeos pueden ser utilizados en una investigación para analizar un sistema de actores en particular, o como una herramienta transversal de medición, en el caso de análisis comparado de sistemas de actores de diferentes sitios.

En ocasión de un análisis comparado, los equipos de investigación deben trabajar en función de una misma pregunta o consigna común. En el contexto de cambios en el uso del suelo, que acompaña el avance del agronegocio en los diferentes países de América Latina, una pregunta posible para el análisis transversal podría ser la que se utilizó en el Proyecto BEST-P²⁸: *¿Cuál es el mapa de actores en cada uno de esos “sitios”, “territorios”, “casos”, en relación con los cambios en el uso del suelo que se producen en ellos?*

El procedimiento para responder a esta pregunta contó con guías y materiales de apoyo (Auer *et al.*, 2014; Rossi y Filardo, 2014), discusiones en talleres internos con los equipos de investigadores y prácticas para utilizar la herramienta y acordar los criterios de su aplicación estandarizada en los diferentes sitios. En la situación del proyecto que se toma de ejemplo, si bien el análisis individual de los mapas permitió priorizar actores de interés en cada sitio, la aplicación completa de la herramienta (medición de cs) quedó supeditada al grado de participación del actor “seleccionado” (y de otros agentes de intervención) en los territorios involucrados, necesarios para medir empoderamiento a través de un potencial proceso de OTR.

28 Proyecto Bridging Ecosystem Services and Territorial Planning (BEST-P) financiado por el Inter-American Institute for Global Change Research (IAI).

Como herramienta de trabajo, diversos investigadores indican que el mapeo debe ser un primer paso para lograr la convocatoria de los actores (Martínez, 2008). Esto quiere decir que, si no se cuenta con la participación de los actores locales en la construcción de los mapas, ni se los valida en los sitios investigados, se deben asumir las limitaciones de utilizar esta técnica, pensada metodológicamente como una co-construcción que refleje la visión del actor elegido. El procedimiento realizado de manera exclusiva desde el equipo investigador, a nivel de gabinete, puede ser válido sólo como aproximación a la complejidad de los problemas del sitio, dejando en claro que se trata de una construcción provisoria y a chequear por cualquier propuesta de OTR a futuro.

Mapeos

Para la aproximación al sistema de actores de los sitios se propone desarrollar dos tipos de mapeos que describen las relaciones entre los actores, usando códigos. En primer lugar, a través de un diagrama de Venn simple (mapeo 1), y en segundo lugar, mediante un diagrama tabulado en una matriz de dos dimensiones (mapeo 2).

Mapeo 1: de relacionamiento entre actores o diagrama de Venn

La técnica del mapeo apunta a una mejor visualización de las relaciones de cooperación y conflicto entre los actores o *stakeholders* presentes en los sitios. Se describen estas relaciones entre los actores usando códigos. Esto facilita, a la vez, la elección de posibles actores de bajo cs que podrían ser empoderados en un proceso de OTR.

A los efectos de elaborar el primer mapeo, se considera actor social a un individuo, grupo u organización, con interés específico en torno a la consigna con la que se elabora el mapa. Las personas o agentes individuales se colocan como actores en los mapeos sólo por excepción, no por regla general (por ejemplo, algunos casos de liderazgos locales).

Para sistematizar el listado de actores clave de cada sitio se propone la utilización de una matriz de identificación, clasificación y descripción de los actores. Para la clasificación es útil emplear las categorías propuestas por Martínez (2008):

- a) *instituciones públicas*, entidades de gobiernos locales y gobierno nacional;
- b) *instituciones privadas*, empresas privadas;

- c) *organizaciones sin fines de lucro*, organizaciones no gubernamentales;
- d) *organizaciones sociales*, sindicatos, asociaciones de productores, mujeres, tercera edad, jóvenes, comités de desarrollo, etcétera;
- e) *partidos políticos*, aquéllos con presencia permanente en las diferentes regiones;
- f) *cooperación internacional*, oficinas técnicas de cooperación, proyectos de cooperación que actúan en la región, etcétera;
- g) *medios de comunicación*, fundamentales en el diseño de estrategias de intervención;
- h) *organizaciones técnicas de planificación*, capacidades desarrolladas y potenciales, fundamentalmente de instituciones gubernamentales, para vincularse al proceso (se incluyen universidades).

Mapeo 2: de priorización de actores a empoderar en cada sitio

En este segundo mapeo se utiliza una matriz de priorización de actores sociales, en función de dos criterios y prestando atención a la ubicación de los actores a ser seleccionados (Figura C.3.1). Los criterios utilizados para realizar este mapa son:

- a) El poder en el espacio social (o grado de influencia en relación con los servicios ecosistémicos o problemática elegida, en este caso: cambios en el uso del suelo).
- b) La posición en el espacio social (o nivel de afectación/dependencia con la situación problemática elegida, por ejemplo, el cambio en el uso del suelo).

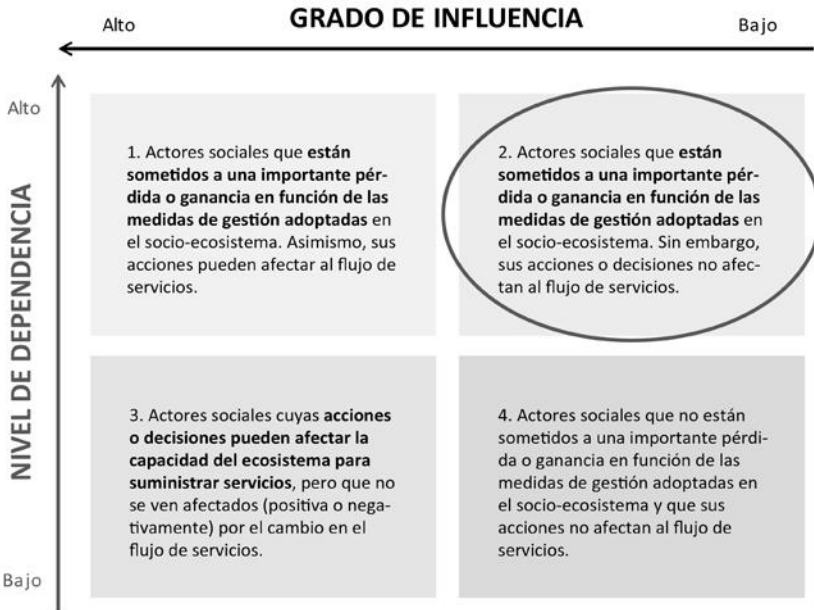


Figura C.3.1. Matriz de priorización de actores propuesta para el mapeo 2. Nota: el cuadrante utilizado para la elección de actores y medición del capital social es el cuadrante número 2. Fuente: Martín-López et al. (2012).

La matriz permite introducir relaciones de interés (conflicto/sinergia) a partir de la identificación de actores altamente dependientes de los servicios ecosistémicos, pero con escaso grado de influencia para poder actuar en los sistemas de acción de cada sitio, por ejemplo, frente a los cambios en el uso del suelo (sumamente vulnerables). En este sentido, su empoderamiento podría contribuir a una mayor sustentabilidad. Una de las utilidades de este procedimiento podría ser identificar actores sobre los cuales medir cs (etapa 3, Tabla C.3.1) y seguir su evolución o empoderamiento ante eventuales intervenciones o procesos de planificación territorial (paso 3, Tabla C.3.2).

Etapa 3. Medición de capital social

Una vez realizado el análisis de actores, es posible elegir un actor de interés (del cuadrante número 2), para dar comienzo a la siguiente etapa del dispositivo previsto: un análisis cualitativo de tipo diagnóstico del cs del actor elegido (situación sin intervención), y una profundización del estudio a través de una tipología de subjetividades en relación con un servicio ecosistémico del sitio considerado.

Capítulo C.4. Agriculturización y actores sociales de Balcarce²⁹

Alejandra Auer

C.4.1. Introducción

Cada vez más, la apropiación del espacio está concentrada en menos manos, debido a que el acceso a la tierra y los recursos productivos son limitados para los trabajadores rurales o pequeños productores. Por lo tanto, tienen mayores oportunidades de continuar la actividad aquellos que pueden acceder a dichos recursos, que logran así seguir acumulando capital y concentrando poder (Kay, 2007a). Asimismo, el aumento en la producción de *commodities* a gran escala, con priorización de la tecnología sobre los conocimientos tradicionales, hace que los oficios y las actividades sociales que conforman la identidad rural pierdan importancia.

La intensificación agrícola ocurrida en la Región Pampeana de Argentina en los últimos 20 años modificó el paisaje rural y los modos de vida de su población, y con ello, la oferta de servicios ecosistémicos (se). Las variaciones en los niveles de oferta de los se afectan a los diferentes actores sociales que se benefician de éstos, generándose una relación de compromiso no sólo entre se sino también entre actores sociales.

Los distintos actores sociales pueden generar cambios en el territorio según su nivel de influencia o poder y, a su vez, estos cambios los afectan en mayor o menor medida según su nivel de dependencia de los se, lo cual los posiciona de diferente manera frente a dichos cambios. Por lo tanto, los actores pueden ser considerados como “afectores” o “afectados” por los cambios en el uso del suelo, siendo los primeros aquellos que modifican su uso, y con esto alteran (de manera deliberada o no) la oferta de se, y los segundos, aquellos beneficiarios directos o indirectos de los se cuya oferta es afectada, pudiendo un mismo actor ser afectador y afectado a la vez. Asimismo, los actores no son seres aislados, sino que están insertos en una

²⁹ Parte de la tesis doctoral “Servicios ecosistémicos culturales y agriculturización en el sudeste bonaerense-Cuenca de Mar Chiquita” (Auer, 2017).

trama de relaciones, pudiendo ser de cooperación o de conflicto, y a su vez, débiles o fuertes según la intensidad con que se manifiesten.

En el último tiempo ha ganado importancia, tanto en investigaciones científicas como en proyectos de gestión, el análisis desde la perspectiva de los actores sociales y de cómo éstos se articulan, relacionan y desenvuelven en un contexto dado, siendo el mapeo de actores claves o sociograma –vinculado a la teoría de redes sociales– una metodología cada vez más utilizada. El análisis de redes (análisis reticular; *network analysis*) parte de la base de que la sociedad puede ser pensada en términos de estructuras sociales, las cuales se manifiestan en forma de relaciones entre actores sociales, y estas relaciones a su vez forman redes, siendo la posición que ocupan los diferentes actores en dichas redes lo que define sus valores, creencias y comportamientos (Garrido, 1996). Al analizar las relaciones entre actores –que pueden ser individuos, grupos u organizaciones– se debe considerar que lo que define una relación específica es el conjunto del contexto estructural y que las redes creadas por la estructura de relaciones no son arbitrarias (Gutiérrez, 2001). La cantidad y tipo de relaciones establecidas entre los actores también influyen en la “posición” que ocupa un determinado actor en el espacio social, dado que una relación fuerte de cooperación con un actor social dominante puede mejorar su posición o algunas relaciones débiles con diferentes actores sociales puede convertirlo en un actor influyente en el territorio debido a su poder de articulación. Por lo tanto, la identificación de los diferentes actores sociales, de su posición según su nivel de influencia y afectación, así como de las relaciones que tienen con otros actores sociales, contribuyen a la comprensión de los procesos territoriales y al establecimiento de las estrategias de intervención más adecuadas.

C.4.2. Descripción de la metodología aplicada

El objetivo del trabajo es realizar una breve caracterización de los actores sociales, analizando su nivel de influencia y de afectación por los cambios en el uso del suelo, y las relaciones entre actores, con la intención de identificar a los más influyentes y a los más vulnerables frente al proceso de agriculturización. El área de estudio es el partido de Balcarce (superficie: 4115,3 km²), situado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, de tradición agrícola-ganadera, con un paisaje natural privilegiado y heterogéneo que se diferencia respecto de la llanura pampeana por sus sierras, arroyos y lagunas y una relativa abundancia y variedad de aves.

En las últimas décadas se profundizó el proceso de expansión e intensificación de la agricultura dentro del partido, donde prima el mayor uso del capital sobre otros factores de producción, perjudicando con mayor intensidad a los establecimientos agropecuarios (EAPS) pequeños, lo que lleva en muchos casos a su desaparición. La población del partido se concentra principalmente en la ciudad cabecera, San José de Balcarce, mientras que la población rural continúa decreciendo. Estos cambios trajeron como consecuencia, una simplificación del paisaje rural y una disminución de otras producciones menos rentables o de mayor complejidad operativa, la afectación de la oferta de diferentes SE (Barral y Maceira, 2012) y cambios sociales vinculados al mercado de trabajo y a la incorporación de actores ajenos al sector rural.

La metodología utilizada fue la técnica del sociograma (ver Capítulo C.3). En ésta, se representan de manera gráfica las relaciones entre los diferentes actores mediante un conjunto de puntos (los actores) posicionados dentro de dos coordenadas que tipifican su poder (nivel de influencia) y su posición (nivel de afectación por los cambios en el uso del suelo); dichos puntos están conectados por una o varias líneas (las relaciones inter-actores). Se trata de una herramienta metodológica de tipo “estructural” que permite acceder de manera rápida a la trama de relaciones sociales dadas en una zona determinada, es decir, realiza un corte sincrónico de la realidad social y (re)presenta la trama de relaciones sociales establecidas entre actores locales en un momento dado, permitiendo conocer las alianzas y/o conflictos, siendo de utilidad para seleccionar mejor a los actores a los cuales dirigir una determinada estrategia de intervención (Guedes *et al.*, 2006). No sólo permite conocer los diferentes actores del territorio estudiado, sino también el poder con que cuentan para generar los cambios o la falta del mismo, que los ubica en una situación más vulnerable, mejorando así la comprensión sobre quienes presionan sobre el uso del suelo o de los SE, o quienes tienen mayor capacidad de influenciar a otros actores (Tapella, 2007). Para realizar el mapa de actores de Balcarce, se realizó una adaptación de los pasos propuestos por Tapella (2007) y por Martínez (2008), siendo ambas metodologías adaptaciones de otros trabajos sobre mapeo de actores. Los pasos seguidos en este trabajo fueron:

1. Especificación del tema sobre el cual trabajar. El análisis se centró en la afectación del cambio de uso del suelo, es decir, la intensificación y expansión agrícola. Con ello se buscó abarcar los

distintos actores sociales involucrados en el proceso de agriculturización, sea como afectados o beneficiarios de los distintos SE afectados (por ejemplo, organizaciones de recreación; apicultores).

2. Identificación de los actores sociales relevantes. Se realizó una revisión de información secundaria para relevar todos los actores sociales que resultaban afectados o afectados (reales o potenciales) por los cambios en el uso del suelo, o que podrían generar y/o implementar propuestas (o ser afectados por éstas) para “regular” el cambio en el uso del suelo. Se buscó llegar al nivel más específico posible.

3. Clasificación de los diferentes actores. Los actores seleccionados se clasificaron según sean instituciones públicas, organizaciones privadas o actores de la sociedad civil.

4. Elaboración del mapa PP (poder-posición). Se elaboró un cuadro de doble entrada: cada columna (eje horizontal) está determinada por el nivel de influencia o poder que posee el actor (el grado de control, acceso y manejo que realiza del uso del suelo); cada fila (eje vertical) está identificada por la posición o nivel de afectación por los cambios en el uso del suelo (el grado en que éstos repercuten en su bienestar). En ambos, la escala fue: bajo, medio, alto.

5. Mapeo de las relaciones entre actores. Se identificaron y analizaron el tipo (cooperación o conflicto, indicado por el tono de grises de la flecha, oscuro o claro, respectivamente) y la intensidad (fuerte o débil, indicado por el tipo de línea, continua o punteada, respectivamente) de las relaciones existentes entre los actores identificados, sobre la base de información secundaria y conocimiento de terreno. Las relaciones pueden ser direccionales (por ejemplo, un actor que tiene conflicto con otro, pero no a la inversa) o bidireccionales (por ejemplo, la cooperación entre actores es recíproca), reflejado en la dirección de la flecha (hacia un solo lado o en ambas direcciones, respectivamente).

6. Reconocimiento de las redes sociales existentes. Se identificaron las redes existentes y las relaciones entre actores más relevantes para este caso de estudio. Esto es útil para el planteo de estrategias de intervención, que no se realizó por exceder los objetivos del presente trabajo.

7. Revisión del mapa de actores con informantes claves. En diciembre de 2014 se consultó y revisó el mapa de actores generado con nueve actores clave: investigadores de las áreas de recursos naturales y gestión ambiental (3) y de apicultura (1) de la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Balcarce; profesional del área de medio ambiente de

la Municipalidad de Balcarce (1); miembros de la Asociación de Ingenieros Agrónomos de Balcarce (2); extensionista de la zona (1); ecoturista (1). Esta validación sirvió para esclarecer algunas relaciones entre actores y el tipo e intensidad de relaciones existentes, lo cual fue aplicado en el mapa de actores final. Luego, se “categorizaron” los actores sociales de acuerdo con la clasificación propuesta por Godet y Durance (2009), según su posición en cuanto al nivel de influencia en los cambios en el uso del suelo y de afectación por dichos cambios, o de dependencia de los SE: 1. Repetidores (muy influyentes y dependientes). 2. Dominantes (muy influyentes y poco dependientes). 3. Dominados (poco influyentes y muy dependientes). 4. Autónomos (poco influyentes y dependientes).

C.4.3. Análisis de los resultados

Actores sociales del partido de Balcarce

En la nueva ruralidad, algunos actores “tradicionales” desaparecen, otros se transforman o reinventan, y surgen nuevos participantes. En la Tabla C.4.1 se detalla la caracterización de los actores sociales de Balcarce según la naturaleza de cada uno de ellos.

Capítulo C.4. Agriculturización y actores sociales de Balcarce

Actor social	Naturaleza del actor social	Descripción
Municipio	Institución Pública	<p>El Municipio de Balcarce se compone del Intendente, 5 Secretarías, 3 Delegaciones, 8 Subsecretarías y otras 44 dependencias. Está pendiente de aprobación el Plan de Ordenamiento Ambiental Territorial Rural (POATR) desde hace aprox. 3 años. Esta institución es la que tiene el poder para generar y hacer cumplir normas o medidas que afecten a los cambios en el uso del suelo, a la vez que se ve afectada por los mismos, dado que la actividad principal de la zona es la agropecuaria. En los últimos años el Municipio ha sido bastante cuestionado por este sector ("por darle la espalda") y ha habido conflictos por temas como el mal estado de los caminos rurales.</p>
INTA	Institución Pública	<p>El Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) es un organismo estatal descentralizado con autarquía operativa y financiera, dependiente del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. La Estación Experimental Balcarce (EEA Balcarce) depende del Centro Regional Bs. As. Sur (CERBAS) y de él dependen 11 unidades. Desde la EEA Balcarce se desarrollan diversos proyectos con productores familiares o apícolas, actividades de extensión o el POATR. Si bien la EEA es un referente importante en la localidad, la relación con el Municipio es débil (no hay tanta relación como se esperaría). El INTA también es el ejecutor territorial del Programa de Cambio Rural, el cual posibilita que los productores mejoren sus indicadores productivos y su capacidad de gestión mediante el asesoramiento profesional, y logren escala y competitividad a partir del fomento del asociativismo.</p>
Reservas Naturales	Institución Pública	<p>En la localidad rural de San Agustín, cercana a la ciudad cabecera, se encuentra el Parque Idoyaga Molina, que fue declarado Reserva Natural Municipal. Tiene 20 ha, de las cuales la mayoría están forestadas, y es cruzado por el arroyo "Malacara" que en su parte más ancha dentro del parque forma un balneario natural gracias a la regulación del caudal de agua mediante una represa que permite la formación de un embalse. Cuenta también con especies autóctonas, campo de jineteada e instalaciones para la recreación y turismo.</p>

<p>Universidad</p>	<p>Institución Pública</p>	<p>La Facultad de Ciencias Agrarias (FCA) de la Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP) junto con el INTA, conforma la Unidad Integrada Balcarce (UIB), generando sinergias de conocimiento, estructura, proyectos y extensión que sería importante aprovechar más a nivel local. La FCA dicta 4 carreras de grado y 7 de posgrado, siendo importante el conocimiento generado (de utilidad para los tomadores de decisiones, productores, alumnos y la población en general) sobre los impactos de los cambios en el uso del suelo, buenas prácticas, etc. Formó parte del equipo de trabajo del POATR.</p>
<p>Sociedad Rural</p>	<p>Institución Privada</p>	<p>La Sociedad Rural de Balcarce es una asociación privada que reúne a productores para compartir inquietudes y preocupaciones, realizando exposiciones, capacitaciones, etc. y que representa al sector tradicional de la agricultura, la ganadería y la industria agrícola-ganadera. En Balcarce tiene gran peso, principalmente entre los productores agropecuarios, haciendo frente o generando demandas al Municipio.</p>
<p>Federación Agraria Argentina</p>	<p>Institución Privada</p>	<p>En Balcarce se encuentra una filial de la Federación Agraria Argentina (FAA), la cual es una entidad privada, de carácter gremial y de servicios que por libre determinación nuclea a pequeños y medianos productores. Desarrolló toda una red de servicios -preferentemente cooperativos- para aprovisionarse de insumos, comercializar interna y externamente la producción, acceder a la tierra, atender la problemática de la salud, en materia de seguros y capacitación, entre otros.</p>

Capítulo C.4. Agriculturización y actores sociales de Balcarce

<p>Cooperativas Agropecuarias y plantas de acopio</p>	<p>Institución Privada</p>	<p>En Balcarce hay algunos acopios locales grandes (tradicionales), aunque también hay algunos pequeños. También se encuentran dos filiales (Balcarce y San Agustín) de la Cooperativa Agropecuaria Gral. Necochea Ltda. y una sede (Napaleufú) de la Cooperativa Agropecuaria de Tandil Ltda. Generalmente brindan productos y servicios a sus asociados como a clientes en general, con la finalidad de que puedan obtener los insumos necesarios para su actividad y facilitar la producción y comercialización de lo que generan en sus campos.</p>
<p>Empresas Agroalimentarias</p>	<p>Institución Privada</p>	<p>En Balcarce está instalada la planta industrial de una compañía multinacional (<i>Mc Cain</i>) dedicada a la elaboración de diferentes tipos de productos elaborados a partir de la materia prima papa, por lo que tiene gran incidencia en la demanda de dicho cultivo en la zona, a partir de la producción propia o de grandes productores. Su filosofía de trabajo comienza en el campo, donde asesora a los productores asociados, participando activamente en la siembra, cultivo y cosecha de la papa.</p>
<p>Empresas de recreación y turismo</p>	<p>Institución Privada</p>	<p>Entre las empresas más importantes de Balcarce están Complejo Piedra Naranja y Botánica Serrana (actualmente cerrada), las cuales ofrecen trekking y escalada, avistaje de fauna y flora, cabalgatas o parapente. Actualmente operan más como intermediarios entre productores y ecoturistas, ya que es necesario contratar seguros para poder entrar a los campos (ej. HETZ, que organizan caminatas por la sierra). Utilizan el medio rural para ofrecer actividades recreativas, y a la vez, pueden afectarlo positivamente cuando se conservan dichos paisajes para ecoturismo, o negativamente si no lo cuidan durante sus actividades.</p>

<p>Empresas de Servicios Agropecuarios</p>	<p>Institución Privada</p>	<p>En Balcarce el sector de servicios agropecuarios ha crecido en el último tiempo -tanto contratistas como agronomías- si bien en algunos casos se agruparon varios productores (ej. de dos cosechadoras pasan a tener una más grande compartida) o las máquinas las trabaja el dueño directamente. A su vez, las agronomías muchas veces asesoran al productor (a través del Ingeniero agrónomo) por la compra de un producto o insumo (el servicio es de manera "gratuita").</p>
<p>Pooles de Siembra</p>	<p>Institución Privada</p>	<p>En Balcarce hay grandes grupos, locales y externos, pero no son más de 10. Hay varios productores eficientes que pueden alquilar a otros vecinos y al ser inversores balcarceños, es más propenso a que adquieran parte de sus insumos y contraten servicios en el lugar. Estos fideicomisos agropecuarios generalmente realizan soja por su mayor rentabilidad. Los <i>pooles</i> aparecieron como una amenaza para las localidades de la zona, por su fuerte impacto en las economías locales y porque su enorme escala desplaza a pequeños productores, aunque en Balcarce parecen no ser la principal causa de arrendamiento.</p>
<p>Asociación Ingenieros Agrónomos</p>	<p>Organización Social</p>	<p>La Asociación Ingenieros Agrónomos de Balcarce (AIAB) fue fundada en 1980 para recibir y representar las inquietudes profesionales de los Ingenieros Agrónomos de Balcarce y la zona, interactuando con otras instituciones y generando jornadas de capacitación técnica y difusión de buenas prácticas agronómicas. La AIAB tiene gran representatividad en la zona, pero recién hace 2 años que tiene personería jurídica, que es lo que le da peso. En general, el ingeniero agrónomo es su nexo con el productor (generalmente grandes) ya que la AIAB no trabaja con los productores directamente. La idea (en 2015) es potenciar la relación con la sociedad rural, que trabaja más con los productores, para acercarse más a ellos. La AIAB tiene aproximadamente 80 socios, pero en total dispone de unos 300 contactos (algunos fuera de la zona de Balcarce).</p>

Capítulo C.4. Agriculturización y actores sociales de Balcarce

<p>Grupos CREA</p>	<p>Organización Social</p>	<p>El Grupo Consorcio Regional de Experimentación Agrícola (CREA) Balcarce está integrado y dirigido por importantes productores. Es una asociación de empresarios agropecuarios que trabajan en grupo y comparten sus experiencias y conocimientos para aumentar la rentabilidad y lograr el crecimiento económico sustentable de sus empresas, buscando transferir su experiencia al medio. La Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agropecuaria (AACREA) es una organización civil sin fines de lucro que nuclea a los grupos CREA. Tiene bastante representatividad en Balcarce.</p>
<p>AAPRESID</p>	<p>Organización Social</p>	<p>En Balcarce no hay un Grupo Regional AAPRESID. Los productores de Balcarce trabajan con los de Tandil y Mar del Plata, o a través de la relación con la AIAB. La AAPRESID es una Organización no Gubernamental sin fines de lucro, integrada por una red de productores agropecuarios que comparten experiencias y difunden la siembra directa, con interés en conservar el suelo.</p>
<p>Asociaciones de Apicultores</p>	<p>Organización Social</p>	<p>En Balcarce está la <i>Cooperativa San José</i>, que surgió como Grupo del Programa Cambio Rural hace varios años y nuclea a diversos apicultores (aprox. 7), los cuales comparten la sala de extracción, prácticas apícolas, acopio y venta de miel. La Sociedad Argentina de Apicultores (SADA), es la ONG de Criadores de Abejas polinizadoras, cuyo objetivo es el estudio y la divulgación de conocimientos apícolas y fomentar la unión de los apicultores; no tiene una delegación en Balcarce, pero participa en programas de la zona.</p>

ONG Ambientales	Organización Social	<p>El <i>Ente de Gestión Integral de Residuos y Ambiente de Balcarce</i> (EGIRABAL), organización sin ánimos de lucro que tiene por finalidad la promoción del cuidado del ambiente asesorando y controlando la política ambiental del partido; tiene fuerte relación con el municipio.</p> <p><i>Brisa Serrana</i> es otra asociación civil sin fines de lucro que defiende el medio ambiente, particularmente en la ciudad de Balcarce, realizando acciones (ej. denuncias por la aplicación de agroquímicos cerca de las casas). <i>Laguna Brava</i> es una ONG que nace como respuesta a una necesidad comunitaria con el fin de preservar la laguna y su entorno, trabajando en forma continua desde hace años con la participación de los vecinos.</p>
Agencia de Desarrollo Local	Organización Social	<p>La Agencia de Desarrollo Local de Balcarce (inaugurada en 1997) es una asociación civil sin fines de lucro y funciona como agencia de promoción económica desde donde se agrupan y coordinan todos los programas dedicados al fortalecimiento de las micro, pequeñas y medianas empresas de todos los sectores económicos, basados en el asesoramiento profesional, apoyo al financiamiento, capacitación, etc. Conformada por la Municipalidad, Cámara de Comercio e Industria de Balcarce, FAA Filial Balcarce, Sociedad Rural de Balcarce, Escuela de Educación Técnica N°1, Cámara de Turismo de Balcarce, Asociación de Productores Agropecuarios del Sudeste de la Prov. de Bs As, Cooperativa de Electricidad Gral. Balcarce Ltda., la EEA INTA Balcarce y la FCA-UNMdP. Es principalmente un espacio para nuclear a diferentes actores.</p>

Tabla C.4.1. Caracterización de los actores sociales del partido de Balcarce. Fuente: elaboración propia.

Mapa de actores de Balcarce

El mapa de actores de Balcarce (Figura C.4.1) muestra los principales actores relacionados con el proceso de cambio de uso del suelo de las últimas décadas según su nivel de afectación e influencia, y las relaciones entre ellos, sean de conflicto o cooperación, débiles o fuertes.

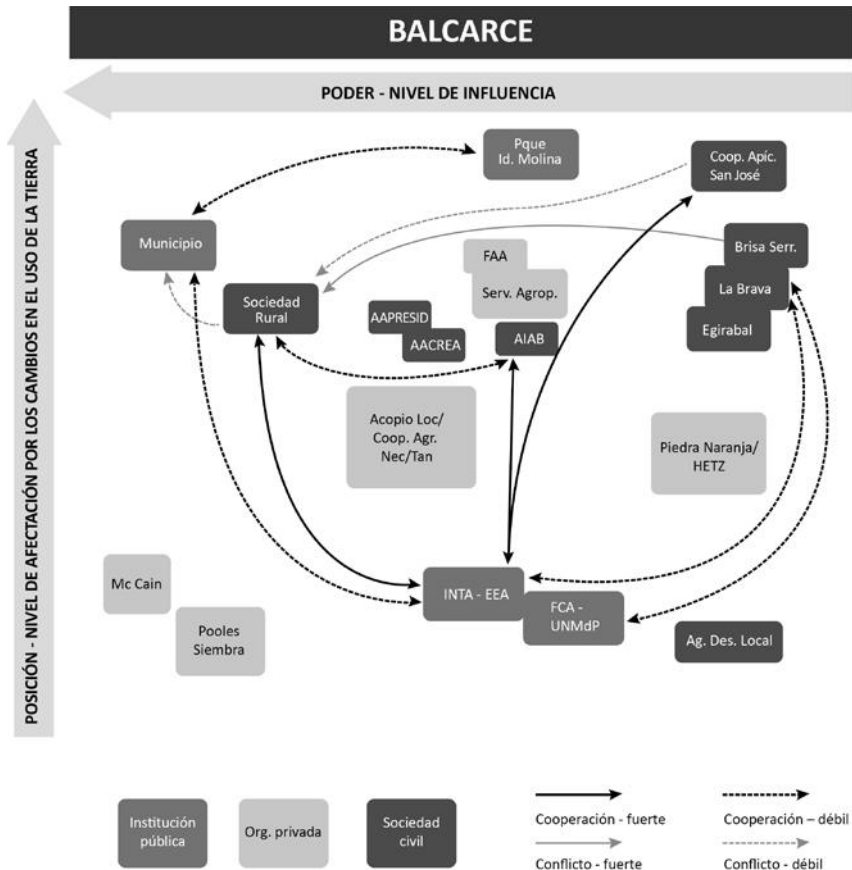


Figura C.4.1. Mapa de actores sociales de Balcarce, según nivel de influencia y de afectación por los cambios en el uso del suelo. Fuente: elaboración propia. Ver el significado de los acrónimos dentro del texto.

Las relaciones entre actores encontradas relevantes para el caso de estudio fueron:

Relación de cooperación entre la Asociación Apícola (Cooperativa San José) y la Unidad Integrada Balcarce (UIB) (EEA Balcarce del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y la Facultad de Ciencias Agrarias (FCA) de la Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP)): existe una buena relación entre la Cooperativa y el INTA a partir del programa del cual surgen (Cambio Rural I) y con el área de apicultura de la EEA Balcarce, tanto para ofrecer la sala de extracción para la producción

apícola de INTA, como para brindar capacitaciones a los productores apícolas asociados. Existe buena relación con la FCA, ya que desde la materia de Apicultura se realiza una visita a la sala de extracción y algunos alumnos trabajan allí.

Relación de conflicto entre productores apícolas (por ejemplo, Cooperativa San José) y productores agrícolas (SR):³⁰ en la actualidad, los apicultores tienen una relación de conflicto con los productores agrícolas, sobre todo con aquellos que han intensificado su producción, por ejemplo, con soja y maíz en detrimento de otros cultivos o de la ganadería, ya que afecta negativamente la oferta de flores para las abejas, sumado al manejo y la mayor utilización de agroquímicos que requieren estos cultivos, lo cual perjudica su producción.

Relación de cooperación entre productores agrícolas (por ejemplo, FAA) y empresas de servicios agropecuarios: esta relación es muy importante, ya que nace con el proceso de agriculturización, permitiendo al productor que no posee maquinaria para uso predial (porque no le es posible o rentable comprarla) realizar la producción de cereales y oleaginosas. Sin embargo, las agronomías prefieren a los grandes productores (debido a que por lo general cobran en función de la superficie del predio, por lo que prefieren tener a un cliente grande y no a varios pequeños) y, en consecuencia, los que más necesitan de estos servicios (pequeños o medianos productores descapitalizados) quedan con frecuencia relegados.

Relación de conflicto entre ONG ambientales (por ejemplo, Brisa Serrana) y productores agropecuarios (por ejemplo, FAA y Sociedad Rural): las ONG ambientales velan por el cuidado del ambiente y la calidad de vida de la población, habiéndose aumentado los casos de denuncias por explotaciones intensivas (*feedlots*) o por la aplicación de agroquímicos cerca de áreas residenciales. Si bien las demandas concretas han sido sobre todo hacia productores específicos, este conflicto es con el sector en general.

³⁰ Es importante mencionar que al realizar la validación con los diferentes actores clave, los entrevistados vinculados a la producción agrícola consideraron que “la relación entre estos actores (productores apícolas y agrícolas) es de cooperación, fundamentalmente con los grandes productores, ya que éstos son actores locales y tienen diversidad de cultivos, lo cual es beneficioso para el apicultor”. En cambio, comentaron que “el conflicto está entre los apicultores y los *pooles* de siembra, ya que no están en los campos ni avisan cuando van a fumigar”. Dado que el resto de los entrevistados (y en otras consultas) considera que la relación es de conflicto –derivada de las consecuencias de la actual intensificación agrícola con tendencia al monocultivo de soja y a la mayor utilización de agroquímicos, lo cual conduce a una disminución de las colmenas, y a una baja en los rendimientos de miel– se mantuvo como tipo de relación, a la de conflicto.

Si se divide el mapa de actores realizado para Balcarce en cuadrantes se pueden diferenciar cuatro “tipos” de partes interesadas, según la clasificación de Godet y Durance (2009):

1. Actores “repetidores”: aquellos que están muy afectados por el cambio en el uso del suelo y que a su vez cuentan con alto poder para generar el cambio (arriba- izquierda), como es el caso del Municipio y los grandes productores agropecuarios. Estos actores se diferencian entre sí desde varios aspectos: el poder del Municipio radica fundamentalmente en su capital simbólico y la escala en la que ejerce dicho poder o influencia es a nivel de paisaje o área administrativa, mientras que en el caso de los productores prima el capital económico y trabajan a escala de predio. Asimismo, los productores se ven afectados por la dependencia directa que tienen del agroecosistema, del que deriva parte de su bienestar, mientras que el Municipio depende de manera indirecta de las actividades agropecuarias, pero también de la pérdida de *SE* que afecta el bienestar (por ejemplo, disponibilidad de agua) de la población local. Por otro lado, el primero tiene un interés público, mientras que los segundos velan por sus propios intereses; de allí que los productores repitan sus acciones, potenciando el proceso de agriculturización, dado que priorizan el beneficio obtenido de la producción por sobre sus consecuencias, mientras que el Municipio, de manera “pasiva”, repite la no regulación sobre el uso del suelo, siendo el actor indicado en establecer las medidas para un uso más sustentable de éste, que asegure la oferta de *SE*.

2. Actores “dominantes”: aquellos poco afectados por el cambio en el uso del suelo pero que tienen el poder de generar el cambio (abajo- izquierda), como es el caso de los *pooles* de siembra o de empresas multinacionales (como McCain). Tanto estos actores como los “repetidores” pueden ser considerados como los “ganadores” del proceso de agriculturización, ya que son los principales beneficiarios de él, fundamentalmente desde el punto de vista económico. Si bien los actores de este cuadrante también son afectados por los cambios, se considera que tienen una menor dependencia de los *SE*, ya que pueden sustituirlos o buscar nuevos “sitios” de donde obtener los beneficios buscados (los *pooles* de siembra pueden ir a arrendar campos a otras zonas; McCain puede importar la papa de otros lugares).

3. Actores “dominados”: aquellos que están altamente afectados por el cambio en el uso del suelo pero que no cuentan con poder para realizar cambios, siendo los más vulnerables frente a éstos y la pérdida de *SE*

(arriba-derecha), como es el caso de los apicultores y las ONG ambientales que velan por el cuidado del ambiente y el bienestar de sus habitantes. Estos actores pueden ser considerados como “perdedores” del proceso de agriculturización, debido a que sufren las consecuencias negativas de éste sin tener un poder de actuación suficiente –al menos individualmente– para revertirlas, siendo importante considerar su mayor o menor capacidad de adaptarse frente a la pérdida de SE.

4. Actores “autónomos”: aquellos poco afectados por el cambio en el uso del suelo y que no cuentan con poder para realizar cambios (abajo-derecha), como es el caso de la Agencia de Desarrollo Local y en menor medida el INTA. Si bien estos actores podrían considerarse al margen del proceso de agriculturización, son actores claves porque aglutinan a diferentes actores o tienen numerosas relaciones de cooperación con otros, por lo que podrían ayudar en la búsqueda de soluciones o en la generación de capital social entre actores que sirva para mejorar la situación de aquellos que son vulnerables frente a la pérdida de SE. En este grupo también se encuentra la Facultad de Ciencias Agrarias (UNMDP), que ejerce influencia, aunque de manera indirecta, al promover un determinado enfoque en las carreras (por ejemplo, más productivista que ecológico) o al establecer y promover determinadas líneas de investigación (valor agregado de la producción agrícola, agroecología o extensión rural).

C.4.4. Algunas consideraciones

Los cambios ocurridos en las últimas décadas han modificado la estructura de las sociedades rurales, donde coexisten diferentes actores (con lógicas no siempre similares), que incluyen desde empresas multinacionales de alta complejidad hasta campesinos, productores medianos y trabajadores rurales, los cuales, frente a este nuevo escenario, buscan imponer, adaptarse o resistir a las nuevas reglas de juego (Giarracca, 2001). Todos estos actores forman parte de la comunidad rural, aunque se vinculen de diferente forma con los espacios rurales y entre ellos, lo cual influye en la forma en que construyen su identidad y en el desarrollo rural del sitio (Sili, 2005). Estos espacios son dinámicos, tanto por situaciones internas como por las influencias externas, siendo necesario generar cambios a través de políticas y acciones de desarrollo que permitan a los diferentes actores, en especial a los más vulnerables, adaptarse al nuevo contexto.

El nuevo escenario profundiza las desigualdades entre los actores que intervienen en la cadena agroindustrial, aumentando las alianzas, integraciones y articulaciones, pero también la inequidad y los conflictos

entre actores dispares. Por lo tanto, es necesario contemplar esta coexistencia de lógicas diferentes que crea desigualdad, tensiones y conflictos, requiriendo la implementación de políticas de ordenamiento territorial y de desarrollo rural que integren el crecimiento económico, el desenvolvimiento social, las particularidades culturales y el cuidado ambiental (Tadeo, 2010).

Dado que las relaciones de poder entre actores tienen una gran influencia en los cambios de uso del suelo y el desarrollo territorial, su análisis también debe integrarse en el tratamiento de dichas políticas. Para ello, es necesario el uso de diferentes fuentes de información, herramientas conceptuales y metodologías que permitan contemplar a los diferentes actores, considerando la existencia de conflictos, pero también las potenciales sinergias.

Capítulo C.5. Mapeo de actores del este de Salta (Argentina): ¿cómo se posicionan y relacionan los actores frente a los cambios en el uso del suelo?

María Vallejos

Los cambios en el uso del suelo han intensificado los conflictos socioambientales en el este de la provincia de Salta. El mapeo de actores resulta útil para identificar a los actores relevantes, entender cómo se relacionan y cuáles son los intereses y grado de poder en torno al uso de los recursos naturales y la transformación del territorio. Para realizar el mapeo de actores de esta región, primero se identificaron y caracterizaron a los actores clave de los departamentos de General José de San Martín, Anta y Rivadavia. Luego, fueron posicionados de acuerdo con su grado de poder –o influencia– y el grado de interés –o dependencia– frente a los cambios en el uso del suelo. Por último, se relevaron las relaciones de conflicto y sinergia entre los actores sociales sobre la base de eventos concretos que tuvieron mayor repercusión mediática en los últimos 20 años. La recopilación de información para la elaboración de este trabajo se sustentó en artículos académicos con y sin referato, artículos periodísticos, sitios de internet de algunas de las principales organizaciones que operan en la zona y consulta a expertos.

C.5.1. Cambios en el uso del suelo y tenencia de la tierra al este de Salta

En Argentina, Salta es una de las provincias con mayor tasa de desmonte a nivel nacional (Vallejos *et al.*, 2015). En 2016, los departamentos pertenecientes al Chaco salteño (General José de San Martín, Anta y Rivadavia) concentraban 1,37 millones de ha deforestadas, es decir, casi el 70% de la deforestación total de la provincia³¹ (Figura C.5.1). La expansión agrícola en la ecorregión chaqueña ocurre sobre tierras históricamente habitadas por pueblos originarios y, desde el siglo XIX, por pobladores

³¹ www.monitoreodesmonte.com.ar.

criollos. Esto genera conflictos en torno al uso del suelo, ya que estos sistemas productivos requieren la eliminación del bosque, modificando el paisaje y limitando el área de uso del resto de los pobladores.

Las comunidades indígenas y campesinas de la ecorregión chaqueña se ven afectadas por tres causas principales frente a los cambios en el uso del suelo: conflictos de tenencia de la tierra, desaparición del hábitat de la flora y fauna silvestre, y fumigaciones aéreas con agroquímicos (REDAF, 2012). Por otro lado, los productores agrícolas y ganaderos de media y gran escala son perjudicados, ya que en muchos casos sus actividades productivas se ven limitadas o postergadas por cuestiones legales y sociales relacionadas con conflictos por posesión y ocupación de la tierra.

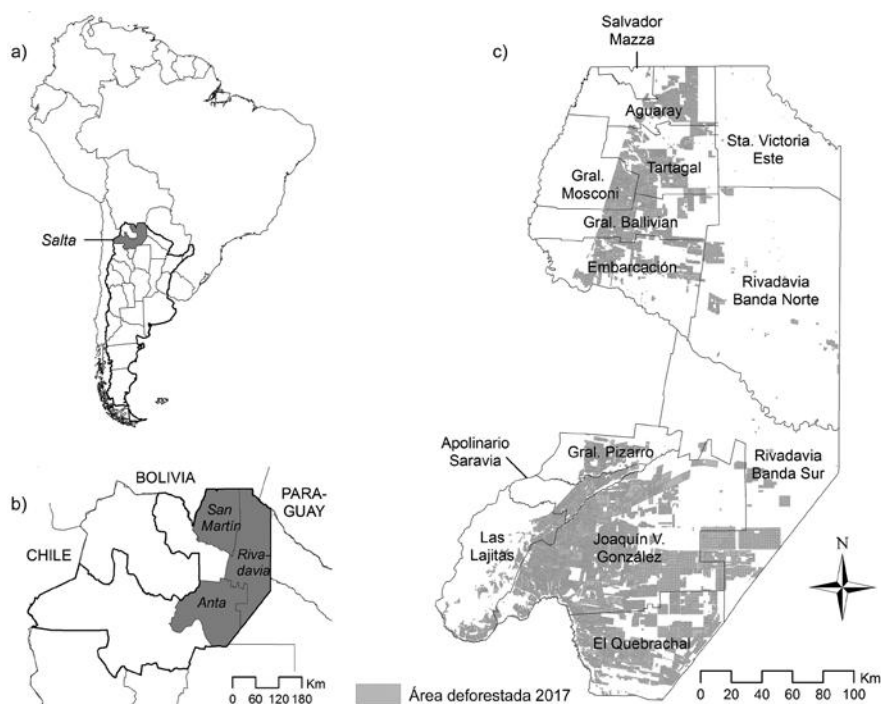


Figura C.5.1. a) Provincia de Salta, Argentina. b) Detalle de los departamentos del estudio, al este de Salta. c) Detalle de los municipios y superficie deforestada en la región de estudio.

Los departamentos incluidos en el este de Salta albergan la mayor diversidad étnica del país. En esa zona habitan unas 500 comunidades aborígenes pertenecientes a los grupos Guaraní, Wichí, Kolla, Chané, Chorote, Chulupí, Diaguita, Ocloya, Tapiete y Qom (INDEC, 2001). Ade-

más, el Censo Nacional Agropecuario de 2002 señala que en la zona se encuentra asentada una población rural de pequeños campesinos de tradición criolla que cuenta con 12.869 habitantes. Los pueblos indígenas y los descendientes de inmigrantes europeos (criollos) practican una economía de subsistencia, que incluye la agricultura a pequeña escala, la ganadería extensiva, la caza y la recolección (Leake, 2008). El área de influencia de las comunidades, tanto aborígenes como criollas, excede los límites de las viviendas, debido a que subsisten total o parcialmente de la caza y la recolección.

En la región chaqueña, hacia fines del siglo XIX y comienzos del XX, grandes superficies quedaron bajo el rótulo de “tierras fiscales”, y otras fueron tituladas por propietarios ausentes, convirtiendo a las comunidades indígenas en “ocupantes de hecho” en sus propios territorios (Schmidt, 2012). La concentración de tierras en manos de grandes empresas, la compra de tierra por inversores, el desalojo de pequeños productores y los nuevos modelos de gestión agrícola, han puesto en evidencia las irregularidades en la distribución de la tenencia y el tipo de uso de la tierra en la región (Schmidt, 2012).

De acuerdo con los resultados obtenidos por el censo agropecuario del año 2002, se contabilizan un total de 10.297 explotaciones agropecuarias (EAPS) en la provincia de Salta, de las cuales el 54% corresponde a unidades con límites definidos y el restante 46% son explotaciones sin límites definidos (INDEC, 2002). Este dato es un indicador de la irregularidad de las situaciones de tenencia de la tierra, dado que se trata de unidades que tienen límites imprecisos o carecen de ellos. Además, los datos muestran una distribución desigual de la tierra, ya que el 1,3% de las EAPS (de más de 10.000 ha) concentra el 46,9% de la superficie, mientras que las EAPS de menor tamaño (hasta 5 ha) tan sólo acceden al 0,1% de las tierras.

La región del Chaco salteño presenta altos niveles de pobreza y desigualdad (Paolasso *et al.*, 2012). El 80% de los pequeños productores son de bajos recursos, acentuadas condiciones de pobreza, ingresos extraprediales y son beneficiarios de programas públicos de asistencia social (Obschatko *et al.*, 2007). Son muchos los casos en que las comunidades originarias luchan por el acceso a la tierra y finalmente alcanzan la titularidad de parcelas pequeñas, aisladas, lejanas a su territorio originario, con baja aptitud y calidad. De las 204 comunidades que viven en los departamentos General José de San Martín, Anta y Rivadavia, el 17% tiene tierras tituladas (44.168 ha). Se estima que ya han sido asignadas 417.670 ha (estatales o privadas) a las comunidades que aún no fueron tituladas (Schmidt, 2012). Sin embargo, por lo general el área de acceso

de las comunidades originarias resulta limitada por emprendimientos productivos que originan una progresiva restricción al uso de recursos, sumado a eventos de contaminación y otros impactos (REDAF, 2012).

C.5.2. Identificación y descripción de actores clave

Organizaciones sociales

1. Comunidades indígenas. Se trata de diversos grupos étnicos nativos (Wichí, Chané, Qom, Chorote, Tapieté, Chulupí, Guaraní y Kolla) que viven en comunidad. Muchas de las comunidades indígenas que habitan esta zona todavía practican sus modos de vida tradicionales –tales como la agricultura de subsistencia, la caza y la pesca– y utilizan de forma integral los recursos que proveen los bosques nativos (Leake, 2008) (Tabla C.5.1, Figura C.5.2). Debido a su radicación ancestral en el área, todos los grupos poseen una especializada adaptación cultural al ecosistema chaqueño y un modo de vida propio (Buliubasich y Rodríguez, 1999).

Las actividades de provisión de alimentos son altamente dependientes del acceso y uso de los ecosistemas locales. Además, muchos de los bienes y se utilizan las comunidades locales tienen propósitos culturales que trascienden o prescinden de su “valor” de mercado. Estas comunidades aprovechan los recursos disponibles en distintos momentos del año mediante la trashumancia periódica, por medio de diversas técnicas de caza, pesca, recolección y cultivo. No obstante, se ha observado una clara tendencia hacia la sedentarización de muchos grupos indígenas en los últimos años (Rodríguez Mir, 2007). Buena parte de la población indígena actual sigue siendo monolingüe, sobre todo los pertenecientes a la etnia Wichí en las zonas rurales (Buliubasich y González, 2006).

	San Martín	Anta	Rivadavia
Superficie	16.257 km ²	21.945 km ²	25.951 km ²
Población ¹	157.000 habitantes	57.411 habitantes	30.357 habitantes
Densidad poblacional	9,7 hab/km ²	2,6 hab/km ²	1,2 hab/km ²
Población rural ¹	24%	35%	67%
Población indígena ²	7,5%	1,6%	39,5%

Tabla C.5.1. Superficie, población, densidad poblacional, población rural y población indígena en los tres departamentos pertenecientes al Chaco salteño. Fuentes: Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda (INDEC, 2010); Censo Indígena (Leake, 2008).

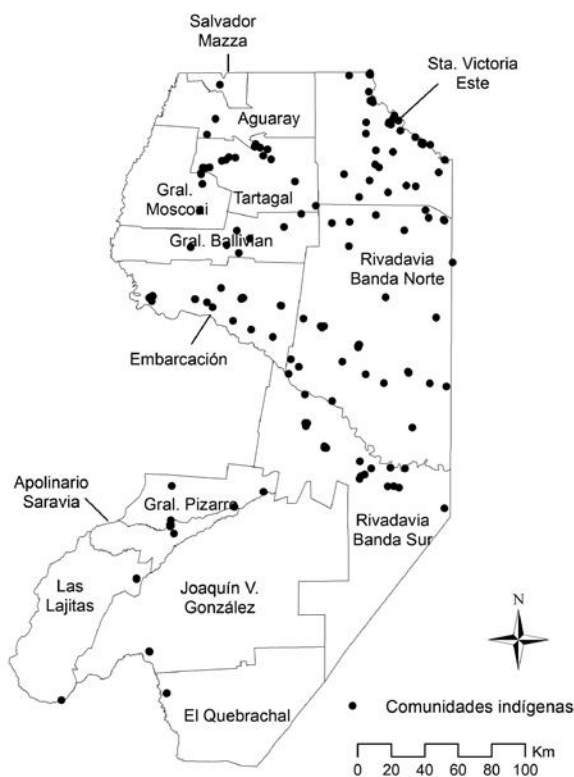


Figura C.5.2. Ubicación de las comunidades indígenas en el área de estudio. La mayoría de los puntos corresponden al Censo Indígena (Leake, 2008), mientras que algunos puntos que no figuraban en el censo fueron provistos por la REDAF.

2. Familias criollas. Son descendientes de inmigrantes europeos con un porcentaje variable de mestizaje, que mayoritariamente viven de la ganadería vacuna y caprina, de la cría de aves de corral, y comercializan a pequeña escala. Aunque resulta reciente en comparación con la presencia indígena, el afincamiento de criollos en la región supera las tres o cuatro generaciones. De hecho, la presencia criolla puede ser rastreada hasta fines del siglo XIX y principios del XX, con la fundación de asentamientos denominados “colonias”. En la actualidad, muchas familias criollas se encuentran establecidas en núcleos familiares aislados llamados “puestos”, donde poseen infraestructura para la cría de ganado (corrales, aguadas). Sus unidades de producción habitualmente no tienen límites definidos, y la tenencia y acceso a la tierra son, en general, precarios.

La economía doméstica de los criollos exige un conocimiento detallado del ambiente que habitan, debido a que su supervivencia depende en gran medida de su habilidad para la cría extensiva de ganado a campo abierto (en tierras fiscales o privadas sin explotar), en condiciones relativamente desfavorables en términos edáficos y climáticos. La concentración de la tenencia de la tierra afecta también a la población criolla, cuya ocupación efectiva del territorio resulta de difícil determinación, ya que no se circunscribe sólo al “puesto” y sus adyacencias. Algunas familias criollas efectúan labores agrícolas a pequeña escala, en seco o bajo riego, sin que ello signifique una modificación sustancial de su actividad ganadera.

Un porcentaje importante de las familias criollas complementa sus ingresos mediante actividades de caza, pesca y recolección, lo que vincula de manera directa su modo de vida con la salud de los ecosistemas en los que viven.

3. Pequeños productores familiares. Se trata de familias de diversos orígenes (criollos, colonos inmigrantes) que desarrollan sistemas mixtos de producción en propiedades de pequeña superficie (menor a 200 ha). Subsisten de la agricultura y de la ganadería en pequeña escala, y procuran llevar adelante tales actividades preservando el bosque nativo que los rodea. Estas unidades se caracterizan por la presencia del trabajo familiar al interior de la unidad productiva, con aportes extra prediales. Desarrollan sistemas diversificados y de baja tecnificación, orientados mayormente a la subsistencia familiar. Por lo general, cuentan con limitaciones de tierra, capital y tecnología, y se encuentran sometidos a una alta presión debido a que la pequeña escala no les permite alcanzar un nivel de rentabilidad compatible con un umbral mínimo de capitalización (Carballo, 2004).

En muchas ocasiones los pequeños productores son “poseedores”³² de las tierras, y en algunos casos logran defender su derecho a la propiedad ante los intentos de desalojo a los que son sometidos, a través

32 El Código Civil establece una diferenciación entre “dominio”, “tenencia” y “posesión”. Se es *propietario* cuando se dispone de un título de la tierra mediante escritura pública de dominio, se está inscripto en el registro de propiedad y existe posesión real y efectiva sobre la tierra. Se es *tenedor* cuando se vive y trabaja en ella, pero se reconoce a un tercero como propietario (cuando no hay ánimo de dueño o la tierra es arrendada o se tiene en comodato). Por último, se es *poseedor* cuando hay ánimo de dueño y se realizan actos posesorios.

de los juicios de usucapión o prescripción veinteañal,³³ ya que éste es el único mecanismo legal para que los pequeños productores puedan acceder a los títulos de propiedad de la tierra que ocupan históricamente. Sin embargo, encuentran una serie de obstáculos, dado que requieren de capacidad organizativa y económica para poder llevar adelante el proceso legal correspondiente (Sili y Soumoulou, 2011).

4. Medianos productores agropecuarios. Son productores capitalizados que se dedican a la producción de cultivos bajo secano (en especial soja, maíz y poroto) y ganadería bajo monte. Suelen agruparse en consorcios para tener un mayor poder de negociación en la comercialización de sus productos. Por lo general no acceden a tecnologías de punta, pero sí a mejores condiciones de comercialización mediante modalidades asociativas, en donde comparten prácticas y estrategias de producción.

5. Grandes productores agropecuarios. La producción y conversión de la tierra es a menudo llevada a cabo por empresas agroindustriales que se mueven según las posibilidades legales sobre el uso de la tierra y las nuevas oportunidades para la expansión agrícola (Le Polain de Waroux *et al.*, 2016). De manera habitual, compran grandes extensiones con monte nativo y deforestan lotes para realizar agricultura y ganadería extensivas. En muchos casos realizan riego asistido. Por lo general no habitan en el territorio rural, sino que gestionan la administración de sus campos desde ciudades cercanas, grandes centros urbanos, o incluso desde el exterior. Sus actividades se ven fuertemente influenciadas por factores regionales o macroeconómicos.

Organizaciones sociales (agrupaciones)

1. Mesa de Tierras. Es un conjunto de 18 organizaciones sociales. Reclaman que el Estado en su conjunto materialice el derecho sobre la tierra en áreas fiscales y privadas, y haga cumplir la legislación nacional, provincial e internacional que se encuentra vigente. A fines de 2007 presentaron en la Corte Suprema de Justicia un pedido por la suspensión de los desmontes y tala de bosque nativo en los departamentos de San

³³ La prescripción veinteañal (o usucapión) vigente en la Argentina da derechos a los poseedores de tierras sin título de propiedad, siempre y cuando hayan detentado durante 20 años o más la posesión continua, ininterrumpida, pacífica y pública del inmueble, y puedan demostrarlo.

Martín, Rivadavia, Orán y Santa Victoria autorizados ese año (previo a la sanción de la Ley de Bosques).

2. Organizaciones indígenas. Existen numerosas organizaciones indígenas, tales como el Consejo de Organización Wichí (cow) –conformado por 28 comunidades indígenas Wichí–, la Asociación de Comunidades Aborígenes Lhaka Honhat,³⁴ la Congregación Wichí de San Ignacio de Loyola –conformada por 11 familias–, el Consejo de Coordinación de los Pueblos Indígenas de Salta (CCOPISA), la Organización Zonal Wichí T' chot Lhamejenpe, la Organización Zonal Wichí Amteé, el Consejo Comunitario Los Tapietes, la Asamblea del pueblo Guaraní, la Federación Aba Guaraní de Orán, la Asociación Aborigen Wichí y Guaraní-Comunidad Misión Franciscana, el Consejo del Pueblo Indígena, la Comunidad Indígena del Pueblo Kolla de Orán e Iruya, la Asociación etnia Chorote Ivoya Aga y la Asociación Tobas Qom. En muchos casos, las demandas específicas de pueblos indígenas en Salta se encuentran encaminadas por vías judiciales, pero con obstaculizaciones claras a nivel local.

3. Organizaciones de familias criollas. Algunas de las organizaciones más destacadas en la región son la Organización Zonal Criolla Rivadavia Banda Sur, la Comisión Zonal de Criollos de Los Blancos y la Organización de Familias Criollas de los Lotes 14 y 55 (OFC), con base en el río Pilcomayo, Rivadavia.

4. Organizaciones de pequeños productores. La Asociación de Pequeños Productores del Chaco Salteño agrupa, alrededor de 400 familias campesinas (2000 personas) que habitan en las proximidades de la ruta nacional N° 81. La Federación de Organizaciones Nucleadas de la Agricultura Familiar (FONAF) congrega a organizaciones y familias de productores familiares en todo el país, reunidos para consensuar y proponer alternativas de desarrollo rural con equidad e inclusión.

34 Reclamaron que el Estado garantice el derecho de las comunidades a la propiedad comunitaria de sus territorios ancestrales ubicados en los ex lotes fiscales 55 y 14 del departamento de Rivadavia. Por la intervención de la Comisión Interamericana de Derechos Humanos, en 2007 el gobierno salteño reconoció y transfirió la propiedad comunitaria de 400 mil ha a 71 comunidades indígenas y destinó 243 mil ha para aproximadamente 400 familias criollas (Portal de noticias Informate Salta, 9 de junio de 2014).

5. Federación Agraria Argentina (FAA). Es una organización patronal de productores fundada en 1912. La mayoría de sus miembros son pequeños y medianos propietarios rurales. Forma parte de la mesa de tierras de Salta y tiene como objeto defender los intereses de los pequeños y medianos productores agropecuarios del país, a través de su participación en los diferentes temas que conforman la coyuntura del sector, frente a las acciones de los gobiernos, empresas privadas y otros sectores que atenten contra los derechos de pequeños y medianos productores.

6. Asociación Argentina de Productores de Siembra Directa (AAPRESID). Es una organización integrada por una red de productores agropecuarios que adoptaron e impulsaron la difusión de un nuevo paradigma agrícola basado en la siembra directa, que procura aumentar la productividad sin los efectos negativos propios de los esquemas de labranzas. Su acción se basa en compartir abiertamente conocimientos entre sus miembros.

7. Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola (AACREA). Es una asociación de empresarios agropecuarios con alcance nacional, cuya premisa es el trabajo en grupo en pos de compartir experiencias y conocimientos para aumentar la rentabilidad y lograr el crecimiento económico sustentable de las empresas y el desarrollo del sector agroalimentario del país.

8. Asociación Productores de Granos del NOA (PROGRANO). Nuclea a más de 200 productores de Salta y Jujuy, dedicados a la actividad agrícola y ganadera. Su misión es representar a los productores agropecuarios, promoviendo su bien común y defendiendo los derechos del sector.

9. Federación de Entidades Rurales de Salta (FEDERSAL). Es una de las federaciones adheridas a CRA (Confederaciones Rurales Argentinas), conformada por entidades rurales de Salta ocupadas en defender los intereses del sector en el ámbito local y acercar la situación local a nivel nacional.

10. Sociedad Rural Salteña. Es una asociación civil que tiene el fin de velar por los intereses del sector agropecuario del país, fomentar su desarrollo, promover el arraigo y estabilidad en el campo, y participar

en el perfeccionamiento de técnicas agropecuarias y en el desarrollo y adelanto de las industrias complementarias y derivadas.

Organizaciones no gubernamentales (ONG)

1. ONG locales. Durante la década del 80 las ONG de desarrollo rural constituyeron una alternativa a la crisis de los sistemas públicos de prestación social. Durante esos años, la problemática centraba el interés de la mayoría de estas organizaciones en la pobreza rural. A mediados de la década del 90, en un contexto de descapitalización de los productores agropecuarios, y en el marco de políticas nacionales de desregulación económica, comenzaron a intervenir en el territorio entidades de promoción del desarrollo rural financiados por organismos internacionales (Banco Mundial, Banco Interamericano de Desarrollo, etc.). Las de más antigua trayectoria en el sector, cuyo origen es religioso, son: Acompañamiento Social de la Iglesia Anglicana del Norte Argentino (ASOCIANA) y Fundación para el Desarrollo en Justicia y Paz (FUNDAPAZ). Estas ONG han dedicado su esfuerzo fundamentalmente a tareas de capacitación y proyectos de financiación para comunidades indígenas y familias rurales. En la actualidad, otras organizaciones que trabajan en el territorio son: Red Agroforestal Chaco Argentina (REDAF), Fundación Gran Chaco, Redes Chaco, Grupo de Apoyo Jurídico por el Acceso a la Tierra (GAJAT), Fundación Avina, Proyungas (ONG ambientalista) y Asociación Civil Tepeyac.

2. ONG nacionales. Son organizaciones de alcance nacional que tienen influencia y trabajan en la región. Algunas ONG que participaron en la resolución de conflictos socioambientales en la región son: Fundación Ambiente y Recursos Naturales (FARN), Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA) y Fundación Banco de Bosques.

3. ONG internacionales. Son organizaciones de alcance internacional que tienen fuerte incidencia en la región. Entre ellas, Greenpeace (ONG ambientalista) intervino en la recogida de firmas para obtener la sanción de la Ley de Bosques en 2007, lo que fue determinante para ejercer presión en ambas cámaras. Otras entidades que trabajan en la región son: Survival International, una organización de derechos humanos que hace campaña a favor de los derechos de los pueblos indígenas y de los pueblos aislados; The Nature Conservancy (TNC), una organización internacional sin fines de lucro dedicada a la conservación de la biodiver-

sidad, y Proforest, que se focaliza en generar alternativas para el manejo sustentable de los recursos naturales.

Instituciones públicas

1. Organismos nacionales. Dependen y reciben aportes del Estado nacional. Realizan funciones administrativas para la gestión, el control y cumplimiento de las normas nacionales y los compromisos asumidos a nivel internacional. También se incluyen organismos dedicados a la investigación y transferencia.

Los principales organismos que intervienen en la *gestión y control territorial* son: la Dirección de Bosques, cuya función es elaborar políticas y programas nacionales de protección, conservación, recuperación y utilización sustentable de los bosques; la Dirección Nacional de Ordenamiento Ambiental y Conservación de la Biodiversidad, cuya función es asistir al secretario de Ambiente y Desarrollo Sustentable en la elaboración y ejecución de la política nacional vinculada a la gestión de los recursos naturales y conservación de la biodiversidad, con estrategias a nivel regional; la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAYDS), que fue designada como la Autoridad Nacional de Aplicación en la Ley de Bosques (ley 26.331), y trabaja con las autoridades provinciales pertinentes, que son las Autoridades Locales de Aplicación en cada jurisdicción; el Consejo Federal de Medio Ambiente (COFEMA), cuya tarea es supervisar el cumplimiento e integridad de mencionada ley y elaborar las guías metodológicas a los fines de valorizar los servicios ambientales definidos por la propia norma, y la Administración de Parques Nacionales (APN), dependiente Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, que es la encargada de mantener el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, destinado a la conservación de la diversidad biológica y los recursos culturales del país.

El principal organismo relacionado con *aspectos productivos* para asistir a los productores agropecuarios es la Subsecretaría de Agricultura Familiar, Cooperación y Desarrollo Territorial. Su objetivo es diseñar políticas de desarrollo rural y apoyar a los productores agropecuarios en la vinculación con organismos de cooperación técnica. Mediante esta vinculación se propone planificar, elaborar y ejecutar proyectos de desarrollo técnico, económico, comercial y de agregado de valor, destinados a la producción de los pequeños y medianos productores agropecuarios de las economías regionales.

Los organismos más importantes que intervienen en el *cumplimiento de los derechos constitucionales* son: la Defensoría del Pueblo de la Nación, un órgano independiente instituido en el ámbito del Congreso de la Nación, que actúa con plena autonomía funcional y sin recibir instrucciones de ninguna autoridad, cuya función es encargarse de la defensa y protección de los derechos, garantías e intereses tutelados en la Constitución Nacional; y el Instituto Nacional de Asuntos Indígenas (INAI), cuyo principal propósito es asegurar el ejercicio de la plena ciudadanía a los integrantes de los pueblos indígenas.

Los organismos nacionales de *investigación, ciencia y transferencia* son: el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), dependiente del Ministerio de Agroindustria de la República Argentina, que es un organismo de desarrollo agro-tecnológico nacional; el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), un ente autárquico dependiente del Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva, destinado a promover el desarrollo de la ciencia y la tecnología en Argentina; y las universidades nacionales, como la Universidad Nacional de Salta o la Universidad de Buenos Aires. El Observatorio Nacional de Biodiversidad (OBIO), dependiente de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, tiene como objetivo desarrollar una plataforma de acceso a información pública relacionada con el monitoreo de la biodiversidad.

En el *plano judicial*, la Corte Suprema de Justicia de la Nación (CSJN) es el máximo tribunal de justicia de la República Argentina, con lo que representa el último tribunal habilitado para impartir justicia. Sus fallos no pueden ser recurridos, si bien pueden eventualmente ser revisados por la propia Corte mediante el recurso de reconsideración. También decide en casos en los que se ponga en duda la constitucionalidad de una ley, norma administrativa o fallo de tribunales inferiores.

2. Organismos provinciales. Dependen y reciben aportes de los estados provinciales. Los principales organismos provinciales que intervienen en la *gestión y control territorial* son: la Autoridad provincial de Bosques, que depende de la Secretaría de Política Ambiental provincial; el Ministerio de Producción, Trabajo y Desarrollo Sustentable de Salta, cuya función es asistir al gobernador en lo concerniente a las políticas referidas al ambiente y a las actividades agropecuarias y de recursos naturales; la Autoridad Provincial de Flora y Fauna, que pertenece al Grupo de Trabajo sobre Conservación de la Biodiversidad

de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la provincia; la Secretaría de Ambiente Provincial, organismo provincial que integra el COFEMA; y la Gobernación de la Provincia, autoridad que dirige, controla y administra sus instituciones, y está conformada por un conjunto de ministerios encargados de diferentes áreas. En el *plano judicial*, el Poder Judicial de la Provincia de Salta tiene la potestad de actuar de acuerdo con la Constitución Provincial dentro de su territorio, sobre la base de la autonomía otorgada por la Constitución Nacional.

Organismos internacionales

Son organismos cuyo rango de acción se extiende más allá de las fronteras de un estado y que adoptan una estructura orgánica permanente. En general, buscan la integración y cooperación en el plano económico, político y social. Algunos de los organismos con incidencia en la provincia son: la Corte Interamericana de Derechos Humanos (CIDH), órgano judicial de la Organización de los Estados Americanos (OEA), cuyo propósito es aplicar e interpretar la Convención Americana sobre Derechos Humanos y otros tratados de derechos humanos a los que se somete el llamado sistema interamericano de protección de derechos humanos; la Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), que dirige las actividades internacionales encaminadas a erradicar el hambre, ayudando a los países en vías de desarrollo y transición a modernizar y mejorar sus actividades agrícolas, forestales y pesqueras; y la Organización de las Naciones Unidas (ONU), asociación de gobierno global que facilita la cooperación en asuntos como el derecho internacional, la paz y seguridad internacional, el desarrollo económico y social, los asuntos humanitarios y los derechos humanos, interviniendo y cooperando a través de sus distintas agencias en la gestión nacional.

Empresas privadas

La desregulación de los mercados de insumos y maquinarias, con su consecuente concentración, permitió a las empresas agropecuarias de mayor envergadura conseguir economías de escala, debido a que pudieron obtener mejores condiciones comerciales por el volumen de sus transacciones. La innovación tecnológica se convirtió en el factor central de la rentabilidad de las explotaciones agrarias, que fue más fácilmente incorporada por las grandes empresas porque una parte importante del

nuevo paquete tecnológico estaba asociado con bienes permanentes de capital (como maquinarias para la siembra directa) o con capital de trabajo (como productos agroquímicos, en su mayoría importados). Si bien las características particulares de cada empresa son únicas y hay una gran variedad de formas organizativas, en rasgos generales pueden diferenciarse cinco maneras en las que las empresas agropecuarias organizan la producción: contratistas agrícolas, terratenientes empresarios, nuevos empresarios arrendatarios, promotores de la inversión de corto plazo de capital externo al medio agrícola (los llamados “*pooles* de siembra”) y empresas agrícolas verticalmente integradas. Algunas de las empresas privadas con relevancia en la zona son:

- Ecodesarrollo Salta SA: se creó en el año 2000 por la entrega de las tierras de Salta Forestal SA (empresa del estado provincial) a dos empresas: Olmedo Agropecuaria SA y Cervera Agropecuaria SA (hoy CRESUD), con una concesión de explotación de 339.000 ha por un período de 64 años y con una eximición del pago de canon hasta cumplidas las dos décadas de usufructo de la tierra. Las dos empresas que constituían Ecodesarrollo SA, se dividieron las tierras de Salta Forestal en CRESUD área Norte y Olmedo área Sur.³⁵

- Inversora Juramento: es una de las firmas agropecuarias más importantes del norte argentino. Creada en 1990, es la empresa que más creció en los últimos años. Opera en la localidad de Joaquín V. González y su principal actividad es la cría, industrialización y comercialización de carne vacuna. También posee un *feedlot* y el Frigorífico Bermejo, con una capacidad de faena de 7500 cabezas por mes.

- Las Lajitas SA: es una empresa de la familia Cano-Fortuny, que cuenta con tres establecimientos ganaderos: Los Reales (3500 ha), San Bartolo (6000 ha) y San Antonio (1000 ha). La empresa se dedica a la agricultura y ganadería en campos propios y bajo arrendamiento. Desde 1992 se formó el Grupo Las Lajitas, con la iniciativa de muchos grandes

35 En 2011 la Auditoría General de la Provincia publicó su informe final, donde establece que tanto el área Norte como el área Sur son “insustentables” social y ambientalmente, teniendo además severos incumplimientos en la ejecución de los contratos. La situación de acorralamiento y expulsión de pequeños productores que vivían y producían en esas tierras desde antes de que se constituyera Salta Forestal, se agrava a medida que avanza el frente de desmonte. Viven en una constante presión por parte de las empresas, han sufrido la pérdida de fuentes de trabajo y la expulsión de sus tierras, la migración hacia los centros urbanos cercanos y hacia otras zonas en búsqueda de trabajo (Schmidt, 2012).

productores de la zona, que trajo cambios tecnológicos de avanzada a la región.

- Liag: es una empresa agrícola-ganadera de origen australiano, cuya actividad principal se centraliza en la producción de granos (soja, maíz, trigo, girasol y sorgo), además del cultivo y procesamiento industrial de algodón. También opera en el segmento ganadero, pero no es su negocio principal. En la provincia de Salta produce en su “Finca Tolloche”, un campo de poco más de 40.000 ha que tiene la más alta tecnología para producir, bajo riego, algodón y granos. Allí también cuenta con una planta desmotadora de algodón y cría ganado vacuno.

- Grupo Macri-SOCMA: es uno de los grupos económicos más importantes de la Argentina. Posee empresas en Argentina, Brasil y Uruguay. En la provincia de Salta tiene varios emprendimientos agropecuarios. La finca Yuto SA, está ubicada en el departamento San Martín y abarca unas 20.000 hectáreas, en donde se produce soja, poroto negro y granada. Además, Mauricio Macri declaró la cotitularidad de 373 hectáreas en el Departamento Rivadavia, Salta, adquiridas en 2015, aunque existen controversias con este dato, ya que, según el registro parcelario consultado por medios locales, la finca cuenta con 10.688 hectáreas³⁶.

- Reforestadora Nacional SA: localizada en Tartagal, se dedica a la venta, producción y exportación de sorgo, semillas de girasol, maíz, trigo, tomate, zanahoria y ganado en general.

Otras empresas de relevancia en la producción a nivel nacional son: Carrera Regional de la producción, Grupo San SRL, Palma Horqueta SA y Terra Sur SA.

Partidos políticos

En Salta, los intereses políticos y económicos por lo general han tendido a ignorar o anular tanto las consideraciones técnicas como las preocupaciones sociales durante los procesos de planificación del territorio (Seghezzeo *et al.*, 2011). Según un análisis de los discursos políticos, la acumulación de riqueza y poder ligados a la posesión de la tierra fueron el *modus operandi* de las elites políticas y económicas provinciales en el caso de Salta a lo largo de la historia (Seghezzeo *et al.*, 2011). Sin embargo, los sistemas de poder institucional establecidos muchas veces fueron

³⁶ Diario *La Gaceta*, Salta, 28 de septiembre de 2016.

desafiados por reclamos concretos, argumentos sólidos y una resistencia organizada de grupos vulnerables y organizaciones sociales de base.

Juan Carlos Romero, miembro del Partido Justicialista, se desempeñó como gobernador de la provincia de Salta durante tres períodos consecutivos (desde 1995 a 2007) y jugó un rol activo en el proceso de privatizaciones de la década de 1990 (Liverman y Vilas, 2006). Durante su segundo mandato, Romero creó a nivel provincial una Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SEMADES) que fue inicialmente conducida por un abogado especializado en derecho ambiental. Sin embargo, la creación de esta oficina ambiental no alteró la noción de desarrollo económico de tipo neoliberal impulsada por Romero, quien fue acusado por Miguel Bonasso –autor de la Ley de Bosques– por su mal manejo del tema de la deforestación. Al asumir el gobierno en 2007, Juan Manuel Urtubey, también miembro del Partido Justicialista y electo durante tres períodos consecutivos, intentó distanciarse de Romero en este tema y creó el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (MADS) como una forma de respaldar un nuevo discurso relativamente más ambientalista, en el que se adoptó de manera más activa el lenguaje del desarrollo sustentable y la sustentabilidad. El nuevo Ministerio sería el órgano de aplicación de la Ley Provincial 7070 del año 2000 (Ley de Protección del Medio Ambiente). Pero a pesar de su renovado discurso y la jerarquización que se hizo de la oficina ambiental, las acciones de gobierno siguieron en línea con el paradigma de expansión de la agricultura industrial (y la minería) orientada a la producción de *commodities* para el mercado global. La primera indicación de esta incongruencia entre el discurso y las prácticas del nuevo gobierno fue el despido de la secretaria de Política Ambiental, luego de su oposición a un desmonte en tierras ocupadas por poblaciones indígenas.

Durante los debates de planificación relacionados con la Ley de Bosques fueron en particular relevantes las inequidades de poder (Schmidt, 2014). Algunos actores jugaron roles centrales durante este proceso, ya sea como funcionarios públicos o como consultores profesionales, mientras que otros participaron en forma activa como asesores de ONG locales. Las comunidades indígenas y familias criollas rechazaron la idea de que el desarrollo esté relacionado de manera inexorable con un tipo de crecimiento económico basado sólo en la explotación intensiva y en gran escala de los recursos naturales. Su oposición a las políticas públicas y privadas de uso de la tierra se basó sobre todo en las luchas preexistentes por los derechos de propiedad como manera de preservar los medios de vida tradicionales. Según Seghezzeo *et al.* (2011), ninguna de las visiones

de desarrollo que se establecieron en los discursos políticos de la provincia (progreso convencional, desarrollo sostenible y producción con conservación) fue lo suficientemente efectiva como para abordar de manera integral conflictos sociales, culturales y ambientales complejos.

Medios de comunicación

El interés por el medio ambiente ha crecido en los últimos años no sólo en el ámbito científico, sino también en el político y social. Los medios de comunicación en general han registrado de manera paulatina la sensibilidad que se está despertando en torno a la temática de la deforestación en la región chaqueña en general, y a la situación del chaco salteño en particular, contribuyendo a la generación de opinión pública. La prensa nacional y provincial (tanto periódicos como radios y programas de televisión) ha dado cobertura a los procesos judiciales relacionados a la sanción, regulación y aplicación de la Ley de Bosques, los conflictos relacionados con el uso de la tierra, o las acciones de organizaciones no gubernamentales para frenar y/o denunciar la deforestación ilegal. En general, han ayudado a visibilizar algunos de los eventos importantes ocurridos en la región, tales como la creación de la Reserva Pizarro en Anta (2005), la sanción de la Ley de Bosques (2007) y su reglamentación (2008), el rol de la Corte Suprema de Justicia de la Nación en la causa “Dino Salas y Otros” (2009 a 2011), el proceso de regularización de los lotes 55 y 14, los conflictos asociados al desalojo y arrinconamiento de comunidades, los procesos vinculados a las recategorizaciones otorgadas en la provincia, la deforestación ilegal en áreas preservadas por la Ley de Bosques en la provincia de Salta (por ejemplo, los casos Karlen y Brown Peña), la relación de la deforestación con el alud en Tartagal (2009) o las inundaciones en Ballivián (2018).

Algunos de los periódicos locales más relevantes que han publicado artículos en torno a la problemática de la deforestación en Salta son: *La Gaceta*, *El Tribuno*, *El Intransigente* y *Nuevo Diario de Salta*. Se recopiló un total de 86 artículos entre 2012 y 2018 (Figura C.5.3 a), gran parte de los cuales trata la temática de la deforestación ilegal y los conflictos sociales asociados (Figura C.5.3 b).

Algunos de los periódicos nacionales más relevantes que han publicado artículos en torno a la problemática de los cambios en el uso del suelo en Salta son: *La Nación*, *Clarín*, *Infocampo*, *Ámbito Financiero* y *Página 12*. Se recopiló un total de 110 artículos, entre 2002 y 2018 (Figura C.5.4

a), que tratan el tema del avance de la deforestación en la provincia de Salta, los conflictos sociales, la Ley de Bosques, la deforestación ilegal y el rol de la Corte Suprema de Justicia en el caso “Dino Salas”, entre otros (Figura C.5.4 b). Este análisis sólo consideró los medios de comunicación escrita de mayor alcance. Se requiere un análisis de mayor profundidad para evaluar otros aspectos de la prensa local y nacional, a fin de analizar tendenciosidad en los titulares, epígrafes y enfoques por parte de los distintos medios, y desglosar cuáles fueron los grupos sociales cuyos intereses han sido mayormente representados.

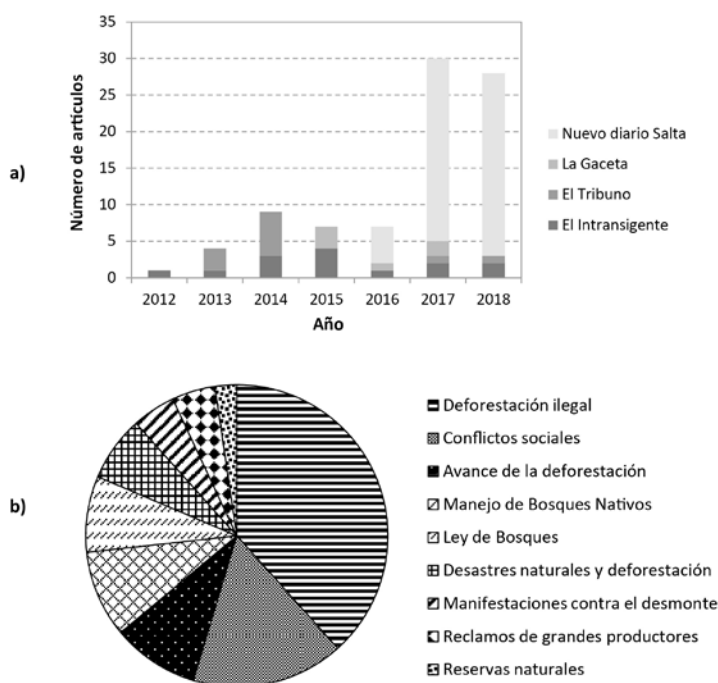


Figura C.5.3. Cobertura periodística de la prensa local salteña en torno a la temática de la deforestación, la tala, los conflictos territoriales y la Ley de Bosques en general. Se consideraron cuatro periódicos importantes en la provincia, los cuales no representan la totalidad de la prensa escrita local. a) Número de artículos por año de publicación y por periódico. b) Temáticas abordadas por la prensa local. Elaboración propia (n=86).

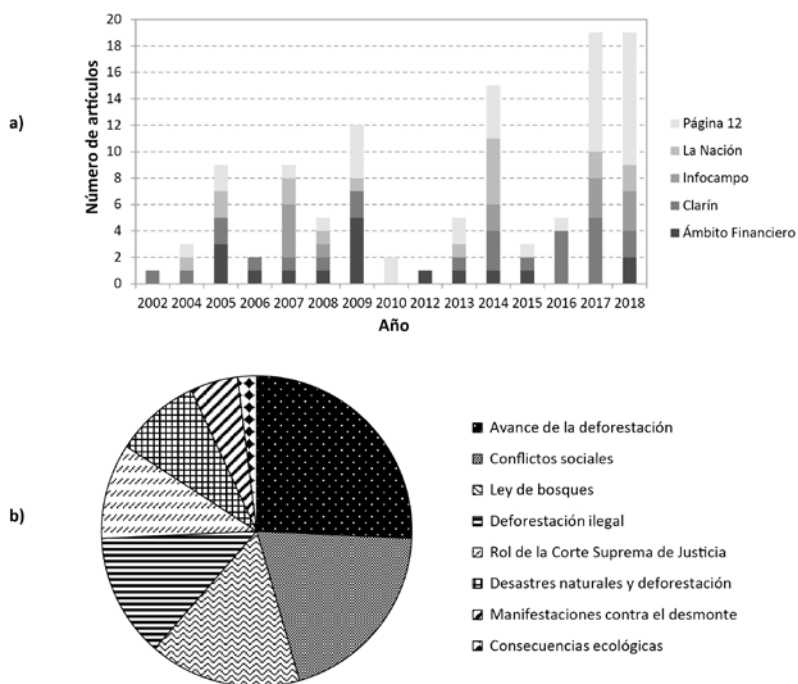


Figura C.5.4. Cobertura periodística de la prensa a nivel nacional en torno a la temática de la deforestación, la tala, los conflictos territoriales y la Ley de Bosques en general. Se consideraron cinco periódicos de relevancia y alcance significativos, los cuales no representan la totalidad de la prensa escrita nacional. a) Número de artículos por año de publicación y por periódico. b) Temáticas abordadas por la prensa nacional. Elaboración propia (n=110).

C.5.3. Mapa de actores (matriz de interés-influencia) y relaciones entre ellos

Los distintos actores sociales se benefician de manera activa o pasiva con los diferentes servicios ecosistémicos (SE), tanto a nivel local como regional, y con frecuencia entran en conflicto por la valoración y uso diferencial que hacen de ellos (Paruelo, 2011). Para realizar una caracterización de actores en el territorio se debe identificar cuál es la problemática principal que genera conflictos por la oferta y apropiación de distintos SE para los diversos actores sociales en el escenario local (Vallejos *et al.*, 2014). Mediante la elaboración de un mapa de actores (Figura C.5.5), éstos pueden clasificarse según el grado de poder (es decir, la influencia) que tienen frente a los cambios en el uso del suelo y el grado de dependencia (es decir, el interés) del uso del suelo, los SE y el control del territorio.

El mapa de actores no sólo busca tener un listado de los diferentes actores que participan en las decisiones que afectan la configuración del territorio y se ven afectados por éstas, sino conocer y explicitar sus relaciones. Este diagrama es fundamental en el diseño y puesta en marcha de cualquier proyecto territorial, así como también a la hora de negociar o construir en conjunto el programa de acción a seguir, ya que permite conocer las alianzas, los conflictos, los portavoces autorizados y, por ende, seleccionar mejor a los actores a los que se deba dirigir en un determinado momento.

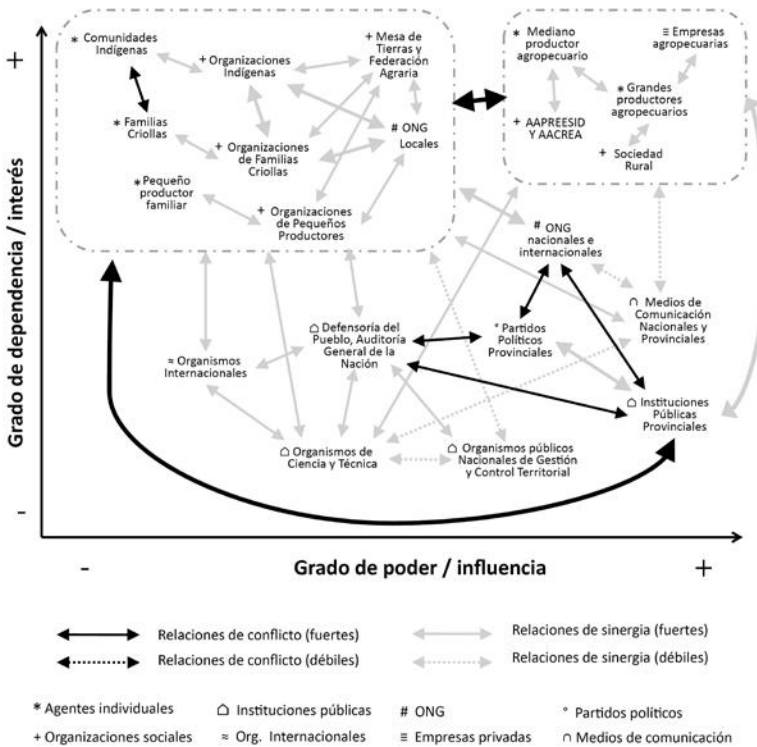


Figura C.5.5. Mapa de actores del este de Salta. Los actores se posicionan de acuerdo con su grado de poder o influencia frente a los cambios en el uso del suelo (eje x), y el grado de interés o dependencia en el uso de los recursos (eje y). Las flechas representan las relaciones de conflicto (flechas negras) y sinergia (flechas grises) que se dan entre los actores territoriales frente a los cambios en el uso del suelo. El tipo de flecha indica la intensidad de esas relaciones (fuertes y débiles, indicadas por líneas continuas o punteadas, respectivamente). Los actores están clasificados en categorías (agentes individuales, organizaciones sociales, instituciones públicas, organismos internacionales, ong, empresas privadas, partidos políticos y medios de comunicación).

En el mapa de actores, se identificaron como “actores clave” a los medianos productores agropecuarios (agrupados en AAPRESID y AACREA), los grandes productores agropecuarios (reunidos en la Sociedad Rural de Salta) y las grandes empresas agropecuarias que operan en la zona. Éstos se hallan sometidos a importantes pérdidas o ganancias en función de las medidas de gestión adoptadas, a la vez que sus acciones afectan de manera significativa el flujo de SE.

Se identificaron como “actores vulnerables o activistas” a las comunidades indígenas (agrupadas en diversas organizaciones indígenas), las familias criollas (reunidas en diversas organizaciones de familias criollas), los pequeños productores familiares (agrupados en organizaciones de pequeños productores) y la Mesa de Tierras y las ONG locales que acompañan los reclamos de estos actores. Éstos se encuentran sometidos a importantes pérdidas o ganancias en función de las medidas de gestión adoptadas, pero sus acciones o decisiones no afectan el flujo de SE. Tienen un gran interés en resolver el problema, pero baja influencia y capacidad de impacto, a pesar de que mediante la formación de alianzas con otros actores han llegado a ser muy influyentes.

Se identificaron como “actores de contexto” a las ONG internacionales, los partidos políticos provinciales, los medios de comunicación nacionales y provinciales, y las instituciones públicas provinciales. Éstos son actores muy influyentes en el contexto del problema, pero tienen poca dependencia de los SE ofrecidos a nivel local. Ejercen acciones y toman decisiones que, en última instancia, influyen sobre los cambios en el uso del suelo, afectando la capacidad del ecosistema para suministrar servicios.

Por último, se identificaron como “actores de multitud” a los organismos internacionales, a las ONG nacionales, los organismos de ciencia, técnica y extensión, los organismos públicos nacionales de gestión y control territorial, y los organismos públicos que intervienen en el cumplimiento de los derechos constitucionales. Éstos no se hallan sometidos a importantes pérdidas o ganancias de servicios, y sus acciones no afectan el flujo de servicios. En general, representan a partes interesadas que tienen poca influencia en los resultados deseados.

C.5.4. Descripción de las relaciones entre los actores sociales sobre la base de conflictos y sinergias

C.5.4.1. Conflictos por la tenencia y uso de la tierra entre comunidades indígenas y grandes productores agropecuarios

De acuerdo con un informe de la REDAF (2012), en la región chaqueña se relevaron 164 situaciones de conflictos sobre tenencia de la tierra y medioambientales (sobre un total de 259 casos identificados) que vulneran los derechos de los pueblos indígenas y/o campesinos. La mayor parte de ellos se iniciaron a partir del año 2000 y sus causas remiten a problemas por la titulación, usurpación y desalojos (en lo que respecta a los conflictos territoriales), y a deforestación, obras de infraestructura y/o contaminación (en cuanto a los conflictos ambientales).

Los conflictos por la tierra en el este salteño no están sólo vinculados al avance de la frontera agropecuaria, sino que también derivan de la producción hidrocarburífera (apertura de picadas, excavaciones y remociones de tierra durante las tareas de construcción de gasoductos y prospección petrolera, etc.) y de la ampliación de la infraestructura vial regional, afectando directamente a las zonas de uso indígenas y criollas. En muchos casos, estos emprendimientos se han llevado adelante sin estudios de impacto ambiental preliminares y prescindiendo de la consulta previa a los pobladores afectados (Schmidt, 2012).

La diversidad cultural de la región y del uso del suelo han conducido a la generación de conflictos y demandas vinculados con la apropiación y uso del territorio (tierra, agua, minerales, bosques, etc.) o con las consecuencias ambientales del accionar del hombre sobre él (contaminación, deforestación) (Manzanal *et al.*, 2009). El avance de la frontera agropecuaria, impulsado por el aumento del precio de la soja en el mercado internacional y las políticas de fomento del gobierno, ha agudizado los conflictos de tenencia de la tierra, en particular aquéllos debidos a reclamos de comunidades indígenas y familias criollas (Venencia *et al.*, 2012). Los enfrentamientos se producen cuando se encuentran comunidades indígenas o criollas dentro de lotes, provocando tensión con los propietarios, que haciendo uso del título de propiedad exigen al Estado el desalojo de las comunidades a través de la fuerza pública o por sus propios medios.³⁷

³⁷ Diario *El Tribuno*, Salta, 9 de octubre de 2012.

El acceso a los recursos se ve fuertemente relacionado con la situación respecto a la tenencia de la tierra: existen productores en situación de tenencia precaria establecidos en tierras fiscales (bajo la figura de ocupante o adjudicatario); otros poseen los títulos formales de propiedad, y muchos se hallan establecidos desde generaciones pasadas en tierras que en la actualidad son demandadas por privados poseedores de los títulos formales de propiedad, que pretenden tomar posesión de la tierra. Estos últimos casos son los de mayor conflictividad, ya que el enfrentamiento deriva en intimidaciones, violencia y desalojos (REDAF, 2012).

Los conflictos territoriales se acrecientan debido a las disputas en y por el territorio reclamado por comunidades indígenas, que buscan obtener el título de las tierras y evitar las actividades de desmonte (Ataide, 2009). Para las comunidades indígenas el principal problema es lograr que el Estado implemente el proceso de regularización de tierras y que, de este modo, sean efectivizados sus derechos territoriales consuetudinarios (Leake, 2008). Sin el título, las comunidades no tienen seguridad jurídica y se encuentran expuestas al reclamo de las tierras, a las prohibiciones de paso o a que se emprendan proyectos sobre los recursos naturales sin respetar las disposiciones constitucionales de consulta y participación (Buliubasich y González, 2006).

Algunos de los conflictos socioambientales más relevantes en la región (REDAF, 2012) son los siguientes:

- Lotes Fiscales 55 y 14, Santa Victoria Este (Rivadavia): tala ilegal de bosques nativos y degradación ambiental por sobrepastoreo vacuno. Obras de infraestructura realizadas por el gobierno sin consultar a las comunidades. El gobierno no concreta la titulación de tierras que ocupan familias aborígenes y criollas.

- El Traslado, Zapota, El Escrito (General San Martín): cuatro empresas comenzaron a desmontar en territorios indígenas. Las comunidades reclaman el reconocimiento de sus derechos territoriales, pero no obtuvieron respuesta.

- Lote Fiscal 26 (Rivadavia): las comunidades reclaman sin éxito el reconocimiento de sus derechos territoriales. Se busca llegar a un acuerdo entre criollos y aborígenes sobre cómo distribuir el lote.

- Asamblea de Dios, Dragones (General San Martín): las comunidades indígenas que habitan desde tiempos ancestrales el territorio no tienen título de propiedad, mientras que otras personas sí lo poseen.

- Media Luna (General San Martín): las comunidades indígenas que habitan ancestralmente el territorio no tienen título de propiedad, mientras que otras personas lo poseen.

- Tala ilegal sobre terrenos fiscales y privados con poseedores en varias comunidades del departamento de Rivadavia.

- Desmontes y alambrados ilegales por parte de algunas empresas en el territorio de varias comunidades ubicadas en la ruta 86 (General San Martín).

- Desmontes ilegales en la finca Cuchuy (General San Martín), propiedad de Braun Peña, quien compró 10 mil hectáreas con cuatro comunidades Wichí dentro Corralito, Cuchuy, San José, y Chaguaral. El conflicto empezó en 2011 cuando el gobernador Juan Manuel Urtubey habilitó, por decreto, la recategorización de áreas que estaban protegidas por la ley de Ordenamiento Territorial de Bosques. En 2018 el gobierno salteño aplicó una multa de 2.500.000 pesos a Alejandro Jaime Braun Peña y le ordenó reforestar la finca.

C.5.4.2. Conflicto por el uso de recursos entre familias criollas y comunidades indígenas

La ocupación de tierras en los lotes de familias indígenas por parte de familias criollas que introdujeron la ganadería como forma de producción, provoca en algunos casos la degradación ambiental por sobrepastoreo. Esta situación genera conflictos, ya que enfrenta dos formas incompatibles de uso y ocupación de la tierra, tanto desde el punto de vista de la aplicación de sus prácticas como en lo relativo a las cosmovisiones en que se fundan (Leake, 2008). La existencia de muchos lotes fiscales ha ocasionado graves conflictos debido a que la mayoría se encuentran habitados por comunidades indígenas y criollas, que reclaman el mismo territorio (Asociación *et al.*, 2008).

C.5.4.3. Intervención de la Comisión Interamericana de Derechos Humanos a favor de las comunidades indígenas y familias criollas

Después de una denuncia ante la Comisión Interamericana de Derechos Humanos por parte de diversas comunidades indígenas –para entonces agrupadas bajo la Asociación de Comunidades Aborígenes Lhaka Honhat–, en el año 2006 el gobierno provincial adjudicó territorios a las

Comunidades Indígenas y Familias Criollas (OFC) en los Lotes Fiscales 55 y 14. Un año después se celebraron actas acuerdo entre Lhaka Honhat, la Organización de Familias Criollas y la provincia de Salta, en donde se convinieron aspectos sustanciales y concretos referidos a la distribución de las tierras pertenecientes a lotes fiscales entre indígenas y criollos.

En dicha acta se estableció expresamente: “[...] las partes comprometen a evitar todo tipo de corte de madera y aprovechamiento forestal. El Gobierno instalará en la zona puestos de control que aseguren el cumplimiento de la legislación vigente [...]”. A pesar de esto, no se llevaron a cabo las acciones establecidas para evitar la tala de los bosques nativos de este territorio, situación que redundó en perjuicios para las comunidades indígenas y las familias criollas involucradas (Declaración Dino Salas y otros).

C.5.4.4. El papel de la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Provincia a favor de los medianos y grandes productores agropecuarios

La Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Provincia convocó en el año 2007 (previamente a la sanción de la Ley de Bosques) a 211 audiencias públicas. De éstas, 195 correspondían a proyectos de desmonte cuyas solicitudes fueron autorizadas, a las que además se agregaron las autorizaciones por desmontes menores a 300 ha –que no debían ser sometidas a audiencia pública– y los desmontes realizados en forma clandestina no sancionados por las autoridades estatales (Leake y De Economo, 2008). Esto favoreció a los medianos y grandes productores agropecuarios y perjudicó a los pequeños productores, comunidades indígenas y familias criollas.

C.5.4.5. Conflictos en el proceso participativo frente a la aplicación de la Ley de Bosques en Salta

La Ley 26.331 (Ley de Presupuestos Mínimos de Protección de Bosques Nativos), sancionada a fines de 2007, establece que las provincias deben realizar un ordenamiento territorial de los bosques nativos (OTBN) existentes en su territorio, determinando zonas aptas para uso agrícola, aprovechamiento forestal o para la conservación. Para cumplir con el ordenamiento exigido por la Ley de Bosques, el gobierno provincial creó una Unidad Ejecutiva (UE) con representantes del gobierno, de la Administración de Parques Nacionales y del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

La aprobación de la mencionada ley puso en evidencia la existencia de una marcada conflictividad previa, asociada a problemas de tenencia de la tierra (Venencia *et al.*, 2012). En la provincia de Salta, el área potencialmente destinada a la expansión agrícola, bajo la categoría III (bajo valor de conservación), fue el mayor tema de polémica y disputa entre los diversos actores intervinientes (gobierno, ONG, propietarios, productores agropecuarios, criollos y poblaciones indígenas). Durante el proceso de debate, varios actores hicieron sus propuestas de zonificación. En estas propuestas, el área destinada a la categoría III variaba desde cero hasta casi la totalidad de los bosques nativos remanentes en la provincia.

El proceso participativo organizado por el gobierno para cumplir con el mandato de la Ley de Bosques fue fuertemente criticado por las organizaciones sociales y ambientales. Algunas comunidades aborígenes sintieron que sus opiniones y reclamos territoriales fueron ignorados y que el proceso participativo no fue útil.³⁸ Por su parte, algunas comunidades que participaron del proceso exigido por la Ley de Bosques aprovecharon la ocasión para exigir la resolución definitiva de los numerosos conflictos de tenencia de la tierra de la región.

C.5.4.6. El rol de la Corte Suprema de Justicia de la Nación

La Ley Nacional 26.160, sancionada en 2006, declara la emergencia en materia de posesión y propiedad de las tierras que tradicionalmente ocupan las comunidades indígenas por el término de cuatro años, y establece que el Instituto Nacional de Asuntos Indígenas (INAI) debe realizar el relevamiento técnico, jurídico y catastral de la situación dominial de las tierras ocupadas por las comunidades indígenas. Casi de inmediato, después de la aprobación de la Ley Provincial 7543 (que establecía la zonificación del OTBN para la provincia de Salta), representantes de pueblos originarios y pequeños productores criollos presentaron una demanda de amparo constitucional contra la provincia de Salta y el Estado nacional por la “manifiestamente arbitraria e ilegal autorización y/o tolerancia a los inconstitucionales desmontes y talas indiscriminadas de los bosques nativos situados en los departamentos de San Martín, Orán, Rivadavia y Santa Victoria de dicha Provincia”. En concreto, reclamaron que se disponga “el cese inmediato y definitivo de los referidos desmontes y talas de los bosques nativos” y que se ordene a las demandadas “que ar-

³⁸ *Nuevo Diario de Salta*, 16 de diciembre de 2008.

bitren de forma urgente las medidas necesarias para controlar en forma efectiva el cumplimiento de dicha prohibición”. También solicitaron que “se declare la inconstitucionalidad y nulidad absoluta e insalvable” de las autorizaciones de tala y desmontes ya otorgadas y que “se imponga la prohibición de otorgar nuevas autorizaciones”. Asimismo, pidieron que “se imponga a las demandadas y/o responsables el deber de recomponer y restablecer el ambiente a su estado anterior a la producción del daño denunciado” o que “se fije una indemnización sustitutiva”.

Tanto los representantes de los pueblos originarios como los criollos que realizaron la demanda de amparo formaban parte de lo que se denominó la “Mesa de Tierras”. A partir de esta denuncia, la Corte Suprema de Justicia de la Nación (CSJN) dictaminó en contra del gobierno provincial y ordenó el cese provisional de las actividades de tala y desmonte en los cuatro departamentos mencionados.

Estos fallos históricos marcaron un quiebre en el proceso de OTBN y promovieron que los conflictos de tenencia de la tierra tuvieran un rol relevante en la planificación territorial de la provincia de Salta.

En diciembre de 2011 la CSJN levantó la medida cautelar que suspendía los desmontes, destacando el trabajo realizado por la provincia en materia ambiental, y declarándose incompetente para dictaminar en este tipo de casos, que deben ser juzgados por la justicia local.

C.5.4.7. La intervención de las ONG

La Ley de Bosques fue presentada en 2006 por el diputado Miguel Bonasso e impulsada por Greenpeace y otras organizaciones ambientalistas, como la Fundación Vida Silvestre Argentina, la Fundación Ambiente y Recursos Naturales (FARN) y la Fundación Proteger. También fue apoyada por organizaciones sociales, como el Movimiento Campesino de Santiago del Estero (MOCASE) y la Organización de Naciones y Pueblos Indígenas en Argentina (ONPIA), y del sector productivo, como la Asociación Forestal Argentina (AFOA).

En apoyo a esta ley, Greenpeace organizó una campaña mediante la cual se juntaron un millón y medio de firmas, generando presión social y mediática para la sanción de la norma. Además, a partir de 2016 inició una campaña para alertar sobre la relación entre las inundaciones y la deforestación, y para exigir la sanción de una ley nacional de delitos forestales que penalice el desmonte ilegal y los incendios intencionales.

Las ONG de alcance local y nacional centran su accionar en contribuir a disminuir la pobreza rural, capacitar a los pequeños productores y asistir a los recamos territoriales. Muchas organizaciones, tales como Asociana, FARN y Fundapaz, tuvieron un rol protagónico en organizar la presentación del recurso de amparo elevado por la Mesa de Tierras a la CSJN (causa “Sala, Dino y otros”, expediente 1144/2008) para suspender los desmontes autorizados en cuatro departamentos de la provincia de Salta (San Martín, Rivadavia, Orán y Santa Victoria), previo a la sanción de la Ley de Bosques.

C.5.4.8. El rol de los organismos de ciencia y técnica

Los distintos organismos de ciencia y técnica del país realizan trabajos de investigación y extensión para promover el desarrollo y permanencia de los pequeños productores. También para desarrollar nuevas tecnologías para el avance de la agricultura y ganadería extensiva en la región chaqueña, que respalda a medianos y grandes productores.

Los cambios en el uso del suelo y, en particular la deforestación, son ejes de gran relevancia en la investigación científica y técnica nacional. El Gran Chaco es uno de los principales focos de deforestación a nivel global y existen universidades e institutos, tanto nacionales como internacionales, que estudian las causas de la deforestación y su impacto en el ecosistema y en los sistemas sociales.

La Universidad Nacional de Salta, la Universidad de Buenos Aires, la Universidad Nacional de San Luis y la Universidad de Tucumán, por mencionar algunas, llevan a cabo diferentes proyectos de investigación para asistir en la planificación territorial, gestionar los recursos naturales, monitorear la deforestación, estudiar sus consecuencias ecológicas y sociales, analizar los factores que determinan los cambios, etcétera.

C.5.4.9. El rol de la Auditoría General de la Nación y la Defensoría del Pueblo de la Nación

El Poder Ejecutivo de la provincia de Salta ha autorizado que se realicen en forma sistemática recategorizaciones prediales que modifican la zonificación establecida en su OTBN a solicitud del titular de la finca. De esta manera, en la provincia se autorizaron desmontes por más de 150.000 ha en bosques nativos que habían sido clasificados en las Categorías 1-

rojo y n-amarillo, afectando seriamente a la biodiversidad y a las comunidades indígenas.³⁹ En ese sentido, un informe de la Auditoría General de la Nación advierte que

[...] algunos ordenamientos territoriales de bosques nativos no se ajustan a lo establecido en la ley nacional. Entre ellos se destaca el caso de Salta, donde se han realizado recategorizaciones que implican pasar de una categoría roja a amarilla o verde. Esta situación va en contra de lo especificado en el artículo 9° del Decreto 91/09 y de los principios precautorio, preventivo y de sustentabilidad de la Ley General del Ambiente.

Por su parte, la Defensoría del Pueblo de la Nación exhortó al gobierno provincial a que revoque los decretos que permiten recategorizar, que realice más controles y que aumente las multas; y a la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación a que controle la deforestación en Salta antes de enviarle más fondos y a que restaure los bosques protegidos que fueron desmontados. Producto de esas denuncias, a fines de 2014 el gobierno provincial derogó los decretos que permitían las recategorizaciones.

C.5.5. Consideraciones finales

La elaboración del mapa de actores en la región del este de Salta permitió identificar a las comunidades indígenas, familias criollas y pequeños productores familiares, como los actores más vulnerables frente a los cambios en el uso del suelo. Estos actores se caracterizan por su bajo poder de influencia y alto nivel de dependencia de los recursos naturales para su supervivencia y arraigo cultural. Además, son los principales afectados por la irregularidad en la propiedad de la tierra, y se ven perjudicados por la desigual distribución en la utilización de los recursos naturales, lo que agudiza los conflictos sociales (Slutzky, 2005; Schmidt, 2014). En este sentido, los planes de intervención territorial deberían tender a empoderar a este tipo de actores con posiciones más desventajosas frente a las reconfiguraciones territoriales.

El mapa de actores se construyó en base al análisis e interpretación de fuentes de información secundaria (principalmente mediante la revisión de trabajos científicos y artículos periodísticos) y la consulta a expertos. Este análisis resulta una aproximación válida para identificar sinergias y conflictos entre los principales actores de la región frente a una problemática particular (en este caso, los cambios en el uso del suelo). En

39 Diario Página 12, 18 de enero de 2014.

este sentido, es una herramienta muy útil a la hora de diseñar posibles acciones o propuestas de intervención. Existen también métodos participativos para hacer mapas de actores, en donde los propios actores se clasifican en función de su percepción. La planificación participativa para el manejo de los recursos naturales es útil para involucrar a las partes interesadas en múltiples niveles de la búsqueda de soluciones, favoreciendo el intercambio de ideas y el fortalecimiento de las relaciones, e incrementando la cohesión social.

El mapa de actores es un modelo simplificado de la realidad y, como tal, permite entender las relaciones entre los actores de una región en un momento determinado. Los vínculos que se establecen entre los actores son el resultado de un legado histórico y de cuestiones coyunturales que van forjando las relaciones de sinergia y conflicto frente a los actores según los acontecimientos particulares de alcance nacional o local. La permanencia, emergencia, reposicionamiento o desaparición de nuevos actores sociales es una consecuencia del poder del que dispone cada actor social y las estrategias adoptadas por los demás actores con quienes entra en disputa. Si bien las relaciones entre los actores van cambiando a lo largo del tiempo y según cada conflicto particular, existe una herencia histórica que confiere estabilidad y resiliencia al sistema, tanto en el posicionamiento de los actores (grado de poder/influencia y dependencia/interés) como en el tipo de relaciones entre ellos (sinergia y conflicto). Las estrategias de planificación en ausencia de un análisis social adecuado, tienen un riesgo alto de fracasar debido a la falta de viabilidad en las políticas propuestas.

Capítulo C.6. Análisis comparativo de mapas de actores

Verónica Filardo y Virginia Rossi

C.6.1. Introducción

En este capítulo se presenta un análisis transversal de mapas de actores, generados en un proyecto concreto que involucra a sitios de diferentes países: Bridging Ecosystem Services and Territorial Planning (BEST-P),⁴⁰ en el que se sintetizan algunas de las características compartidas entre los sistemas de actores representados y otras en las que priman las especificidades locales. Dado que el proyecto funciona de modo descentralizado, cada equipo de investigación local estuvo vinculado al estudio de un sitio. La aproximación metodológica común usada para generar los mapas de actores se describe en el Capítulo C.3. Se tomaron para este análisis comparativo los mapas de cuatro de ellos: dos son argentinos, uno uruguayo y otro chileno (Tabla C.6.1).

El procedimiento para la construcción de mapas de actores se acordó en seminarios internos del proyecto (Auer *et al.*, 2014; Filardo y Rossi, 2014; Rossi y Filardo, 2014). El mapa de actores de cada sitio se elaboró en función de los cambios en el uso del suelo en cada uno de los territorios (vector de análisis del proyecto), y considerando dos variables: poder/nivel de influencia en el proceso de cambio de uso del suelo y posición o nivel de afectación por dichos cambios (Martín-López, González y Vilarly, 2012).

A través de los mapas se pretendió lograr una síntesis que permita establecer qué tipos de actores son los que tienen mayor poder (o de influencia) en el ordenamiento territorial en cada uno de los sitios, y cuáles revisten mayor grado de vulnerabilidad (o de afectación) frente a los cambios actuales en el uso del suelo. Asimismo, interesaba visualizar,

40 “Bridging Ecosystem Services and Territorial Planning (BEST-P): A southern South American initiative (CRN 3095)”; en español: “Vínculos entre los servicios ecosistémicos y el planeamiento territorial (BEST-P): una iniciativa para el sur de Sudamérica (CRN 3095)”.

a partir de los mapas, cuáles son las relaciones que los actores mantienen entre sí y las alianzas estratégicas que posibilitarían estrategias de acción común para incrementar el capital social (cs) de los actores más vulnerables.

Atributo/sitio	Sitio 1 Panguipulli Chile	Sitio 2 Chaco Argentina	Sitio 3 Balcarce Argentina	Sitio 4 Treinta y Tres Uruguay
Recursos naturales	Bosque templado	Bosque Quebracho Algarrobo	Pampa	Pampa
Área Protegida/ área sin protección	Muy importante	Mínima	Mínima	Muy importante
Principal cambio de uso del suelo	Forestación	Desmonte para ganadería	"Agriculturización"(soja). Cambios tecnológicos (monocultivo; agroquímicos, homogeneiz. paisaje)	Avance de frontera forestal
Actores vulnerados	Pueblos originarios Apicultores	Aborígenes	Pequeños productores, ganaderos y apicultores, desplazados	Pequeños productores ganaderos
Actor seleccionado	Apicultores	Pueblos originarios	Apicultores	Productores Familiares

Tabla C.6.1. Caracterización comparativa de los cuatro sitios analizados.

Se presentan a continuación, sólo a los efectos gráficos, los mapas que fueron elaborados por cada uno de estos cuatro equipos (Figura C.6.1, véase en el Anexo).

En el Sitio 1 (en Chile, comuna de Panguipulli en la xiv Región de los Ríos) existe una tendencia al alza en las explotaciones forestales y a un aumento en la inversión en agricultura, a lo que se suma la extracción selectiva de leña y madera para durmientes (por lo general sin plan de manejo); todas presiones potenciales para el cambio de uso de suelo y la degradación del hábitat (Verna y Nahuelhual, 2015).

El Sitio 2 (departamento de Güemes y Almirante Brown, provincia del Chaco, Argentina) se caracteriza por el desmonte de árboles nativos para la producción agrícola y ganadera (Mastrangelo, 2015).

Por su parte, en el Sitio 3 (partido de Balcarce, Argentina) el cambio en el uso del suelo se produce por "agriculturización", con las variaciones tecnológicas asociadas a un sistema de producción basado en el uso de agroquímicos y en el monocultivo de soja (Auer, 2015).

En el Sitio 4 (Quebrada de los Cuervos, departamento de Treinta y Tres, Uruguay), las modificaciones en el uso del suelo se deben a la expansión de la frontera forestal, que disminuye la superficie dedicada a la ganadería (Geymonat, Gallego y Altesor, 2015).

C.6.2. Dimensiones para analizar sistemas de actores

Los sistemas de acción representados en los mapas de actores de los cuatro sitios fueron puestos en diálogo en función de distintas dimensiones de análisis: 1) estructura y densidad, 2) tipo de relaciones, 3) gobernanza y sinergia y 4) vínculo entre actores del sitio y el equipo del proyecto BEST-P.

C.6.2.1. Estructura y densidad

El mapa de actores clave es una herramienta metodológica de tipo “estructural” que permite acceder de manera rápida a la trama de relaciones sociales dadas en una zona determinada, es decir, realiza un corte sincrónico de la realidad social y (re)presenta la red de relaciones sociales establecidas entre actores locales en un momento determinado. Esto permite conocer las alianzas y/o conflictos, de forma de seleccionar mejor los actores a los cuales dirigir la estrategia de intervención (Guedes *et al.*, 2006). El número de actores identificados como relevantes, la diversidad que revisitan entre ellos (de qué tipo sean: afectados y/o afectadores) y el nivel de relaciones que sostienen entre sí, suponen una red más o menos densa.

En el Sitio 1 (Chile) el mapa fue construido en función del servicio ecosistémico (SE) potencial melífico, siendo la disminución de éste interpretada como una consecuencia del cambio de uso del suelo. Empresas forestales y ENDESA, empresa privada e internacional de generación eléctrica (Verna y Nahuelhual, 2015), son ubicadas en el mayor nivel de influencia o poder, mientras que la Mesa Comunal de Agricultores, así como diversas organizaciones de apicultores, ecologistas y pueblos originarios, en el menor. Así, se identifica una serie de actores que se verían potenciados en su capacidad de influencia sobre los procesos, en caso de identificar intereses comunes y que alcancen capacidad de operar sobre el territorio, es decir, si incrementaran su cs.

Los otros tres mapas se construyeron considerando, además del nivel de influencia o poder, el grado de afectación que produce el cambio de uso del suelo, tal como se estableció en la consigna, cuyas características para cada uno de los sitios se desarrolló en el apartado anterior.

El mapa de actores elaborado en el Sitio 2, desarrollado por Mastrangelo (2015), aunque tiene una distribución más equilibrada entre instituciones públicas, privadas y público-privadas que coexisten en el territorio, es relativamente menos denso que el anterior. No se especifica si los investigadores integran o se vinculan con algún actor/organización. Si bien se se-

ñala la existencia de instituciones dedicadas a la extensión y al desarrollo productivo y social, la ausencia de los investigadores constituiría un punto débil para el proyecto. Esto no implica necesariamente la inexistencia de vínculos entre los investigadores del equipo del Chaco con alguna de las instituciones a través de las cuales, de manera eventual, sea posible pensar en formas de incidencia en los procesos de cambio de uso de suelo y ordenamiento territorial de la región.

El mapa de actores del Sitio 3 (Auer, 2015) muestra con claridad que en el cuadrante de mayor poder de influencia y menor nivel de afectación están las corporaciones nacionales y los *pooles* de siembra, que son quienes de hecho dominan los procesos actuales del cambio de uso del suelo y que no registran relaciones significativas con otros actores, sean públicos o de la sociedad civil. En el cuadrante contrario (menos influencia y mayor afectación) se encuentran diferentes organizaciones de pequeños productores.

En el caso del Sitio 4, desarrollado por Geymonat *et al.* (2015), el mapa reviste densidad, aunque en su mayoría está conformado por actores públicos. Son diversas las oficinas de organismos estatales que confluyen en este territorio. Varias pertenecientes a ministerios, entre los que se destacan el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGP) y el Ministerio de Ordenamiento Territorial, Vivienda y Medioambiente (MOTVMA). Asimismo, existen algunas organizaciones de carácter privado y varias en las que convergen actores provenientes de diversos sectores. La Universidad de la República (UDELAR) está presente en el territorio con un trabajo acumulado desde hace varios años, a través de la Facultad de Ciencias, pero no sólo de este servicio. Sin embargo, se valora particularmente la incidencia de los investigadores que generaron el mapa en este territorio, ya que existe presencia e interrelación con los actores locales, de parte de investigadores del proyecto.

Si existe un área protegida, los organismos que forman parte de la red de actores se multiplican, ya que tienen funciones específicas por tal motivo. De hecho, allí funciona la Mesa de Desarrollo Rural (MDR), conformada por actores de diferentes ámbitos que establecen un espacio común de diálogo y negociación de las acciones en el territorio, confluendo allí diversos organismos públicos, académicos y privados. Las MDR deben promover instancias de articulación entre las políticas y la sociedad agropecuaria, fomentando la participación de las gremiales y cooperativas agropecuarias (Martínez, 2007).

La conformación de la red de actores a través de la MDR supone un espacio de fortalecimiento del cs, en la medida en que circula información, se

canalizan decisiones y pueden hacerse oír diferentes intereses (Geymonat *et al.*, 2015). En Uruguay, las MDR son espacios privilegiados en el medio rural desde los que se promueve la interacción entre organizaciones de la sociedad civil e instituciones públicas. Uno de sus cometidos es estimular la acción colectiva y la participación civil. Si bien la Ley 18.126 de Descentralización y Coordinación de Políticas Públicas Agropecuarias con Base Departamental, del 12 de mayo de 2007, apunta desde su creación a convertir a las MDR en potentes herramientas canalizadoras de acciones de desarrollo en el medio rural, y que éstas operan en 18 de los 19 departamentos en que se divide administrativamente el país, en la práctica surgen dificultades para convertirlas en algo más que una instancia en la que se involucran los actores de la sociedad agropecuaria, se aplican algunas políticas y se organiza su implementación. El éxito de las MDR ha sido variable. Al ser ámbitos departamentales, la participación de los diferentes actores sociales varía en cada departamento (Ferreira, Molina y Rossi, 2016). En el caso del Sitio 4 (Treinta y Tres), ha tenido continuidad en el tiempo y se contabilizan algunos logros (Geymonat *et al.*, 2015).

C.6.2.2. Tipo de relaciones entre actores⁴¹

Se han definido relaciones de cooperación o sinergia y de conflicto entre los actores. En el cuadrante de mayor poder y menor afectación, los actores (por lo general, grandes empresas privadas o multinacionales) están aislados, o bien se encuentran en relación de antagonismo con los otros actores, en particular con los de mayor grado de vulnerabilidad o afectación por los cambios en el uso del suelo, de los que las grandes empresas son, en buena parte, responsables.

En el Sitio 4 se registra conflictividad entre los diferentes actores. Se presenta tanto entre actores públicos con privados, como entre actores públicos y entre actores privados, en especial los más afectados. En este sitio, si bien el nivel de cooperación entre los pequeños productores es importante, se visualiza la identificación de conflictos entre ellos (en particular con el establecimiento del coto de caza) y con el sistema de áreas protegidas. De alguna forma, ésta es una de las debilidades más relevantes para tener en cuenta en este territorio, y tiene efectos para la selección del actor para una intervención en función de su importancia para la sustentabilidad o la conservación de la oferta de los SE en el territorio.

41 Vale recordar que el mapa del Sitio 1 fue construido en función del SE “potencial melífico”, por lo que no se considera en este ítem.

En Sitio 2 son pocas las relaciones que se representan en el mapa de actores,⁴² lo que puede interpretarse como una red de menor densidad, en la que el nivel de atomización es mayor. Este dato es relevante a la hora de “entender” el territorio: los actores aparecen “sueltos”. No existe ámbito en que se nucleen, el gobierno local no sostiene vínculos. Si bien los actores son organizaciones, no hay vínculo señalado entre ellos, por lo que se presentan dificultades para la gobernanza y bajo cs como sinergia. Por ejemplo, sobre el actor seleccionado (Asociación Aborigen), sólo se señala una relación de conflicto con otro de los actores, y no se indica en el mapa si mantiene relaciones de cooperación con otro actor.

En el Sitio 3 (partido Balcarce) la cooperativa San José de pequeños apicultores, que fuera el actor seleccionado para medir y potenciar el cs, establece “buenas” relaciones (aunque la investigadora las cataloga como “débiles”) con el INTA para capacitaciones e intercambio de información. No se detalla si esta cooperativa mantiene relaciones con otros actores que se encuentran cercanos en posición y grado de influencia en los procesos de cambio de uso del suelo que se documentan de gran significación en los últimos 30 años. Es posible que de establecerse una intervención en este territorio debieran trabajarse las alianzas estratégicas entre actores con intereses similares y que estén siendo afectados por los cambios de uso del suelo en mayor medida. Esto permitiría un incremento del cs tipo puente para la cooperativa San José.

C.6.2.3. Gobernanza y sinergia

La existencia de áreas protegidas en los sitios analizados favorece la gobernanza, en la medida que se privilegian ámbitos formalizados que articulan diferentes intereses y que conforman una red de actores. Tal es el caso de la Mesa de Desarrollo Rural del Sitio 4, “integrada por el Consejo Agropecuario Departamental, un representante de cada una de las cooperativas agropecuarias, un representante de cada una de las organizaciones gremiales agropecuarias y un representante de la Comisión de Agro de la Junta Departamental” (Geymonat *et al.*, 2015) y del Bosque Modelo Panguipulli, “organización conformada por el sector público, privado y sociedad

42 Bajo el supuesto de que en todos los sitios se ha mantenido un procedimiento común para la elaboración de los mapas. Sin embargo, es posible que los autores del trabajo hayan omitido marcar relaciones y este mapa se encuentre en extremo simplificado, lo que de por sí le quita valor para el análisis y, si fuera el caso, dificulta la comprensión de lo que sucede en el territorio.

civil, que tiene por objetivo el desarrollo de la comuna a través del manejo sostenible de los ecosistemas forestales” (Verna y Nahuelhual, 2015).

Los Sitios 2 y 3, con áreas pequeñas que fueron decretadas en forma reciente “reservas naturales” (el Parque Fidelidad y el Parque Molina, respectivamente), no cuentan con espacios institucionalizados y legitimados de articulación de actores, lo que debilita las relaciones sinérgicas en los territorios y obstaculiza la gobernanza. En todos los casos fueron identificados varios servicios públicos que operan en los territorios.

C.6.2.4. Vínculo entre actores del sitio y el equipo del proyecto

La relación del proyecto BEST-P o de los investigadores que lo integran con el territorio estudiado, varía en cada sitio. De hecho, el proyecto no tiene una presencia formal en redes institucionales locales, aunque los investigadores eventualmente tienen una larga trayectoria de vinculación con los territorios que estudian. En el Sitio 4, una investigadora del proyecto integra la Mesa de Desarrollo Rural como representante de la Universidad de la República. En el caso del Bosque de Panguipulli sucede algo similar, aunque sin integración formal de los investigadores: No obstante, se relata un proceso de acercamiento con la institución y la Universidad Austral de Chile que ha ido consolidándose.

Sin embargo, en los otros sitios no se registra un vínculo con los investigadores del BEST-P. La construcción del lazo entre el BEST-P como proyecto o de sus investigadores con los territorios, se valora como positivo y como elemento que potencia una de las principales funciones que contiene el paradigma de los SE, que es la articulación con los actores locales.

Las condiciones económicas y ambientales señaladas, y un reciente, aunque promisorio, desarrollo conceptual y metodológico acerca de los SE, evidencian la necesidad de aplicar este enfoque. La perspectiva del sistema socioecológico y de los SE representa una aproximación integral para incorporar la dimensión ambiental en la toma de decisiones, planificar el uso de la tierra y promover el bienestar humano. También favorece la articulación entre el sistema científico y los tomadores de decisiones, públicos y privados, lo que hace posible la resolución de conflictos sobre bases más objetivas (Altesor *et al.*, 2011: 645).

C.6.3. Algunas consideraciones sobre el dispositivo

El recorrido realizado demostró la potencialidad de la utilización de la herramienta *mapa de actores* para la toma de decisiones y para la

sistematización y caracterización de los sistemas de actores, en diferentes sitios, en particular desde la perspectiva de contribuir a la planificación territorial. No obstante, el proceso de trabajo desarrollado por los equipos presenta limitaciones de distinto tipo, que dificultan y relativizan los resultados de la transversalización de las experiencias que se ofrecen en este trabajo. La primera limitante es la relativa distancia de los equipos de investigadores que participaron de la construcción de los mapas con las instituciones que intervienen en la planificación territorial de los sitios.

Dificultades adicionales surgen al interior de los equipos durante el proceso de construcción de los mapas. Algunas radican en resistencias de los equipos para integrar la dimensión social, requisito imprescindible para la tarea de construcción de los mapas. Esto se refleja en la calidad de los productos obtenidos, por ejemplo, mapas de actores que no dan cuenta o desconocen el sistema de relaciones entre los actores. Otras surgen durante la organización del trabajo de construcción de los mapas, ya que algunos equipos no siguen el mismo protocolo para la elección del actor o parten de premisas que resultan difíciles de sostener. Por otro lado, uno de los mapas presentados no se construye considerando el nivel de afectación del cambio de uso del suelo, sino que se elabora en función del nivel de afectación de la oferta del SE potencial melífico, por lo que se relativiza su inclusión en el análisis comparativo de los sitios.

El equipo de investigadores que realizó el trabajo –mirado en su conjunto– es interdisciplinario. Sin embargo, la composición y perfil por disciplina es variable al interior de los equipos locales que trabajan en cada uno de los sitios. Se plantea así otro desafío: la aplicación de metodologías y herramientas comunes para todos los sitios, cuando los equipos son heterogéneos entre sí y, asimismo, cuando los antecedentes de trabajo en cada sitio difieren.

El trabajo interdisciplinario supone grandes desafíos de articulación, lenguajes comunes, disposición para trabajar diferentes técnicas, esfuerzos para trasladarse en paradigmas y supuestos epistemológicos diferentes. La integración de la dimensión social en proyectos enmarcados en el enfoque de los socioecosistemas y los SE, es una condición *sine qua non*, aunque no necesariamente están definidos los caminos para poder lograrlo. No obstante, implica dedicar esfuerzo en la construcción de confianza para el trabajo colectivo e interdisciplinario, reconocimiento de los diferentes saberes y respeto mutuo.

Capítulo C.7. Pobreza y condiciones de vida en las áreas rurales de Argentina y Uruguay: una mirada comparada

Víctor Borrás y Verónica Filardo

C.7.1. Introducción

En la década del 80, en América Latina diversos procesos condujeron a un incremento de la pobreza rural. La desregulación de la economía y de los mercados de trabajo, el debilitamiento del sistema de protección social y el aumento del desempleo, impactaron en un deterioro de las condiciones de vida y produjeron un aumento de la pobreza rural (Riella y Mascheroni, 2015).

Según Kay (2007b), los programas de ajuste y las políticas de estabilización de esos años tuvieron un efecto perjudicial sobre la pobreza. Si bien durante las siguientes dos décadas se produjo una disminución en su incidencia, se registra una “[...] persistencia de la pobreza extrema en las áreas rurales, en la mayoría de los países de América Latina” (Da Silva *et. al.*, 2009: 9), que ni el crecimiento en la producción agropecuaria, en un contexto de alza de los precios internacionales de los *commodities*, ni la expansión de la matriz de bienestar vivida en varios países de la región –resultado de la asunción de gobiernos de izquierda en los primeros años de la década del 2000– han logrado revertir.

Uruguay y Argentina, en el contexto regional, se ubican entre los países que, en el último decenio, han logrado mejores desempeños en la reducción de la pobreza y la desigualdad (CEPAL, 2015). Sin embargo, se advierten diferencias importantes entre las áreas rurales y urbanas, así como en las distintas regiones de ambos países.

Uruguay ha logrado reducir de manera significativa la pobreza de ingresos. La evolución ha sido especialmente favorable en las áreas rurales, donde se advierten tanto los niveles más bajos como la variación

relativa más importante entre 2006⁴³ y 2015 (INE, 2016). Sin embargo, si bien existe consenso en que los niveles de pobreza han descendido en todas las áreas, distintas investigaciones, utilizando otras metodologías para la medición del fenómeno, han mostrado que los habitantes del medio rural se encuentran en una posición de desventaja respecto a los urbanos (Alves y Zerpa, 2010; Calvo, 2013; Bai *et al.*, 2014; Borrás, 2015). Esto, en parte, puede asociarse a la metodología empleada para medir la pobreza de ingresos en las áreas rurales (Borrás, 2015: 146).

La pobreza en Argentina, tanto medida por ingresos como por Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI), es considerablemente más alta en las áreas rurales que en las urbanas, brecha que se mantiene a través del tiempo.⁴⁴ Asimismo, se sostiene la tendencia a una mayor concentración de la pobreza, tanto rural como urbana, en la región norte del país.

Argentina y Uruguay son dos de los países de la región que, en términos agregados, presentan los niveles más bajos de pobreza rural, aspecto que ha evolucionado de modo favorable en la última década, en un contexto de expansión de monocultivos de granos y materia prima y cambios en el sistema de bienestar social, que implicaron la expansión de la protección a segmentos de la población históricamente relegados. Sin embargo, en uno y otro país se evidencian situaciones heterogéneas en las condiciones de vida de la población, tanto a nivel regional, como entre áreas urbanas y rurales.

Este capítulo busca dar cuenta, de modo comparativo y longitudinal, de los niveles de bienestar de la población rural de ambos países y de las diferencias territoriales que estos niveles de bienestar presentan. Para ello, en primer lugar, se describe de modo escueto el peso de la población rural en uno y otro país, a nivel de provincias argentinas y departamentos uruguayos⁴⁵, para luego describir y analizar la evolución de las condiciones de vida y la pobreza en el medio rural argentino y uruguayo, prestando especial atención a las características que asume en distintas áreas geográficas. Se parte de los dos últimos censos de población de cada país

43 El año 2006 es el primero en el que la Encuesta Continua de Hogares fue utilizada para el cálculo de la pobreza de ingresos en Uruguay, es representativa de localidades menores de 5000 habitantes y áreas rurales dispersas.

44 La Encuesta de Hogares de Argentina no cuenta con cobertura rural, aspecto que obstaculiza estimar la incidencia del fenómeno para estas áreas. Esto ha hecho que los trabajos antecedentes utilicen fuentes alternativas para aproximarse al fenómeno; censos de población (Guardia y Tornarolli, 2009; Krapovickas y Longhi, 2013), y encuestas de hogares rurales transeccionales (Guardia y Tornarolli, 2009).

45 Las provincias y los departamentos son el primer nivel de entidades subnacionales de Argentina y Uruguay, respectivamente.

(Argentina 2001 y 2010, y Uruguay 1996 y 2011) y se presenta de modo desagregado a nivel de provincias argentinas y departamentos de Uruguay, un grupo de indicadores de privación de los hogares.

C.7.2. El concepto de pobreza y la pobreza como privación de capacidades

Los enfoques tradicionales de medición de la pobreza –tanto los absolutos, centrados en “núcleos irreductibles” de privación (Sen, 1992), como los relativos, centrados en una perspectiva histórica de las privaciones (Townsend, 1979)– ponían el foco de atención en los bienes o recursos de hogares y personas.

En la década de los 80, el economista y filósofo Amartya Sen planteó un cambio en el espacio de evaluación de la pobreza y el bienestar. Para ello, propuso el concepto de “capacidades de las personas” (*capabilities*), entendidas como libertades fundamentales para disfrutar el tipo de vida que se valora, como espacio de evaluación del bienestar y la pobreza. Esto es, analizar el bienestar en términos de cómo “funciona” una persona o, en otras palabras, en relación con las capacidades que tiene para alcanzar determinadas realizaciones (*functionings*) –formas de ser y de hacer– que valora. Desde esta perspectiva, los recursos y bienes son medios que se movilizan para alcanzar determinadas realizaciones, pero no un fin en sí mismo. La pobreza, definida como privación de capacidades, es absoluta en el espacio de los funcionamientos, pero usualmente tomará una forma relativa en el espacio de los bienes y los recursos que se movilizan para alcanzarlos.

El enfoque de las capacidades ha motivado el desarrollo de índices de medición de la pobreza y el bienestar que consideran un abordaje multidimensional. La pobreza, en tanto privación de capacidades, no admite ser evaluada a través de una única variable como la renta. Por el contrario, conciernen una pluralidad de características de la vida de las personas, que van desde el mantenimiento de la vida, hasta la participación e integración social.

En términos conceptuales, se coincide en las fortalezas del enfoque de las capacidades para trascender las nociones de pobreza como falta de recursos. Sin embargo, a menudo las principales fuentes de información para abordar el fenómeno (encuestas de hogares y censos de población) se concentran sobre todo en recursos y servicios, en particular en el caso de los censos. Como se precisa a continuación, en este trabajo la privación y la pobreza se identificarán, fundamentalmente, a través de indicadores de bienes y servicios básicos.

C.7.3. Consideraciones metodológicas

Los esfuerzos sistemáticos por abordar la pobreza de modo científico tienen su origen a principios del siglo xx en el trabajo seminal del británico Benjamine Rowntree sobre la pobreza en York (1901). Desde entonces, ha existido cierto consenso en el hecho de que la pobreza implica una diversidad de situaciones que, tal como lo expresa Altimir (1979) en su ya clásica definición, incluye al menos un estado situacional en el que se asocian el infraconsumo; la desnutrición; precarias condiciones habitacionales; bajos niveles de educación; malas condiciones sanitarias; una inserción ya sea inestable, ya sea en estados primitivos del aparato productivo; un cuadro actitudinal de desaliento; poca participación en los mecanismos de integración social, y quizá, la adscripción a una escala particular de valores.

A pesar de ello, los trabajos empíricos durante casi 80 años apelaron a procedimientos indirectos para la identificación de los pobres. Estos procedimientos suponen situaciones “potenciales” de satisfacción/insatisfacción de un umbral mínimo de consumo, atendiendo a una única dimensión: la renta, centrándose en lo que se conoce como “método del ingreso” o “línea de pobreza”. A partir de la década de los 80, de la mano de cambios en la conceptualización del fenómeno, y fruto del interés por explotar bases censales que no incluían dentro de sus variables el ingreso de los hogares, comenzaron a desarrollarse procedimientos directos que contemplan múltiples dimensiones para la identificación de los pobres. De esta forma, se da inicio a lo que se cristalizaría años más tarde en los enfoques de medición multidimensional de la pobreza.

Este trabajo retoma la tradición de abordaje de la pobreza rural por medio de indicadores directos producidos a partir de información censal. Los motivos para esto son, en primer lugar, la no cobertura en ambos países del área rural por parte de las encuestas permanentes de hogares, fuentes privilegiadas para abordar la pobreza desde el enfoque de ingresos. En el caso uruguayo, desde el año 2006 la Encuesta Continua de Hogares del Instituto Nacional de Estadística es representativa de áreas rurales y pequeñas localidades. Sin embargo, la intención de este trabajo de tomar como referencia temporal períodos más largos de tiempo, así como la necesidad de desarrollar indicadores armonizados para Uruguay y Argentina, hizo desechar la idea de utilizar estas bases.

En el caso de Argentina, hasta el momento la encuesta de hogares no incluye áreas rurales, lo que obliga a abordar el fenómeno por medio de relevamientos transeccionales, tal como lo hacen Guardia y Tornarolli

(2009), o a utilizar indicadores directos provenientes de censos de población, tal como se realiza en este trabajo.

Por otra parte, si bien los censos de población presentan como debilidad el relevar menos información que las encuestas de hogares, son fuentes idóneas para la estimación y caracterización de la pobreza con altos grados de desagregación territorial (Feres y Mancero, 2001), como lo han mostrado las investigaciones antecedentes sobre mapas de pobreza.

A fin de estimar indicadores de privación y pobreza idénticos para los dos últimos censos de ambos países (Argentina, 2001 y 2010; Uruguay, 1996 y 2011) fue necesaria la armonización de variables de ambos relevamientos. Para ello, tales estimaciones se basaron en el Proyecto Atlas Sociodemográfico (Calvo, 2013) (Metodología NBI 2011, de aquí en más), dado que ha sido resultado de un proceso de debate entre especialistas en la temática, y cuenta con consensos para su uso tanto dentro de la academia como dentro del ámbito político uruguayo. Las posibilidades de armonización de la Metodología NBI 2011 en las cuatro bases de datos consideradas, dependen de la completitud de información relativa en los indicadores de las seis dimensiones⁴⁶ y de los umbrales de privación para cada indicador.

Luego de un estudio pormenorizado de las boletas censales y de la disponibilidad de los microdatos censales,⁴⁷ se llegó al siguiente sistema de indicadores de privación para la descripción y análisis de la pobreza rural en Argentina y Uruguay, sobre la base de los dos últimos censos de cada país.⁴⁸ Se seleccionaron cinco indicadores de privación, con amplio nivel de consenso en la bibliografía, todos ellos con el hogar como unidad de análisis. La Tabla C.7.1 presenta los cinco indicadores utilizados, su definición y umbrales.

46 La Metodología NBI 2011 considera seis dimensiones para la medición de la pobreza: vivienda decorosa (relevada a través de tres indicadores), abastecimiento de agua potable (un indicador), servicio higiénico (un indicador), energía eléctrica (un indicador), artefactos básicos de confort (tres indicadores) y educación (un indicador).

47 El proceso detallado se encuentra en Borrás (2016). Evolución de la pobreza rural en Uruguay y Argentina: un estudio comparado en base a los últimos dos censos de población. Ponencia presentada en la Mesa Temática 5: Transformaciones rurales, Cuestión agraria y Desarrollo Territorial de la XI Biental del Coloquio Transformaciones Territoriales. Repensando políticas y estrategias, Salto, Uruguay.

48 Si bien en Uruguay los microdatos censales son de acceso libre y puestos a disposición por el Instituto Nacional de Estadística (INE), esto no ocurre en Argentina, donde el Instituto Nacional de Estadística y Censos (indec) presenta la posibilidad de realizar procesamientos predeterminados de los censos, utilizando el programa redatam en línea. Si bien el software es de gran utilidad para sacar tablas, gráficos y estadísticos resumen, no permite la elaboración de nuevas variables a partir del reprocesamiento de las existentes. Por lo tanto, la propuesta de indicadores de pobreza se redefine en función de la información disponible en el procesador redatam en línea publicado en la web del indec.

Indicador	Definición de privación
Acceso a agua	Hogares donde el agua no llega por cañería dentro de la vivienda.
Servicios sanitarios	Hogares que carecen de servicios sanitarios con descarga o que la evacuación se realiza a través de entubado hacia un arroyo u otro.
Energía para cocinar	Hogares que tienen como principal fuente de energía para cocinar la leña y/o el carbón
Hacinamiento	El cociente entre la cantidad de integrantes del hogar y la cantidad de habitaciones –sin considerar cocina ni baño-, es mayor a tres.
Materiales de la vivienda	Materiales de las paredes de barro, terrón o deshecho Material de los techos deshecho Material de pisos: solo contra piso, sin piso o tierra sin piso ni contra piso.

Tabla C.7.1. Indicadores de pobreza seleccionados. Fuente: elaboración propia sobre la base de los censos de población, hogares y vivienda de Argentina (2001 y 2010) y Uruguay (1996 y 2011).

Dadas las limitaciones enfrentadas para el procesamiento de los censos argentinos, el trabajo no presenta una medida resumen que agregue en un único índice los cinco indicadores de pobreza seleccionados. En cambio, se opta por describir el desempeño de los hogares en cada uno de los indicadores por separado. Asimismo, atendiendo a las limitaciones señaladas, se debió optar por la delimitación de ruralidad planteada por el INDEC. Se consideran dos categorías de población rural: aquella que reside en área rural dispersa (no constituyen agrupamientos en localidades) y rural agrupada (residencia en localidades con menos de 2000 habitantes).

C.7.4. Peso de la población rural en los últimos censos en Argentina y Uruguay

Como lo muestra la Figura C.7.1, la proporción de población que reside en el medio rural argentino se mantuvo relativamente estable entre los años 2001 y 2010. Algo más del 3% del total en ambos años residía en localidades con menos de 2000 habitantes, mientras la población rural dispersa entre 2001 y 2010 pasó de representar el 7,2% del total al 5,9%. La población rural total, en uno y otro relevamiento, fue del 10,6% y el 9,6%, respectivamente.

En Uruguay se advierten modificaciones importantes, en particular en la población residente en el área rural dispersa, que pasó de representar el 9,2% en 1996, al 5,3% en 2011. El peso de los habitantes de localidades con menos de 2000 habitantes se mantuvo relativamente estable, 5,1% y 5,6% en 1996 y 2011 respectivamente.

En términos generales, puede decirse que en ambos países se produjo una reducción de la proporción de la población rural dispersa, aunque en Uruguay ésta ha sido de mayor envergadura. Para los años 2010 y 2011, la proporción de población rural en uno y otro país, y en las dos categorías de ruralidad, ha sido muy similar.

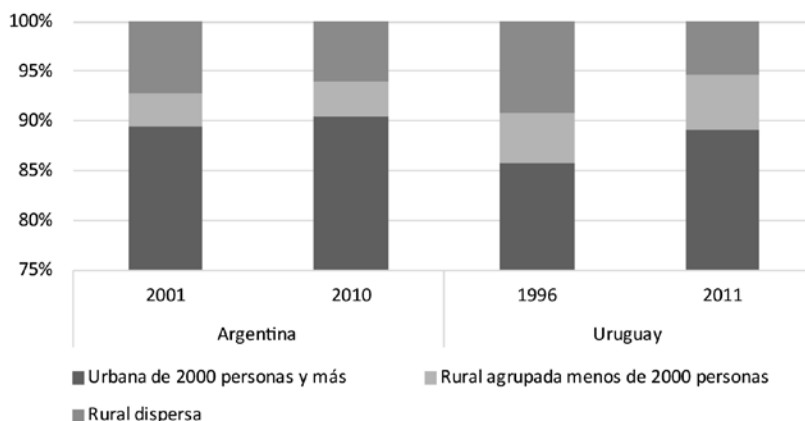


Figura C.7.1. Distribución porcentual de la población según área de residencia. Fuente: elaboración propia sobre la base de los censos de población, hogares y vivienda de Argentina (2001 y 2010) y Uruguay (1996 y 2011).

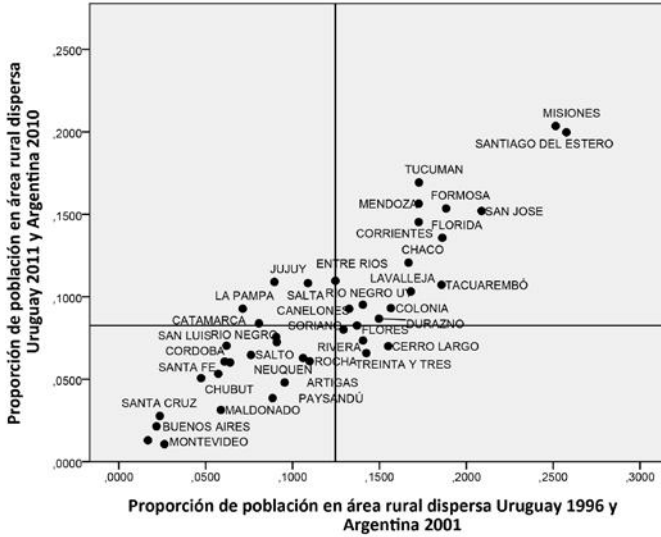
La Figura C.7.2 muestra la proporción de población rural dispersa y agrupada en uno y otro relevamiento a nivel de provincia/departamento. Veamos primero la gráfica a la izquierda, que corresponde a la población rural dispersa. En el eje vertical se grafica la proporción de población rural dispersa en 1996 y 2001, y en el horizontal, la de 2011 y 2010, para Uruguay y Argentina, respectivamente. Las líneas rectas marcan la mediana de la proporción de la población rural dispersa (considerando el valor de provincias/departamentos) en uno y otro período, es decir, las unidades administrativas que se encuentran por encima y/o a la derecha de las rectas (cuadrante superior derecho) son parte del 50% de las provincias/departamentos con mayor proporción de población rural dispersa. Se destacan las provincias de Santiago del Estero y Misiones con porcentajes de población rural dispersa para los dos períodos que superan el 20%, si bien en ambos casos se ha registrado una disminución de alrededor de cinco puntos porcentuales. En Uruguay, el departamento de San José presentó los porcentajes más altos de población rural dispersa: en 1996 el 21% de la población residía en el medio rural disperso y en el año 2011, el 15%.

En el cuadrante superior izquierdo se ubican las provincias/departamentos que, en el primer relevamiento presentaron proporciones de población rural dispersa superiores a la mediana y en el segundo inferiores. Cabe destacar el hecho de que en este cuadrante se ubican sólo departamentos uruguayos. El cuadrante inferior izquierdo muestra las provincias/departamentos con menor proporción de población rural dispersa en ambos relevamientos. En el caso argentino, coinciden en este cuadrante las provincias más pobladas del país (Buenos Aires, Córdoba, Santa Fe). En el caso de Uruguay, si bien Montevideo y otros de los departamentos con mayor población (Salto y Maldonado) se encuentran en este cuadrante, se destaca el caso de Canelones, el segundo departamento en población, que en los dos relevamientos se halla por encima de la mediana, es decir, entre el 50% de las unidades administrativas con mayor proporción de población rural dispersa.

La figura de la derecha, que corresponde a población rural agrupada –población que reside en localidades con menos de 2000 habitantes–, muestra características similares. Se destaca el departamento de Florida (Uruguay) y la provincia de Catamarca (Argentina), donde el 20% de la población en ambos períodos residía en localidades con menos de 2000 habitantes. En Argentina, las provincias de Santiago del Estero y Misiones, con porcentajes altos de población rural dispersa, han tenido, no obstante, proporciones bajas de población rural agrupada; en el caso de la segunda, con niveles inferiores a la mediana nacional en ambos períodos. Por el contrario, San José, el departamento uruguayo con mayor proporción de población que reside en la ruralidad dispersa, también mostró, para ambos períodos, niveles altos de población que vive en localidades con menos de 2000 habitantes.

De las 15 unidades administrativas de los dos países que, en ambos relevamientos, superaron el valor de la mediana (se ubican entre el 50% de provincias/departamentos con mayor porcentaje de población rural) sólo tres resultaron ser provincias argentinas: Catamarca, La Pampa y La Rioja.

Rural dispersa



Rural agrupada

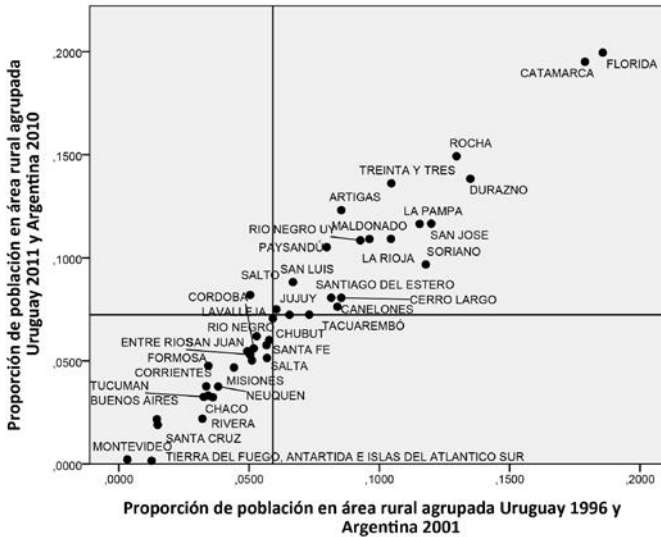


Figura C.7.2. Proporción de población rural (dispersa y agrupada) en departamentos de Uruguay (censos 1996 y 2011) y provincias argentinas (censos 2001 y 2010). Fuente: elaboración propia sobre la base de los censos de población, hogares y vivienda de Uruguay y Argentina.

C.7.5. Pobreza rural en los últimos censos

La Tabla C.7.2 presenta los indicadores de privación para ambos períodos censales, desagregados según área de residencia. Se destaca que:

1. Todos los indicadores (excepto *hacinamiento* para Uruguay) presentaron los porcentajes más altos de privación en el medio rural y, dentro del medio rural, en la ruralidad dispersa.

2. La variación relativa entre los dos censos en uno y otro país, muestra la reducción que se ha dado en los porcentajes de privación en todos los indicadores, con excepción de *materiales de la vivienda* en Uruguay, tanto en el medio urbano como en localidades con menos de 2000 habitantes.

3. Los niveles de privación para cada primer censo considerado (1996 para Uruguay, 2001 para Argentina), resultaron similares entre ambos países. En cambio, para el segundo censo (2011 y 2010), los niveles de privación en la población rural fueron mayores en Argentina en todos los indicadores respecto de Uruguay, que alcanzó reducciones relativas más importantes, en particular en las áreas rurales agrupadas y dispersas.

		Argentina			Uruguay		
		2001	2010	Variación relativa	1996	2011	Variación relativa
Agua	Urbana de 2000 personas y más	12,0	9,0	-0,3	13,0	3,6	-0,7
	Menos de 2000 personas	28,5	21,2	-0,3	32,8	7,2	-0,8
	Rural dispersa	58,3	49,2	-0,2	55,9	20,8	-0,6
Servicio Sanitario	Urbana de 2000 personas y más	13,6	8,7	-0,4	13,3	6,4	-0,5
	Menos de 2000 personas	28,4	16,8	-0,4	30,7	12,8	-0,6
	Rural dispersa	56,6	39,1	-0,3	48,8	22,7	-0,5
Energía utilizada para cocinar	Urbana de 2000 personas y más	2,0	0,9	-0,5	1,3	0,8	-0,4
	Menos de 2000 personas	13,6	7,8	-0,4	9,5	4,8	-0,5
	Rural dispersa	41,8	31,0	-0,3	37,2	21,6	-0,4
Hacinamiento	Urbana de 2000 personas y más	4,4	3,7	-0,1	3,4	1,8	-0,5
	Menos de 2000 personas	6,5	5,2	-0,2	3,8	2,2	-0,4
	Rural dispersa	10,0	7,7	-0,2	3,6	1,4	-0,6
Materiales de la vivienda	Urbana de 2000 personas y más	3,8	2,6	-0,3	1,5	4,2	1,7
	Menos de 2000 personas	14,3	10,3	-0,3	4,9	7,3	0,5
	Rural dispersa	33,7	26,5	-0,2	12,2	7,8	-0,4

Tabla C.7.2. Porcentaje de hogares privados en indicadores seleccionados según área de residencia. Fuente: elaboración propia sobre la base de los censos de población, hogares y vivienda de Argentina (2001 y 2010) y Uruguay (1996 y 2011).

En Uruguay, en 1996 el 33% de los hogares rurales agrupados y el 56% de los hogares rurales dispersos no accedían al agua por cañería dentro de la vivienda. En Argentina, el nivel de privación en el acceso al agua alcanzó en 2001 al 28,5% de los hogares de área rural agrupada y al 58,3% de los hogares rurales dispersos.

Asimismo, en ambos países, en ese período para el área rural se destaca la privación de servicios sanitarios (hogares que no cuentan con baño o, si lo tienen, no poseen descarga o evacuación de saneamiento o fosa séptica/pozo negro). En Argentina, el 56,6% de los hogares rurales dispersos y el 28,4% de los rurales agrupados se encontraban privados de este indicador, frente al 48,8% y al 30,7% de los uruguayos, respectivamente.

Ambos indicadores (acceso al baño y acceso a agua potable dentro de la vivienda) han sido muy utilizados en la bibliografía (DGE, 1990; Calvo, 1999; Alkire y Santos, 2010; Calvo, 2013; Colafranceschi *et al.*, 2013; Borrás *et al.*, 2014) para dar cuenta de capacidades asociadas a evitar enfermedades, prevenir la muerte prematura y lograr estados de nutrición y de alimentación adecuados, entre otros. Los indicadores también se vinculan con aspectos centrales de derechos económicos, sociales y culturales. La Observación número 4 del Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales (1991) señala que una vivienda debe disponer de servicios adecuados, que son indispensables para la salud, la comodidad, la seguridad y la nutrición; entre éstos, se mencionan las instalaciones sanitarias y el acceso al agua potable.

Si bien ambos países alcanzaron mejoras sustantivas en los indicadores de acceso al agua y baño, en Uruguay éstas fueron de mayor envergadura. Sobresale la disminución relativa del 78% y el 63% en los niveles de privación de agua en hogares de localidades con menos de 2000 habitantes y de ruralidad dispersa, respectivamente. Los habitantes de áreas urbanas también alcanzaron mejoras sustantivas en este indicador, con una variación relativa de 72 puntos porcentuales. En Argentina, la reducción relativa en la privación de agua fue del 25% en el área urbana, y del 26% y 16% en la ruralidad agrupada y dispersa, respectivamente.

El acceso a servicios sanitarios mostró mejoras sustantivas en ambos países. En Argentina, los niveles de privación arrojaron una reducción relativa del 41% en hogares de localidades con menos de 2000 habitantes, y del 31% en la ruralidad dispersa. En Uruguay, la reducción fue de 58 y 50 puntos porcentuales, respectivamente.

La privación de fuente de energía para cocinar afectó en particular a los hogares rurales dispersos de ambos países, en los dos períodos. El indicador cuenta con amplio consenso en la bibliografía y se relaciona con la salud y con el estándar de vida. En Argentina, en 2001 el 41,8% de los hogares rurales dispersos utilizaba leña o carbón como fuente de energía principal para cocinar, valor que descendió al 31% en 2010. En Uruguay, en 1996 el 37,2% de los hogares rurales dispersos se encontraba en esta situación, valor que descendió al 21,6% en 2011.

Mientras que el primer grupo de indicadores (*acceso al agua y a servicios sanitarios*) se asocia en mayor medida a la inversión en obras públicas y a planes sociales de acceso a servicios públicos, el indicador de *energía utilizada para cocinar* se encuentra relacionado en mayor medida a la expansión del consumo en los hogares, que abre posibilidades

para acceder a artefactos de confort, como las cocinas a gas y/o eléctricas. De todas formas, debe señalarse que para el caso argentino el subsidio al gas y la expansión del gas por cañería –ambos factores asociados a la inversión pública– podrían relacionarse con la disminución de la privación de la fuente de energía para cocinar.

El hacinamiento da cuenta de la restricción en la capacidad de acceder a un refugio adecuado. Asimismo, puede informar, de modo indirecto, de las condiciones de salubridad en las que viven las personas y, por lo tanto, de la capacidad de prevenir enfermedades y de vivir una vida sana. Las Observaciones Generales del Pacto DESC (Comité DESC, 1991) mencionan el hecho de que una vivienda adecuada debe ser habitable, en el sentido de proveer espacio adecuado. Los trabajos seminales sobre pobreza rural y mapas de pobreza prestaron especial atención al hacinamiento, marcándolo como una situación característica de la pobreza rural.

En el caso de Argentina, para ambos años los porcentajes más altos se registraron en la ruralidad dispersa, con el 10% y 7,7%, respectivamente. En Uruguay no se advierten diferencias relevantes entre áreas urbanas y rurales, si bien se destaca una reducción en la incidencia del indicador en los tres tipos de áreas. Esto último podría vincularse a la disminución de los niveles de fecundidad registrados para la población rural uruguaya (Varela *et al.*, 2007).

Respecto de la privación de materiales para construcción de la vivienda, se aprecian diferencias importantes entre ambos países. En Argentina, en 2001 el 33,7% de los hogares rurales dispersos se encontraba privado de este indicador, valor que descendió al 26,5% en 2010. En Uruguay, el porcentaje de privación en la ruralidad dispersa en 1996 fue del 12,2%, y se redujo al 7,8% en 2011. Para este último año, el porcentaje fue similar al registrado en las localidades con menos de 2000 habitantes.

El análisis de las privaciones agregadas a nivel nacional oculta diferencias importantes entre las distintas regiones de los países. En Argentina se advierten provincias (Buenos Aires, La Pampa, Santa Cruz, Córdoba, Entre Ríos, Santa Fe) y en Uruguay, departamentos (Montevideo, Maldonado, Flores, Soriano, Colonia) con niveles bajos de privación en todos los indicadores en ambos períodos, mientras que otras provincias argentinas (Santiago del Estero, Formosa, Chaco, Jujuy, Salta) y otros departamentos uruguayos (Rivera, Cerro Largo y Tacuarembó) se observan, en la mayoría de los casos, porcentajes altos de privación.

A continuación, los mapas (Figura C.7.3) ilustran esta situación para los tres indicadores con mayores porcentajes de privación en el área rural dispersa en los dos relevamientos: *acceso al agua y servicios sani-*

tarios y fuente de energía utilizada para cocinar. Para cada indicador, los mapas en el margen izquierdo corresponden a los años 2001 y 1996, y los de la derecha, a 2010 y 2011. En todos los casos, los porcentajes de privación fueron mayores en la ruralidad dispersa que en la agrupada. Se utilizaron los mismos intervalos de clase en ambos países, de modo de poder comparar los niveles de privación.

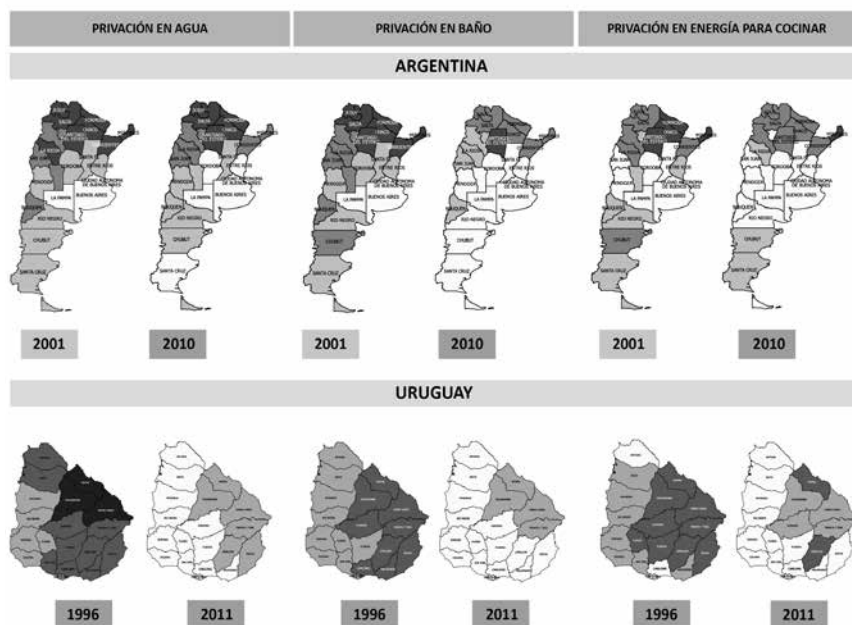


Figura C.7.3. Proporción de hogares rurales con privación en tres indicadores: privación en agua, baño y energía para cocinar, por unidad geográfica administrativa (Argentina, 2001 y 2010; Uruguay, 1996 y 2011). Fuente: elaboración propia sobre la base de los censos de población, hogares y vivienda de Uruguay (1996 y 2011) y Argentina (2001 y 2010).

La proporción de hogares rurales dispersos privados de agua, baño y energía para cocinar muestra diferencias claras entre provincias/departamentos. Asimismo, se advierten cambios importantes entre el primer período (1996 y 2001) y el segundo (2011 y 2010). En la mayoría de las unidades administrativas se constatan mejoras importantes en los nive-

les de privación, pero deben subrayarse algunas situaciones de “estancamiento”.

El acceso al agua en el primer período ha mostrado valores altos de privación en los hogares rurales dispersos de las provincias del norte argentino, en todos los casos superiores al 75%. En Uruguay, los departamentos del noreste (Rivera, Cerro Largo y Tacuarembó) mostraron los niveles más altos de privación, también con porcentajes superiores al 75%.

En el segundo período se redujeron los niveles de privación en todas las provincias argentinas. Sin embargo, en las del norte los valores continuaron siendo altos, en particular en Santiago del Estero, Salta, Jujuy, Formosa y Chaco, donde en el año 2010 más del 75% de los hogares rurales continuaban sin disponer de agua potable que ingrese por cañería al interior de la vivienda. En Uruguay, en 2011 se redujo notoriamente la privación del acceso al agua en los hogares rurales dispersos de todos los departamentos, que se ubicó en todos los casos, en valores inferiores al 50%. A pesar de ello, los departamentos de Rivera, Cerro Largo y Tacuarembó continuaron siendo los que mostraban los valores más altos de privación, condición a la que se sumó en 2011 el departamento de Treinta y Tres.

La privación del acceso al baño también mostró los niveles más altos en los hogares rurales dispersos de las provincias del norte argentino. En 2001, todas las provincias del norte, con excepción de Catamarca, presentaban más del 75% de sus hogares rurales dispersos con privación del acceso al baño. En 2010, se registraron mejoras importantes en todas las provincias, con excepción de Santiago del Estero, donde, si bien el porcentaje de privación descendió, continuó representando más del 75% de los hogares. En las restantes provincias del norte, los niveles de privación superan el 50% pero no alcanzan al 75%, con excepción de Catamarca y Tucumán, que presentan valores de privación inferiores al 50%.

En Uruguay, en 1996 Rivera, Cerro Largo y Tacuarembó fueron los departamentos que mostraron los porcentajes más altos de hogares rurales dispersos sin acceso al baño. En este caso también se sumaron Durazno, Treinta y Tres, Lavalleja, Rocha, Maldonado y Canelones. De todas formas, los porcentajes de privación no superaron nunca el 75%, por lo que se los ubica en situaciones similares a las de las provincias argentinas de Catamarca, San Juan, Neuquén y Chubut. En 2011 se registraron mejoras muy importantes, con excepción de los

departamentos de Rivera, Cerro Largo, Tacuarembó y Treinta y Tres, donde el porcentaje de privación fue superior al 30%; en el resto de los departamentos, el porcentaje no superó este guarismo.

En 1996, en la mayoría de los departamentos de Uruguay, más del 50% de los hogares rurales dispersos utilizaba leña como principal combustible para cocinar. Sin embargo, en ningún caso superaba el 75%. En Argentina esta situación se concentraba en 2001 en las provincias del sur (Chubut y Santa Cruz) y en las del norte, destacándose Santiago del Estero, Chaco, Formosa y Misiones, donde más del 75% de los hogares utilizaba leña y/o carbón como principal energía para cocinar. En 2010 y 2011 disminuyó el porcentaje de uso de leña y carbón. A excepción de Misiones, las restantes provincias del norte argentino presentaban valores inferiores al 75%, pero superiores al 50%, es decir que continuaba habiendo un porcentaje alto de hogares con privación de este indicador. En el resto de las provincias del país los porcentajes en ningún caso superaban el 50%. Idéntica situación se registró en Uruguay, donde si bien los departamentos del este continuaban siendo los que presentaban los porcentajes más altos de privación, en ningún caso superaban el 75%.

C.7.6. Consideraciones finales

A lo largo de este capítulo se buscó mostrar la evolución de las condiciones de vida de la población rural argentina y uruguaya en la última década. El período analizado coincide con un proceso de expansión de los monocultivos en ambos países y, en lo político, con reformas en la matriz de protección social que permitieron la inclusión de colectivos históricamente postergados. Esto redundó en mejoras de los niveles de vida de la población rural en los dos países, pero las brechas de situaciones de privaciones entre las áreas urbanas y entre regiones geográficas rurales han persistido en el tiempo.

Por medio de un cuidadoso proceso de armonización, se seleccionaron cinco indicadores de privación,⁴⁹ contruidos a partir de la información disponible de cuatro censos de población de Argentina (2001 y 2010) y Uruguay (1996 y 2011). Los cinco indicadores tienen profusos antecedentes en la medición de la pobreza y la calidad de vida de la población. Se estudió la evolución de la pobreza rural (en áreas dispersas

49 a) Acceso a agua potable, b) servicios de saneamiento, c) fuente de energía para cocinar, d) hacinamiento y e) materiales de construcción de la vivienda.

y en áreas con menos de 2000 habitantes, agregadas) de los mencionados países, discriminando por unidades territoriales administrativas (departamentos para Uruguay y provincias en Argentina).

La población rural de ambos países representa alrededor del 10%, según los dos últimos censos. Los indicadores de privación estudiados registraron una proporción de hogares privados superior en la población rural que en la urbana en los dos países. La diferenciación entre áreas rurales *dispersas* y *agregadas*, permite afirmar que la proporción es mayor aún en los hogares de áreas rurales dispersas, lo que es congruente con estudios anteriores (Guardia y Tornarolli, 2009; Alves y Zerpa, 2010; Calvo, 2013; Bai *et al.*, 2014; Borrás, 2015). Sin embargo, estos datos opacan las grandes diferencias que para cada uno de los indicadores de privación se registran entre las provincias y los departamentos. Mostrar la heterogeneidad existente en los diferentes territorios es uno de los objetivos que se plantearon al inicio. En este sentido, los tres indicadores de privación que afectaron la mayor proporción de hogares rurales han sido: *acceso a agua potable*, *servicio sanitario* (baño) y *energía utilizada para cocinar*. En los tres se apreciaron distribuciones diferenciales del porcentaje de hogares privados por provincias y por departamentos. Las provincias del norte de Argentina fueron las que presentaron las mayores privaciones relativas históricamente, y en Uruguay, los departamentos del noreste, en particular, de acuerdo con lo mostrado por este trabajo, el departamento de Rivera.

En cuanto a la evolución temporal de las privaciones, éstas han descendido en los dos países, aunque la magnitud del cambio fue superior en Uruguay en todos los indicadores estudiados, por lo que se ha conseguido una sustancial mejora en todos los departamentos. En Argentina, en cambio, en los hogares rurales de algunas provincias del norte se mantuvieron, en el período intercensal, niveles de privación que estuvieron por encima del 75%.

Capítulo C.8. Los servicios ecosistémicos orientando el ordenamiento territorial: el caso de Balcarce (Argentina)

Néstor Oscar Maceira, Alejandra Auer y Lorena Herrera

C.8.1. Introducción

El ordenamiento territorial (OT) en Argentina tiene una historia reciente que se remonta a los inicios de la década de los 80, precedida por la Ley de Ordenamiento Territorial y Uso del Suelo de la provincia de Buenos Aires en el año 1977 (Decreto/Ley N° 8912), dirigida principalmente al ámbito urbano. En los 80 comienza a gestarse en la sociedad una mayor toma de conciencia por los problemas ambientales asociados al calentamiento global, la extracción indiscriminada de los recursos naturales, la pérdida de ecosistemas naturales, la contaminación y el agotamiento de las fuentes de energía basadas en combustibles fósiles, entre otros (Brown *et al.*, 2006). En este contexto, el OT comenzó a generar interés pero sólo se lo asociaba a la zonificación de usos del suelo ante la necesidad de conservar y/o recuperar el patrimonio natural e histórico-cultural del territorio. Tras dos décadas de discusión conceptual y reorganización institucional, el OT es declarado de “interés nacional” en el marco del “proyecto de Ley de Ordenamiento y Desarrollo Territorial” que, asociado estrechamente con las políticas de descentralización territorial, pretende organizar el uso, ocupación y transformación del territorio con fines de su aprovechamiento óptimo, y el uso sustentable de los recursos naturales (MAGYP, 2012). Esta Ley nunca llegó a sancionarse.

Sin embargo, en los años siguientes y acompañado de un creciente desmejoramiento de la situación ambiental de Argentina bajo un escenario de explotación indiscriminada de sus recursos naturales, surgen dos documentos relevantes: i) en 2004 se edita lo que sería la antesala de un Plan Estratégico Territorial: “Argentina 2016: Política y Estrategia Nacional de Desarrollo y Ordenamiento Territorial”; y ii) en 2007 se

promulga la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de Bosques Nativos, sancionada en 2009.

Dentro del Plan Argentina 2016 se dieron los pasos iniciales en la construcción de la “Red Nacional de Asistencia al Desarrollo y Ordenamiento Territorial”, a través de la cual se impulsa la difusión de la información ligada a la dinámica del territorio, el diálogo entre los organismos vinculados al tema y la mejora de la capacidad institucional para la gestión de proyectos de desarrollo y ordenamiento territorial (Subsecretaría de Planificación Territorial de la Inversión Pública, 2004). En este marco, a mediados del año 2006 se inicia en el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) el Programa Nacional Ecorregiones (PNECO), propuesta que pretende encarar los problemas territoriales desde un punto de vista global (considerando aspectos económicos, sociales, productivos, culturales y ambientales), planteando directivas a mediano y largo plazo (escenarios) y significando una guía para la planificación regional y local. En este contexto, el OT se define como un proceso permanente de carácter político, técnico y administrativo, que involucra la toma de decisiones concertadas para la ocupación ordenada y sostenible del territorio orientado a la mejora de la calidad de vida de la población (Ligier, 2011).

A pesar de los avances mencionados, Argentina no cuenta hasta el momento con una ley nacional que regule de manera integral los procesos de ordenamiento territorial rural (OTR), y las provincias, salvo Mendoza, no han avanzado tampoco en el desarrollo de legislación moderna en la materia. El motivo no ha sido tanto la falta de proyectos sino las resistencias que cualquier intento de regulación del uso del suelo genera en los actores tradicionalmente vinculados al control del recurso tierra. Esto ha llevado en la práctica al surgimiento de numerosas iniciativas de OT en la escala de los municipios, por ser el nivel administrativo en contacto directo con los problemas del territorio y sobre el cual recaen las demandas ambientales derivadas de problemas vinculados, entre otros, al uso de la tierra. Dieguez *et al.* (2014) analizaron 17 experiencias de OT de este tipo distribuidas a lo largo de todo el país. A través de un análisis exhaustivo de estos procesos, los autores identificaron que todas estas experiencias han sido implementadas durante la última década y que en su conjunto abarcan poco más de 66.000 km², donde habitan casi 300.000 personas. El territorio sujeto a ordenamiento tuvo límites naturales (cuenca, valles) o administrativos (municipios, departamentos, límites catastrales), dependiendo del enfoque y los objetivos del proceso, pero también de las jurisdicciones y competencias existentes en la organización territorial.

En este capítulo contamos la experiencia de elaboración del Plan de Ordenamiento Ambiental Territorial Rural (POATR) del Partido de Balcarce en la provincia de Buenos Aires. En particular se realiza: i) una descripción de las principales características del partido que impulsaron a la propuesta del OTR; ii) un relato de los inicios de la experiencia, logros alcanzados, y estado actual de la misma; iii) un análisis de cómo los diferentes capitales con que cuentan los actores sociales influyeron en el proceso de OTR del partido, y iv) un análisis crítico de las fortalezas y limitaciones del proceso de OTR.

C.8.2. El partido de Balcarce en la provincia de Buenos Aires (Argentina) como sitio piloto para el ordenamiento territorial a escala departamental

El partido de Balcarce (superficie de 4115,3 km²), situado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, presenta un paisaje natural heterogéneo donde se diferencian dos áreas geomorfológicas diferentes: un sector de sierras y tierras altas asociado al sistema serrano de Tandilia, correspondiente a la subregión de la Pampa austral (zona principalmente agrícola) y otro sector de tierras bajas correspondiente a la Pampa deprimida (zona predominantemente ganadera, dedicado sobre todo a la cría bovina) (León, 1991). Sumado a la tradicional actividad agrícola y ganadera que lo caracterizan, en las últimas décadas se registra una cierta diversificación productiva, tanto en actividades industriales como en culturales, de recreación y turismo. Además, es importante la actividad científico-técnica y académica, asociada a la presencia del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y la Facultad de Ciencias Agrarias (FCA) de la Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), que funcionan conformando en el ámbito local la Unidad Integrada Balcarce (UIB).

En los últimos años, Balcarce ha sido escenario del proceso de agriculturización registrado en la región pampeana, caracterizado por un uso creciente y continuo de las tierras para cultivos agrícolas en detrimento de la vegetación natural y los campos ganaderos (Reboratti, 2006). Históricamente, el partido de Balcarce ha sido productor de papa, pero en los últimos años la superficie dedicada a este cultivo ha disminuido, convirtiéndose en un gran productor sojero (Urcola *et al.*, 2015). La superficie sembrada del partido aumentó un 62% en los últimos 20 años (campañas 1993-1994 y 2013-2014), ocupando la soja el 57% de las tierras cultivadas en 2013 (SIIA, 2014). La expansión de la agricultura, donde prima el mayor uso del capital sobre otros factores de producción, estuvo

asociada a la reducción en el número de los pequeños establecimientos agropecuarios. Los establecimientos agropecuarios (EAPS) con menos de 50 ha, que representaban el 41% del total de EAPS en 1988, pasaron a representar el 26% en 2002 (CNA, 1988, 2002). Los productores tradicionales de pequeña escala tienden a desaparecer, ya que los predios pequeños y medianos tienden a ser alquilados por productores de mayor escala que residen en el partido o áreas vecinas, mientras que los *pooles* de siembra alquilan los predios más grandes (Urcola *et al.*, 2015).

Por otra parte, la población total del partido aumentó según los últimos dos censos (43.823 habitantes en 2010 en comparación con 42.039 en 2001), concentrándose en la ciudad cabecera, San José de Balcarce. Ésta ha pasado de tener el 83,6% de la población total del partido en 2001 a tener el 87,6% en 2010, con la consecuente disminución de la población rural agrupada y dispersa (INDEC, 2001, 2010). Los cambios relacionados con el proceso de agriculturización y con un crecimiento urbano desordenado han generado una simplificación del paisaje rural y una disminución de otras producciones menos rentables o de mayor complejidad operativa que la soja, afectando al capital natural y a la oferta de diferentes servicios ecosistémicos (Barral y Maceira, 2011, 2012). También generaron cambios sociales vinculados al mercado de trabajo y a la incorporación de actores ajenos al sector rural, modificando las formas de vida de los actores locales. Estos cambios incrementan los conflictos tanto en áreas rurales (por ejemplo, por el uso de agroquímicos, producciones intensivas, ingreso a campos para recreación), como en urbanas (falta de infraestructura y servicios), pero es en el área periurbana donde estos conflictos son más frecuentes. No obstante, el partido de Balcarce presenta una combinación de valores naturales, culturales, socioeconómicos y científico-tecnológicos que, en el marco de un adecuado proceso de ordenamiento ambiental del territorio, permitirían un desarrollo diversificado y equilibrado, con costos ambientales y económicos relativamente bajos e indudables beneficios estratégicos.

C.8.3. Plan de Ordenamiento Ambiental Territorial Rural (POATR) del partido de Balcarce

Las acciones para el desarrollo de un POATR del partido de Balcarce se iniciaron en 2010 cuando el gobierno municipal, tras haber recibido dos años antes una propuesta en tal sentido por parte de un equipo técnico de la UIB, convocó a estas instituciones para ponerlo en marcha. Además

de profesionales de la UIB, el equipo técnico del proyecto se conformó con representantes del Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible de la Provincia de Buenos Aires (OPDS), la Facultad de Derecho de la Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), representantes del Ejecutivo y Legislativo Municipal, a quienes se sumaron numerosos profesionales de otras facultades y organismos, docentes y participantes voluntarios que aportaron su trabajo en distintos campos temáticos.

El proceso de participación pública se instrumentó a través de una serie de talleres locales y sectoriales. En la primera etapa (2010) se realizaron talleres diagnósticos en la ciudad de Balcarce y en cada una de las cinco localidades rurales del partido (San Agustín, Los Pinos, Napaleofú, Ramos Otero y Villa Laguna La Brava). En la etapa siguiente (2011) se desarrollaron talleres sectoriales con productores agropecuarios, apicultores, productores familiares, entidades de recreación y turismo de naturaleza, propietarios de canteras, asociaciones de profesionales y aplicadores de agroquímicos, entre otros. Paralelamente al proceso de consulta pública se realizó una recopilación, generación y mapeo de información de carácter social, económico y ambiental.

Uno de los primeros elementos diagnósticos surgidos del estudio realizado fue el marcado desequilibrio en la ocupación territorial del partido, caracterizado por una ciudad cabecera en expansión y un conjunto de pequeñas localidades rurales en estancamiento o retracción. Los cambios en las reglas económicas, la desactivación de los ferrocarriles, la precarización del empleo, las dificultades de acceso a la salud, educación, bienes culturales y tecnologías de información y la escasez o ausencia de políticas sociales destinadas a la población rural, impactaron en las localidades, ejerciendo presión sobre la población estable y ocasionando una profunda emigración.

La expansión de un modelo agrícola caracterizado por la concentración predial y la simplificación tecnológica contribuyó a consolidar las tendencias demográficas negativas en la zona rural. Los cambios ocurridos en el uso de la tierra en el partido dan cuenta de tales procesos, marcados por el avance de la agricultura de cultivos sobre campos ganaderos y mixtos.

La situación descrita explica al menos de manera parcial algunas de las principales preocupaciones y problemas ambientales identificados en los talleres realizados y que requieren un abordaje a través del ordenamiento territorial. En tal sentido, se destacan cuestiones como el empleo de agroquímicos en áreas cercanas a centros poblados y cuerpos

de agua, las producciones animales intensivas y familiares, la minería (canteras y hornos de ladrillos), la radicación de silos y agroindustrias, la valoración del patrimonio natural y cultural, el acceso y protección de las sierras y otras áreas naturales, y el cuidado del agua, entre otras. Además de las problemáticas de tipo ambiental, en los talleres diagnósticos surgieron preocupaciones y demandas importantes relacionadas con los ejes productivo y social, como la necesidad de contar con mayor oferta laboral, educativa y de capacitación técnica específica a nivel local adaptada a las necesidades de los jóvenes, así como demandas de mejoras en la infraestructura y en los servicios (camino de acceso, luz, agua, gas, comunicaciones). Todos estos temas fueron abordados en los talleres sectoriales, donde se trabajó por conjuntos de problemáticas afines, convocando a actores como productores agropecuarios, empresas aplicadoras de agroquímicos, asociación de ingenieros agrónomos, agroindustrias, propietarios de establecimientos dedicados a producciones animales intensivas, propietarios de canteras, empresas prestadoras de servicios (cooperativa de electricidad, servicios de gas y agua, telefónica), y funcionarios municipales y provinciales relacionados con cada tema, con el fin de realizar propuestas tendientes a solucionar las problemáticas planteadas.

Posteriormente al análisis del trabajo participativo, quedaron establecidos los objetivos del POATR. En líneas generales, a través de este proceso se esperó favorecer y promover el desarrollo sustentable del partido de Balcarce en el marco de una equilibrada integración en la región y la provincia, definiendo las estrategias de actuación territorial, formulando programas y proyectos, y promoviendo un sistema de manejo y gestión ambiental del territorio rural. Un conjunto de programas específicos e instrumentos transversales de gestión guiaron los objetivos del POATR. Los programas específicos y sus objetivos generales se muestran en la Tabla C.8.1. Los instrumentos de gestión incluyen: i) un sistema de información ambiental y territorial (SIAT); ii) un programa de concientización y capacitación de manejo de herramientas para incentivar los usos correctos de la tierra, y iii) la implementación del Observatorio Ambiental Balcarce, que permitirá el seguimiento y ajuste de la marcha del plan.

Programa	Objetivos generales
Educación para el ordenamiento ambiental territorial del partido de Balcarce	Colaborar desde el plano educacional para la implementación de estrategias tendientes a la sustentabilidad ambiental y cultural.
Valoración de la naturaleza y los servicios ecosistémicos	Promover la valoración y conservación del patrimonio natural y el manejo sustentable de los recursos naturales del partido de Balcarce, atendiendo en especial a aquellas áreas de mayor vulnerabilidad y riesgo, preservando su capacidad de brindar servicios ecosistémicos y promoviendo el uso multifuncional del suelo.
Manejo integral del agua	Profundizar acciones y generar voluntad conjunta entre las jurisdicciones nacional, provincial y municipal, e instituciones de carácter académico, ambiental, social, económico-productivo y de prevención y protección civil, para la protección y uso sustentable del recurso agua tanto superficial como subterránea.
Agricultura y ganadería sustentables	Contribuir a un desarrollo agrario basado en la capacidad de uso de las tierras y el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, la competitividad y la equidad, enmarcado en el desarrollo rural y el mejoramiento de la calidad de vida de la población.
Emprendimientos productivos intensivos y familiares	Promover el ordenamiento espacial y la gestión sustentable de las producciones animales intensivas y familiares del partido, a través de la elaboración de criterios y normativas que permitan una localización y manejo ambiental y socialmente adecuados.
Producciones agroecológicas	Incentivar y propender en las áreas complementarias y urbanas del partido a una transición de la forma de producción tradicional hacia la agroecológica.

Infraestructura y servicios	Generar información y elaborar criterios que contribuyan a la definición y priorización de acciones en materia de infraestructura y servicios para el territorio rural y su entorno
Plantas de silos e industrias procesadoras de granos	Contribuir al crecimiento planificado y sustentable de las plantas de acopio e industrias procesadoras de granos, con el fin de favorecer el proceso de agregado de valor en origen como fuente de desarrollo económico y social.
Ambiental minero y de actividad ladrillera	Optimizar la actividad minera y ladrillera, definiendo pautas que consideren las potencialidades y limitaciones del recurso y las relaciones entre aspectos ambientales, sociales y económicos que determinan las aptitudes y posibilidad de uso del suelo.

Tabla C.8.1. Programas específicos y objetivos del Plan de Ordenamiento Ambiental Territorial Rural del partido de Balcarce.

C.8.4. Situación actual del Plan de Ordenamiento Ambiental Territorial Rural (POATR) de Balcarce

La propuesta del POATR del partido de Balcarce fue analizada y luego elevada por el Ejecutivo al Concejo Deliberante, permaneciendo hasta la fecha (abril de 2019) en este cuerpo legislativo, sin que se haya avanzado en su sanción mediante ordenanza municipal. Si bien el plan se encuentra en espera de resolución, varios de los programas propuestos realizaron avances. Éstos estuvieron relacionados sobre todo con actividades de corte académico o técnico que emergieron como propuestas en la fase de formulación del POATR y luego fueron tomadas por los equipos técnicos de éste y formuladas como proyectos que se presentaron a la universidad o se enmarcaron dentro de proyectos existentes del INTA. Esto permitió su ejecución a pesar de no contar formalmente con un plan de OTR en funcionamiento.

Uno de estos casos surgió del Programa de Educación, cuyos profesionales trabajaron, junto a alumnos y docentes de una escuela técnica de la ciudad de Balcarce, en la elaboración de un libro y un video educativo para estudiantes de escuelas primarias. El libro, publicado en forma reciente (Videla y Ambrúsculo, 2016), se titula *Aprendiendo*

juntos a valorar nuestro ambiente: Balcarce y sus recursos naturales, y recibió una mención honorífica del Honorable Concejo Deliberante. La experiencia formó parte de un proyecto de Extensión de la Universidad Nacional de Mar del Plata, en el que además se dictaron charlas a los estudiantes y docentes y se realizó una visita a las sierras que ayudó a que los alumnos conectaran con su entorno, la naturaleza y el paisaje cultural.

Enmarcado en proyectos del INTA vinculados a la conservación y a la planificación del territorio rural, el programa Valoración de la Naturaleza y los Servicios Ecosistémicos generó un inventario actualizado de la composición florística y la cobertura de los bordes de caminos rurales dentro del partido de Balcarce. Además, desarrolló un índice de valor de conservación de estos ambientes a partir de la consulta a expertos en biodiversidad pampeana (Herrera *et al.*, 2017a). El índice representa una contribución significativa para: i) diagnosticar el estado de conservación de estos elementos lineales del paisaje a través de la identificación de atributos claves de la estructura de la vegetación avalados por expertos, y ii) contribuir con información sobre elementos del paisaje que, a pesar de sus múltiples funciones ecológicas, rara vez son tenidos en cuenta para su conservación dentro de planes de ordenamiento territorial. Por otro lado, como parte de este mismo programa, se identificaron sierras y cerrilladas que por su tamaño y posición espacial son relevantes para mantener la conectividad del paisaje y permitir el flujo de plantas y animales (Herrera *et al.*, 2017b). Estos aportes representan insumos importantes para generar una propuesta de zonificación orientada a la protección del paisaje, la biodiversidad y la oferta de servicios ecosistémicos, determinando áreas críticas para la conservación por su valor ecológico, paisajístico, turístico-recreativo y/o cultural.

Por otro lado, la zona de la cuenca alta del arroyo Malacara, que integra las localidades de Los Pinos y San Agustín y los espacios rurales aledaños, fue propuesta como área Piloto del Observatorio Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación⁵⁰ y del Proyecto nacional del INTA “Observatorios de sustentabilidad rural”, con lo cual este tipo de instrumentos de monitoreo comenzaron a implementarse en parte del partido, inspirados en las propuestas desarrolladas en el POATR.

Por último, corresponde destacar que a pesar de que el POATR no fue sancionado hasta el momento, el proceso que se puso en marcha

50 www.desertificacion.gob.ar

en el partido de Balcarce tuvo amplia repercusión en la región, ya que a partir de esta experiencia se dio lugar a la creación de una Red de Municipios para el Ordenamiento Territorial (RedMOT). Por otro lado, la experiencia trascendió también los límites de la provincia, e incluso del país, debido a que los integrantes del equipo técnico fueron invitados en numerosas oportunidades a presentar el trabajo realizado por entidades gubernamentales y científico-técnicas de diferente tipo y alcance.

C.8.5. Importancia de los diferentes capitales en el proceso del POATR

¿Por qué a cinco años de presentado el proyecto a las autoridades municipales el POATR sigue sin ser sancionado y puesto en marcha? Una forma de analizar los procesos territoriales, en este caso los de agriculturización y ordenamiento territorial que tuvieron lugar en Balcarce, es a través del enfoque de “campos sociales” de Pierre Bourdieu (1988). Este enfoque permite analizar la realidad compleja del territorio poniendo énfasis en los agentes y en cómo sus posiciones e intereses afectan la evolución del espacio social estudiado. Bourdieu habla de *agentes sociales* más que de actores sociales, dado que el término permite combinar la influencia que éstos reciben del mundo exterior como la influencia que realizan hacia el territorio. Los “campos sociales” son definidos como “espacios de juego históricamente constituidos, con sus instituciones específicas y sus leyes de funcionamiento propias” (Bourdieu, 1988), es decir, el campo social es el sistema de posiciones y relaciones donde, para conseguir sus objetivos, los agentes arriesgan sus diferentes capitales. Los capitales se definen como el “conjunto de bienes acumulados que se producen, se distribuyen, se consumen, se invierten, se pierden” (Costa, 1976). Bourdieu distingue cuatro tipos de capitales: i) el capital *económico*, que está constituido por los diferentes factores de producción (por ejemplo, tierra, trabajo) y el conjunto de bienes económicos (ingresos, patrimonios y bienes materiales); ii) el capital *cultural*, que corresponde a las calificaciones intelectuales (sean producidas por el sistema escolar o transmitidas por las familias) y puede estar bajo tres formas distintas: estado incorporado (expresión duradera del cuerpo, como facilidad de hablar en público), estado objetivo (bienes culturales, por ejemplo, obras de arte), y estado institucionalizado (socialmente sancionados por instituciones, como títulos académicos); iii) el capital *social*, que hace referencia al conjunto de las relaciones sociales que tiene un individuo o grupo, las cuales implican un trabajo de establecimiento y mantenimien-

to, y iv) el capital *simbólico*, que es el crédito y la autoridad conferidos a un agente por el reconocimiento y la posesión de las otras tres formas de capital (Bonnewitz, 2006). Este enfoque fue aplicado por Auer y Maccerra (2017) para analizar la posición relativa que ocupaban los diferentes agentes que intervinieron en dichos procesos –agriculturización y otr– dentro del partido de Balcarce. El análisis fue realizado comparando dos épocas contrastantes (la década de los 90 y la actual), de forma de estudiar los cambios ocurridos en el espacio social. Se estudió el volumen total de capital y su composición para los distintos agentes en cada época, analizándose su cambio en el espacio social. Se consideró el volumen total del capital y los capitales económico y cultural (y en parte también el social), ya que son los que proporcionan los criterios de diferenciación más pertinentes para construir el espacio social (Bourdieu, 1979).

Los autores encontraron una cierta polarización entre los agentes, diferenciándose tres grupos: i) agentes con mayor peso del capital económico dentro de su estructura de capital, como los grandes productores agrícolas y los *pooles* de siembra; ii) agentes cuyo principal capital continúa siendo el cultural (calificaciones intelectuales, sean producidas por el sistema escolar o transmitidas por las familias) y que han perdido un volumen considerable de su capital total al no poder adaptarse a las nuevas exigencias del mercado (por ejemplo, trabajadores rurales y apicultores), y iii) agentes institucionales (INTA y Municipalidad), que casi no han modificado su posición dentro del espacio social. Asimismo, el estudio mostró que, en comparación con la década del 90, la toma de decisiones dentro del espacio social se concentró en los últimos años en menos agentes –como el Municipio, el INTA y los grandes productores agrícolas–, mientras que anteriormente prevalecía un modelo de capital más repartido, con mayor participación de los productores ganaderos y los pequeños productores agrícolas.

Por otra parte, los distintos capitales con que cuentan los agentes pueden tener diferente “valor” dentro del espacio social. Esta mayor o menor valoración de cada capital dentro del campo puede beneficiar o perjudicar a los distintos agentes según la composición de sus capitales, e independientemente de ellos, ya que esto es propio del campo en cada momento. Por ejemplo, en la fase de diseño del POATR, el agente mejor posicionado fue el INTA, quien poseía las capacidades técnicas y académicas (capital cultural) y las relaciones con el resto de los agentes (capital social) para convocarlos en talleres y hacer de la etapa de diseño del plan un proceso participativo. En cambio, en la fase de aprobación,

el agente mejor posicionado resultó ser el Gobierno Municipal por su mayor capital simbólico, que le confiere la institucionalidad necesaria para la toma de decisiones formales sobre el territorio (aprobación del POATR). La postergación de la sanción del plan por parte del Municipio (una vez que el proyecto ingresó al Concejo Deliberante), podría deberse a la incidencia que tuvo el capital económico en esta fase, aunque de manera indirecta o menos visible, ya que si bien los agentes que lo poseen no intervienen directamente en la aprobación del plan, ejercen presión sobre la decisión de aprobarlo. Estas presiones, en efecto, se han registrado a través de cuestionamientos formales que algunos agentes han hecho llegar al Concejo Deliberante en el proceso de tratamiento del POATR.

A su vez, al analizar este tipo de procesos territoriales se consideró necesario incluir el capital natural, ya que entre los diferentes capitales con que cuentan los agentes está también la “porción” de capital natural donde se asientan y producen. No se hace referencia en este caso tanto a la propiedad de la tierra, que queda incluida dentro del capital económico, sino a los recursos naturales y los servicios ecosistémicos que prestan que no tienen valor de mercado y que, por lo tanto, no se comercializan. Esta inclusión es compleja, dado que si bien los servicios ecosistémicos asociados a un determinado capital natural se generan bajo el espacio físico de un determinado agente, su flujo e influencia sobrepasan sus límites (por ejemplo, regulación climática, amortiguación de inundaciones, etc.). Es decir, dicho capital natural pasa a ser un recurso común, apropiado y transformado por distintos agentes del territorio que se benefician de él. Esta apropiación del espacio y consecuente regulación del flujo de servicios ecosistémicos por algunos agentes, suele estar relacionada con una mejor posición en el campo social, es decir, está asociada a agentes con mayor volumen de capital total, proveniente principalmente de capital económico y simbólico, y que por ende son quienes tienen libertad real para decidir (como por ejemplo, grandes productores agrícolas). Por el contrario, aquellos agentes con menor capital total están cautivos o son desplazados de este aparente sistema de libres decisiones (como los pequeños productores), siendo además los más dependientes del capital natural y cultural, y por lo tanto, los más perjudicados por afectaciones negativas en la oferta de servicios ecosistémicos. El proceso de OTR podría ayudar a encontrar una solución que minimice este tipo de inequidades y conflictos, que lleva al deterioro de los recursos y sistemas

productivos afectando, en definitiva, la calidad de vida de la sociedad (Paruelo *et al.*, 2014c).

En el campo del otr, el capital social puede servir de multiplicador de los otros tipos de capitales, siendo clave en la fase de aprobación del POATR. Como se mencionó con anterioridad, el proceso que tuvo lugar en Balcarce inspiró a otros municipios y dio lugar a la creación de una incipiente Red de Municipios para el Ordenamiento Territorial (Red-MOT). Esto ha reflejado un crecimiento de la demanda y una dispersión de este tipo de procesos en otros espacios, ejerciendo indirectamente presión para la concreción del esfuerzo conjunto realizado en Balcarce. Por otra parte, en este tipo de procesos resulta fundamental considerar la importancia del capital simbólico, ya que la población local es quien en realidad tiene el poder de legitimar este tipo de decisiones y quien le otorga al Municipio la potestad para velar por los intereses comunes. En este contexto, fomentar una mayor participación pública es fundamental en iniciativas orientadas al desarrollo de planes de ordenamiento territorial.

C.8.6. Desafíos de un proceso complejo

La elaboración de la propuesta del POATR comenzó a gestarse en el año 2008 en el marco del Programa Nacional de Ecorregiones (PNECO) del INTA. En aquella época existían en el país muy pocas referencias y experiencias de ordenamiento territorial rural, y mucho menos a nivel municipal. Algunos países de Latinoamérica contaban ya con planes de ordenamiento territorial y la propuesta, en principio presentada al municipio de Balcarce, se inspiró en esos ejemplos y en la bibliografía disponible. Sin embargo, la propia experiencia permitió al equipo técnico-científico que llevaba adelante la propuesta del POATR conocer en profundidad las problemáticas locales, salir de su esquema habitual de trabajo e involucrarse con la realidad diaria, las aspiraciones y los problemas que enfrentan los habitantes de los pueblos de Balcarce y que fueron libremente expresadas en los talleres. Frente a muchos de estos aspectos el equipo no tenía respuestas, ya que con frecuencia excedían el campo de su formación y experiencia técnica, por lo que surgió la necesidad de impulsar dentro del plan programas específicos y otras herramientas de gestión para atenderlos; programas adaptados a las necesidades de la sociedad local y herramientas que permitieran gestionarlos en un marco institucional y legal adecuado.

Así, este proceso de consolidación de la propuesta de un POATR para el partido de Balcarce fue un camino coconstruido con los agentes territoriales que enfrentó muchos desafíos. Como en todo proceso, estos desafíos presentaron diferente relevancia y magnitud en las distintas etapas. Dentro de ellos se pueden mencionar: i) la conformación de un equipo técnico interinstitucional e interdisciplinario y la consiguiente puesta en común de prioridades, objetivos y lenguajes; ii) el enfrentamiento con la compleja realidad territorial, ambiental y social del partido que poco a poco fue desentramándose; iii) la adecuación del plan a los marcos legales e institucionales, tanto locales como provinciales; iv) el trabajo con la sociedad a través de los talleres y consultas, y v) el involucramiento activo de los tomadores de decisiones.

La conformación del equipo técnico fue un punto importante en el proceso de construcción del plan. Si bien existía un grupo de base, el equipo fue creciendo conforme se veía la necesidad de incluir más profesionales para abordar nuevas temáticas. Esto suponía una puesta al día, nuevas reuniones y ajuste de las agendas, lo cual resultaba muchas veces complicado y desafiante. Por otro lado, la implementación de los talleres participativos fue un subproceso que fue creciendo con el tiempo, en especial porque muchos de los técnicos que formaban parte del equipo eran profesionales del área biofísica, y tuvieron que adaptarse a la modalidad de los talleres, al lenguaje y a la interacción con los distintos agentes sociales. Por supuesto, esto enriqueció a todo el grupo, tanto en el aspecto humano como profesional. No obstante, una de las realidades con las que el equipo se enfrentó fue el hecho de no poder dar soluciones rápidas y efectivas a los problemas ambientales y sociales expresados por la sociedad. Esto le permitió al equipo tomar conciencia de la lentitud del proceso y del desafío que suponía volver a convocar a un segundo o tercer taller participativo, aun sin perspectivas de soluciones inmediatas y con el riesgo de perder credibilidad.

El análisis de los procesos territoriales a través de la relación entre los agentes sociales y los distintos capitales ha sido clave para comprender las fortalezas y limitaciones en las diferentes etapas de elaboración del plan. Por ejemplo, un aspecto a destacar ha sido que el Municipio haya demostrado un rol relativamente pasivo durante la etapa de mayor responsabilidad directa en el proceso que fue la evaluación y sanción del POATR, aún no efectivizada, demostrando un aparente poco interés por el mismo. Tal vez esto ha obedecido a una estrategia de evitar el conflicto con los grandes productores agrícolas, ya que cuenta con el capital simbólico

necesario para aprobarlo⁵¹. La postergación de su aprobación expresa, a juicio de los autores, el mayor capital simbólico que poseen los agentes con mayor capital económico, en relación y detrimento de otros agentes del territorio que participaron de los talleres y del proceso general de elaboración del POATR. Una de las consecuencias de esta situación es que refuerza el actual proceso de agriculturización, ya que los tomadores de decisión individuales con alto capital económico y simbólico continúan siendo los principales “afectadores” del territorio. Por el contrario, aquellos agentes con menor influencia en los cambios en el uso del suelo, que suelen ser los principales “beneficiarios” (y más dependientes) de los servicios ecosistémicos (si bien esta no es una relación dicotómica, pudiendo un mismo agente ser afectador y beneficiario), pierden capacidad de acción y calidad de vida. En este sentido, el *OTR* debería afrontar el desafío de contribuir a resolver los conflictos e inequidades derivados de las relaciones de poder mencionadas, así como también los derivados de la pérdida de dichos beneficios según los diferentes agentes (Paruelo *et al.*, 2014c). Por lo tanto, conocer la posición que ocupan los distintos agentes en el espacio social y cómo actúan en él, puede contribuir a aplicar estrategias de *OTR* más eficientes y efectivas.

C.8.7. Conclusiones

Casi diez años de experiencia institucional trabajando desde el INTA en la temática del ordenamiento territorial rural han dejado diferentes enseñanzas y aspectos a destacar. Un aspecto obvio es que estos procesos no se resuelven desde el nivel técnico. Sin embargo, tampoco pueden carecer de él, y una pobre base técnica puede conducir a veces a situaciones peores que las existentes anteriormente.

Pero aun un proceso con adecuada base técnica y fuerte participación local puede verse frustrado por la existencia de presiones generadas por actores con fuerte peso político-económico, como ocurrió en el caso de

51 Se debe considerar que el agente “Municipio” en realidad engloba dos poderes, y que mientras que el que tuvo una participación activa en la etapa de desarrollo del POATR fue el Ejecutivo, la dilación importante se está produciendo en el Legislativo, pudiendo ambos subagentes estar representando diferentes intereses.

Balcarce. ¿Invalida esto el proceso realizado? Creemos que no, ya que los procesos territoriales con fuerte base social pueden ser frenados pero no evitados por completo por presiones sectoriales, ya que generan cambios sociales que enriquecen y transforman, en una medida difícil de cuantificar, la realidad del territorio y sus agentes. De hecho, cuando se puso en marcha el proceso del POATR los integrantes del equipo técnico nos preguntamos qué pasaría si se produjera un cambio de gobierno y las nuevas autoridades políticas no desearan continuar con el proceso iniciado. La respuesta que nos dimos en ese momento fue que el único respaldo frente a eso era el rigor técnico y la participación social que lográramos en el POATR. Y es posible que esa respuesta no fuera tan desacertada, ya que el proyecto, si bien aún no fue aprobado, tampoco fue desestimado, y en reiteradas oportunidades existieron movimientos dentro del Concejo Deliberante tendientes a reactivarlo.

Por otro lado, el proceso inspiró otras iniciativas similares en otros municipios (como por ejemplo, el municipio cercano de Benito Juárez⁵²) e instancias científico-técnicas (trabajos de investigación), que son de alguna manera un producto indirecto pero altamente deseable de este tipo de iniciativas. Por último, desde la perspectiva institucional, el proceso fue muy movilizador y contribuyó a generar lazos, redes y capacidades interdisciplinarias que constituyen un capital importante para que las instituciones de ciencia y técnica puedan realizar aportes efectivos para el desarrollo sustentable de las comunidades donde están insertas.

52 http://www.benitojuarez.gov.ar/?page_id=2020

Sección D. La interacción entre la dimensión humana y la biofísica

José María Paruelo

Un aporte clave del sistema de ciencia y técnica al proceso de planificación territorial es proveer información, marcos conceptuales y herramientas para caracterizar y analizar de manera conjunta los componentes humanos, biofísicos y sus interacciones. Entender el funcionamiento acoplado del sistema territorial y desarrollar indicadores que permitan su monitoreo es un prerrequisito para evaluar la dinámica futura de *sistemas socioecológicos* (SSE). El desarrollo de ejercicios prospectivos, por otra parte, permite evaluar en qué medida el sistema es resiliente o está experimentando cambios que lo puedan llevar a una transformación no deseada (degradación o colapso) (Diamond, 2011). También permite evaluar las chances de promover transformaciones virtuosas del SSE, es decir, aquellas que aumenten su capital total (natural, social, humano y construido).

El análisis retrospectivo, mirar el pasado de algunos SSE, posibilita, por su parte, generar algunas hipótesis acerca de la dinámica que antecede a comportamientos no deseados o a colapsos (Redman, 1999; Diamond, 2011). El estudio de sociedades que, en contextos geográficos, ambientales e históricos muy distintos, desde la Isla de Pascua a la colonización de Groenlandia por pueblos escandinavos, ayuda a antropólogos y ecólogos a encontrar algunos factores en común a partir de los cuales hacer generalizaciones útiles para la prospección. Explorar estas cuestiones permite identificar tempranamente aspectos de la gobernanza y dinámica de los SSE sobre los cuales operar. ¿En qué medida los factores identificados en sociedades que colapsaron operan en el Chaco o los pastizales del Río de la Plata? ¿Estamos repitiendo la historia de otros pueblos con, por ejemplo, la expansión de la agricultura industrial? ¿Vamos a tropezar con la misma piedra?

De los análisis realizados por Redman (1999) es posible derivar una serie de factores que operaron en sociedades que sufrieron un colapso, que no fueron ni resistentes ni resilientes. Éstos incluyen:

1. El modelo usado para tomar decisiones está basado en la extrapolación de conocimiento adquirido en áreas con similitudes, pero asimismo con diferencias críticas.
2. La información disponible es escasa, los problemas se generalizan por demás y la descripción de la variabilidad espacial y temporal de la estructura y funcionamiento del SSE es insuficiente.
3. El período de observación del sistema es corto y la dinámica es caracterizada de manera deficiente y/o las tendencias y los efectos con retardo no se perciben.
4. Los que toman decisiones estratégicas de largo plazo no son quienes operan en los SSE.
5. Los tomadores de decisiones pueden reconocer los problemas, pero no se sienten responsables por ellos.
6. El “modelo de naturaleza” usado (de manera explícita o implícita) como marco de las decisiones no es correcto.

En este listado es posible reconocer una serie de factores que operan en la actualidad en nuestros sistemas. Por ejemplo, si consideramos la expansión de la agricultura en la región chaqueña, encontramos que:

- El Chaco es una región subtropical, con precipitaciones estivales, cubierta por bosques. La *agriculturización* se produjo de manera acrítica usando paquetes tecnológicos desarrollados en zonas de templadas, con un régimen isohigro de precipitaciones y dominadas por pastizales (factor 1).
- La expansión agrícola acompañó a los años con precipitaciones que estuvieron por encima de la media, desconociendo la variabilidad de largo plazo (factor 2).
- Las consecuencias presentan un retardo en manifestarse (por ejemplo, el proceso de ascenso de napas freáticas descrito en el Capítulo B.5) (factor 3).
- La importancia relativa de grandes inversionistas externos hace que quienes toman decisiones carezcan de un vínculo territorial. Eso impide que operen mecanismos de retrocontrol de tipo amortiguador o que éstos presenten un retardo importante. Cuando el productor que toma las decisiones tiene una presencia local, las consecuencias

negativas de sus acciones son percibidas de inmediato por él o por miembros de su comunidad. Esto acelera la posibilidad de ajustes en prácticas eventualmente nocivas. Por otro lado, el proceso de “acaparamiento de tierras” (*Land grabbing*) y la agricultura industrial, conectan sistemas con una dinámica muy distinta: los mercados financieros y los agroecosistemas. Estos sistemas tienen tiempos de respuesta, controles externos e internos y retrocontroles muy diferentes (factor 4).

- Se tiende a considerar que, no sólo los problemas ambientales globales (pérdida de biodiversidad, cambios climáticos), sino también los locales (contaminación, ascenso de napas, inundaciones, migración rural-urbana, etc.) son responsabilidad de los gobiernos, de la comunidad internacional o de las ONG. La falta de vínculo territorial puede exacerbar estos comportamientos en los tomadores de decisión (factor 5).
- Se asume un modelo de “naturaleza plana”, en donde se puede llevar al sistema a la situación previa a la intervención con medidas de restauración, o un modelo de “naturaleza balanceada” en donde el sistema, a través de mecanismos de homeostasis, retorna a la situación original (Gunderson y Holling, 2002). Esto ignora la presencia de estados alternativos, fenómenos de histéresis o dinámicas catastróficas (Scheffer *et al.*, 2001) (factor 6).

Para operar sobre los factores reseñados es necesario, por un lado, atender a cuestiones políticas (por ejemplo, la regulación del proceso de “extranjerización” de tierras agrícolas) y, por otro, a la falta de información y de difusión de modelos conceptuales para operar en los SSE. En este libro aportamos fundamentalmente al segundo de esos puntos. En las Secciones B y C se presentaron una serie de metodologías para la caracterización del componente biofísico, humano y de algunas interacciones entre ambos.

En esta sección (D) profundizaremos, a partir de ejemplos y modelos conceptuales, en la dialéctica de la interacción entre la dimensión humana y biofísica.

Uno de los aspectos a abordar en el análisis de la interacción entre el componente humano y biofísico es el de la cuantificación de impactos.

En el Capítulo D.2 se presenta un indicador sinóptico de la presión que los humanos ejercemos sobre los SSE: la Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (AHPPN). Este indicador permite evaluar, a

partir de la cuantificación de la biomasa que es exportada o pasa a no estar disponible para el sistema, la presión a la cual está sometido el componente biofísico del SSE. Los análisis para los bosques chaqueños y los pastizales del Río de la Plata muestran que los valores de la AHPPN son muy variables en el espacio, pudiendo variar entre poco más del 1% hasta valores superiores al 40%.

Los impactos en la dimensión ambiental y biofísica no son uniformes en el espacio, más aún, los distintos actores sociales impactan de manera muy diferente sobre el SSE. En un estudio en todo el Chaco sudamericano, Baldi *et al.* (Capítulo D.4) tipificaron los distintos actores que operan en esa región y analizaron las consecuencias de los patrones de uso del suelo de dos grupos contrastantes: colonos locales e inversores globales. Las estructuras sociales que facilitan una mayor organización, vínculo territorial y agregado de valor con sistemas de producción adaptados localmente, generan un mejor balance entre los beneficios económicos y la oferta de servicios ecosistémicos.

Las terrazas de cultivo construidas por diferentes culturas y pueblos en regiones montañosas son una manifestación de cómo la organización social y el vínculo territorial generan sistemas mejor adaptados y menos vulnerables.

En el Capítulo D.1, Bocco reseña la práctica del terraceo como una forma muy difundida de conocimiento tradicional y destaca el papel de las tecnologías locales en promover el balance entre servicios ecosistémicos de provisión (la producción de alimentos) y de regulación (el control de inundaciones y la pérdida de suelo).

La capacidad de actuar de los distintos agentes presentes en el territorio depende de la disponibilidad de modelos conceptuales que describan la dinámica del SSE. La idea de estados alternativos es un auxiliar muy valioso a la hora de tomar decisiones. Para ello, es necesario identificar los posibles estados del sistema y construir hipótesis acerca de los factores que determinan las transiciones entre estados.

En el capítulo D.5, Altesor *et al.* presentan un *Modelo de Estados y Transiciones* (MET) para pastizales de Uruguay. Estos modelos incorporan no sólo las evidencias biofísicas sino también las opiniones de distintos actores. Los MET son un auxiliar muy valioso en el diseño de esquemas de Manejo Adaptativo. De esta manera, puede evaluarse en qué medida el sistema responde a las acciones implementadas o, en otros términos, qué apoyo empírico tienen las hipótesis propuestas para la dinámica del sistema. A partir de esta evaluación se pueden ajustar/modificar las hipótesis y

las acciones. La posibilidad de implementar este tipo de manejo depende de la capacidad adaptativa del sistema, lo que asimismo está asociado a la dotación de capital humano, social, natural y construido.

En la mayor parte de los sistemas estudiados en este volumen (en particular, en el Chaco y los pastizales del Río de la Plata) la posibilidad de generar cambios en la oferta de SE depende de la voluntad de productores privados. Un porcentaje superior al 90% de la superficie está en manos privadas. Esto determina la necesidad de trabajar con los productores rurales para promover cambios en aspectos vinculados al ambiente. El trabajo implica en muchos casos cambiar comportamientos.

Sin embargo, y como lo muestran Baldi *et al.* en el Capítulo D.4, existe una heterogeneidad muy grande de tipos de productores, cada uno con actitudes y valores diferentes. Mastrangelo (Capítulo D.3) muestra, en el caso del Chaco, cómo las actitudes y valores definen grupos de identidad con intenciones y acciones distintas sobre el territorio. Los modelos provistos por la psicología social (tal es el caso de la Teoría del Comportamiento Planificado) permiten indagar en qué medida las intenciones que anteceden a las decisiones están controladas por las actitudes individuales, por el entorno social o por las posibilidades efectivas de llevar a cabo acciones. Identificar la importancia relativa de estos factores permite definir cursos de acción más efectivos para promover el aumento de la oferta de SE de regulación. En ese mismo capítulo se muestra la importancia de la valoración social de los SE para revelar valores, actitudes y preferencias de los distintos agentes y para, a posteriori identificar grupos dentro del conjunto de productores.

Para anticiparse a cambios no deseados en los SSE es necesario conocer su vulnerabilidad, es decir, su propensión a sufrir a daños. El Capítulo D.6 muestra la evolución que ha tenido la mirada académica sobre la vulnerabilidad hasta los enfoques multidimensionales más recientes. En este caso, el foco está puesto en la dimensión humana y biofísica de manera integrada considerando la exposición, la sensibilidad y la capacidad adaptativa de los sistemas. El capítulo va más allá de lo conceptual y muestra cómo este tipo de análisis se implementa en el territorio. Mediante el uso de ECOSER (el sistema presentado en el Capítulo B.4), se analiza el grado de coincidencia entre *hotspots* de oferta de SE y de vulnerabilidad socioecológica en dos territorios diferentes de Argentina y Chile. La falta de coincidencia entre la oferta de SE y de vulnerabilidad, destaca la importancia del estudio de esta última en procesos de planificación territorial.

Capítulo D.1. El conocimiento local y la modificación de la oferta de servicios ecosistémicos: el caso de las terrazas

Gerardo Bocco

D.1.1. El conocimiento tradicional ambiental y del paisaje rural

El conocimiento tradicional es un conjunto de saberes, prácticas y creencias que se desarrolla mediante procesos de adaptación, y que es transmitido culturalmente de generación en generación (Riedlinger y Berkes, 2001). El conocimiento tradicional es holístico y corresponde al conocimiento local de un grupo cultural o étnico; contrasta con el conocimiento universal, por lo general creado por departamentos de investigación en instituciones de educación superior (Bocco y Pulido, 2003). Debido a su coherencia ambiental, se ha destacado su utilidad en evaluaciones de sustentabilidad del desarrollo rural (Riedlinger y Berkes, 2001). Así se ha acuñado el concepto de “conocimiento tradicional ambiental” para aludir al conjunto de prácticas y saberes, de condición totalizadora, de alcance local, relacionado con las condiciones y procesos ambientales tal y como es construido y transmitido por comunidades rurales a lo largo del tiempo.

El conocimiento tradicional ambiental abarca un sinnúmero de temas, que pueden agruparse en dos grandes tipos: las etno-taxonomías, clasificaciones de objetos tales como plantas, animales, y suelos, por un lado, y por otro, el conocimiento sobre procesos tales como los fenómenos meteorológicos. Todos ellos han sido muy estudiados por biólogos, agrónomos y geógrafos físicos (Bocco y Winklerprins, 2015).

El conocimiento tradicional sobre paisaje –es decir, los saberes locales sobre el paisaje, su construcción social y su manejo– ha sido menos utilizado, sin por ello ser menos importante. Una razón puede ser la complejidad de la noción de paisaje en la ciencia convencional, y por lo tanto, la dificultad en encontrar un correlato en el conocimiento tradicional o

local. El paisaje puede ser concebido, por un lado, como un complejo de sistemas interrelacionados que en conjunto conforman una porción diferenciada por su fisonomía, de la superficie de la Tierra. Por otro, el paisaje resulta de su percepción comunitaria y de la construcción social a lo largo de la historia. Es decir, *paisaje* puede definirse en términos relativamente objetivos y subjetivos. Incorporar la perspectiva del paisaje es crítico para entender cambios en la oferta y demanda de se (ver Sección B).

El conocimiento tradicional sobre paisaje puede aproximarse a través de la base material de éste: el terreno, y su manejo por comunidades rurales, indígenas o mestizas. Este tema se ha aproximado en particular desde el conocimiento agrícola tradicional, resultado de la acumulación de la experiencia generada por prácticas agrícolas locales a lo largo de miles de años (Bocco y Pulido, 2003). Por ejemplo, Pulido y Bocco (2003) documentaron el conocimiento tradicional del paisaje rural en una zona indígena en el centro de México, así como su manejo agrícola, incluyendo clases locales de aptitud de laderas (Figura D.1.1). A tal fin, se basaron, en forma parcial, en el concepto de “clases campesinas de paisaje”, originalmente propuesto como sistemas locales de clasificación de tierras por Ortiz-Solorio y Gutiérrez (1999). De modo adicional, documentaron las clases campesinas de cubierta del terreno y de tipos de formas del terreno, ambas estructuradas de manera taxonómica, en clases de paisajes rurales en el centro de México. En dicha región, integrada por sistemas de montaña y serranías, la categoría geográfica superior que se reconoce es el piso altitudinal bioclimático, lo que permite diferenciar “tierras” en frías, templadas y calientes (Pulido y Bocco, 2003). Las tierras están conformadas por “parajes”, entidades únicas, descritas mediante un topónimo. Sus límites están bien definidos en términos de su manejo agrícola, pecuario y forestal, o una combinación de ellos. En el caso de una zona de milpa, o cultivo de secano de subsistencia, integrado básicamente por maíz, el paraje está constituido por un conjunto de parcelas con un calendario agrícola común (Pulido y Bocco, 2003).

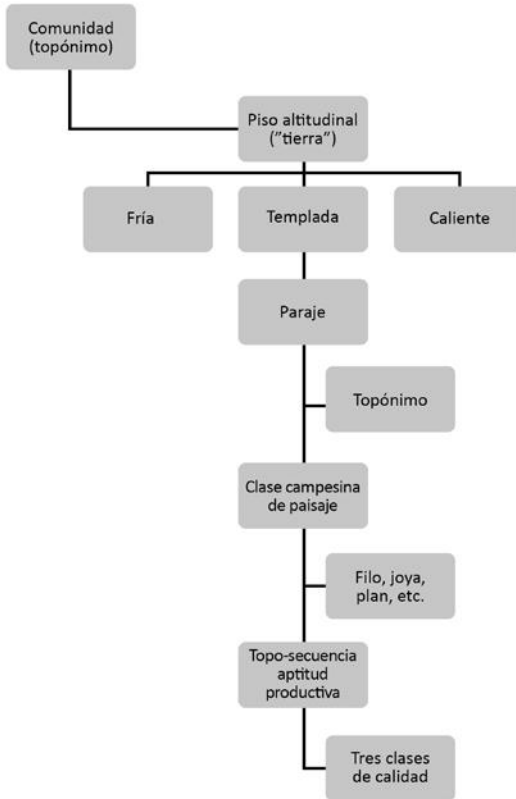


Figura D.1.1. Taxonomía tradicional de paisaje y aptitud en el centro de México. Fuente: modificado de Bocco y Pulido (2003).

Los parajes, que corresponden a la noción de zona en las clasificaciones científicas territoriales, están integrados por unidades campesinas de paisaje, porciones del territorio que los productores tradicionales reconocen y diferencian de otras porciones debido a su localización y homogeneidad interna. Esta última, en términos de atributos tales como el relieve, la calidad del suelo, las condiciones hidrometeorológicas, el uso del suelo y el manejo, de tal manera que corresponde a la unidad territorial homogénea en ecología del paisaje (Figura D.1.1). La unidad campesina de paisaje está integrada por topo-secuencias o catenas, diferenciadas en términos de su calidad o aptitud productiva de acuerdo con el conocimiento local. Para cada porción de la secuencia el productor percibe y caracteriza diferencias en los suelos, y les asigna una calidad de sitio

tal como ocurre en la evaluación científica de tierras, de tal manera que los suelos eventualmente son clasificados de acuerdo con su aptitud. Las clases campesinas de paisajes se asocian de manera directa al concepto de “unidades proveedoras” de los SE (Luck *et al.*, 2003), ya que ambas consideran la configuración del paisaje en donde éstas se encuentran y el contexto sociopolítico, cultural y administrativo de la toma de decisiones y la gestión.

D.1.2. El terraceo agrícola en el manejo de laderas en América Latina. Clasificación y distribución espacio-temporal

D.1.2.1. Definiciones básicas

Una de las dimensiones del conocimiento tradicional o local en el manejo del paisaje rural y, por lo tanto, de sus laderas, es aquél vinculado con la conservación de suelos y agua (Bocco y Winklerprins, 2015). Los paisajes agrícolas de temporal (o de secano) en terrenos montañosos o de serranías en América Latina, han sido construidos mediante labores campesinas y en su caso indígenas, basadas en conocimiento tradicional. La construcción cultural de paisajes rurales ocurre a través de dos procesos fundamentales: desarrollo de cambios permanentes sobre laderas mediante manejo (por ejemplo, terrazas), o bien, intervenciones temporales sobre fracciones de laderas (como campos elevados) (Wilken, 1987: 96).

El tema, y en particular el desarrollo de terrazas como técnica específica, ha merecido una importante atención académica desde los 80, cuando el conocimiento tradicional en manejo de laderas y conservación de suelos se popularizó en la bibliografía científica (Bocco, 1991). Field (1966) había estudiado el terraceo agrícola en Atlixco (Puebla) en tanto Herold (1966) y Dennis y Griffin (1971) habían analizado el uso de trincheras en el control de la erosión en cauces en la Sierra Madre Occidental, mientras Spores (1969) había investigado el uso de terrazas en la Mixteca Alta, en Oaxaca. Más recientemente, García (1986) y Córdova (1997) estudiaron el desarrollo de técnicas prehispánicas de conservación en Tlaxcala y Texcoco, respectivamente. El trabajo más exhaustivo que se haya elaborado sobre terrazas en América Latina es el de Donkin (1979), quien describe las condiciones sociales y ambientales para el terraceo, sus propiedades principales y su distribución geográfica y temporal en el subcontinente.

En una acepción simple, una terraza es un espacio de terreno llano, dispuesto en forma de escalón en la ladera de una montaña o de manera transversal a un curso de agua. En América Latina recibe asimismo los nombres de andén o bancal; en México, por su parte, se utilizan los nombres de trinchera y retranque. Se trata de un rellano de tierra que se hace en un terreno en pendiente y que se aprovecha para el cultivo. Básicamente, se reduce tanto la longitud como la inclinación de una porción de ladera. Puede o no ir acompañada de un canal para distribuir el agua y permitir su irrigación.

El propósito de una terraza es crear superficies llanas escalonadas para cultivos e incrementar la posibilidad agrícola en diversos tipos de ladera. El mecanismo principal es el control del escurrimiento superficial para evitar la erosión del suelo y a la vez controlar el depósito de sedimentos, aumentando el espesor de la superficie llana, incrementando su fertilidad y conservando la humedad en el material capturado. En algunos casos, se ha documentado el estímulo antrópico del proceso de erosión de suelos someros ladera arriba, para que el material resultante sea capturado ladera abajo en una superficie aterrazada (Bocco, 1991).

Una terraza está integrada por dos componentes. Por un lado, una pared o talud –de piedra, suelo o ambos materiales– dispuesta en forma perpendicular a la pendiente principal de una ladera, y siguiendo de manera cercana su contorno. La base del talud superior está al nivel del extremo superior del talud, inmediatamente ladera abajo. Por otro lado, y en forma adyacente al talud, se encuentra la superficie llana, en lo que fuera una superficie inclinada, tanto en ladera como en valle. Este diseño supone que, al ir colmatándose el nivel inferior, su talud debe ir creciendo en altura, en tanto la base del talud superior va quedando enterrada en los sedimentos atrapados en el rellano inferior.

Hay diversas clasificaciones de terrazas, en función de sus dimensiones, materiales utilizados y otras características intrínsecas (ver Donkin, 1979). Para los efectos de este trabajo, se reconocerán dos grandes clases: terrazas de ladera y terrazas de valle. Ambas satisfacen las características apuntadas con anterioridad. La diferenciación está dada por su posición en el paisaje, sean paralelas a la ladera, o bien, transversales a un valle o un lecho menor (Figuras D.1.2 a D.1.7, véanse en el Anexo).

D.1.2.2. Distribución espacial y temporal del terraceo en América Latina

En general, la agricultura de terrazas en América Latina se desarrolló (y se desarrolla aún hoy) en zonas frágiles o marginales desde el punto de vista ambiental. Denevan (1989: 11) definió como terrenos frágiles a aquéllos potencialmente sujetos a degradación ambiental significativa al encontrarse bajo manejo agrícola, pecuario o forestal. En tanto definió a los terrenos marginales como intrínsecamente limitados en el plano ambiental (sobre todo por relieve, suelo o clima), o de baja productividad, o de difícil acceso. En otras palabras, según Denevan (1989: 12) la fragilidad resulta del manejo, y no es una propiedad intrínseca de los terrenos.

De acuerdo con Donkin (1979: 22) la superficie bajo terrazas se extiende en la América Prehispánica desde el suroeste de Colorado (Estados Unidos) y la Sierra Madre Occidental (México) (36° N), a través de México hasta Centroamérica; en los Andes, desde Venezuela hasta el norte de Chile y Argentina (32° S). El límite altitudinal es de 4700 msnm en la cuenca del lago Titicaca, hasta los 800 msnm en el piedemonte andino. Noventa y cinco por ciento de la superficie aterrizada se encuentra en climas desérticos, esteparios y subhúmedos, con precipitaciones estacionales anuales de menos de 900 mm (Donkin, 1979: 22). Se ha registrado terraceo exitoso en las inmediaciones de lagos, o en planicies intermontanas semiáridas, y en especial, a lo largo de cauces fluviales de diferentes magnitudes (Donkin, 1979: 28).

Con respecto a la antigüedad, el terraceo se remonta, sin duda, al menos al primer milenio. Zimmerer (1995) demostró la existencia de un sistema de irrigación de 3500 años AP en los Andes bolivianos, cuya estructura estuvo en uso hasta mediados de los 90. En el valle del Colca, las terrazas se han desarrollado al menos durante 15 siglos (Treacy, 1989: 217; Sandor y Eash, 1995). A lo largo de la evolución del imperio Inca el terraceo fue conspicuo en Perú. La terraza preincaica era pequeña e irregular, producto del esfuerzo individual o familiar, mientras el terraceo a gran escala, tal como en Colca, fue resultado del esfuerzo de grandes grupos. En general, los sistemas incaicos de terrazas han sido considerados como las estructuras más elaboradas (Cade, 1992). Denevan (1992) indica que hay consenso en que, a la llegada de los españoles, existían sofisticados sistemas de irrigación y terraceo.

Muchos de estos sistemas han sido abandonados de manera diferencial de región a región (Whitmore y Turner, 1992: 418). Es probable que Perú y Bolivia sean los territorios actuales donde un mayor número de terrazas se mantienen en buen estado y bajo utilización. En México no

hay datos que reporten la cantidad de terrenos abandonados, pero en algunas regiones, como en la Mixteca Alta de Oaxaca, se mantiene un número importante bajo agricultura campesina. En el norte de Chile y Argentina al menos el 50% de todo el terreno antiguamente aterrazado ha sido abandonado en cuanto a uso agrícola; se estima que en los márgenes de la región aterrazada de toda la América Prehispánica es donde se registra el mayor porcentaje de abandono (Donkin, 1979: 32). Es decir, el abandono es más probable en zonas marginales, mientras las terrazas en zonas de mayor aptitud tienen más probabilidad de mantenerse, incluso a lo largo de cientos de años, como en la Mixteca Alta. El abandono se debe a un conjunto de factores, desde los sociales y económicos, como crisis de mercados o migraciones, hasta hidroclimáticos, como la falta de disponibilidad de agua para mantener el sistema agrícola. En cualquier caso, las terrazas pueden ser, y de hecho han sido, restablecidas (Treacy, 1989: 220-221), en muchas oportunidades gracias a procesos de coinnovación basados en conocimiento híbrido (técnico y tradicional), y en el marco de programas de desarrollo rural y gracias a una sólida estructura social comunitaria (Treacy, 1989: 223).

D.1.2.3. Uso actual y perspectivas

Una revisión de la bibliografía gris sugiere que el terraceo sigue siendo una práctica agrícola importante en América Latina (Tabla D.1.1). En todas las situaciones, el terraceo jugó un papel en el caso de estudio, en general ligado a la innovación en el marco del conocimiento local, a la construcción de conocimiento híbrido y a la transferencia de tecnología mediante estrategias del tipo “campesino-a-campesino”. Esta última estrategia debería ser complementada por esfuerzos por parte del sector gubernamental, en particular a escala local.

Localización	Descripción del caso	Referencia
Cusco, Perú	Sistema de terrazas como ejemplo de paisaje patrimonial agro cultural mundial	Altieri y Koohafkand, 2014
Altiplanicie en Andes Peruanos (4000 msnm)	Campos elevados y terrazas restaurados en zona semiárida	Altieri y Nicholls, 2009
Cuencas fluviales en la Sierra Madre de Chiapas, México	Terrazas con talud vegetal para control de erosión en cárcavas	Arellano y López, 2009
Valles altos de Cochabamba, Bolivia	Conservación de suelos y agua mediante captura de sedimentos ladera abajo (lameo)	Boer y Castellon, 1996
América Central	Movimiento campesino a campesino para networking y capacitación agroecológica	Holt-Giménez, 2001
Andes Bolivianos	Redes sociales para la conservación de suelos	Delgadillo y Delgado, 2003
Andes Peruanos	Movimiento campesino a campesino para networking y capacitación agroecológica	Hellin et al., 2006
Cusco, Perú	Movimiento campesino a campesino para networking y capacitación agroecológica	Paredes, 2008

Tabla D.1.1. Uso del terraceo en estudios de caso en comunidades rurales en América Latina.

Valdivia (2002) estudió la conveniencia económica del terraceo en los Andes peruanos, donde convergieron intereses tanto privados como sociales. Antle *et al.* (2007), en seguimiento al trabajo de Valdivia (2002), encontró que el terraceo acompañado de pagos por captura de carbono pudo elevar el rendimiento per cápita en laderas escarpadas, mejorando las condiciones de vida de agricultores pobres en los Andes peruanos, quienes ocupaban terrenos marginales y frágiles.

D.1.3. El manejo tradicional de laderas y la oferta de servicios ecosistémicos (SE)

La planeación de la adaptación humana a los cambios ha sido un aspecto relativamente poco comprendido en la investigación sobre cambios globales (Riedlinger y Berkes, 2001). La ocurrencia de eventos inesperados o extremos, como sequías e inundaciones, las fluctuaciones o tendencias a la disminución del suministro de agua dado lo errático de las precipitaciones,

por ejemplo, pueden afectar la oferta de SE y, por lo tanto, la capacidad de la gente para desarrollar actividades productivas, e incluso afecta el *stock* de recursos, y en particular lo hace impredecible (Riedlinger y Berkes, 2001). Este tipo de eventos pone a prueba a las comunidades, en especial a su capacidad de respuesta y eventual adaptación a los cambios. La investigación sobre este tema se ha concentrado en el monitoreo comunitario de recursos naturales y en el uso del conocimiento tradicional ambiental para el manejo de recursos bajo situaciones de incertidumbre (por ejemplo, Leonard *et al.*, 2013) y a integrar adaptación a los esfuerzos de mitigación del impacto del cambio global. En regiones de alta variabilidad ambiental y alta variabilidad en precipitaciones –como en los climas estacionales en América Latina, caracterizados por sequías e inundaciones frecuentes a lo largo de los siglos– el conocimiento local ha acumulado experiencia derivada del monitoreo *de facto* (monitoreo fruto de la observación continua) y del desarrollo de técnicas *ad hoc*, tales como la agricultura en terrazas, irrigadas o no, las que ayudan a reducir la vulnerabilidad a dichos cambios. Algo similar se ha reportado para el África subsahariana, severamente afectada por sequías, donde los sistemas de conocimiento tradicional han ofrecido alternativas para combinar mitigación y adaptación en condiciones de grave estrés ambiental y social (Nyong *et al.*, 2007). En tal sentido, las terrazas representan una manera ancestral de manipular el paisaje para aumentar la oferta de SE de regulación (control de inundaciones) o de provisión (agua para riego o consumo animal o humano).

El desarrollo de terrazas agrícolas a lo largo de siglos, y en diversas regiones de América Latina, en particular, los Andes, América Central y México, ha permitido a comunidades locales adaptarse a una importante variabilidad climática, mucho antes del inicio de los patrones actuales de cambio climático. En particular, la conservación de la humedad del suelo, el manejo adecuado del recurso hídrico, la creación de terrenos llanos para la práctica agrícola, permiten afirmar que el terraceo es una técnica potencialmente apta para la adaptación y mitigación del cambio climático. Los modelos actuales sugieren escasez de agua e incremento de temperatura para las regiones semiáridas del subcontinente, donde el terraceo ha sido conspicuo. Los glaciares que alimentan muchas zonas agrícolas en los Andes se están retrayendo de manera acelerada. Es entendible pensar que prácticas agrícolas que supongan un buen manejo del recurso hídrico serán importantes para aumentar la oferta de SE.

Aunque la construcción de terrazas conlleva un gran esfuerzo en cuanto a recursos materiales y humanos, la bibliografía sugiere que el restablecimiento de terrazas es relativamente factible dadas ciertas

condiciones materiales y sociales. La supervivencia de sistemas de terrazas es una demostración de la viabilidad de la estrategia. Pérez-Sánchez y Juan-Pérez (2013) documentaron la existencia de terrazo en cinco localidades en el Valle de Toluca, México, al menos una de ellas, adyacente a un sitio arqueológico con terrazo prehispánico.

La crisis en los precios de los productos agrícolas a nivel local, la pérdida de soberanía alimentaria y la consecuente migración campo-ciudad que esto conlleva, aunada a la falta de políticas públicas orientadas a ayudar a los sectores rurales más desfavorecidos, parece indicar que no abundarán los programas gubernamentales destinados a fortalecer las capacidades de dichos sectores rurales. Sin embargo, las iniciativas de las propias comunidades, basadas en sus habilidades y saberes, pueden ser una opción viable, tal como ha ocurrido, por ejemplo, con comunidades indígenas forestales en México. Tal vez ha llegado el momento de no esperar programas gubernamentales de desarrollo rural, sino programar los desarrollos desde las propias comunidades rurales. Los mecanismos de construcción, mantenimiento y acumulación de capital social (ver Capítulos C.1 y C.2) resultan de enorme importancia para estos procesos. Cabe destacar que el tema del conocimiento tradicional para fortalecer esfuerzos de adaptación y mitigación ha merecido el reciente interés de Naciones Unidas (ONU, FCCC, 2014). Una de sus sugerencias es que los mecanismos de adaptación se den en el marco de esfuerzos integrales de desarrollo rural y no de manera aislada.

D.1.4. Conclusiones

Como toda tecnología, el uso de terrazas no es una panacea ni una solución para los problemas de los paisajes agrarios latinoamericanos y sus constructores. Sin embargo, y como lo sugiere Rojas Rabiela (2013) al analizar los métodos agrícolas prehispánicos en Mesoamérica,

En la agricultura, el trabajo manual dio lugar a un conjunto de técnicas y de estrategias de manejo que, junto con el mejoramiento fitogenético de las especies y la intensificación del uso del suelo lograda por medio de la irrigación y del aterrazamiento, dieron lugar al aumento progresivo de la capacidad productiva (Rojas Rabiela, 2013: 50).

Esta afirmación puede, sin duda, ser extrapolable al conjunto de la América indígena. Más aún, indica Rojas Rabiela:

La agricultura de Mesoamérica contó con técnicas, métodos y prácticas muy diversos, con los cuales los cultivadores aprovecharon las variadas condiciones ambientales de su territorio para crear una exitosa agricultura, adecuada a las condiciones ambientales y tecnológicas de su época (Rojas Rabiela, 2013: 51).

Todo sugiere entonces que el terraceo resulta una práctica sustentable, que pervive en el tiempo, que permite optimizar el manejo del recurso agua, seguramente bajo mayor estrés día a día.

Pese a los esfuerzos de Naciones Unidas señalados con anterioridad, no parece alentador el panorama inmediato en lo que respecta al cuidado de los habitantes de zonas rurales desfavorecidas. El proceso de migración rural-urbano parece incrementarse en intensidad, con el consecuente abandono de prácticas agrícolas sólidas y la pérdida del conocimiento local acumulado. De todos modos, y como lo sugieren las experiencias que documentan la pervivencia del terraceo en América Latina ya mencionadas en este capítulo, es oportuno destacar que esta práctica ofrece una solución a la necesidad de adaptación al cambio climático, cuya implementación depende de la organización social de las comunidades y tal vez de un eventual apoyo de programas de gobierno. La práctica se trata de un caso paradigmático de manipulación sustentable del paisaje (el capital natural) para aumentar la oferta de SE, que depende del capital humano y social acumulado por las comunidades campesinas.

Capítulo D.2. ¿Cómo se reparten las ganancias de carbono? Apropiación Humana de la Productividad Primaria

*José María Paruelo, Juan Pablo Guerschman,
Santiago Baeza y Fabio Daniel Trinco*

D.2.1. La productividad primaria neta

La productividad primaria neta (PPN) es un aspecto clave en todos los ecosistemas porque representa la cantidad de energía que entra en éste y que queda disponible para los otros niveles tróficos (Lindeman, 1942; Odum, 1983). Se define como la diferencia entre lo fijado a través de la fotosíntesis y las pérdidas respiratorias de las plantas para la construcción de tejidos, mantenimiento y absorción de iones.

Las actividades humanas han alterado de diversas formas la PPN terrestre a escala local, regional y global. El aumento de la población mundial y el consumo han llevado a un proceso de intensificación del uso del suelo con incrementos tanto del área cultivada como de la productividad de los cultivos por unidad de superficie. Los cultivos y pasturas cubren el 38% de la superficie libre de hielo a nivel mundial (Monfreda *et al.*, 2008; Ramankutty *et al.*, 2008), ocupando además las zonas más fértiles; la mayor parte del resto de la superficie libre de hielos corresponde a desiertos, montañas, tundra, centros urbanos o áreas protegidas (Foley *et al.*, 2011). Al mismo tiempo, los rendimientos de los cultivos aumentaron un 25 % en promedio en los últimos años (Foley *et al.*, 2011). Mientras que el área cultivada experimentó un incremento de alrededor del 12% en los últimos 40 años, la producción agrícola ascendió más que el doble en el mismo período mediante fertilización, riego, variedades de alto rendimiento y mecanización (Foley *et al.*, 2007). El concepto de *Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta* (AHPPN) incorpora los dos aspectos del proceso de intensificación agrícola: los aumentos en el área cultivada y los incrementos en el rendimiento de los cultivos.

Como se señalaba en el Capítulo B.2, la PPN es un servicio ecosistémico (SE) intermedio muy importante, ya que determina SE finales clave como la provisión de alimento y fibra o el secuestro de C en el suelo. La PPN ha sido identificada como un “SE de regulación” en el Millennium Ecosystem Assessment (2005) y se la ha correlacionado de manera directa con la oferta de SE (Costanza *et al.*, 1998). El Índice de Oferta de SE presentado en el Capítulo B.3 se basa en una estimación de la PPN y en su variabilidad intraanual.

D.2.2. La Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta

Vitousek *et al.* (1986) introducen un concepto para analizar los impactos humanos en la biosfera: la *Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta* (AHPPN), o sea, la fracción de la PPN que es usada directa o indirectamente por los humanos.

Existen varias maneras de calcular la AHPPN, según la definición exacta que se adopte. Una posibilidad es considerar la porción de la PPN usada de manera directa por los humanos, en forma de alimento, fibra o madera. Por ejemplo, en un cultivo implantado donde había un bosque, la AHPPN sería la porción de la PPN que es retirada del sistema en la cosecha. De acuerdo con esta definición, la AHPPN global terrestre estimada por Vitousek *et al.* (1986) fue igual al 5,5% de la PPN global total. Otra forma de cálculo, mucho más abarcadora, considera como apropiada toda la PPN de los ecosistemas “dominados” por los humanos, más la PPN perdida como consecuencia de las actividades antrópicas. En el ejemplo planteado con anterioridad, la AHPPN sería toda la PPN del cultivo, más la diferencia entre la PPN del bosque y la del cultivo. Según esta definición, la AHPPN global terrestre es igual al 38,8% (Vitousek *et al.*, 1986).

Haberl (1997) propuso una alternativa intermedia para definir la AHPPN. La AHPPN sería la diferencia entre la cantidad de PPN que estaría disponible en un ecosistema en ausencia de las actividades antrópicas (PPN potencial: PPN_0) y la cantidad de PPN que permanece en el ecosistema, o en el ecosistema que lo reemplazó, bajo las actuales características de manejo (PPN remanente: PPN_{REM}) (Figura D.2.1). Nuevamente, en el ejemplo planteado, esta forma de cálculo de la AHPPN incluye a la parte cosechada y destruida de la PPN del cultivo y a la diferencia entre la PPN del bosque y la PPN del cultivo. Según la definición propuesta, la AHPPN global terrestre estimada por Vitousek *et al.* (1986) es igual al 15,2%. Rojstaczer *et al.* (2001) identificaron que la productividad y la superficie de los cultivos

fueron las mayores fuentes de incertidumbre en las estimaciones de la AHPPN.

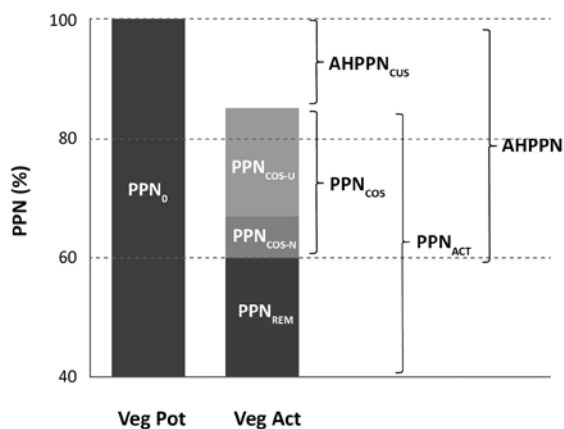


Figura D.2.1. Componentes involucrados en el cálculo de la Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (AHPPN). PPN_0 : PPN de la vegetación potencial. PPN_{ACT} : PPN de la vegetación actual. PPN_{REM} : PPN remanente en los ecosistemas luego de la cosecha. PPN_{COS} : PPN cosechada. PPN_{COS-U} : PPN cosechada utilizada (grano, fibra, etc.). PPN_{COS-N} : PPN cosechada no utilizada (residuos de cosecha, biomasa subterránea).

Varios trabajos han mostrado la influencia de la AHPPN sobre la biodiversidad (Wright, 1990; Haberl, 1997; Haberl *et al.*, 2004), la alteración de la composición atmosférica (DeFries *et al.*, 1999; Schimel *et al.*, 2000), el ciclo del agua (Gerten *et al.*, 2005) o la oferta de servicios ecosistémicos (Daily, 1997; MEA, 2005).

Cardoch *et al.* (2002) analizaron el impacto humano en los deltas de los ríos Ebro y Mississippi a partir de la apropiación de la PPN, basándose en la hipótesis de que a mayor AHPPN, menor será la disponibilidad de energía para los niveles tróficos superiores del ecosistema y, por lo tanto, el ecosistema será menos sustentable. El rol central sobre el flujo de energía y su vinculación con otros procesos ecosistémicos hacen de la AHPPN un indicador muy completo del impacto humano sobre los ecosistemas.

D.2.3. ¿Cómo estimar la Apropiación humana de la productividad primaria neta (AHPPN)?

La AHPPN puede ser calculada o estimada a escalas muy diferentes: el planeta entero, regiones, establecimientos rurales o parcelas experimentales. La aproximación metodológica dependerá de la escala del estudio lo cual

determinará las fuentes de datos disponibles y los supuestos que serían necesarios realizar. La figura D.2.1 organiza las posibles aproximaciones para su cuantificación al indicar qué flujos deben considerarse: la PPN de la vegetación potencial y de la vegetación actual. Dentro de esta última se debe diferenciar la PPN remanente, la cosechada utilizada y la cosechada no utilizada. Describiremos su cálculo a partir de una serie de ejemplos desarrollados en la región Chaqueña (Rueda *et al.*, 2013) y en los pastizales del Río de la Plata (PRP) (Guerschman, 2005). En algunos casos la estimación tiene una resolución de unidad administrativa (Guerschman, 2005; Rueda *et al.*, 2013) y en otra, la de establecimiento agropecuario (Trinco, 2015).

En todos estos casos se realizan supuestos que deberán evaluarse de manera cuidadosa, a fin de identificar su representatividad en función de la escala del análisis. Los análisis de sensibilidad son especialmente útiles en situaciones en las que la incertidumbre asociada a los datos usados en los cálculos es alta.

La AHPPN se calcula como la diferencia existente entre la PPN que habría en ausencia de uso humano del suelo (PPN de la vegetación potencial: PPN_o) y la PPN de la vegetación actual, remanente luego de la cosecha (PPN remanente en los ecosistemas: PPN_{REM}). PPN_{REM} se calcula como la PPN de la vegetación actual (PPN_{ACT}) menos la PPN cosechada (PPN_{COS}), apropiada directamente por los humanos, como productos agrícolas (granos, madera, carne, etc.) o destruida durante la cosecha. La formulación está determinada por la siguiente ecuación:

$$AHPPN = PPN_o - PPN_{REM} = PPN_o - (PPN_{ACT} - PPN_{COS})$$

La diferencia entre PPN_o y PPN_{ACT} representa la AHPPN debida a los cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$), por lo que la AHPPN puede formularse también como:

$$AHPPN = AHPPN_{CUS} + PPN_{COS}$$

D.2.3.1. La productividad primaria neta (PPN) de la vegetación potencial

Para definir el nivel de ganancias de C o biomasa de referencia, es necesario un “nivel de base” que suele asociarse al concepto de *vegetación potencial*. Este concepto se refiere a la vegetación que se espera encontrar en un sitio con determinadas condiciones ambientales (climáticas, edáficas, bióticas)

y sin intervención humana. El concepto es controvertido (ver Chiarucci *et al.*, 2010; Loidi y Fernández-González, 2012), fundamentalmente por la dificultad que plantea reconstruir a partir de relictos la vegetación previa a la influencia humana. De todas maneras, si restringimos la idea de vegetación potencial a una situación de referencia en donde el grado de influencia humana es el menor posible, el concepto sigue siendo útil. El problema se traslada a identificar esas situaciones de referencia.

Para la región del Chaco sudamericano semiárido, Rueda *et al.* (2013) toman como situación de referencia los bosques xerofíticos, la vegetación que corresponde a las áreas con mínima transformación antrópica. Guerschman (2005) asume como situación de referencia los pastizales nativos. En estos dos casos no fue necesario identificar específicamente áreas que correspondieran a esa situación, ya que la estimación de la PPN_0 se derivó de modelos. En el caso del Chaco, se usó un modelo que estima la PPN en sistemas leñosos a partir de datos de temperatura y precipitación media (Del Grosso *et al.*, 2008). De esta manera, se calculó la PPN_0 de la vegetación potencial a lo largo de los dos principales gradientes climáticos de la región.

Numerosos estudios muestran que la PPN promedio de los pastizales está lineal y positivamente relacionada con la precipitación media anual (Sala *et al.*, 1988; McNaughton, *et al.*, 1993). La pendiente de esta relación (“modelo espacial”) es de alrededor de $0,6 \text{ g m}^{-2}\text{mm}^{-1}$. Esta relación, sin embargo, no puede ser usada para calcular la PPN aérea ($PPNA$) en años diferentes para un sitio dado (“modelo temporal”) (Lauenroth y Sala, 1992). Paruelo *et al.* (1999) mostraron que la pendiente del modelo temporal es baja en los extremos seco y húmedo del gradiente de precipitación de los pastizales templados (200 y 1400 mm año^{-1}) y es alta en pastizales que reciben entre 400 - 500 mm año^{-1} . El mecanismo detrás de este patrón se relaciona con los relativamente bajos niveles de limitantes estructurales y biogeoquímicas a niveles intermedios de disponibilidad de agua. Guerschman (2005) combinó el modelo espacial de Sala *et al.* (1988) y el modelo temporal de Paruelo *et al.* (1999) para estimar la $PPNA$ aérea de pastizales a partir de datos de precipitación anual:

$$PPNA = -49,4 + 0,64 \cdot PMA + c \cdot (PPT - PMA)$$

donde PMA es la precipitación media anual, PPT es la precipitación de un año particular y c es un coeficiente no-lineal calculado como:

$$c = 0.2 + \frac{1.307}{1 + e^{-0.13 \cdot (PMA-424)}} - \frac{1.307}{1 + e^{-0.0132 \cdot (PMA-644)}}$$

La porción de la PPN destinada a raíces se estimó mediante las ecuaciones desarrolladas por Gill *et al.* (2002). Estos autores examinaron una base de datos global de pastizales templados y tropicales en los cuales se habían medido la PPN aérea y subterránea, y encontraron que la temperatura media anual (TMA) controla tanto la biomasa de raíces como su tasa de ciclado. La proporción de la PPN destinada a raíces es, entonces, función de la TMA y de la PPNA. La ecuación derivada por Gill *et al.* (2002) es:

$$PPNS = [0.79 \cdot PPNA - 33.3 \cdot (TMA + 10) + 1289] \cdot [0.6] \cdot [0.2884 \cdot e^{0.046 \cdot TMA}]$$

Trinco (2015) realiza una definición espacialmente explícita de la situación de referencia, ya que considera como tal a los pastizales naturales presentes en los establecimientos. En este caso, la PPN fue calculada a partir del Índice de Vegetación Normalizado provisto por los sensores MODIS y el uso del modelo de Monteith (ver Capítulo B.2, Caja B.2.1).

D.2.3.2. La productividad primaria neta (PPN) de la vegetación actual

Cultivos

La PPN agrícola es en general estimada a partir de estadísticas agropecuarias obtenidas de organismos públicos. Estas estadísticas incluyen los rendimientos de los cultivos anuales a escala departamental (unidad política subprovincial o subnacional según el caso). En algunas situaciones se usaron las estimaciones de áreas sembradas derivadas de las estadísticas oficiales (Guerschman, 2005; Rueda *et al.*, 2013) y en otras, de mapas de uso y cobertura del suelo (Trinco, 2015).

La PPN de cada cultivo fue calculada a partir de su rendimiento promedio corregido por humedad, mediante la aplicación de dos coeficientes fijos por cultivo: el índice de cosecha y la proporción de biomasa subterránea en la biomasa total del cultivo (Lobell *et al.*, 2002; Hicke y Lobell, 2004; Guerschman, 2005). Las fuentes de datos para los rendimientos pueden ser varias. En algunas circunstancias se recurre a estadísticas oficiales por unidad administrativa (departamento, municipalidad, sección censal) y en otras, a estimaciones basadas en ensayos a campo. Por ejemplo, Guerschman (2005) usó para la porción argentina de los PRP estadísticas agropecuarias obtenidas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca

y Alimentación (SAGPYA). Estas estadísticas incluyen el área sembrada con cultivos anuales y rendimientos a escala departamental (unidad política subprovincial). Tanto Rueda *et al.* (2013) como Guerschman (2005) toman aquellos cultivos que cubren la mayor parte del territorio y ponderan su rendimiento por la superficie que ocupan.

El índice de cosecha (IC) es una medida muy usada de partición de materia seca en cultivos y se calcula como el cociente entre la biomasa de grano cosechada y la biomasa aérea total (Donald, 1962; Snyder y Carlson, 1984). El IC es relativamente estable dentro de cada tipo de cultivo en ausencia de condiciones de estrés severo y bajo estrés relativamente limitado, afecta tanto a la producción de grano como a la de biomasa, por lo que el IC continúa siendo conservativo (Prince *et al.*, 2001). Para estimar la PPN total a partir de mediciones de la PPNa es necesario conocer la partición de los productos de la fotosíntesis entre la parte aérea y subterránea de la planta. En cultivos anuales la relación entre biomasa aérea, biomasa subterránea y biomasa total, puede ser un estimador adecuado de esta partición y utilizarse para estimar la PPN (Prince *et al.*, 2001). La PPN de cada cultivo viene dada entonces por la siguiente ecuación:

$$PPN_{C_i} = ((rendc_i (1-CHC_i))/ICC_i) / (1-R/TC_i)$$

donde $rendc_i$ es el rendimiento del cultivo i ; CHC_i , el contenido de humedad de su grano; ICC_i , su índice de cosecha y R/TC_i el cociente entre la biomasa subterránea y la biomasa total del cultivo.

La estimación de la PPN agrícola no incluye la PPN de las malezas ni la PPN consumida por plagas o enfermedades de los cultivos. Es difícil cuantificar estos dos componentes de la PPN, que son en extremo variables entre cultivos, zonas y años, y que dependen fuertemente de las prácticas agronómicas adoptadas. Tampoco se tiene en cuenta la PPN que pueden aportar cultivos que no son reportados en las estadísticas oficiales y que tienen creciente importancia en algunos sistemas agrícolas como los abonos verdes, los “cultivos puente” y los cultivos de servicio.

Sistemas forrajeros y forestales

Para el caso de los sistemas forrajeros se estimó la PPN de los distintos recursos utilizados en cada región. Así, en los PRP, Guerschman (2005) utilizó los mismos valores de PPN que los correspondientes a la PPN_o. No existe información acerca de la PPN de pasturas perennes cultivadas o de pastizales naturales con la misma resolución espacial y temporal que la

disponible para cultivos anuales (la provista por estadísticas oficiales). Las prácticas de manejo en pasturas perennes o pastizales naturales como la fertilización, el uso de especies mejoradas o el pastoreo rotativo podrían afectar la PPN (Verburg *et al.*, 2004). Sin embargo, es difícil concluir de manera certera acerca de las posibles consecuencias de la implantación de pasturas sobre la PPN, en comparación con los pastizales nativos, a una escala regional como la usada en ese trabajo. Oesterheld y León (1987) no encontraron diferencias en la PPN de pasturas degradadas y pastizales naturales. Satragno (2004) encontró una gran variabilidad de la PPN de pasturas de distinta edad, asociada a las características edáficas. Debido a estas dificultades, Guerschman (2005) asume que la PPN de pasturas cultivadas y pastizales naturales pastoreados tienen la misma PPN que la vegetación nativa. Trinco (2015), para un departamento de la región estudiada por Guerschman (2005), cuenta con mapas de cobertura y uso del suelo que permiten diferenciar la PPN de pastizales naturales y de pasturas implantadas. Como su estimación se basa en cálculos espacialmente explícitos derivados de datos espectrales, puede describir la productividad de ambos sistemas. En los estudios realizados en los PRP no se tuvo en cuenta la producción forestal.

En la región chaqueña, Rueda *et al.* (2013) consideraron que la productividad actual de las actividades ganaderas corresponde a la de los bosques nativos y a la de pasturas. Como en el caso de los pastizales, se asumió que la PPN de los bosques sujetos a explotación ganadera y forestal es la misma que la PPN_o. En las pasturas implantadas, la estimación de PPN aérea se basó en mediciones existentes de PPN aérea de pasturas típicas de la región obtenidas con mediciones de campo (Kunst *et al.*, 2007; Cornacchione, 2009).

D.2.4. Apropiación por parte de distintos usos

D.2.4.1. Ganadería

El cálculo de la apropiación por parte de las actividades ganaderas requiere una estimación del consumo por parte de los herbívoros domésticos, descontando la PPN excretada por los animales en las heces. Para ello, se requiere una estimación confiable de la carga animal y del tipo de animales. Trabajando a escala regional, esos números pueden ser derivados de estadísticas oficiales y de una serie de supuestos. Por ejemplo, Rueda *et al.* (2013) estiman la proporción de la PPN consumida en sistemas ga-

naderos de la región chaqueña a partir de datos de existencias vacunas y caprinas a nivel departamental (INDEC, 2002) combinados con modelos de requerimientos energéticos para esas especies (el peso medio y las ganancias de peso de las distintas categorías animales, la relación entre la composición de categorías y las tasas reproductivas, la digestibilidad media del forraje). Trinco (2015) deriva esos valores de las cargas registradas en cada uno de los establecimientos.

Guerschman (2005) usa una aproximación diferente. La PPN de pasturas y pastizales consumidas por herbívoros domésticos fue estimada utilizando el modelo del Índice de Cosecha (IC) propuesto por Oesterheld *et al.* (1992) y Golluscio *et al.* (1998):

$$IC = -5.71 + 0.7154 \cdot \sqrt{PPNA}$$

donde IC es el porcentaje de la PPN de la pastura o pastizal consumido (cosechado) por los herbívoros domésticos. Esta ecuación está construida a partir de relaciones empíricas desarrolladas a escala regional en Sudamérica. Para los PRP, el IC va del 31% en las zonas más secas (y menos productivas) hasta el 54% en las más húmedas (y más productivas). Para estimar la PPN consumida por los herbívoros pero excretada (remanente en el ecosistema en forma de heces), se asumió que el forraje tiene una digestibilidad del 65% (es decir que el 35% del forraje consumido es excretado y no forma parte de la AHPPN).

D.2.4.2. Productos forestales

La escasa cobertura de bosques y montes implantados en la porción argentina de los PRP llevó a obviar este rubro en los análisis de Guerschman (2005) y Trinco (2015). La leña, el carbón y la madera son las formas de apropiación de la PPN en bosques secos chaqueños. La producción de carbón es en particular importante en estos bosques, dada la alta densidad y lignificación y el bajo contenido de humedad del leño de las especies que forman parte de estos bosques (Chidumayo y Gumbo, 2010). En el análisis llevado a cabo por Rueda *et al.* (2013) la apropiación forestal consideró la biomasa leñosa cosechada como madera o combustible. Se usaron las estadísticas forestales nacionales de Argentina (período 2002-2006, Dirección de Bosques de la Nación, 2006) y estimaciones de consumo doméstico de leña.

D.2.4.3. Fuegos

Los fuegos constituyen uno de los caminos de disipación (apropiación) de la energía fijada como PPN en los ecosistemas, en particular en bosques secos (Bond y Keeley, 2005). Di Bella *et al.* (2006) señalan que en condiciones de semiaridez (como las que se verifican en la región chaqueña) es máxima la frecuencia e intensidad de incendios. En condiciones más secas, la cantidad de biomasa producida no genera la cantidad necesaria de combustible y en situaciones húmedas, el material no alcanza valores suficientemente bajos de humedad. Por otra parte, la expansión agrícola en bosques secos está con frecuencia precedida de focos de fuego asociados a la quema de residuos del desmonte (Bravo *et al.*, 2010; Verón *et al.*, 2012; Vallejos *et al.*, 2015). Los estudios de Verón *et al.* (2012) muestran que la energía disipada por fuegos en los PRP es muy pequeña, en tanto que alcanza valores superiores al 20% en la región chaqueña.

Para esta última región, Rueda *et al.* (2013) estimaron la apropiación de la PPN por fuegos a partir de un análisis global de Verón *et al.* (2012), que reporta el promedio de la energía disipada por fuegos durante el período 2003-2006, utilizando los productos satelitales de MODIS (Giglio *et al.*, 2006). Superponiendo el mapa departamental a esta información se estimó el promedio anual de energía disipada por fuegos para cada departamento de la región chaqueña.

D.2.5. Patrones observados

Para la porción argentina de los PRP, Guerschman (2005) observó una diferencia muy importante entre la productividad de la vegetación potencial y la de uno de los tipos de cobertura del suelo, los cultivos agrícolas (Figura D.2.2). La productividad primaria neta de los cultivos en la región pampeana de Argentina varió entre $541 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (en 1981-1982) y $877 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (en 2000-2001) con un valor medio de $686 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. La productividad primaria neta promedio de la vegetación original estimada a partir de variables ambientales fue de $814 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. La PPN de los cultivos aumentó de manera significativa en el período 1981-2001, mientras que la de la vegetación original no tuvo ninguna tendencia temporal significativa. En los últimos cuatro años de la serie analizada, la PPN de los cultivos y de la vegetación original fue muy similar. Esto se debería, en gran medida, al aumento en el área en donde se realizan dobles cultivos trigo-soja.

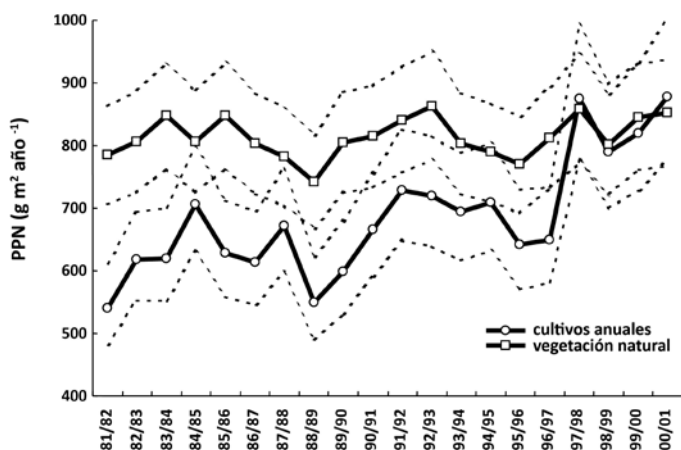


Figura D.2.2. Productividad primaria neta de cultivos y de vegetación original en las pampas de Argentina de 1981 a 2001. La PPN de cultivos fue estimada a partir de estadísticas agropecuarias. La PPN de la vegetación original fue estimada a partir de variables ambientales usando modelos empíricos. Las líneas punteadas representan los límites superior e inferior de un intervalo de confianza del 95% para la estimación de la PPN agrícola y de un intervalo de +/- 10% para la PPN de la vegetación natural.

La diferencia en la PPN de cultivos y vegetación natural observada por Guerschman (2005) (15,7%) ilumina el debate acerca de si la agricultura aumenta o disminuye la PPN cuando reemplaza a la vegetación natural (ver también Figura B.3.1). En algunos casos no hay duda acerca de los resultados: cuando la agricultura bajo riego es introducida en un lugar árido, la PPN aumenta de manera importante (Paruelo *et al.*, 2001a). En cambio, cuando la agricultura reemplaza un ecosistema muy productivo la PPN disminuye, como en el caso de la deforestación de selvas tropicales para el cultivo de pasturas (Houghton *et al.*, 2001; Volante *et al.*, 2012). En pastizales templados, los cambios en la PPN observados dependerán del tipo de agricultura, de las prácticas de manejo y de la PPN de los pastizales originales que son reemplazados. En el caso de las pampas argentinas, la disminución promedio del 15,7% en la PPN, resulta de considerar disminuciones del 55,1% en la porción occidental y aumentos del 16% en las áreas más productivas. Prince *et al.* (2001), usando un enfoque metodológico relativamente similar, encontraron que en los departamentos del centro-oeste de Estados Unidos la PPN de los cultivos fue similar a la PPN de los bosques templados y casi duplicó la PPN de praderas naturales.

La PPN agrícola promedio estimada por Prince *et al.* (2001) fue mayor que la reportada por Guerschman (2005). Dado que los índices de partición de biomasa que ellos usaron son similares, las diferencias en PPN son atribuidas a diferencias en los rendimientos de los cultivos debidas a condiciones ambientales o prácticas de manejo.

Otro antecedente es el de Lauenroth *et al.* (2000), quienes estudiaron la PPN aérea del trigo en la estepa de pastos cortos de Estados Unidos. Encontraron que el trigo tenía una mayor PPN_A que los pastizales nativos en áreas con menos de 600 mm año⁻¹ de precipitación media anual, pero una menor PPN_A donde la precipitación era mayor que 600 mm año⁻¹. Si el componente subterráneo de la PPN hubiera sido también considerado, sus resultados probablemente habrían mostrado que los cultivos de trigo tienen una menor PPN que los pastizales a lo largo de todo el gradiente de precipitaciones.

La AHPPN promedio en la porción argentina de los PRP en el período 1981-2001 fue del 26,4% (Figura D.2.3, véase en el Anexo). En otras palabras, la cantidad de PPN remanente en el ecosistema después de la cosecha o del pastoreo de los herbívoros domésticos, representó el 73,6% de la PPN de los pastizales originales. Existió una leve pero significativa tendencia decreciente en la AHPPN, a una tasa de 0,18% por año ($p < 0,01$). Esto se debió al incremento en la PPN de cultivos descripta antes, lo que causó (a pesar de aumentar la cantidad total de biomasa cosechada) un incremento en la PPN remanente luego de la cosecha y una disminución en la diferencia entre la PPN de la vegetación original y la PPN de cultivos. En un estudio reciente Baeza y Paruelo (2018) muestran que para toda la región de los pastizales templados sudamericanos la apropiación fue un 42% de la PPN potencial en 2001/2002 y que se incrementó aproximadamente 4,5% en los siguientes 10 años.

La AHPPN estimada por Guerschman (2005) en el período 1981-2001 varió entre el 13% (en los departamentos de menor precipitación media) y el 42% (en los departamentos con alta proporción de cultivos de trigo y girasol) (Figura D.2.4, véase en el Anexo). La AHPPN en departamentos con poca agricultura fue baja en aquéllos ubicados en el sudoeste (los más secos) y alta en aquéllos situados en el noreste (los más húmedos) (Figura D.2.4, véase en el Anexo). Al igual que para la PPN, los patrones espaciales de la AHPPN fueron similares entre años. El área que experimentó un rápido aumento en la PPN agrícola, en particular en los últimos cuatro años, también sufrió una disminución en la AHPPN.

Para la misma zona, pero trabajando a otra escala y sobre la base de cálculos ligeramente distintos, Trinco (2015) encontró que la AHPPN en sistemas ganaderos de la Pampa inundable fue en promedio de 44%. Su análisis mostró a su vez que la AHPPN varía entre años y entre establecimientos agropecuarios según el nivel de tecnificación. Así, los productores más tecnificados tuvieron una marcada caída en la AHPPN y los menos tecnificados un aumento no significativo (Figura D.2.5a). Este comportamiento estuvo asociado a cambios en la PPN_{actual} (incrementos en el primer grupo y reducción en el segundo) y a un aumento de la carga animal en el caso del segundo grupo de productores (Figura D.2.5.b).

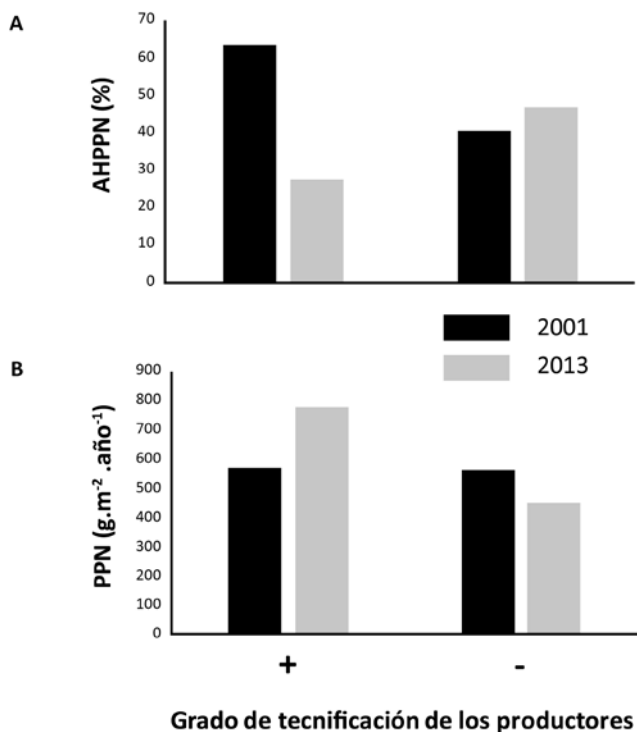


Figura D.2.5. Valores de AHPPN (A) y PPN (B) calculados para establecimientos agropecuarios correspondientes a productores ganaderos con distinto nivel de tecnificación en la porción argentina de los PRP.

La AHPPN estimada para el Chaco seco por Rueda *et al.* (2013) para el período 2002-2006 sin considerar el consumo por fuegos, varió entre el

1,1% y el 41% con un promedio de 11,3%, siendo el principal responsable de los contrastes entre departamentos el grado de reemplazo de la vegetación natural (con muy baja apropiación) por pasturas y cultivos (con muy alta apropiación). Al incluir el fuego asociado a los desmontes como agente de apropiación de la producción primaria, estos porcentajes ascendieron al 4,3% y 77% para el mínimo y máximo, respectivamente, y 24,1% para el promedio. En el caso particular de la ganadería, la apropiación de la PPNA fue del 3,2% bajo monte, ascendiendo un 7,4% adicional por cada 10% de área de pasturas incorporada al área de pastoreo.

D.2.6. ¿Por qué es importante la apropiación humana de la productividad primaria neta (AHPPN) en el contexto de la planificación territorial?

El papel central del flujo de energía y su relación con otros procesos ecosistémicos hace de la AHPPN un descriptor integrador de los impactos humanos sobre los ecosistemas. Dado que la AHPPN cuantifica cómo los humanos modifican flujos de biomasa, esta variable describe el impacto que las actividades antrópicas tienen sobre la energía disponible para las tramas tróficas y su partición entre diferentes cadenas. Por ejemplo, la energía disponible para las cadenas de descomposición se reduce marcadamente debido a la exportación o destrucción de buena parte de la biomasa producida en el ecosistema.

La AHPPN es una de las maneras de describir el nivel de intensificación de las actividades agropecuarias. La intensificación puede ser vista, en forma simultánea, como un aumento de los insumos aplicados o como un incremento de la extracción. La AHPPN describe justamente ese aspecto, relativizándolo al potencial de captura de C de cada ecosistema. En tal sentido, se constituye en un excelente descriptor del nivel de estrés o perturbación al cual está sometido un sistema socioecológico. La AHPPN permite cuantificar entonces el eje X de las funciones de impacto presentadas en el Capítulo B.3. A cada nivel de apropiación se asociarán determinados valores de SE de provisión y de regulación. Disponer de la relación entre AHPPN y SE permite discutir escenarios de intensificación o de planificación del uso del territorio sobre bases más objetivas.

Capítulo D.3. ¿Cómo deciden los que deciden? El comportamiento de los productores agropecuarios en el Chaco seco argentino

Matías Mastrangelo

En forma creciente, los ecólogos fuimos llamados a desempeñar un rol más activo en la gestión de los ecosistemas y paisajes rurales en nuestro país (Gurvich *et al.*, 2009; Paruelo, 2016). La efectividad de dicha gestión depende en gran medida de la capacidad de transformar los comportamientos humanos que con mayor fuerza impulsan los cambios en los ecosistemas y paisajes.

Dado que el comportamiento humano no suele formar parte de los estudios ecológicos en nuestro país, la incorporación de enfoques y colaboración con profesionales de las ciencias sociales resulta clave para comprender las fuerzas impulsoras del cambio ecosistémico y así aumentar nuestra capacidad de producir conocimiento útil para la gestión. El comportamiento de los productores agropecuarios es aquél con mayor influencia sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y paisajes rurales sobre extensas regiones de la Argentina. Allí, el comportamiento de los productores agropecuarios suele afectar el funcionamiento ecosistémico a diferentes escalas espaciales y temporales, ya que, entre otras cosas, modifica el tipo y extensión de la cobertura vegetal, y con ello, la dinámica de diversos procesos ecológicos (Volante *et al.*, 2012). Estas modificaciones son impulsadas por diversos tipos de productores agropecuarios, por lo general con la intención de aumentar la producción de bienes materiales como alimentos, fibras o combustibles. Así, los productores agropecuarios juegan un doble rol en los paisajes rurales al ser, al mismo tiempo, afectados y beneficiarios del funcionamiento ecosistémico (Scheffer *et al.*, 2000).

Cuando las alteraciones del ecosistema producen pérdidas de biodiversidad y funciones ecosistémicas, los productores agropecuarios perjudican la producción de bienes y servicios de los ecosistemas de los que se

benefician otros actores sociales o la sociedad toda. Por ejemplo, una empresa agropecuaria que desmonta un fragmento de bosque nativo amplía la superficie cultivable y el volumen de producción de granos y carne, y a la vez, reduce la capacidad del ecosistema de regular el clima, controlar la erosión y proveer hábitat a organismos beneficiosos (polinizadores, controladores biológicos, etc.), entre otras funciones y servicios. La gestión de los ecosistemas y paisajes rurales tiene entre sus objetivos incentivar decisiones de uso de la tierra que produzcan beneficios diversos (tangibles e intangibles, públicos y privados) con el menor perjuicio posible sobre la biodiversidad y funciones ecosistémicas, de forma de mantener la multifuncionalidad en el largo plazo (Mastrangelo *et al.*, 2014b). En este contexto, mejorar nuestro conocimiento sobre el comportamiento de los distintos tipos de productores agropecuarios es fundamental para diseñar incentivos que sean adoptados de modo efectivo y duradero.

A escala global, la agricultura es el principal causante de la transformación de ecosistemas y paisajes rurales, y de su capacidad de proveer beneficios a la sociedad de manera sustentable (Ellis *et al.*, 2010). En el gran Chaco sudamericano, la conversión de ecosistemas naturales y seminaturales para usos agrícolas y ganaderos se ha producido con una magnitud y velocidad mayor que en cualquier otra región del mundo durante los últimos 15 años (Hansen *et al.*, 2013). En el Chaco seco argentino, esta expansión de la agricultura generó la transformación de 15,8 millones de hectáreas de bosques nativos hasta 2012 (Vallejos *et al.*, 2015). A escala regional, la deforestación resulta de la acción sinérgica de factores económicos, tecnológicos y políticos, facilitados por factores climáticos, que penetran desde fuera de la región con el objetivo de incorporarla a un modelo de desarrollo basado en la exportación de *commodities* agrícolas. Esto genera territorios donde fronteras de deforestación impulsadas por fuerzas globales se expanden desplazando modos de vida indígenas y campesinos (Brannstrom, 2009). Allí, los cambios en el uso y cobertura de la tierra son de modo creciente el resultado de una multiplicidad de decisiones tomadas en forma relativamente individual e independiente por productores agropecuarios que se relacionan de formas muy distintas con la tierra que usan. En definitiva, la fragmentación del paisaje en las fronteras agropecuarias del Chaco seco, refleja en gran medida la fuerte fragmentación social y cultural del territorio, resultante de una historia dominada por el conflicto en torno a la tenencia y uso de la tierra entre diferentes actores territoriales.

La producción agropecuaria en el Chaco seco se inició con la llegada de los criollos y colonos hacia fines del siglo XIX y comienzos del XX, quienes desarrollaron sistemas de baja intensidad de uso de la tierra como la ganadería “a monte” o el cultivo en pequeños predios bajo formas precarias de tenencia de la tierra (Morello *et al.*, 2005). Durante los años 70 y 80 comienzan a expandirse formas de hacer agricultura con tecnologías de la llamada “revolución verde” (mejoramiento genético, agroquímicos, maquinaria, riego) en las zonas con mayor aptitud agrícola e infraestructura, iniciando un proceso de reemplazo de productores con baja intensidad de uso de la tierra sobre pequeños predios y tierras comunales, por productores con alta intensidad de uso de la tierra sobre grandes predios privados (Grau *et al.*, 2008). Este proceso se extiende y profundiza en las últimas dos décadas con el arribo masivo de productores de la región pampeana, quienes acaparan tierras en el Chaco seco e impulsan una aceleración de la deforestación y la conflictividad social como resultado de su irrefrenable ambición por ampliar la superficie cultivable con soja y/o pasturas para ganadería intensiva (Cáceres, 2015).

D.3.1. Abordajes para el estudio del comportamiento de los productores agropecuarios

A escala global y en especial en nuestro país, el estudio del comportamiento de los productores agropecuarios no ha sido desarrollado en forma proporcional a su importancia como impulsor del cambio ambiental. Los estudios sobre la gestión de los ecosistemas han estado basados en el supuesto del *homo economicus*, es decir, del actor territorial como un agente cuyas decisiones son puramente racionales y están orientadas solo a maximizar el beneficio económico propio.

Pese a la enorme cantidad de estudios que evidencian lo inconveniente de este modelo de comportamiento humano, existen hoy herramientas de investigación y gestión de los ecosistemas que aún se sustentan en suponer aspectos del *homo economicus*, como por ejemplo, los esquemas de pagos por servicios ecosistémicos (SE) (Levine *et al.*, 2015). En paralelo al auge de mecanismos de gestión ecosistémica basadas en incentivos económicos, los mecanismos de regulación del uso de los ecosistemas por parte del Estado, como el ordenamiento territorial rural, están por lo general sustentados en un conocimiento somero del comportamiento de los actores territoriales (Mastrangelo *et al.*, 2015). Frente a esta situación, resulta de gran valor, tanto básico como aplicado, la ampliación de

las capacidades de abordaje conceptual y metodológico para estudiar el comportamiento de los productores agropecuarios. Distintas disciplinas ofrecen teorías, conceptos y métodos para tal fin. El análisis institucional permite identificar cómo el comportamiento de un grupo o un individuo es influenciado por normas y reglas establecidas por instituciones formales o informales, lo que lo hace en particular apropiado para contextos donde la acción colectiva y las instituciones son fuertes y tienden a regir el comportamiento (Agrawal y Gibson, 1999). Los modelos económicos han sido muy utilizados para comprender el manejo de los ecosistemas, aunque su énfasis en el agente puramente racional, utilitario y egoísta ha generado explicaciones tan elegantes como erróneas como la famosa “Tragedia de los Comunes” (Hardin, 1968). Los modelos institucionales y económicos pueden ser útiles en análisis a grandes escalas, donde los incentivos económicos y las regulaciones institucionales determinan en gran medida la asignación de tierras a los distintos usos en función de aptitudes, costos y beneficios (Edwards-Jones, 2006). Sin embargo, estos modelos van perdiendo validez a medida que las decisiones de uso de la tierra se analizan a escalas más finas, donde la diversidad de comportamientos crece y los factores no económicos ganan cada vez más influencia (Poppenborg y Koellner, 2013).

Las ciencias sociales ofrecen múltiples formas de abordar la dinámica del comportamiento de los diferentes actores territoriales. Estos abordajes varían en función de su marco teórico, metodológico y sus objetivos. En los 60 emerge la ecología cultural como forma de comprender los cambios en el paisaje rural a partir del estudio del comportamiento de los actores territoriales, integrando la teoría de sistemas, los métodos cualitativos de la antropología y los estudios sobre lógicas campesinas de Chajánov (1966) y Boserup (1965) (Roy Chowdhury y Turner, 2006). Este énfasis en la agencia de los actores territoriales surgió en forma paralela en los estudios sobre riesgo ambiental, aunque utilizando métodos cuantitativos, como en el caso de los modelos basados en agentes (Brookfield, 1972). En los 80 estos abordajes fueron criticados por considerar de manera insuficiente el rol de las estructuras sociales como determinante del comportamiento de los actores territoriales, y bajo este argumento la ecología cultural dio lugar a la ecología política y los estudios sobre vulnerabilidad, ambas con un enfoque estructuralista como la sociología rural (Blaikie y Brookfield, 1987). Más recientemente, diversos enfoques disciplinares e interdisciplinares abordan en forma integrada el rol de la agencia y la estructura en los paisajes rurales, combinando métodos

cualitativos y cuantitativos. Uno de ellos comparte el propósito de la psicología ambiental de comprender la influencia retroactiva entre el cambio ambiental y el comportamiento humano, mediada por las creencias, valores, actitudes, percepciones y lógicas de tomas de decisiones de los individuos y los grupos sociales (Meyfroidt, 2013). Este enfoque adopta dichos elementos conceptuales de la psicología social con el objetivo de comprender y predecir el comportamiento de los actores territoriales bajo la influencia de factores tanto endógenos como de su contexto sociocultural (St. John *et al.*, 2010). Como todo abordaje, los conceptos y métodos de la psicología social aplicados en el ambiente rural tienen sus fortalezas y limitaciones. Por un lado, los modelos psicosociales superan las limitaciones del concepto del *homo economicus* al reconocer la racionalidad limitada de los agentes frente a situaciones complejas y la influencia de factores emocionales en la formación de intenciones y la toma de decisiones (Kahneman, 2003). Por otro lado, son factibles de ser integrados con modelos ecológicos y económicos dado que reducen el comportamiento a un conjunto de categorías *a priori* que pueden ser analizadas cuantitativamente (Cooke *et al.*, 2009). Estas últimas características, sin embargo, confieren rigidez a los modelos psicosociales y limitan su capacidad de observar aspectos del comportamiento no observables con los conceptos y métodos establecidos *a priori*.

El presente capítulo tiene como objetivo revisar teorías, conceptos y métodos de la psicología social aplicados en el ambiente rural del Chaco seco para visibilizar y poner en debate sus aportes reales y potenciales a la investigación y gestión de ecosistemas y paisajes rurales sujetos a transformación por la agricultura. La hipótesis de trabajo es que las intervenciones dirigidas a modificar el comportamiento de los productores agropecuarios hacia decisiones más sustentables, serán efectivas en la medida que la toma de decisiones de uso de la tierra sea analizada como un proceso complejo, dinámico y singular. Por lo tanto, se propone que con el aporte de la psicología social es posible diseñar intervenciones “a medida” de los distintos tipos de productores agropecuarios, cuya efectividad potencial es mayor que la de intervenciones que engloban a los productores bajo un mismo modelo de comportamiento.

Esta revisión cuenta con tres secciones, cada una orientada a abordar aspectos distintos pero vinculados del comportamiento de los productores agropecuarios. Las secciones comienzan presentando conceptos y métodos en forma general, y luego ilustran la aplicación de los mismos en estudios realizados en el Chaco seco argentino. La

primera sección se refiere a cómo explicar y predecir la formación de intenciones. La segunda se refiere a cómo describir y caracterizar la diversidad de identidades y su rol sobre los valores y las actitudes. La tercera se refiere a cómo evaluar y vincular los compromisos ecológicos y los conflictos de preferencias entre distintos tipos de agentes. Por último, se discute brevemente cómo integrar los aportes de la psicología social a la investigación y gestión inter y transdisciplinaria de los ecosistemas.

D.3.2. El querer, deber y poder en la formación de intenciones

La psicología social ha generado distintos marcos teóricos y analíticos para estudiar el proceso de toma de decisiones del individuo en su contexto social. Uno de ellos es la Teoría del Comportamiento Planificado (TCP), elaborada por Ajzen (1991). La TCP propone un modelo conceptual para explicar la formación de intenciones, que constituye el proceso clave previo a la toma de decisiones. Este modelo es apropiado para analizar comportamientos voluntarios, es decir, aquéllos cuya ocurrencia está fuertemente determinada por factores motivacionales endógenos del agente, y comportamientos con alto costo, es decir, aquéllos en los que se ponen en juego una significativa cantidad de tiempo, dinero, etc. (Steg y Vlek, 2009). En su versión simplificada, la TCP propone que la intención es el precursor inmediato de la decisión, y está influenciada en forma directa por tres factores o constructos psicosociales: la actitud, la norma subjetiva y el control del comportamiento (Figura D.3.1). A su vez, el control del comportamiento afecta tanto la formación de la intención como la toma de la decisión. La evaluación del modelo mediante análisis cuantitativos de datos recolectados en encuestas estructuradas permite evaluar la influencia relativa de estos tres factores sobre la intención de realizar un comportamiento determinado (focal) que es voluntario y tiene un objetivo, acción asociada, contexto y temporalidad bien definida (principio de compatibilidad, Ajzen, 2011). Las revisiones de las evaluaciones empíricas de la TCP muestran que este modelo conceptual ofrece una explicación parsimoniosa de la formación de intenciones en contextos de toma de decisiones muy diversos, como el trabajo, la salud y el manejo de los recursos naturales (Armitage y Conner, 2001).

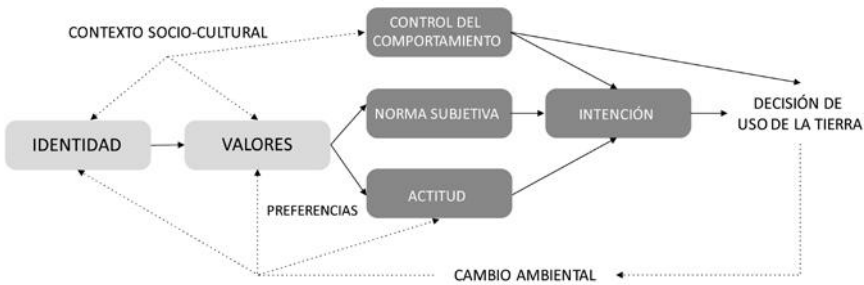


Figura D.3.1. Modelo conceptual de los factores del comportamiento humano (constructos de la psicología social) que influyen sobre las decisiones de uso de la tierra y la influencia retroactiva que el cambio ambiental ejerce sobre ellos. Recuadro de línea punteada: modelo de la Teoría del Comportamiento Planificado.

En la TCP, la actitud consiste en la tendencia de un agente a valorar el resultado del comportamiento focal en forma favorable o desfavorable. Una actitud favorable hacia el comportamiento focal estará asociada a una fuerte intención de realizar dicho comportamiento, por lo que puede decirse que la actitud captura lo que el agente quiere o le interesa hacer. Por su parte, la norma subjetiva consiste en la percepción que el agente tiene sobre la opinión que sus pares y referentes tienen del comportamiento focal. Una percepción de que sus pares tienen una opinión positiva sobre el comportamiento focal estará asociada a una fuerte intención de realizar dicho comportamiento, por lo que puede decirse que la norma subjetiva captura lo que el agente cree que debe hacer. De esta manera, la influencia relativa de la actitud y la norma subjetiva sobre la intención permite estimar en qué medida el comportamiento es motivado por el interés propio o el interés colectivo del grupo de pertenencia del agente, respectivamente. Por último, el control del comportamiento consiste en la sensación que el sujeto tiene de ser capaz de ejecutar el comportamiento focal. Un fuerte control del comportamiento estará asociado a una fuerte intención de realizar dicho comportamiento y aumentará la probabilidad de que esa intención se materialice en una acción (Figura D.3.1), por lo que puede decirse que el control del comportamiento captura lo que el agente cree que puede hacer.

Para poner a prueba la TCP es necesario instrumentar y hacer operativo el modelo conceptual descripto. El instrumento más utilizado para evaluar la TCP es la encuesta estructurada, que consiste en un conjunto de ítems, cada uno de ellos compuesto de un enunciado afirmativo y una

escala de respuesta tipo Likert. De esta manera, los distintos constructos psicosociales de la TCP se miden mediante lo que los agentes declaran y no por medio de la observación de su comportamiento, lo cual representa una fuerte limitación a tener en cuenta (Cooke *et al.*, 2009). Para la construcción de los ítems de la encuesta estructurada es recomendable realizar antes entrevistas con los sujetos de interés, con el objetivo de identificar los aspectos más salientes de cada constructo psicosocial con relación al comportamiento focal. Por ejemplo, si el comportamiento focal es la incorporación de cultivos de cobertura en la rotación agrícola, los aspectos salientes que influyen sobre la actitud serán los beneficios y perjuicios asociados a esa acción (por ejemplo, la regulación de malezas o la disminución de humedad en el suelo), los que influyen sobre la norma subjetiva serán los pares o referentes (como productores vecinos o los técnicos del INTA) y los que influyen sobre el control del comportamiento serán una serie de barreras o facilitadores (disponibilidad de semillas, personal o maquinaria). Este tipo de información cualitativa obtenida en las entrevistas, es luego utilizada para el diseño de los enunciados afirmativos orientados a medir cada constructo psicosocial. Siguiendo con el ejemplo, uno de los enunciados orientados a medir la actitud hacia la incorporación de cultivos de cobertura puede ser: “Para mí, es importante incorporar cultivos de cobertura para regular las malezas”, que será valorado por el productor agropecuario en una escala de acuerdo/desacuerdo conforme a la medida en que refleja su situación.

Mastrangelo *et al.* (2014a) utilizaron la TCP con el objetivo de mejorar la comprensión de los factores motivacionales endógenos que influyen sobre las intenciones de los productores agropecuarios de conservar fragmentos remanentes de bosques nativos en sus predios en el oeste de la provincia de Chaco. Este estudio se realizó sobre una muestra de 89 productores agropecuarios con predios localizados en los departamentos de Almirante Brown y General Güemes, quienes fueron seleccionados y contactados con la colaboración de agentes de extensión rural del INTA y promotores del programa Cambio Rural. La muestra seleccionada comprendió productores con tamaño de predio entre 180 y 1764 ha, cubiertos en promedio en un 60% por bosques con ganadería extensiva, 15% por cultivos anuales y 25% por pasturas perennes. Más del 90% de la muestra estuvo comprendida por familias o empresas familiares de productores nacidos y residentes en la región chaqueña. El 77,5% de la muestra reportó intenciones positivas hacia la conservación de los remanentes de bosque nativo en sus predios, mientras que el 22,5% restante reportó intenciones negativas.

Los productores fueron visitados en dos oportunidades. En la primera se realizaron entrevistas semiestructuradas y en la segunda se administró una encuesta estructurada. Esta última fue construida sobre la base de la información cualitativa obtenida en las entrevistas previas, y consistió en 27 ítems diseñados para cuantificar el valor de nueve constructos psicosociales. El comportamiento focal fue construido siguiendo el principio de compatibilidad, donde la intención fue consistentemente relevada en relación con la conservación (acción) de fragmentos remanentes de bosque nativo (objetivo) en el predio del productor encuestado (contexto) por el año venidero (la temporalidad).

Uno de los objetivos específicos del estudio fue comparar el grado de ajuste y parsimonia entre tres modelos alternativos: i) el propuesto por la TCP; ii) la TCP combinada con la Teoría de la Activación de la Norma (Schwartz, 1977), que incluía tres constructos adicionales (la norma personal, la conciencia del problema y la conciencia de las consecuencias), y iii) la TCP combinada con la Teoría de la Activación de la Norma más los constructos de identidad y comportamiento pasado, que fueron propuestos por Burton y Wilson (2006) como importantes factores influyentes del comportamiento de los productores agropecuarios.

El análisis cuantitativo de las respuestas de los productores agropecuarios se realizó utilizando modelos de ecuaciones estructurales en dos pasos. Primero, se evaluó la validez de los nueve constructos psicosociales mediante un análisis factorial confirmatorio, el cual permite comprobar si las variables manifiestas (las respuestas a los enunciados) contribuyen a la variable latente (los constructos psicosociales) tal como se propone en el modelo conceptual. Segundo, se evaluaron las relaciones propuestas entre los constructos psicosociales en los tres modelos alternativos mediante análisis de trayectorias. Los resultados mostraron que el modelo simple propuesto por la TCP fue el que combinó mayor ajuste y parsimonia, confirmando el valor sinóptico de la TCP. El modelo simple de la TCP explicó una cantidad muy similar de varianza que el modelo más complejo (41% y 42%, respectivamente), a la vez que mostró una mayor parsimonia (su valor del criterio de Akaike fue 116% menor comparado con los otros dos modelos). Asimismo, los modelos resultantes mostraron que la norma subjetiva y la actitud fueron factores que de manera consistente influyeron en forma positiva y significativa sobre la intención de los productores agropecuarios (coeficientes de regresión promedio igual a 0,33 y 0,31, respectivamente). Por su parte, el control del comportamiento no influyó de modo significativo sobre las intencio-

nes de conservar el monte nativo en sus predios. En cuanto a los factores integrados a la TCP, la identidad tuvo una fuerte influencia subyacente sobre la actitud y la norma subjetiva, y a través de éstos sobre la intención de conservar los fragmentos remanentes de bosque nativo.

Los resultados de este trabajo sugieren que los productores agropecuarios del oeste del Chaco deciden si conservar o no en sus predios de acuerdo con lo que a ellos en forma individual les interesa hacer con el bosque nativo en relación con los beneficios que perciben, pero en especial en respuesta a la opinión de sus pares, en particular otros productores, acerca de lo que ellos deben hacer con el bosque nativo. Por su parte, que el control del comportamiento no haya influido de forma significativa sobre sus intenciones de conservar el monte nativo, sugiere que este tipo de productores en general cree que puede conservar, es decir, no percibe la presencia de barreras para ejecutar el comportamiento.

Por último, la importancia de la identidad como factor subyacente a las actitudes, normas e intenciones, sugiere que las expectativas de los productores agropecuarios acerca de cómo deberían comportarse como parte de su grupo de identidad, sea cual fuere éste, juegan un rol fundamental en las decisiones de conservar. Estos resultados pueden ser útiles para informar el diseño de intervenciones orientadas a modificar las intenciones negativas hacia la conservación del bosque nativo que persisten en una porción significativa de productores agropecuarios. Demostrar los beneficios de conservar los remanentes de bosque en sus predios permitiría aumentar la actitud positiva de los productores agropecuarios hacia su conservación. Establecer o reinstaurar normas subjetivas en los grupos de identidad según las que los productores agropecuarios que conserven remanentes del bosque nativo en sus predios tengan mejor reputación y mayor reconocimiento por sus pares, puede representar una forma efectiva de revertir dichas intenciones.

D.3.3. El rol de las identidades en los valores y actitudes

Las personas tienden a valorar los ecosistemas y a formar una actitud hacia la conservación de manera muy diferente. En el caso de los productores agropecuarios, estos valores y actitudes suelen ser contrastantes y suelen entrar en conflicto.

La psicología social ofrece elementos para estudiar la formación de las actitudes, las cuales contribuyen fuertemente a configurar las intenciones, como se mostró en la sección anterior. Las actitudes suelen abor-

darse de manera conceptual como la expresión (específica de un determinado comportamiento) de los valores, los cuales son descriptos con un carácter menos lábil y más duradero que las actitudes (Schultz y Zelezny, 1999). Existen diversos esfuerzos tendientes a desarrollar abordajes amplios y plurales para la valoración de los ecosistemas como insumo clave en la investigación y gestión de éstos. Uno de ellos es llevado adelante en el marco de la Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES), donde el concepto de “valor” puede ser referido tanto a un principio asociado a un determinado grupo cultural, una preferencia que alguien tiene sobre un determinado estado de un sistema, la importancia que se le asigna a un atributo de un objeto, proceso o comportamiento, o simplemente, una medida (Pascual *et al.*, 2017). En cualquier caso, los valores se refieren a conceptos abstractos y generales (por ejemplo, “la diversidad”) sobre los que se desarrollan creencias (“el monte es diverso”) en las que se sustenta la formación de actitudes (“me interesa conservar el monte”).

En IPBES, los valores han sido clasificados en tres tipos: i) valor intrínseco (como la diversidad por su propia existencia, más allá del juicio del ser humano), ii) valor instrumental (por ejemplo, la diversidad como un medio para satisfacer necesidades o deseos del ser humano) y iii) relacional (la diversidad porque permite el vínculo entre los seres humanos y de éstos con otros seres) (Chan *et al.*, 2016).

La psicología social ha propuesto y demostrado cómo la interacción social y la internalización de normas en grupos de identidad juegan un rol fundamental en la formación de actitudes y valores (Figura D.3.1). Dichas influencias surgen debido a que los sujetos tienden a compartir el significado simbólico de objetos y comportamientos, lo cual les confiere pertenencia a grupos y al desarrollo de una identidad (Stryker y Serpe, 1994). Así, cada identidad está asociada a un conjunto de valores y actitudes compartidos por un grupo, y se mantiene mediante el propio reconocimiento de pertenencia de cada miembro (por ejemplo, cuando declaran “yo soy un productor”) y por la expectativa compartida entre ellos de que cada uno debe comportarse de una determinada forma (como cuando declaran “los productores sólo producimos alimentos”).

Sin embargo, la psicología social ha descrito cómo la identidad es múltiple y jerárquica, de manera que en cada actor social coexisten diversas identidades (como ser productivista y ser conservacionista), las cuales se manifiestan con mayor o menor saliencia de acuerdo con su jerarquía y situación contextual (por ejemplo, ser productivista en las

reuniones con grandes productores, pero conservacionista en las reuniones con extensionistas rurales) (Burton, 2004). Como se mostró en la sección anterior, la incorporación del constructo “identidad” a la TCP aumenta la capacidad del modelo de explicar las actitudes, normas e intenciones. Por este motivo, otros estudios se han preguntado cuáles son los factores que determinan la alta influencia de la identidad en contextos de decisiones de conservación y manejo de ecosistemas, y han encontrado que el grado de conexión con la naturaleza (la sensación de ser parte de la naturaleza) (Schultz, 2001) y el apego al lugar (la sensación de pertenencia a un lugar) (Raymond *et al.*, 2010) influyen de manera significativa sobre la identidad (Lokhorst *et al.*, 2014).

La diversidad de valores y actitudes de los productores agropecuarios, y la influencia de sus identidades sobre dicha diversidad, fueron evaluadas mediante entrevistas realizadas en 2013 a 36 productores agropecuarios con predios localizados en los alrededores de la localidad de Pampa del Infierno (departamento de Almirante Brown, provincia de Chaco) (Mastrangelo, datos no publicados). Los entrevistados fueron seleccionados de manera de capturar la heterogeneidad de productores agropecuarios presentes en el territorio, tanto en cuanto a tamaño de la producción como a la actividad productiva principal. La entrevista estuvo compuesta por dos partes. La primera tuvo un formato semiestructurado y consistió en un conjunto de preguntas amplias y de respuesta abierta diseñadas para generar que el productor agropecuario describa, con sus propias palabras, sus prácticas y trayectorias de uso de la tierra, sus intenciones y actitudes hacia la conservación del bosque nativo, la percepción de sí mismo y su rol en ese contexto social, y la identificación de los beneficios que reconoce provenientes de los ecosistemas. La segunda parte tuvo un formato estructurado y consistió en preguntas de respuesta cerrada diseñadas para cuantificar el valor otorgado a la oferta de 12 SE en dos sistemas de uso de la tierra (Figura D.3.2, véase en el Anexo). Los sistemas de uso de la tierra evaluados fueron un sistema de baja intensidad de uso que integra elementos del bosque nativo con pasturas y/o cultivos (“sistema integrado”) y un sistema de alta intensidad de uso en el que el bosque nativo es reemplazado por pasturas y/o cultivos (“sistema intensivo”). Aquí se les pidió a los entrevistados que, utilizando una escala de -5 (extremadamente poco importante) a +5 (extremadamente importante), valoren la importancia cada uno de los 12 servicios ecosistémicos en cada uno de los sistemas.

Los datos obtenidos de la primera parte de la entrevista fueron utilizados para: i) clasificar y caracterizar a los entrevistados y construir una tipología de productores agropecuarios, ii) definir un conjunto de beneficios que los entrevistados consideraban eran producidos por los ecosistemas y tenían influencia sobre su bienestar (SE).

Las respuestas de los entrevistados fueron codificadas y se realizó una clasificación cualitativa sobre esos datos (Henry *et al.*, 2015). La tipología de productores fue realizada clasificando a los entrevistados según sus atributos estructurales y sus prácticas y trayectorias de uso de la tierra, declarados en la entrevista. La tipología de productores no fue construida sobre la base de la percepción que cada uno tenía de sí mismo y su rol (identidad) o los valores, actitudes y/o intenciones declarados en las entrevistas, por dos motivos. Primero, los factores motivacionales pueden ser diferentes entre los distintos sujetos, pero no necesariamente se excluyen unos a otros (Lokhorst *et al.*, 2011). De hecho, en la próxima sección se muestra cómo valores y actitudes *a priori* incompatibles entre sí pueden coexistir y dar lugar a un *continuum* de preferencias. Segundo, la teoría de la autopercepción (Bem, 1972) propone que las personas construyen la imagen de sí mismas sobre la base de sus decisiones y acciones, y no al contrario.

La clasificación de los 36 entrevistados dio lugar a seis clases de productores agropecuarios, que fueron caracterizados de forma sintética de acuerdo con el tamaño de su producción y su trayectoria de cambio de uso de la tierra (Figura D.3.2, véase en el Anexo): i) pequeños extensificadores (4), ii) pequeños mixtos (8), iii) medianos diversificadores (7), iv) medianos intensificadores (9), v) grandes expansionistas (3) y vi) grandes intensificadores (5).

Los datos obtenidos de la segunda parte de la entrevista fueron utilizados para cuantificar y comparar el valor otorgado por parte de los productores agropecuarios a los 12 SE ofrecidos por los sistemas integrado e intensivo de uso de la tierra. La comparación de las medias de las valoraciones muestra dos patrones generales (Figura D.3.2, véase en el Anexo). Por un lado, la importancia otorgada a los SE ofrecidos por el sistema integrado disminuye a medida que los productores agropecuarios tienen unidades de producción de mayor tamaño y hacen un uso más intensivo de la tierra (Figura D.3.2a véase en el Anexo), mientras que la importancia relativa otorgada a los SE ofrecidos por el sistema intensivo es similar entre los distintos tipos de productores agropecuarios (Figura D.3.2b véase en el Anexo). Por otro lado, todos los tipos de productores

agropecuarios (excepto los grandes expansionistas e intensificadores) tendieron a asignarle una importancia positiva y de similar magnitud a la gran mayoría de *SE* ofrecidos por el sistema integrado, mientras que tendieron a asignarle una alta importancia a unos pocos servicios ecosistémicos y baja importancia a muchos *SE* ofrecidos por el sistema intensivo.

Este estudio demuestra la utilidad de combinar conceptos y métodos de la sociología rural y la psicología ambiental. Por un lado, la construcción de tipologías de productores sobre la base de sus estrategias productivas permite sintetizar y volver manejable la heterogeneidad social, económica y cultural presente en el territorio (Valbuena *et al.*, 2008). Por otro lado, la valoración social de *SE* demuestra en forma cuantitativa, y sin necesidad de métricas económicas, la magnitud de las diferencias en los valores asignados a los *SE* por parte de los tipos de productores identificados, las cuales reflejan los intereses en disputa y el nivel de conflictividad real o potencial en el territorio. Ésta es una primera aproximación a la valoración social de *SE* en el Chaco seco que debe ser complementada con el estudio de los lenguajes (lógicas y categorías) de valoración propios de los actores territoriales, para evitar invisibilizar valores que no pueden capturarse con conceptos y métodos pautados por el investigador.

D.3.4. Los compromisos ecológicos y conflictos de preferencias

Distintos objetivos y resultados del uso de la tierra se ponen en juego y compiten en el proceso de toma de decisiones de los productores agropecuarios. Por esta razón, las actitudes involucradas en este proceso son múltiples e interactúan en forma particular de acuerdo con el tipo de productor considerado. El estudio de las preferencias permite evaluar las relaciones de sinergia o conflicto entre actitudes hacia distintos objetivos del uso de la tierra. Identificar transiciones hacia sistemas de uso de la tierra capaces de balancear en forma más equitativa la producción de alimentos y la conservación de la biodiversidad es un objetivo clave de la gestión de los ecosistemas y paisajes. Para esto no alcanza con diagnosticar qué estados del sistema constituyen opciones de uso de la tierra que logran el mejor compromiso o mayor eficiencia en términos biofísicos, ya que la implementación de tales sistemas dependerá en última instancia de las decisiones de uso de la tierra de agentes individuales. Tales decisiones estarán influenciadas, como vimos, no sólo por la posibilidad material de realizarlo, sino que por sobre todo estarán determinadas por las actitudes y preferencias hacia la producción y conservación, que muchas

veces difieren entre productores agropecuarios con distintas identidades. De esta manera, resulta imperioso contar con un marco conceptual y analítico que permita identificar qué sistemas de uso de la tierra son a la vez biofísicamente posibles y socialmente deseables de realizar. Recientemente dicha herramienta ha sido propuesta conceptualmente por Cavender-Bares *et al.* (2015) y utilizada en el contexto del Chaco seco argentino por Mastrangelo y Laterra (2015).

Dicho marco está basado en la integración de conceptos y métodos de la economía del comportamiento y la ecología de ecosistemas y paisajes. El primer paso del marco consiste en construir funciones de producción, una herramienta de la economía utilizada para describir en qué medida es posible transformar recursos en bienes y servicios. Esta herramienta ha sido adoptada desde la ecología para describir cómo distintos grados de transformación de los ecosistemas producen distintos niveles de oferta de servicios ecosistémicos (Páruelo *et al.*, 2016). Las funciones de producción se utilizan en este marco para evaluar la relación de compromiso entre distintos SE a lo largo de un gradiente de transformación, lo cual da lugar a una curva de compromiso. Dicha curva muestra en qué medida una decisión de uso de la tierra que aumenta el nivel de oferta de un SE genera un cambio en el nivel de oferta de otro, lo que permite identificar las opciones de uso de la tierra donde el compromiso entre dichos SE es menor y, por lo tanto, su producción es más eficiente, de allí que también se conozca como frontera de eficiencia o de posibilidad de producción (Smith *et al.*, 2012). Una ventaja de evaluar compromisos mediante las funciones de producción consiste en que no es necesario valorar los SE usando métricas económicas, sino que cada uno se cuantifica en sus propias unidades (por ejemplo, número de especies) (Polasky *et al.*, 2008).

El segundo paso del marco consiste en construir curvas de indiferencia para los distintos tipos de productores agropecuarios u otros tipos de agentes involucrados en las decisiones de uso de la tierra. Las curvas de indiferencia son una herramienta de la economía del comportamiento utilizadas para describir las preferencias de los consumidores respecto de bienes y servicios cuya producción está sujeta a una relación de compromiso, es decir, permite identificar la combinación más deseada de dichos bienes o servicios de entre todas las combinaciones que son biofísicamente posibles. Cuando se aplica a una relación de compromiso ecológica, las curvas de indiferencia muestran los estados del sistema (definidos por las combinaciones posibles de SE) en los que los niveles de

satisfacción de los productores agropecuarios u otros grupos de identidad se mantienen invariables o indiferentes según sus preferencias.

El tercer paso consiste en superponer gráficamente la curva de eficiencia y las curvas de indiferencia para identificar los puntos de intersección entre ambas curvas. Éstos indican los estados del sistema que constituyen opciones de uso de la tierra que son a la vez biofísicamente posibles y socialmente deseables para cada grupo de identidad. De esta manera, este marco conceptual y analítico incorpora el reconocimiento explícito de los conflictos de preferencia entre los grupos de interés en la búsqueda de soluciones de compromiso viables y sustentables de uso de la tierra (King *et al.*, 2015).

Con el objetivo de identificar transiciones hacia sistemas sustentables de uso de la tierra que sean biofísicamente posibles y socialmente deseables, Mastrangelo y Laterra (2015) relevaron las preferencias de 27 productores agropecuarios del este de Salta (departamento de San Martín) por combinaciones de niveles de biodiversidad (indicados por la actitud hacia retener los fragmentos de monte nativo en sus predios) y productividad agropecuaria (indicada por la actitud hacia remover dichos fragmentos). En el departamento de San Martín, la frontera agropecuaria se expande desde el piedemonte subhúmedo hacia la llanura semiárida impulsada por productores agropecuarios de la región y extrarregionales que en los últimos 20 años comenzaron a utilizar tierras históricamente utilizadas por familias criollas y comunidades indígenas. Como en los casos anteriores, los entrevistados fueron seleccionados de manera de representar la heterogeneidad de productores agropecuarios presentes en el territorio. Así, la muestra capturó un gradiente de intensidad de uso de la tierra que comprendió desde familias criollas que crían ganado vacuno en bosques de acceso abierto y animales de corral en sus “puestos”, hasta grandes empresas agropecuarias con extensas superficies deforestadas y cultivadas, en forma creciente con pasturas implantadas para producción de carne vacuna. Cada unidad de producción muestreada fue visitada al menos en dos oportunidades durante 2010, una de ellas para relevar a las aves como indicador de biodiversidad, y otra para realizar una entrevista al productor, la cual estuvo compuesta por una parte semiestructurada, orientada a caracterizar la unidad de producción, y otra estructurada, para relevar las preferencias del productor. Las opciones que se presentaron a los productores agropecuarios en la parte estructurada fueron combinaciones biofísicamente posibles de niveles de biodiversidad y productividad, obtenidos de la curva empírica de compromiso ecológico entre estos dos objetivos del

uso de la tierra (Mastrangelo y Gavin, 2012). Los productores encuestados fueron agrupados de acuerdo con sus preferencias declaradas, y se encontraron tres grupos de productores bien definidos.

El primer grupo (“multifuncionales de baja productividad”) mostró preferencias por altos niveles de biodiversidad y niveles de productividad intermedios, y se caracterizó por un uso de la tierra diversificado y de baja intensidad, producciones familiares orientadas al autoconsumo y comercio de pequeña escala, en predios de dimensiones variables, usualmente bajo formas de tenencia precaria y/o uso comunal. El segundo grupo (“multifuncionales de alta productividad”) mostró preferencias por niveles intermedios de biodiversidad y niveles intermedios a altos de productividad, y se caracterizó por la integración de usos de la tierra (ganadería y agricultura) y de elementos nativos e introducidos (pasturas exóticas bajo monte nativo), producciones orientadas al comercio tanto regional como de exportación, en predios propios de tamaño mediano a grande manejados por sus dueños. El tercer grupo (“monofuncionales de alta productividad”) mostró preferencias bajas a moderadas por la biodiversidad y consistentemente altas por la productividad, y se caracterizó por sistemas de uso de la tierra simplificados y basados en el uso de insumos externos, producciones orientadas a la exportación de *commodities* agrícolas, en predios en su mayoría alquilados y manejados por personal contratado.

La Figura D.3.3 muestra la curva de compromiso (curva cóncava con línea llena) y las curvas de indiferencia (curvas convexas) para los tres tipos de productores agropecuarios: multifuncionales de baja productividad (línea de guiones), multifuncionales de alta productividad (línea llena) y monofuncionales de alta productividad (línea de guiones y puntos). Los puntos por debajo de la curva de compromiso indican los estados de los sistemas de uso de la tierra reales definidos por la combinación de niveles de producción y conservación que fueron medidos en el terreno (Mastrangelo y Gavin, 2012). Las letras indican los distintos puntos de intersección de las curvas de indiferencia con la curva de compromiso, y permiten identificar barreras y oportunidades para la transición de los sistemas de uso de la tierra hacia la sustentabilidad. Promover la transición de los productores multifuncionales (tanto de baja como alta productividad) hacia los estados A y B sería deseable desde la perspectiva de la conservación. Sin embargo, la fuerte presión por incrementar los niveles de producción en el este de Salta sumada a la vocación expansionista de los productores monofuncionales de alta productividad (representada por el estado E), aumentaría la vulnerabilidad de estos sistemas de baja

productividad a ser desplazados y abandonar sus campos. Por lo tanto, al mirar el contexto socioeconómico a escala regional, se observa que la probabilidad de que los sistemas multifuncionales aseguren su permanencia en el territorio y logren la sustentabilidad, es mayor si logran transicionar hacia los estados C y D (flechas de color gris claro), donde los niveles de producción serían significativamente mayores sin que esto implique una reducción notoria de los niveles de conservación. Por su parte, existe la posibilidad de que los productores monofuncionales de alta productividad transicionen hacia un sistema multifuncional sin resignar productividad (flecha gris oscura). Sin embargo, la intersección de las curvas para este grupo (punto E) indica que este tipo de productor, a diferencia de los otros dos grupos, no se encontraría satisfecho en estados de mayor multifuncionalidad, quizás en respuesta a la mayor complejidad asociada al manejo de sistemas más biodiversos.

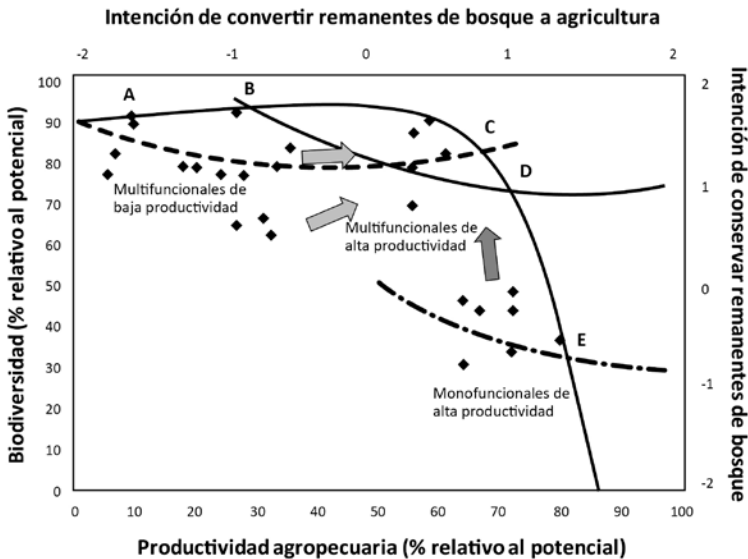


Figura D.3.3. Intersección de las curvas de indiferencia para tres tipos distintos de productores agropecuarios y la curva empírica de compromiso entre conservación y producción (línea llena) en el Chaco seco argentino. Las letras C y D indican estados del sistema que son a la vez biofísicamente posibles y socialmente deseables para los productores multifuncionales de baja productividad (línea de guiones), aunque posibles pero no deseables para los productores monofuncionales de alta productividad (línea de guiones y puntos).

D.3.5. Discusión

La presente revisión describe aportes que algunas aproximaciones desde las ciencias sociales pueden realizar en busca de mejorar nuestra capacidad de comprender e influir sobre las decisiones de uso de la tierra en paisajes rurales.

Diversas ciencias sociales en general, y la psicología social en particular, ofrecen una gran variedad de teorías, conceptos y métodos, cuya aplicación arroja luz sobre ciertos patrones y procesos sociales que subyacen a los cambios ambientales. Dado que es el comportamiento humano el que en última instancia determina el estado de los ecosistemas, el conocimiento de dichos patrones y procesos sociales es clave para el diseño de intervenciones efectivas para revertir la degradación ambiental.

La Teoría del Comportamiento Planificado demostró ser un modelo conceptual y analítico de gran valor sinóptico para comprender los factores motivacionales endógenos que influyen sobre la formación de las intenciones de conservar por parte de productores agropecuarios. Evaluar los factores que influyen sobre la formación de intenciones aporta información acerca de cuán (des)apropiados pueden ser los mecanismos de intervención. Por ejemplo, en caso de que un comportamiento esté motivado endógenamente, es muy poco recomendable promoverlo mediante incentivos exógenos de tipo económico, ya que este “reemplazo” puede erosionar las normas y actitudes que motivaban en origen el comportamiento (de Snoo *et al.*, 2013). Al demostrar la fuerte influencia de la norma subjetiva, la aplicación de la TCP permitió ir más allá de la noción de que los productores agropecuarios deciden si conservar o no sólo en función de su interés personal y la maximización de sus beneficios, ya que las opiniones de sus pares y referentes jugaron un rol fundamental en su predisposición a conservar. Esto sugiere que establecer referentes con actitudes positivas a la conservación en los círculos de opinión de los productores agropecuarios puede ser una estrategia apropiada para modificar sus intenciones de conservar.

Por su parte, la valoración social de SE ofrece herramientas para revelar los distintos –y a veces contrapuestos– valores, actitudes y preferencias que los actores territoriales tienen respecto de los beneficios que derivan de los sistemas de uso de la tierra. Su aplicación permitió observar la diversidad de identidades y perfiles de valoración que coexisten en el territorio. Conocer esta heterogeneidad de pertenencias e intereses es importante para abordar procesos de negociación entre grupos con

identidades y valores en conflicto, como aquellos que se producen en el marco del diseño e implementación de planes de ordenamiento territorial rural (Seghezzo *et al.*, 2011). También permitió observar que sólo en algunos tipos de productores agropecuarios es posible suponer una correspondencia entre los valores asignados a los SE y sus trayectorias de uso de la tierra, indicando que los valores hacia los SE influyen en forma variable sobre las decisiones de uso de la tierra de acuerdo con el tipo de productor agropecuario y el contexto. Por ejemplo, la alta valoración que los pequeños productores otorgan a los SE ofrecidos por los sistemas de alta intensidad de uso de la tierra (Figura D.3.2, véase en el Anexo), no tiene como correlato material una estrategia de intensificación, sino la de extensificar y diversificar la producción. Esto puede deberse a la presencia de barreras materiales que producen una desconexión entre los valores y las prácticas, o a que el abordaje utilizado no captura fielmente este tipo de valores en los productores agropecuarios.

Por último, la superposición de curvas de compromiso e indiferencia ofrece una simple y poderosa herramienta para vincular los compromisos ecológicos y los conflictos de preferencias e identificar barreras y oportunidades para que los productores agropecuarios transicionen hacia sistemas de uso de la tierra que sean a la vez eficientes y aceptables. Los resultados de su aplicación, combinados con la evidencia generada en los anteriores estudios, muestran una serie de implicancias para el diseño de intervenciones “a medida” del comportamiento de los productores agropecuarios, dirigidas a aumentar la sustentabilidad ambiental de su producción agropecuaria en el Chaco seco argentino.

D.3.5.1. Implicancias para el territorio

El análisis conjunto de los estudios realizados en la región puede aportar elementos para evaluar oportunidades y barreras en la transición hacia sistemas sustentables de uso de la tierra, por ejemplo, mediante la comparación de los capitales (social, físico, institucional) que son necesarios para desarrollar los sistemas de uso de la tierra que los productores agropecuarios desean desarrollar (indicado por sus intenciones y preferencias) y los que en efecto desarrollan (indicado por sus prácticas de manejo). En ecosistemas altamente frágiles, como los del Chaco seco argentino, la búsqueda de multifuncionalidad y el consecuente desarrollo de sistemas diversificados de uso de la tierra, contribuyen de manera significativa a la sustentabilidad ambiental de los predios y los paisajes

(Mastrangelo *et al.*, 2014b). Dicha multifuncionalidad contribuye asimismo a la estabilidad de la producción y, por ende, a la sustentabilidad económica y social.

En los estudios revisados, los productores multifuncionales de baja productividad mostraron una actitud positiva hacia la transformación (en forma selectiva o no) de pequeñas superficies de monte nativo para incrementar su productividad. Esta actitud coexistió con una consistente actitud positiva hacia mantener altos niveles de biodiversidad, lo cual se refleja en la alta intención de mantener la matriz de bosque en sus predios y el consecuente mantenimiento de la cantidad y calidad de hábitat. Esta preferencia representa una oportunidad para que este tipo de productores transicione hacia sistemas multifuncionales de alta productividad. Más aún, la norma subjetiva (lo que el sujeto cree que debería hacer) en este grupo de productores, indica que dicha transición es socialmente deseable y aceptada. Sin embargo, a pesar de que la actitud y la norma subjetiva favorecen esta transición, los productores multifuncionales de baja productividad en general carecen de la capacidad o “control del comportamiento” para transformar incluso pequeñas superficies y utilizarlas para aumentar su productividad. Esta barrera está dada por las limitaciones de este tipo de productores en el acceso al capital institucional y físico necesario (títulos de propiedad, crédito, alambrados, maquinaria, etc.) para intensificar el uso de la tierra aun en pequeñas superficies.

Por el contrario, los productores monofuncionales de alta productividad no mostraron la actitud (no les interesa conservar o diversificar) ni la norma subjetiva (el grupo no comparte la expectativa de que los productores deberían conservar o diversificar) para transicionar hacia sistemas multifuncionales, aunque en general sí mostraron que tienen la capacidad de hacerlo si lo desearan o si se sintieran impulsados a hacerlo. De esta manera, quedó demostrado que existen fuertes barreras psicosociales para que este tipo de productores incorpore prácticas de uso de la tierra que le permitan aumentar sus niveles de biodiversidad, aun cuando cuenten con la certeza de que estas prácticas no ponen en riesgo su productividad. Se ha propuesto que los grandes productores difícilmente desarrollan una actitud positiva hacia la conservación, debido a su lógica de maximización del beneficio económico y su débil conexión con la naturaleza y escaso apego al lugar (Burton, 2004). Sin embargo, se ha visto también que este tipo de productores es muy sensible a las opiniones de sus pares y otros referentes, y es posible

que modifiquen sus comportamientos en pos de mantener su imagen y reputación frente a su grupo de identidad y la sociedad (de Snoo *et al.*, 2013). Por esta razón, la oportunidad para que este tipo de productores transicione hacia sistemas multifuncionales radica en la construcción de un capital social constituido por normas subjetivas por las que, a través de la presión de los pares referentes y la opinión pública en general, se recompense con reconocimiento social (o “castigue” con sanción) a aquellos productores que adopten (o no) prácticas que promuevan la biodiversidad en los predios que manejan.

Abordar la complejidad de los problemas ambientales requiere trabajar en forma inter y transdisciplinaria, en especial cuando la investigación procura aportar a la gestión de los ecosistemas y paisajes. Esta revisión muestra algunos esfuerzos incipientes por integrar conceptos y métodos de las ciencias naturales y las ciencias sociales para abordar problemas reales como la deforestación y la pérdida de *SE* en fronteras agropecuarias del Chaco seco argentino.

Los estudios revisados sobre el comportamiento de los productores agropecuarios han abierto un amplio conjunto de nuevos interrogantes, algunos de los cuales se presentan aquí para estimular futuras investigaciones: ¿En qué medida el valor otorgado a los *SE* influye sobre las decisiones de uso de la tierra en los distintos tipos de productores agropecuarios? ¿Cómo influyen los cambios en el paisaje rural producidos por la expansión e intensificación agropecuaria sobre los valores, actitudes y preferencias hacia los ecosistemas y su conservación? ¿Cómo se retroalimentan los valores y las decisiones a través del cambio ambiental (Figura D.3.1)? ¿Cuál es la influencia relativa de los factores motivacionales endógenos y los factores estructurales exógenos (contexto sociocultural) sobre las decisiones de uso de la tierra?

Capítulo D.4. La heterogeneidad de estrategias productivas agrícolas en sistemas semiáridos de Sudamérica⁵³

Germán Baldi, Francisco Murray y Esteban Gabriel Jobbágy

D.4.1. La agricultura en el Chaco seco y la Chiquitania

En América del Sur, los aún extensos bosques y sabanas semiáridas del Chaco seco y la Chiquitania son objeto de una generalizada deforestación y cultivo (Guyra Paraguay, 2013). Esta transformación se produce tanto alrededor de los escasos focos cultivados antiguos, como en zonas alejadas de ellos, sin drásticas restricciones abióticas, bióticas, o políticas (Houspanossian *et al.*, 2016). Asimismo, ambas regiones muestran una heterogeneidad excepcional de tipos de usuarios agropecuarios (Glatzle, 2004; Killeen *et al.*, 2008; Casco Verna, 2011), consecuencia de la disponibilidad histórica de tierras fiscales, una población étnica y económicamente diversa, y campañas de inmigración.

La coexistencia de diferentes contextos humanos bajo un contexto biofísico similar representa un “experimento” que permite explorar estrategias alternativas de gestión de ecosistemas y, al mismo, tiempo identificar sus principales desafíos productivos y ambientales.

Mediante información estadística, técnica, científica e imágenes satelitales, en este capítulo identificamos a los usuarios agropecuarios de toda la región y los caracterizamos según una serie de rasgos sociales, operacionales y productivos. Luego, para dos de estos usuarios de mayor expansión en áreas biofísicamente similares y con rasgos contrastantes, una dominada por actores locales organizados (cooperativas de colonos en Paraguay) y otra por inversores externos (corporaciones y grandes

⁵³ Basado en Baldi, G. *et al.* (2015). *Journal of Arid Environments*, 123: 47-59; y en Murray, F. (2018). *Interacción de controles humanos y ambientales sobre la ecología y socioeconomía de sistemas productivos semiáridos del Chaco y Espinal*. Tesis de Doctorado. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (en evaluación).

productores agrícolas en Argentina), evaluamos sus sistemas productivos cuantificando aspectos ecológicos, agronómicos y económicos.

D.4.2. Panorama regional

Identificamos 16 grupos de usuarios, definidos por tipo jurídico, origen poblacional/étnico, orientación productiva y grado de intensificación, entre otros factores (Figura D.4.1 (véase en el Anexo) y Tabla D.4.1) (Baldi *et al.*, 2015). Considerando la región en su conjunto, predominan en la actualidad aquellos grupos capitalizados y media a altamente tecnificados, conformados por individuos o grupos de individuos (que incluyen de medianos a grandes propietarios de tierras, corporaciones o capitales financieros arrendatarios). Si bien la producción se destina sólo a mercados nacionales o internacionales, estos grupos pueden estar especializados en la siembra y manejo de pasturas (por ejemplo, colonos menonitas en Paraguay), de granos y oleaginosas (corporaciones en Bolivia) o ser de carácter mixto (individuos y corporaciones en Argentina). La distribución espacial del tipo de producción (sobre todo, pasturas vs. cultivos anuales) obedece tanto a la distribución original de los mencionados grupos de usuarios (Baldi *et al.*, 2015) como a factores climáticos (Houspanossian *et al.*, 2016).

Este predominio de grupos capitalizados resulta marcado en Argentina y Paraguay, siendo menor en área desmontada/cultivada la participación de grupos con una mayor complejidad productiva (espacial y temporal) y con variable acceso a insumos y maquinaria (por ejemplo, campesinos locales en Argentina). Si bien no existen cuantificaciones acerca de la expansión del área cultivada en la región de cada tipo de usuario, se puede prever un rol determinante en este proceso por parte de grandes grupos capitalizados, con o sin propiedad de la tierra (le Polain de Waroux *et al.*, 2016). De manera notable, en Bolivia la distribución de distintos grupos de usuarios resulta más equitativa, también con grandes corporaciones agrícolas de capital, en su mayoría extrarregional, pero intercalados con colonias indígenas y japonesas, entre otros actores. El crecimiento del área desmontada y cultivada se reparte incluso entre los distintos grupos, con una significativa ampliación del área cultivada por pequeños productores menonitas (Redo *et al.*, 2011).

La diversidad de usuarios del territorio se manifiesta en la subdivisión del paisaje, en las reglas de tenencia de tierras y en la densidad de productores, variables caracterizadas por el tamaño de lote (Eastwood

et al., 2010). La forma de los lotes y su rugosidad interna representan la regularidad del perímetro y de la superficie. Ambas métricas están asociadas a la presión agrícola sobre los paisajes (asumiendo una asociación positiva entre presión y organización) y al manejo operacional de la unidad productiva (cuanto mayores son los insumos o la mano de obra, más regular es la forma y más baja es la heterogeneidad espacial de la vegetación). Mediante imágenes satelitales de muy alta a media resolución espacial,⁵⁴ encontramos que las corporaciones agrícolas y agricultores capitalizados, orientados tanto a actividades agrícolas o ganaderas, presentan la mayor escala de producción en los tres países, con lotes por lo general de formas simétricas (promedio de lote > 50 ha). En el extremo opuesto, los indígenas de Bolivia y Paraguay mostraron una escala de producción 60 veces más pequeña (promedio de lote < 3,8 ha). Los distintos grupos de colonos muestran escalas intermedias, siendo los resultados de los menonitas muy variables entre países. En particular, la diferencia entre colonias menonitas (asignadas a una única clase por características de poblamiento y étnicas) se encuentra fundamentalmente asociada a las sustanciales disimilitudes que existen en el empleo y desarrollo de tecnología moderna (Cañás Botto, 2008).

Los grupos capitalizados presentan en general lotes simétricos, rectangulares o circulares en el caso de que implementen sistemas de riego por pivote central. Por otro lado, la complejidad de la forma de los lotes aumenta para colonos menonitas en Argentina y Bolivia, y colonos indígenas andinos en Bolivia, conformando “espinas de pescado” y “estrellas” (Figura D.4.2, véase en el Anexo). Los indígenas locales en Bolivia y las corporaciones ganaderas mixtas y brasileñas en Paraguay presentan lotes aislados y simétricos en una matriz de bosque. Todos los tipos orientados hacia el cultivo y manejo de pasturas mostraron una mayor heterogeneidad de la vegetación representada por la rugosidad de los lotes. Sin embargo, es notable la alta variabilidad interna de las corporaciones ganaderas brasileñas en el Paraguay y de las colonias indígenas andinas en Bolivia, indicando un manejo menos intensivo del territorio.

54 Imágenes Quickbird, Spot, Landsat.

País	Usuario	Fuente de capital	Tipo de producción	Disposición de la producción	Insumos y mecanización	Área agrícola (km ²)	Tamaño promedio lote (ha)
Argentina	Corp. y productores agrícolas capitalizados	Argentino extrarregional	Industriales y cultivos de grano y pasturas	Internacional	Bajo	50.000	106,7
	Campeños locales	Local	Diversificado a cultivos industriales y pasturas	Local	Nulo a medio	3.000-13.000	24,0
	Colonos menonitas	Local	Industriales y cultivos de grano	Local a Nacional	Nulo a bajo	100	12,1
Bolivia	Corp. agrícolas	Boliviano, Brasileño, y Argentino	Industriales y cultivos de grano	Nacional a internacional	Bajo	6.000	63,3
	Agricultores capitalizados locales	Local	Industriales y cultivos de grano y pasturas	Nacional a internacional	Bajo	10.500	33,7
	Colonos japoneses	Local	Industrial y cultivos de grano y pasturas	Nacional a internacional	Bajo	1.600	35,0
	Colonos indígenas andinos	Local	Diversificado, industrial y pasturas, y vegetación secundaria	Doméstico a Nacional	Bajo a medio	3.500	32,2
	Indígenas locales	Local	Diversificado	Doméstico	Desconocido	200	2,1
	Colonos menonitas	Local	Industrial y cultivos de grano	Local a internacional	Bajo	3.500	t
Paraguay	Corp. ganaderas brasileñas	Brasileño	Pasturas herbáceas a leñosas	Internacional	Nulo a medio	6.600	51,8
	Corp. ganaderas mixtas	Local extrarregional	Pasturas herbáceas a leñosas	Nacional a internacional	Desconocido	16.000	123,1
	Campeños locales	Local	Diversificado	Doméstico a local	Nulo a medio	100?	?
	Indígenas locales	Local	Diversificado	Doméstico a local	Nulo a bajo	100	3,5
	Colonos menonitas	Local	Pasturas herbáceas a leñosas	Nacional a internacional	Medio a alto	11.000	28,1

Tabla D.4.1. Paisajes manejados por distintos usuarios agropecuarios de la región.

D.4.3. Análisis comparativo entre grupos capitalizados

En el análisis comparativo de las cooperativas de colonos en Paraguay (en adelante, Colonias-PY) y las corporaciones agrícolas y grandes agricultores en Argentina (en adelante, Corporaciones-AR) (Tabla D.4.2), encontramos que desde una perspectiva ecológica en los primeros el proceso regional de deforestación fue mayor (27% de bosque remanente vs. 45% en Corporaciones-AR), pero manteniendo parches boscosos de tamaño levemente mayores (66,4 vs. 60,3 ha parche⁻¹). De manera notable, en las áreas núcleo más antiguas –por ende, desmontadas sin las restricciones de la legislación reciente– las Colonias-PY retienen una fracción boscosa un poco mayor (17% de bosque remanente vs. 12% en Corporaciones-AR). Esto podría atenuar la pérdida de flora y fauna nativa, y de otros potenciales servicios del bosque (por ejemplo, regulación hidrológica y de sales; Giménez *et al.*, 2016).

En cuanto al funcionamiento de la vegetación, en ambos usuarios la reducción del valor de EVI promedio anual (variable proximal de la producción de biomasa) de los lotes con uso agrícola es sólo -10% respecto del bosque nativo. Sin embargo, el valor mínimo anual de EVI resulta más significativo y diferente entre usuarios, ya que se reduce -25% en Colonias-PY contra -40% en Corporaciones-AR respecto al bosque. Esta mayor estacionalidad compromete la protección del suelo, el uso del agua, la retención de nutrientes y la estabilidad del alimento para la fauna, entre otros (Giménez *et al.*, 2015). Por lo tanto, el desmonte en las colonias-PY genera un cambio funcional un poco menos disruptivo en comparación con el generado por las Corporaciones-AR.

Agronómicamente, las Corporaciones-AR obtienen un rinde 5,4 veces superior de bienes agrícolas totales (700 vs. 130 kg.ha⁻¹ en las Colonias-PY; suma de equivalentes maíz, carne y madera). Para las Corporaciones-AR, el 97% de la producción proviene de cultivos (46% soja y 40% maíz), mientras que para las Colonias-PY el 81% de ganadería (60% leche y 40% carne) y sólo el 18% de cultivos (44% maní, 27% soja y 21% sorgo). A pesar de localizarse en un ecosistema leñoso, la actividad forestal es irrelevante en ambos casos (< 2% del total). Además, la energía y proteína total obtenida es 7,8 y 8,5 veces mayor en Corporaciones-AR, dada la mayor concentración de nutrientes en sus productos (cultivos > carne > leche).

Perspectiva	Componente	Indicador	Colonos menonitas Paraguay	Corp. agrícolas y agricultores capitalizados Argentina
Ecológica	Conservación de hábitat y diversidad	Bosque remanente regional (%)	27 (*)	45 (•)
		Bosque remanente en áreas más antiguas (%)	17 (+)	12 (+)
		Tamaño parches (ha)	66,4 (+)	60,3 (+)
	Intercambio C, H2O y energía	EVI prom. relativo (% , agricultura bosque ⁻¹)	92 (+)	91 (+)
		EVI min. relativo (% , agricultura bosque ⁻¹)	75 (+)	59 (+)
Agronómica	Rendimiento en bienes comerciales	Prod. cultivos (Kg. ha ⁻¹)	38 (‡)	678,2 (•)
		Prod. ganadera (Kg. ha ⁻¹)	88,7 (‡)	12,1 (•)
		Prod. forestal (Kg. ha ⁻¹)	3 (•)	9 (•)
	Rendimiento en nutrientes	Energía total (Mcal ha ⁻¹)	327 (‡)	2.557 (•)
		Proteína total (Kg. ha ⁻¹)	16,5 (‡)	139,7 (•)
Económica	Generación de renta para subsistencia e inversión	VAB agrícola (US\$ ha ⁻¹)	90,6 (‡)	50,6 (•)
		VAB agroindustria (US\$ ha ⁻¹)	57,8 (‡)	27,6 (§)
		VAB comercio y servicios (US\$ hab ⁻¹)	6.236 (‡)	1.555 (§)
		VAB total (US\$ hab ⁻¹)	17.679 (‡)	4.294 (•§)

Tabla D.4.2. Comparación de características ecológicas, agronómicas y económicas de sistemas productivos (Murray et al., 2018) de dos usuarios con gran despliegue territorial: colonos menonitas de Paraguay vs. corporaciones agrícolas y agricultores capitalizados de Argentina. Valores promedio del período 2010-2015. VAB: Valor agregado bruto. Resolución espacial de los datos: † lote > + predio > ‡ cooperativa > * colonia > • departamento > § provincia.

Económicamente, a pesar de su menor rinde en bienes y nutrientes, el Valor Agregado Bruto (VAB) primario total regional en las Colonias-PY es 1,8 veces mayor al de las Corporaciones-AR (90 vs. 50 US\$ ha⁻¹). Este contraste en rinde vs. renta se debió a que en promedio las Colonias-PY producen bienes 3,5 veces más valiosos que las Corporaciones-AR (745 vs. 222 US\$ Mg⁻¹) y con 1,9 veces mayor apropiación de renta respecto a su Valor Bruto (68% vs. 36% de VAB VB⁻¹), por sus menores costos de venta en ferias locales e industrias propias (transporte a ~30 km en Colonias-

PY vs. ~500-800 km y hasta ~3-4% del VB en comisiones y sellados en exportación en Corporaciones-AR). Estos resultados no responden a diferencias en precios del ganado (son similares) ni cambian por considerar el efecto de los impuestos a la exportación de hasta ~20% del VB sobre algunos granos en Argentina.

Más significativo aún es el VAB generado por las agroindustrias desarrolladas por las Colonias-PY (mayormente de procesado de carne, pero también de leche, maní y algodón), que representa el 64% de lo obtenido en su producción primaria, y es al menos tres veces mayor al de Corporaciones-AR (58 vs. 28 US\$ ha⁻¹). De modo similar, el VAB del comercio y servicios es tres veces mayor (6236 vs. 1555 US\$ hab⁻¹). La sumatoria resulta en una renta total por habitante en las Colonias-PY cuatro veces superior respecto de las Corporaciones-AR (17.679 vs. 4294 US\$ hab⁻¹), y seis veces superior respecto a la media de todo Paraguay.

D.4.4. Conclusiones

La deforestación y el posterior cultivo del Chaco seco y la Chiquitania no tienen una huella única, siendo dependientes del contexto humano. Así, diferencias sociales, operacionales y productivas determinan diferencias sustanciales en las estrategias de uso de los recursos del ecosistema y en las consecuencias ambientales sobre el ambiente biótico y abiótico. La agricultura bajo grupos de usuarios capitalizados –predominante y en expansión en la región– se caracteriza en su mayoría por su gran escala de producción. Sin embargo, las estructuras sociales que facilitan una mayor organización y agregado de valor, con sistemas productivos más adaptados y controlados localmente, generan un mejor balance entre resultado económico y conservación de servicios ambientales, respecto a aquellas cuyo diseño por lo general se transfiere y controla desde el exterior.

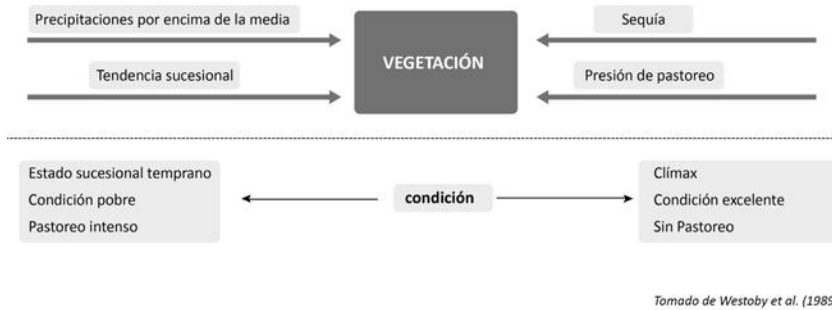
Capítulo D.5. El uso del suelo como fuente de heterogeneidad: modelos de estados y transiciones en pastizales del Uruguay

Alice Altesor, Marcelo Pereira y Felipe Lezama

D.5.1. Introducción

Los cambios en la composición de especies provocados por el pastoreo en pastizales fueron explicados inicialmente por la teoría clásica de la sucesión (Clements, 1916). Según esta teoría, las comunidades vegetales en ausencia de perturbaciones atraviesan un conjunto de etapas serales de manera continua, gradual y predecible hasta llegar a un estado estable denominado “clímax”. Las ideas de Clements fueron aplicadas al manejo de pastizales por varios autores como Sampson (1917) y Dyksterhuis (1949).

El pastoreo produce cambios progresivos y en dirección opuesta a la sucesión. De esta manera, los estados de condición de la vegetación pueden ser ubicados a lo largo de un continuo desde pastoreo muy intenso hasta la condición clímax, en ausencia de pastoreo (Figura D.5.1; Westoby *et al.*, 1989). El modelo sucesional para pastizales también incorpora la variabilidad climática, en particular las precipitaciones cuyos efectos actúan en la misma dirección que la tendencia sucesional. Los efectos de la sequía, por el contrario, afectan a la vegetación en la misma dirección que el pastoreo. En consecuencia, en los años húmedos se podría manejar el pastoreo con cargas mayores y éstas deberían reducirse en los años secos (Westoby *et al.*, 1989; Oosterheld y Semmartin, 2011).



Tomado de Westoby et al. (1989)

Figura D.5.1. Estados de condición y tendencias de pastizales, basado en el modelo sucesional de Clements. Fuente: Westoby et al. (1989).

El modelo clásico fue utilizado en forma unánime durante casi todo el siglo xx. Recién a finales de la década de los 80, Westoby *et al.* (1989) incorporan la idea de que las comunidades vegetales de una región pueden alcanzar múltiples equilibrios estables. A partir de la adopción de las ideas desarrolladas por varios ecólogos, como Connell y Slatyer (1977), Drury y Nisbet (1973) y Pickett *et al.* (1989), que contemplan la importancia de las perturbaciones y de los eventos estocásticos como determinantes de la dinámica de la vegetación, surgen los Modelos de Estados y Transiciones (METS).

Los METS representan la dinámica de la vegetación como un conjunto de “estados” discretos que ocurren en determinada porción de territorio, y por las “transiciones” entre dichos estados. Las transiciones pueden ser continuas y reversibles, manteniendo al sistema dentro del mismo dominio de atracción; en este caso se reconocen distintas fases dentro de un mismo estado (Stringham *et al.*, 2003). Cuando un estado estable es reemplazado por otro, se traspasa un umbral y la transición puede ser discontinua y eventualmente no reversible. El potencial para la reversibilidad a través de un umbral depende de la extensión y de la duración de la modificación del ecosistema (Briske *et al.*, 2005). La resiliencia está asociada a la magnitud de las perturbaciones que pueden ser absorbidas antes de que el sistema cambie de manera drástica su estructura y funcionamiento, o sea que se mantenga dentro de un mismo estado o dominio de atracción (Holling, 1973; Folke *et al.*, 2002; Gunderson y Holling, 2002; Beisner *et al.*, 2003).

Los efectos acumulados o de largo plazo pueden ir transformando el paisaje y, por lo tanto, cambiando las superficies de respuesta. Por ejem-

plo, los procesos de erosión del suelo promovidos por alta intensidad de pastoreo podrían provocar la pérdida de resiliencia del sistema y generar nuevas trayectorias impredecibles (fenómeno de histéresis). Asimismo, la pérdida de un tipo funcional de planta, resultado de un proceso competitivo por introducción de especies, podría también provocar la pérdida de resiliencia del sistema. El nuevo estado resultante, de difícil o improbable retorno, aún cuando se restablezcan todas las condiciones, podría estar determinado por la invasión de especies exóticas (Beisner *et al.*, 2003). En buena medida, a cada estado puede asociarse un nivel de oferta de servicios ecosistémicos (SE), desde producción de forraje a regulación hídrica, biodiversidad o control de la erosión.

En un sistema ganadero los estados de la comunidad vegetal y las transiciones entre ellos están determinados por una combinación de factores. Éstos incluyen factores de estrés o perturbación (ver Capítulo B.3), como el pastoreo por parte de herbívoros domésticos, el fuego u otras prácticas de manejo (fertilización o la introducción de especies de alto valor forrajero), y también variables climáticas.

La construcción de un MET involucra la identificación y caracterización de estos diferentes “estados” discretos de la vegetación. Las “variables de estado” corresponden a los atributos de la vegetación utilizados para definir los “estados” (Westoby *et al.*, 1989; Knapp *et al.*, 2011) y pueden ser indicadores de la transición de un estado a otro. Los atributos de la vegetación pueden ser estructurales (por ejemplo, riqueza de especies, cobertura total y por tipos funcionales de plantas, altura de la vegetación, composición florística, etc.) o funcionales (productividad primaria neta aérea, evapotranspiración, etc.).

Distintas aproximaciones se han reportado en la literatura para la construcción de estos modelos, la más frecuente corresponde a la definición de los estados a través del conocimiento de expertos (Bestelmeyer *et al.*, 2003; Briske *et al.*, 2003). Alternativamente, se puede seguir un proceso inductivo a partir del análisis de un elevado número de situaciones y su posterior agrupamiento por alta similitud. Esta perspectiva puede basarse en relevamientos aleatorios a campo de un conjunto de variables estructurales de la vegetación para el posterior agrupamiento de las unidades muestrales que compartan el mayor número de atributos. Estos agrupamientos representarían los “estados” o “fases” dentro de un estado. También se ha utilizado el relevamiento a campo para poner a prueba modelos teóricos (Aguilera *et al.*, 1998; Bagchi *et al.*, 2012; Oliva *et al.*, 2016).

Las transiciones entre estados también pueden establecerse desde distintas aproximaciones metodológicas. Una alternativa es el análisis retrospectivo o manejo adaptativo pasivo que parte de hipótesis acerca de qué combinación de medidas de manejo, nivel de perturbaciones y condiciones climáticas promueven la transición de un estado a otro. *A posteriori* se mide en sitios particulares y se analizan comparativamente los resultados esperados a partir de las hipótesis, con los observados *in situ*.

Una segunda alternativa es el análisis prospectivo, o manejo adaptativo (Berkes *et al.*, 2000; Knapp *et al.*, 2011; Rumpff *et al.*, 2011), que radica en el análisis de las respuestas del sistema al manejo y la modificación de las acciones en un proceso iterativo a partir del cual se obtendrá mayor conocimiento acerca del comportamiento del sistema (Knapp *et al.*, 2011). Las alternativas de manejo deben incorporar hipótesis que se desprendan de distintos tipos de conocimiento (ecológico, técnico y local). El sistema de manejo se constituye así en un experimento en el que se evalúan las predicciones de las hipótesis y así se establecen las transiciones entre estados con los niveles de incertidumbre asociados.

Los pastizales de Uruguay pertenecen a los pastizales del Río de la Plata que se distribuyen entre el este de Argentina, Uruguay y sur de Brasil (Soriano, 1991). A nivel regional, es el país con mayor porcentaje de cobertura de pastizales naturales (64%) (DIEA-MGAP, 2011). Sin embargo, esta realidad no es estática y los cambios en el uso del suelo de pastizales a cultivos anuales y plantaciones forestales tienen lugar a un ritmo acelerado. En la última década se ha transformado el 16% de los pastizales. Las forestaciones de pinos y eucaliptos se incrementaron de 1,2% a 6,5%, y los cultivos anuales, mayoritariamente soja, de 3,8% a 9,5% del territorio entre 1990 y 2011 (DIEA-MGAP, 2011). Como resultado de estos cambios en el uso del suelo, el sistema ganadero uruguayo se ha intensificado, incorporando cultivos forrajeros perennes y anuales, suplementación con granos y sistemas de engorde confinado (Bervejillo, 2013). Estos cambios, por un lado, incrementan la vulnerabilidad del sistema socioecológico, disminuyendo la resiliencia de los ecosistemas frente a eventos climáticos y al manejo, y por otro, aumentan la dependencia del sistema a los precios de insumos y productos (Cabell y Oelofse, 2012). Varios estudios han documentado los impactos negativos sobre la oferta de SE, de la intensificación del manejo ganadero sobre los pastizales y de su transformación hacia otros usos (Piñeiro, 2011; Kim *et al.*, 2016; Modernel *et al.*, 2016).

D.5.2. Un modelo de estados y transiciones para los pastizales de Uruguay

En este capítulo se realiza una síntesis del conocimiento acumulado y en la actualidad disperso sobre la dinámica de los pastizales bajo pastoreo continuo, con el objetivo de construir un modelo de estados y transiciones para pastizales sobre suelos drenados profundos y moderadamente profundos. Se plantean cuatro estados de condición a partir de una aproximación deductiva:

- I) Pastizal bajo pastoreo con variaciones en la carga ganadera y en la relación lanar/vacuno.
- II) Pastizal clausurado al pastoreo por ganado por más de tres años.
- III) Pastizal bajo pastoreo con especies sembradas en cobertura (“mejoramiento”) y fertilizado.
- IV) Pastizal arbustivo y bajo pastoreo.

Estado I. Pastizal bajo pastoreo con variaciones en la carga ganadera y relación lanar/vacuno

La dinámica dentro de este estado se puede representar con cuatro fases ubicadas, en función de sus características estructurales, en el plano determinado por dos ejes: la carga ganadera y la relación lanar/vacuno. Las transiciones entre las distintas fases son graduales y reversibles.

La comunidad vegetal correspondiente a este estado posee alta riqueza de especies, con predominancia de plantas con crecimiento postrado, con pequeños tallos erectos o crecimiento arrosado. Las gramíneas dominantes poseen hojas cortas y anchas con presencia de rizomas largos y estolones (por ejemplo, *Paspalum notatum*, *Axonopus affinis*). Existe predominancia de especies estivales con metabolismo C_4 (Panario y May, 1994; Rodríguez *et al.*, 2003; Altesor *et al.*, 2005, 2006). El porcentaje de cobertura de gramíneas varía entre el 90% y el 60%, correspondiendo el complemento a hierbas, gramínoideas y subarbustos. El número de estratos puede variar de uno a dos, con distintas coberturas relativas dependiendo de la relación lanar vacuno y de la carga ganadera. Lo predominante es la presencia de un estrato bajo, cuya altura varía de acuerdo con el manejo ganadero entre 2 cm y 15 cm, y cuya cobertura varía entre el 70% y el 100%. El segundo estrato, cuando está presente, mide entre 20 cm y 30 cm, y su cobertura puede variar entre el 5% y el 30% (Altesor *et al.*, 2019).

La Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) varía entre los 1141 kg_{MS}.ha⁻¹ año⁻¹ y 9890 kg_{MS}.ha⁻¹ año⁻¹ (Platero *et al.*, 2001; Bermúdez y Ayala, 2005). Esta variabilidad tiene el efecto confundido de diferentes años de evaluación, método de corte y tipo de suelo o pastizal (Paruelo *et al.*, 2010).

Estado II. Pastizal clausurado al pastoreo por ganado por más de tres años

Los cambios en la comunidad vegetal promovidos por la ausencia de herbivoría de ganado doméstico han sido reportados por varios trabajos para los pastizales de Uruguay (Rodríguez *et al.*, 2003; Altesor *et al.*, 2006; Lezama *et al.*, 2014). La fisonomía de la vegetación se modifica de manera drástica con la presencia de tres a cuatro estratos (graminoso, subarbusitivo y arbustivo). También aumenta la acumulación de biomasa seca en pie y de broza acumulada en el suelo. Al cabo de tres años de clausura al pastoreo, se produce un importante cambio en la composición de especies (Rodríguez *et al.*, 2003). Desaparecen las gramíneas C₄ postradas y las hierbas en roseta, que son sustituidas por gramíneas erectas C₃ y C₄. También es destacable el aumento de la cobertura de arbustos (*E. buniifolium*, *B. Baccharis spicata*, *B. articulata*, *B. dracunculifolia*) así como la presencia de subarbusitos (*B. trimera*). La PPNA desciende debido, probablemente, a la acumulación de material senescente en pie; se ha reportado un descenso mayor al 30% con respecto a la PPNA del pastizal pastoreado (Altesor *et al.*, 2005).

Estado III. Pastizal bajo pastoreo con especies sembradas en cobertura ("mejoramiento") y fertilizado

Las especies sembradas en cobertura son fundamentalmente leguminosas exóticas (por ejemplo, *Trifolium repens*, *Lotus corniculatus* y *Lotus subbiflorus*). Luego de un tiempo prolongado se ha observado disminución en la riqueza de especies (Boggiano *et al.*, 2016) y aumento de las especies anuales (Cardozo *et al.*, 2008), promoviendo una disminución de la estabilidad del sistema. La vegetación puede tener uno o dos estratos, según la relación lanar/vacuno. El estrato bajo presenta codominancia de gramíneas C₄ y C₃ con alto grado de invasión por gramíneas exóticas (Jaurena *et al.*, 2016). Las especies invasoras, en particular *L. multiflorum* y *C. dactylon*, pueden alcanzar coberturas superiores al 50% (68% de cobertura fue reportada por Jaurena *et al.*, 2016). En un experimento

manipulativo a campo se reportó que la adición de N produjo respuestas negativas en algunas especies de gramíneas estivales y un aumento de la frecuencia de *C. dactylon* (Lezama y Paruelo, 2016).

Son numerosas las evaluaciones de producción forrajera a corto plazo y, si bien muestran una gran variación, por lo general redundan en aumentos importantes (por ejemplo, 30% reportado por Del Pino *et al.*, 2016). Lo que es claro es que los datos de PPNA de campos “mejorados” muestran una gran dependencia de la edad del mejoramiento. Por ejemplo, Del Pino *et al.* (2016) encontraron efectos del mejoramiento sobre la PPNA anual recién en el tercer año. La única evaluación a largo plazo de la PPNA fue realizada por Jaurena *et al.* (2016) y reporta una producción 60% mayor en mejoramientos de 15 años con fertilización ininterrumpida.

Estado IV. Pastizal arbustivo y bajo pastoreo

Es escasa la información disponible acerca de las trayectorias dinámicas que conducen a este estado y sobre las condiciones ambientales que estarían asociadas a la presencia de alta densidad de arbustos. Este tipo de pastizal presenta habitualmente tres estratos: uno al ras del suelo, dominado por gramíneas postradas y hierbas arrosetadas; un segundo estrato con gramíneas erectas, sobre todo C_3 , en general asociadas a los arbustos (Rossado, 2011; Fernández *et al.*, 2014), y un estrato alto, dominado por *Acanthostyles buniifolium*. No hay evidencias que indiquen diferencias en riqueza y en composición de tipos funcionales de plantas entre pastizales arbustivos y no arbustivos (Rossado, 2011). En un experimento manipulativo a campo se reportó que la frecuencia de arbustos fue 77% más alta en las parcelas donde se simuló el pastoreo selectivo, en comparación con aquellas donde la defoliación fue uniforme (Lezama y Paruelo, 2016).

La PPNA del estrato herbáceo disminuye con respecto a los sitios sin arbustos; también se ha reportado una disminución de la eficiencia en el uso de la radiación en parcelas con arbustos comparadas con parcelas sin arbustos (Pezzani *et al.*, 2011).

En la Tabla D.5.1 se resumen los principales mecanismos ecológicos asociados a cada una de las transiciones entre estados diagramadas en la Figura D.5.2.

Transición	Factores asociados a la transición	Evidencias derivadas de la investigación ecológica en campo
Manejo: PASTOREO		
Transiciones entre Fases dentro del Estado I	<p>Las transiciones entre fases son graduales y reversibles. A lo largo del eje horizontal aumenta la intensidad del pastoreo y en consecuencia disminuirá el porcentaje de gramíneas dando espacio para el establecimiento de hierbas y eventualmente la entrada de especies invasoras.</p> <p>La selectividad diferencial del ganado ovino y bovino promueve la doble estratificación del tapiz vegetal. La riqueza de especies es máxima a intensidad de pastoreo intermedia. El pastoreo impide la exclusión competitiva con cargas moderadas e intermedias, aumentando la riqueza.</p> <p>Con intensidades muy altas la riqueza puede disminuir aumentando el % de suelo desnudo y facilitando la invasión por exóticas y aumentando la erosión y la pérdida de nutrientes del suelo.</p> <p>La PPNA aumenta conforme aumenta la riqueza de especies. Este aumento se explica no sólo por el número de especies sino también por la predominancia de especies C4 postradas y por la complementariedad espacial y temporal entre las especies.</p>	<p>Informe INIA FPTA 305 López Mársico y Altensor, 2011 Altensor et al., 1998 Berretta, 1996 Altensor et al., 2019</p>
<p>T1. Estado I a Estado II <i>Pastizal bajo pastoreo con variaciones en la carga y relación lanar/vacuno hacia Pastizal clausurado al pastoreo por ganado por más de 3 años</i></p>	<p>Aumento de la competencia por luz. Reemplazo de especies con hábito de crecimiento postrado por especies erectas. Arbustización. Autosombreado por acumulación de materia seca en pie. Cambios en las condiciones ambientales (velocidad del viento, temperatura y humedad del suelo). La velocidad de los cambios estructurales y funcionales dependerá del punto de partida y de las condiciones locales (tipo de suelo).</p>	<p>Rosengurtt, 1943 Sala et al., 1986 Altensor et al., 1998, 2005, 2006 Chaneton et al., 2002; Rodríguez et al., 2003 Panario y May, 1994 Rusch & Oesterheld, 1997 Fernández, 2011 Pezzani et al., 2011 Rossado, 2011 Facelli y Pickett, 1991 Formoso, 1987</p>
<p>T2 (transición del Estado II al Estado I) <i>Pastizal clausurado al pastoreo por ganado por más de 3 años hacia Pastizal bajo pastoreo con variaciones en la carga y relación lanar/vacuno</i></p>	<p>Remoción de biomasa seca en pie. Disminución de la competencia entre plantas por efecto de la defoliación. Efectos del pisoteo, deposición de heces y orina. Efecto de la selectividad. Mayor disponibilidad de luz. Una dificultad para esta transición sería la ausencia de propágulos que permitan el regreso a algunos de los estados iniciales (ej. gramíneas postradas).</p>	<p>Facelli, 1988 No se dispone de evidencias publicadas para Uruguay</p>
<p>T5 y T6 (transición del Estado I al Estado III y viceversa) <i>Pastizal bajo pastoreo con variaciones en la carga y relación lanar/vacuno hacia Pastizal con alta cobertura de arbustos bajo pastoreo continuo</i></p>	<p>Esta transición podría estar favorecida por alta relación lanar/vacuno y períodos de descanso que permitieron el reclutamiento de arbustos. Las condiciones microambientales favorecen la aparición de especies decrecientes frente al pastoreo (spp C₃). Disminuye la cobertura de gramíneas postradas por falta de luz. La presencia de arbustos disminuye la PPNA del estrato herbáceo y disminuye la eficiencia en el uso de la radiación. La reversión de este estado es muy difícil sin realizar acciones específicas con inversión de energía.</p>	<p>Millot et al, 1987 Rosengurtt, 1943, 1946 Informe INIA-FPTA305 Pezzani et al., 2011 Fernández et al., 2014 Lezama y Paruelo, 2016</p>

Manejo: PASTOREO e INTRODUCCIÓN DE ESPECIES FORRAJERAS con FERTILIZACIÓN		
<p>T3 y T4 (transición del Estado I al Estado III) <i>Pastizal bajo pastoreo continuo con variaciones en la carga y relación lanar/vacuno hacia lanar/vacuno</i> <i>Pastizal bajo pastoreo con especies sembradas en cobertura ("mejoramiento") y fertilizado</i></p>	<p>Aumento del efecto de la selectividad. Exclusión competitiva de gramíneas nativas. La reversión de este estado es altamente improbable debido a la invasión de spp exóticas que desplazan competitivamente a las gramíneas nativas.</p>	<p>Jaurena et al., 2016</p>

Tabla D.5.1. La columna 1 corresponde a las transiciones entre los estados del Modelo de Estados y Transiciones (MET). En la columna 2 se resumen los factores asociados a cada transición, y en la columna 3 se proporcionan las citas bibliográficas (para Uruguay y la región).

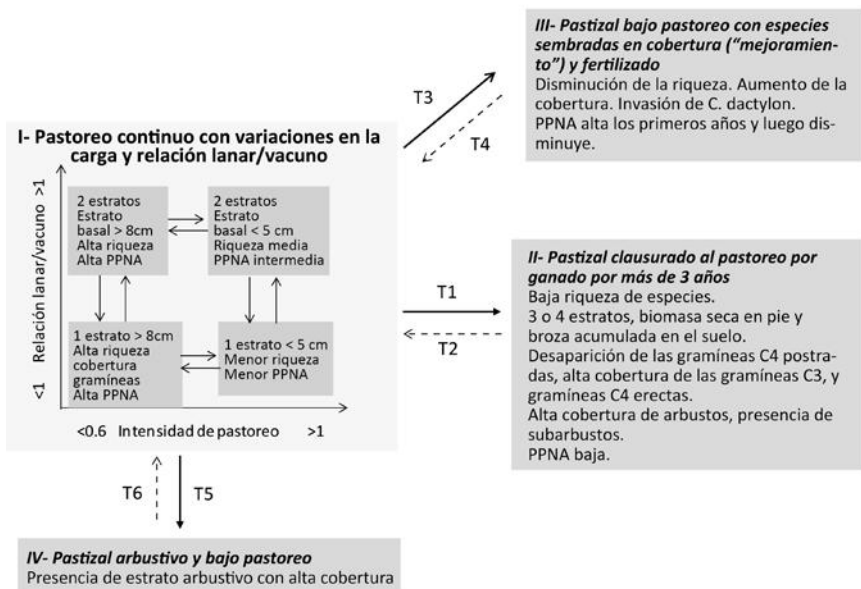


Figura D.5.2. Modelo de estados y transiciones para pastizales sobre suelos drenados profundos y moderadamente profundos de Uruguay.

D.5.3. Consideraciones finales

Un manejo sostenible implica garantizar la oferta y provisión a largo plazo de los SE que brinda el pastizal natural. Los sistemas ganaderos sobre pastizales naturales conforman sistemas socioecológicos en los que los beneficios incluyen, además de la producción de forraje, la regulación climática a través del secuestro de carbono, la protección contra la erosión, la oferta de agua, la oferta de hábitat para la fauna, beneficios culturales y recreativos, etc. (Sala y Paruelo, 1997; Altesor, 2011). En tal sentido, lo deseable es planificar un manejo que aumente la resiliencia del sistema haciendo compatible la producción y la conservación. Para ello se recomienda promover acciones tendientes a:

- Incrementar la calidad y cantidad forrajera en todo el predio, manteniendo una fuente de propágulos de especies con alto valor forrajero.
- Disponer, en los períodos de baja disponibilidad forrajera, de potreros cuya composición florística sea de alto valor forrajero y que maximicen su productividad en los meses de otoño-invierno.
- Impedir el proceso de extinción local de gramíneas nativas de alto valor forrajero.
- Aumentar las reservas de carbono orgánico y nitrógeno del suelo, así como la disponibilidad de agua edáfica.
- Conservar la biodiversidad (tanto de especies vegetales como animales, a través de la oferta de hábitats).
- Disminuir las pérdidas de nutrientes (en particular de N).

Contar con METS implica un conocimiento profundo de la dinámica de los sistemas pastoriles y permite, a escala predial, un manejo versátil donde se aprovechan las oportunidades para promover las transiciones deseables y evitar las perjudiciales (Laterra, 1994; Pucheta, 1997; Oesterheld y Semmartin, 2011). El manejo adaptativo basado en los METS establece un mecanismo de retroalimentación progresivo que permite modificar el curso del manejo a medida que se adquieren nuevos conocimientos (Potter y Ford, 2004).

A mayor escala, los METS constituyen una herramienta para el diagnóstico del estado de salud y conservación de los pastizales, para planificar medidas de restauración en pastizales degradados y también para identificar los vacíos de información. Este último punto es de

particular importancia en la definición de prioridades de investigación. En el caso de Uruguay existen dinámicas que no han sido estudiadas o acerca de las cuales existe escasa información: una de ellas es la resultante del uso del fuego como medida de manejo; la otra es la dinámica sucesional de los campos abandonados por el último impulso de la agricultura extensiva.

Capítulo D.6. Anticipándose a los cambios: análisis de la vulnerabilidad socioecológica

Laura Nahuelhual, María Paula Barral y Pedro Laterra

D.6.1. Introducción

Como lo plantean Blaikie *et al.* (1994), “la vulnerabilidad es por definición, la precariedad que encontramos en un determinado momento cuando una amenaza se presenta; mientras que no hay desastre sin amenaza, no hay amenaza sin vulnerabilidad”. La vulnerabilidad se refiere a la propensión a sufrir daño dada una determinada amenaza, y a ser incapaz de lidiar con ese daño, junto con los procesos sociales que crean y mantienen esa propensión. La vulnerabilidad comprende las decisiones humanas, los valores, la gobernanza, las actitudes y el comportamiento que conducen a las situaciones en las que los peligros podrían causar daño (Kelman *et al.*, 2016).

Muchas situaciones de vulnerabilidad tienen características similares, en términos de los forzantes y procesos que las crean (Kok *et al.*, 2016). Estas similitudes se encuentran en estudios de desertificación y deforestación (Geist y Lambin, 2004; Rudel, 2005), de inseguridad alimentaria y de escasez de agua fresca (Srinivasan *et al.*, 2012), que revelan que en muchos casos estas situaciones de vulnerabilidad se explican por un número pequeño de mecanismos clave. La comprensión de estos mecanismos y sus impactos sobre los sistemas socioecológicos no solo es importante para reducir la vulnerabilidad y facilitar procesos de aprendizaje (Kok *et al.*, 2016), sino que es primordial para la sostenibilidad y el bienestar humano (Bennet *et al.*, 2016).

La vulnerabilidad emerge como un tema clave en la investigación de las dimensiones humanas del cambio global (Stephen *et al.*, 2011; Bennet *et al.*, 2016) y se ha convertido en una herramienta analítica poderosa para representar estados de susceptibilidad al daño, incapacidad de resistir o adaptarse a los disturbios, y la marginalidad tanto del sistema ecológico como social, y para guiar el análisis normativo de acciones que

potencien el bienestar, a través de la reducción del riesgo (Adger, 2006; Hufschmidt, 2011; Bennet *et al.*, 2016). Mientras que el abordaje tradicional de la vulnerabilidad ha tenido como objeto a grupos humanos, sociedades o distintos componentes de los ecosistemas, sólo recientemente este concepto ha sido ajustado al paradigma de los sistemas socioecológicos para caracterizar la susceptibilidad conjunta de ecosistemas y sociedades acoplados.

Este capítulo tiene como objetivo mostrar los cambios en el concepto y en la evaluación de la vulnerabilidad, considerando las dimensiones social y ecológica en forma integrada. Con ese fin, ofrecemos en primer lugar un análisis de la evolución del concepto de vulnerabilidad, para luego profundizar en los marcos conceptuales que confluyen en la vulnerabilidad socioecológica (en adelante, *vse*). Por último, ofrecemos algunos detalles sobre la evaluación espacial de la vulnerabilidad socioecológica, siguiendo la propuesta del protocolo *ECOSER* (Capítulo B.4) y su aplicación en dos casos de estudio.

D.6.2. Evolución del concepto y modelos de vulnerabilidad

No existe una teoría o modelo universal de vulnerabilidad. Esto queda en evidencia a partir de la historia del concepto de vulnerabilidad en el contexto de la investigación sobre riesgos y amenazas (Hufschmidt, 2011).

Varios autores han revisado la evolución de la vulnerabilidad como tema de estudio y han encontrado distintos conceptos y enfoques de vulnerabilidad. Por ejemplo, Cutter *et al.* (2003) propusieron tres diferenciaciones: 1) vulnerabilidad como exposición, 2) vulnerabilidad como condición social y 3) vulnerabilidad como la integración de las exposiciones potenciales y la resiliencia social con un enfoque situado o de vulnerabilidad basada en el lugar (Cutter *et al.*, 2003).

Adger (2006) identificó dos grandes tradiciones de investigación como las bases de la investigación actual en vulnerabilidad: i) el análisis de la vulnerabilidad como falta de derechos y ii) el análisis de la vulnerabilidad a los peligros naturales. En el primer caso, el foco está puesto casi exclusivamente en el ámbito de las instituciones, el bienestar, las clases sociales, el estatus social y el género como variables importantes. En el segundo caso, la investigación sobre los riesgos naturales desarrolló un conocimiento integral de los riesgos ambientales, donde la respuesta humana se basa en perspectivas geográficas y psicológicas, además de las variables sociales del riesgo. Estas distinciones epistemológicas han llevado al desarrollo de

distintos modelos de vulnerabilidad. Aquí se presenta una breve síntesis de tres modelos que se han considerado los más relevantes, que se basa en Turner B. L. *et al.* (2003). Para una revisión más exhaustiva de otros modelos, se sugiere revisar Damm (2010) y Hufschmidt (2011).

D.6.2.1. Modelos de riesgo de amenaza (Risk Hazard)

Estos modelos tratan de comprender el impacto de un peligro o amenaza como función de la exposición al evento de riesgo y la relación dosis-respuesta (sensibilidad) de la entidad expuesta (Kates *et al.*, 1985). En la Figura D.6.1.A se reproducen los principales componentes y relaciones de este modelo.

Las limitaciones de este modelo se asocian a que no se abordan los siguientes aspectos: i) las formas en que los sistemas incrementan o amortiguan los impactos del peligro (Kasperson *et al.*, 1988), ii) las distinciones entre los subsistemas y componentes expuestos que conducen a variaciones significativas en las consecuencias de la amenaza (Cutter, 1996) y iii) el papel de la economía política, en especial de las estructuras e instituciones sociales, en la configuración de la exposición y las consecuencias diferenciales (Blaikie *et al.*, 1994).

D.6.2.2. Modelo de presión y liberación (Pressure and Release)

Este modelo surge en respuesta a las limitaciones del modelo anterior. En este modelo el riesgo se define de manera explícita como una función de la perturbación o estresor y la vulnerabilidad de la unidad expuesta (Blaikie *et al.*, 1994). En la Figura D.6.1.B se observan sus principales componentes.

Este modelo pone el foco en las condiciones que hacen de la exposición una situación insegura y que llevan a la vulnerabilidad, y en las causas que crean estas condiciones. Se ha usado principalmente para abordar la vulnerabilidad de grupos sociales que enfrentan eventos de desastre, donde se enfatizan las distinciones en vulnerabilidad por las características de los grupos expuestos (por ejemplo, origen étnico). Dentro de estos modelos, el camino de la vulnerabilidad va desde las causas primarias (como el sistema político y económico) hasta las presiones dinámicas (por ejemplo, rápida urbanización, deforestación) y las condiciones de inseguridad (infraestructura deficiente y ubicaciones peligrosas, falta de preparación) (Wisner *et al.*, 2004).

Aunque la vulnerabilidad se destaca explícitamente, este modelo también presenta limitaciones, entre ellas: i) no aborda el sistema acoplado humano-ambiente en el sentido de considerar la vulnerabilidad de los subsistemas biofísicos (Kasperson *et al.*, 2003); ii) proporciona pocos detalles sobre la estructura de la secuencia causal del peligro, incluyendo las escalas anidadas de las interacciones, y iii) tiende a subestimar la retroalimentación más allá del sistema de análisis que incluyen los modelos integradores de riesgo de amenaza (Kates, 1985; Turner B. L. *et al.*, 2003).

D.6.2.3 Modelos de vulnerabilidad multidimensional o expandida

Basándose en los atributos y limitaciones de los modelos anteriores, se han desarrollado nuevas conceptualizaciones de la vulnerabilidad, que son más holísticas y dinámicas y que en general se basan en la noción de sistemas socioecológicos (Turner B. L. *et al.*, 2003; Adger, 2006). El “modelo de Turner” conceptualiza la vulnerabilidad como una propiedad de los sistemas socioecológicos (en adelante, SSE) y busca elaborar los mecanismos y procesos de manera acoplada para una escala espacial específica. La vulnerabilidad se compone de la exposición, la sensibilidad y la resiliencia. La exposición contiene un conjunto de componentes (es decir, elementos amenazados: individuos, hogares, estados, ecosistemas, etc.) sometidos a daños y características de la amenaza (frecuencia, magnitud, duración). La sensibilidad está determinada por las condiciones humanas (por ejemplo, capital social) y ambientales (como capital natural) del sistema que influyen en su resiliencia. El último componente se mejora mediante ajustes y adaptaciones (Figura D.6.1.C). Más recientemente, y en particular en la literatura de cambio climático, el marco conceptual de IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) considera tres elementos: la exposición, la sensibilidad y la capacidad adaptativa.

La vulnerabilidad socioecológica (vSE) continúa siendo un concepto muy nuevo, y sólo se pueden encontrar algunas aplicaciones en la literatura (Luers, 2005; Eakin y Luers, 2006; Metzger *et al.*, 2008; Damm, 2010). Por otra parte, es un enfoque que requiere el establecimiento de definiciones claras y la elección cuidadosa de la terminología, para evitar confusiones. Las evaluaciones de vulnerabilidad orientadas al sistema deben además considerar interacciones complejas y una variedad de elementos y procesos. Y, por último, los límites y escalas de análisis tienen que ser definidos y conceptualizados a fondo también.

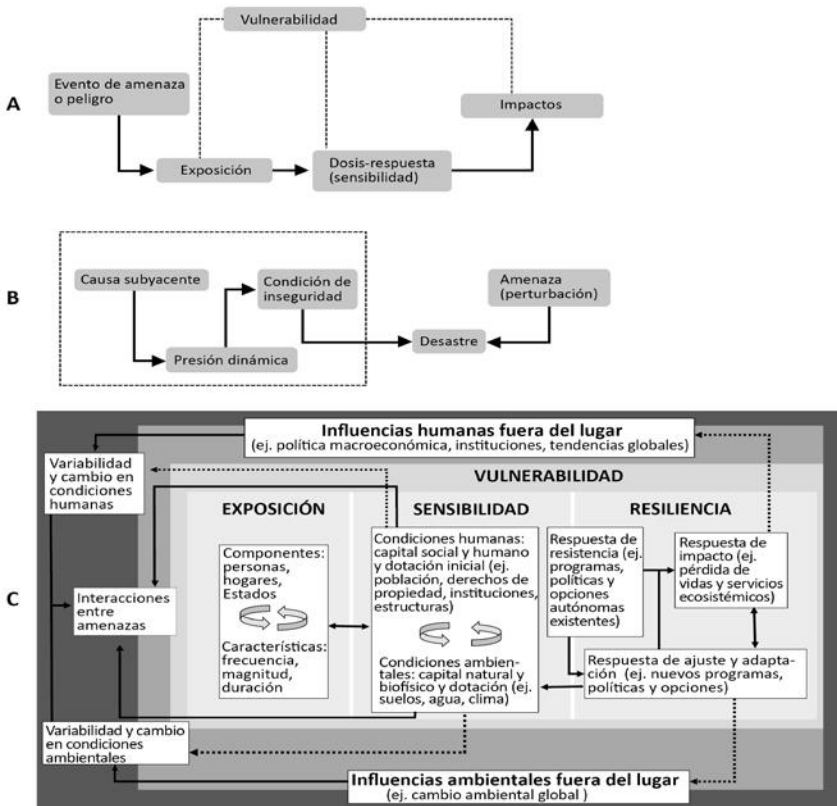


Figura D.6.1. Modelos de vulnerabilidad de: (A) Riesgo de Amenaza. La secuencia comienza con la amenaza; el concepto de vulnerabilidad está comúnmente implícito, como lo denotan las líneas punteadas. (B) Presión y Liberación con énfasis en las condiciones sociales de la exposición; el concepto de vulnerabilidad está normalmente explícito. (C) Vulnerabilidad socioecológica que integra la exposición, sensibilidad, y resiliencia. Negro la escala global; gris oscuro la escala regional; gris claro la escala local (el lugar). Fuente: Turner B. L. et al. (2003) (traducción propia).

D.6.3. Evaluación de la vulnerabilidad socioecológica (vse)

Como se ha visto, el término *vulnerabilidad* puede tener varios significados, diferenciados principalmente por: a) la entidad vulnerable estudiada (vulnerabilidad de qué); b) por las partes interesadas del estudio, que determinan la vulnerabilidad frente a qué. El diseño de la evaluación científica (en oposición a la investigación científica) tiene que responder

a las necesidades científicas de la parte interesada que podría utilizarlo. Por lo tanto, una parte integral de la evaluación de la VSE es la colaboración con los grupos de interés.

Dada la complejidad de los SSE, la evaluación de la vulnerabilidad requiere reducir los datos potencialmente disponibles a un conjunto de indicadores y criterios importantes que faciliten una estimación de la vulnerabilidad. Laterra *et al.* (2015, 2016) proponen una herramienta colaborativa de evaluación de VSE frente al cambio de uso de suelo, ECOSER (ver Capítulo B.4, <http://www.eco-ser.com.ar/>), que se basa en tres marcos conceptuales e indicadores respectivos: a) sistemas socioecológicos (SSE) (ver Introducción), b) servicios ecosistémicos (SE) (Fisher *et al.*, 2009; de Groot *et al.*, 2010; Haines-Young y Potschin, 2010) y c) VSE (Turner B. L. *et al.*, 2003; Collins *et al.*, 2011).

Dentro de un SSE, el subsistema ecológico se define a partir de las funciones ecosistémicas y de los SE, que a su vez sostienen diferentes beneficios que aportan al bienestar del subsistema social (Figura D.6.2). El subsistema social se define por características económicas, políticas y culturales que constituyen una sociedad y que le confieren su capacidad de resiliencia (Chapin *et al.*, 2006). El subsistema social modula la VSE a través de componentes clave como la distribución espacial de los beneficiarios, que a su vez determina la posibilidad de captura de los beneficios derivados de los flujos de SE, y la importancia de tales beneficios en su bienestar (MEA 2005). La VSE se entiende entonces como el grado en que un SSE es susceptible o incapaz de afrontar los efectos adversos de cambios provocados por factores naturales o antrópicos (cambio de uso del suelo en este caso), lo que compromete de manera adversa el flujo de SE, la captura y distribución de sus beneficios y, en última instancia, los componentes de bienestar (por ejemplo, salud y seguridad).

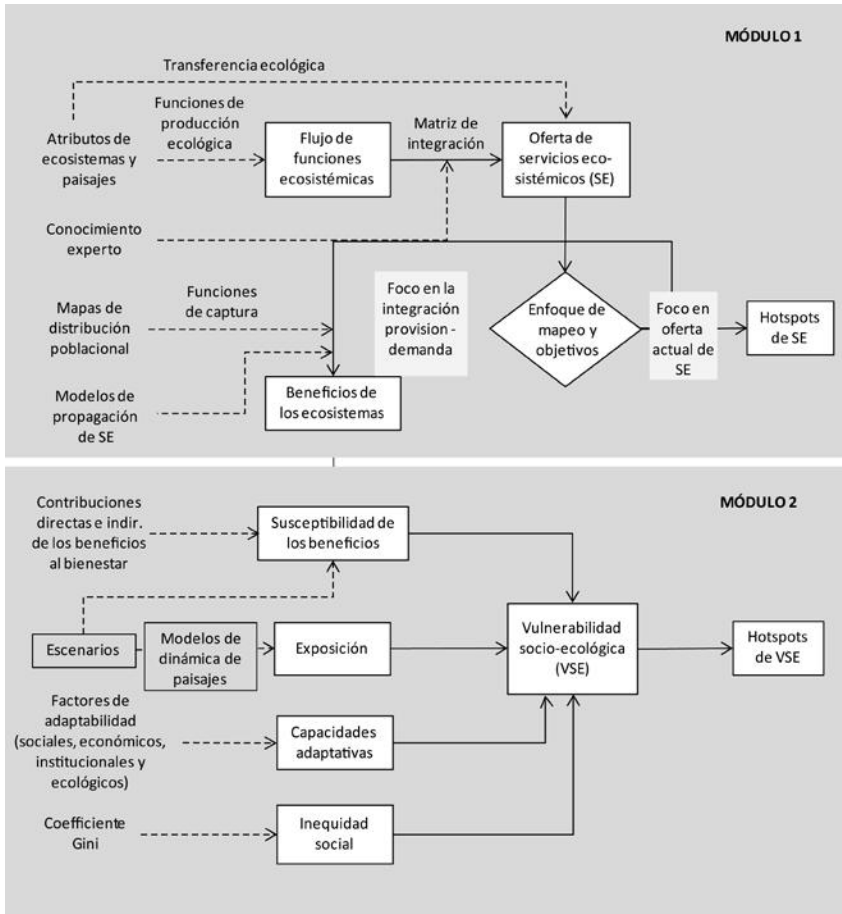


Figura D.6.2. Esquema general de los módulos de ECOSER.

Se asume que los SE son indicadores sintéticos del comportamiento de un SSE por dos razones principales: i) Los flujos de SE provistos y consumidos son el resultado de las múltiples interacciones entre los principales componentes de un SSE, a saber, sistema de recursos, gobernanza y actores sociales. En este contexto, han sido descritos también como variables rápidas del sistema. ii) Los SE determinan la diversidad de respuesta, la adaptabilidad, la vulnerabilidad y la transformabilidad en los SSE.

D.6.4. Casos de estudio

La distribución espacial de la VSE frente a la pérdida de SE (y sus beneficios asociados) como consecuencia de cambios en el uso del suelo, fue evaluada en dos casos de estudio utilizando el protocolo ECOSER (Laterra *et al.*, 2016). Un caso en Argentina, donde se exploró la VSE a la pérdida de dos SE (disponibilidad de agua subterránea limpia y amortiguación de inundaciones) como consecuencia del avance de cultivos agrícolas y otro en Chile, donde se exploró la VSE a la pérdida de tres SE (oportunidades de recreación, disponibilidad de agua superficial limpia y producción de leña) como resultado del avance de las plantaciones forestales.

Como se explica en el Capítulo B.4, ECOSER comprende dos etapas o módulos: 1) la evaluación de las funciones ecosistémicas que dan soporte a los SE en una unidad de paisaje y la estimación de sus beneficios asociados y 2) la evaluación de VSE frente a la pérdida del flujo de SE y beneficios (a desarrollarse en este capítulo). En ECOSER la vulnerabilidad se define como el grado en que un sistema es susceptible o incapaz de afrontar los efectos adversos de cambios provocados por factores naturales o antrópicos y puede ser descripta sobre la base de tres componentes (IPCC, 2007): a) exposición, b) sensibilidad y c) capacidad adaptativa. La exposición se entiende como la probabilidad de ocurrencia de una presión antrópica o natural sobre el SSE, que determina la pérdida de capital natural y la reducción en el flujo de SE. La sensibilidad del SSE se expresa como el cambio marginal en los beneficios que la sociedad deriva de los SE como consecuencia de los cambios producidos en el sistema. Mientras que la capacidad adaptativa se define como la capacidad de aminorar la pérdida de beneficios o sustituirlos, por el efecto de factores económicos, institucionales o socioculturales.

La metodología para el cálculo de la VSE propuesta en ECOSER se basa en la ponderación y calificación secuencial de los diversos factores generadores de vulnerabilidad. Es una metodología paramétrica, con enfoque espacial que puede ser apoyada por información de terreno y/o criterio de expertos, y se sostiene en un Sistema de Información Geográfica (SIG). La función de VSE (VSE_{ij}) del SE i en el píxel j se expresa a partir de la siguiente fórmula:

$$VSE_{ij} = (a_i * E) * [I((b_i * S_{ij}) - (c_i * C_i^{(cbi)}))]$$

Donde:

E es la exposición al cambio de cobertura y uso de suelo.

S es la sensibilidad a la pérdida del beneficio derivado del SE i en el píxel j .

C es el conjunto de capacidades del SSE para adaptarse a los cambios en los beneficios asociados al SE i .

I es un coeficiente de inequidad que expresa la relación entre la inequidad y la vulnerabilidad.

c_{bi} es el coeficiente de contribución del SE i al bienestar.

a_i , b_i y c_i son coeficientes que reflejan la situación inicial del SSE. En el caso del coeficiente a_i , por ejemplo, debe reflejar si el sistema viene sufriendo progresivamente presiones sobre cierto uso del suelo previo al período analizado, o bien, estos cambios se comienzan a manifestar sólo en dicho período. El coeficiente b_i trata de representar la existencia de escasez o abundancia sobre algún SE previo al período de análisis, o un delicado equilibrio entre oferta y demanda. Por último, el coeficiente c_i pondera la existencia de capacidades de adaptación movilizadas que puedan hacer frente a eventuales problemas de escasez, o bien, el sistema social se encuentra desorganizado o vulnerable por eventos anteriores al período analizado.

A continuación, se sintetizan los distintos procedimientos utilizados en la evaluación de VSE en los dos casos de estudio mencionados (Latterra *et al.*, 2016).

D.6.4.1. Argentina

La cuenca de Mar Chiquita (Figura D.6.3) es representativa de los principales usos del suelo en la ecorregión pampeana, que incluyen la agricultura intensiva, los sistemas mixtos agrícola-ganaderos y los sistemas ganaderos en tierras bajas. Esta cuenca se ubica en el sudeste de la provincia de Buenos Aires (ocupa alrededor de 1,5 millones de hectáreas) y se emplaza dentro de los límites de 11 partidos, de los cuales sólo dos están incluidos en su totalidad.

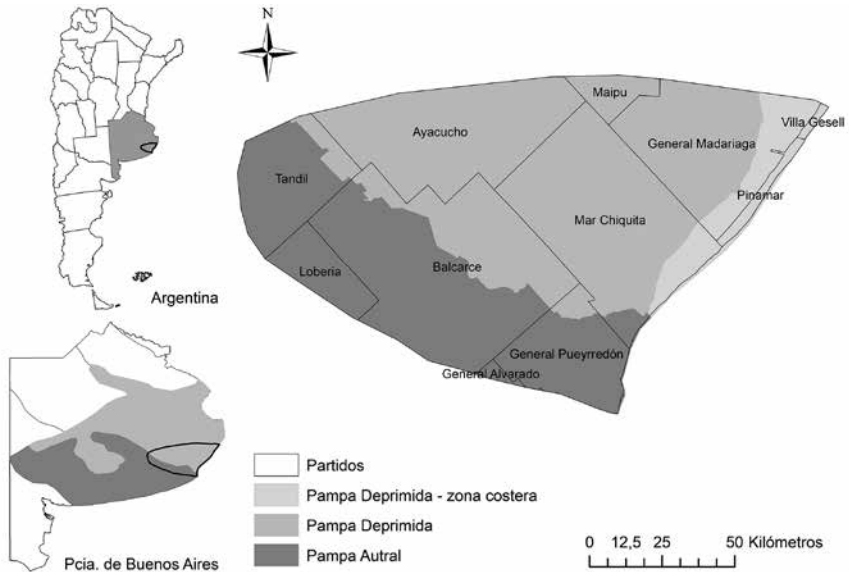


Figura D.6.3. Ubicación geográfica de la cuenca Mar Chiquita, división política y subregiones ecológicas.

En el sector de la cuenca correspondiente a la pampa austral en las tierras altas, vecinas a las sierras, se ubican los suelos de mayor aptitud agrícola de la cuenca. Mientras que en el sector correspondiente a la pampa deprimida existen limitaciones edáficas para la agricultura, debido a las malas condiciones de drenaje. Estas características condicionan el uso del suelo en la cuenca, conformando un sector principalmente agrícola con presencia de explotaciones destinadas a la horticultura (cinturón hortícola de Mar del Plata) en la zona de la pampa austral, y un sector con predominio ganadero dedicado sobre todo a la cría bovina en la pampa deprimida. Dentro de esta última subregión se diferencia un tercer sector, correspondiente a la zona costera y de la laguna Mar Chiquita, de alto valor turístico y para la conservación de la biodiversidad. Una particularidad de la cuenca es la laguna costera Mar Chiquita declarada reserva por el programa “El hombre y la biósfera” (MAB) de la UNESCO.

Durante los últimos 25 años, la región pampeana ha experimentado un continuo incremento en el área dedicada a los cultivos anuales en reemplazo de los pastizales nativos y las pasturas cultivadas. Desde principios de 1990, las transformaciones estructurales económicas fomentaron la inversión en tecnología, que desempeñó un papel importante en los cambios

en el uso de la tierra en dicha región. La cría de ganado en pastizales nativos combinada con pasturas cultivadas permaneció en tierras no agrícolas, pero el engorde de ganado se expandió progresivamente bajo prácticas ganaderas intensivas (Viglizzo *et al.*, 2001). Todos los cambios mencionados en los sistemas de producción trajeron aparejados costos sociales, como la concentración de la propiedad de la tierra y la migración de los pequeños agricultores hacia las ciudades (Pengue, 2005), y costos ambientales, como la reducción del suministro de *SE* y la pérdida de biodiversidad (Solbrig y Viglizzo, 2000; Viglizzo *et al.*, 2001; Viglizzo y Frank, 2006).

D.6.4.2. Chile

El municipio de Ancud está ubicado en el norte de la Isla de Chiloé, en la provincia de Chiloé, al sur de Chile (Figura D.6.4, véase en el Anexo). Presenta una superficie de 172.400 ha, de las cuales menos del 1% corresponde a tierras urbanizadas. El resto del territorio rural se compone de 2854 predios, la mayoría de ellos bajo tenencia individual de la tierra y un tamaño promedio que oscila entre 0,03-4658 ha. Debido a las condiciones agroecológicas limitantes predominaron los sistemas agrícolas y medios de vida rurales de subsistencia, que combinan una variedad de actividades, como la pesca a pequeña escala, la tala de madera, la ganadería y pequeñas superficies dedicadas al cultivo de cereales y papa (Barret *et al.*, 2002).

Una gran superficie del área estudiada está cubierta por bosque nativo adulto relativamente intacto (53%, 55.686 ha), de la cual 11.776 ha están protegidas por el Parque Nacional Chiloé (Carmona *et al.*, 2010). La deforestación primero y la degradación del bosque nativo después, han sido los cambios de uso del suelo más importantes en términos de extensión espacial (Echeverría *et al.*, 2008; Carmona *et al.*, 2010) y causantes principales de pérdida de superficie de bosques en el área (Gómez Lobo, 2005).

Otro cambio importante en el área en los últimos años ha sido el reemplazo de bosques y arbustales por plantaciones de árboles exóticos (en su mayoría *Eucalyptus spp*), donde más de la mitad de las plantaciones establecidas reemplazó directamente vegetación nativa (bosques adultos, bosques secundarios y arbustales) y el resto correspondió a la forestación de tierras agrícolas marginales y zonas inundadas (Carmona *et al.*, 2010). Estos cambios en el uso del suelo comprometen *SE* relevantes,

como la provisión y regulación del agua. Estudios recientes en el sur de Chile, y en particular en Ancud, demuestran cómo el bosque nativo bien conservado puede mejorar la oferta de agua y cómo su reemplazo por plantaciones de árboles exóticos puede reducir este SE (Jaramillo, 2014).

D.6.4.3. Procedimientos utilizados para el cálculo de vSE frente a la pérdida de SE en Argentina y Chile

A continuación, se sintetizan los factores, procedimientos y criterios utilizados en los casos de estudio para el cálculo de vSE (Tabla D.6.1). Luego con los mapas de vSE obtenidos se calcularon los “hotspots”, es decir, se identificaron aquellas áreas donde se concentraron los valores más altos de vSE. El mismo procedimiento se aplicó en los mapas de oferta de SE para analizar la coincidencia espacial entre las áreas proveedoras de SE y las áreas de mayor vSE.

Factor	Definición	¿Cómo se calculó para el ejemplo de aplicación?
Exposición	Dado que la vulnerabilidad se calcula en base a dos momentos (un escenario actual y un escenario proyectado), para el cálculo de la exposición es necesario entender cómo el sistema cambiaría de un escenario actual a uno futuro, producto de la presión provocada por cambios naturales y/o antrópicos en el uso del suelo ya sean de carácter regional o local.	<p>ECOSER no proporciona procedimientos para representar la exposición explícitamente, por lo que se necesita un entendimiento cualitativo y cuantitativo de cómo el sistema cambiaría en un escenario futuro en respuesta a las presiones locales o regionales. La alternativa que se propone en ECOSER para estimar la exposición es el análisis de las tendencias en los cambios pasados del uso del suelo a través de regresiones logísticas. Para ambos casos de estudio se utilizó la herramienta “Markov – Markovian transition estimator” disponible en el software Idrisi. NOTA: Los valores de exposición se normalizan finalmente a rango [0, 1].</p> <p>Mar Chiquita Se utilizaron mapas de coberturas de la tierra de los años 1999 y 2011 para calcular la probabilidad de que cada cobertura pase a cultivos.</p> <p>Ancud Se utilizaron mapas de coberturas de la tierra de los años 1999 y 2007 para calcular la probabilidad de que cada cobertura pase a plantación.</p>
Sensibilidad	La sensibilidad (Si) busca comprender cuál es el cambio marginal en los beneficios como consecuencia del cambio de escenarios.	<p>ECOSER propone la siguiente fórmula para su cálculo: $S_i = cb_i * (B_{2i} - B_{1i}) * W_i$ Donde cb_i es una medida adimensional (0-0.5) que representa la contribución al bienestar. Expresa el aporte relativo de un SE sobre otro a la satisfacción de un componente específico del bienestar (MEA, 2005), B_{1i} es el beneficio asociado al SE i en el tiempo 1, B_{2i} es el beneficio asociado al SE i en el tiempo 2 y W_i es un factor multiplicador que representa la contribución del SE i al desarrollo local como un reflejo de la cantidad de beneficiarios indirectos (toma valores de 1 a 3). NOTA: Los procedimientos para el mapa de beneficios se explican en los capítulos B.1 y B.4.</p> <p>Mar Chiquita Se calcularon los beneficios derivados de dos SE en 2011 (tiempo 1) y en 2022 (tiempo 2): Disponibilidad de agua subterránea limpia (Cb: 0.83 y W: 3). Amortiguación de inundaciones (Cb: 0.83 y W: 1)</p> <p>Ancud Se calcularon los beneficios derivados de tres SE en 2007 (tiempo 1) y en 2015 (tiempo 2): Oportunidades de recreación (Cb: 0.41 y W: 3). Disponibilidad de agua superficial limpia (Cb: 0.83 y W: 3). Producción de leña (Cb: 0.74 y W: 3).</p>

Capítulo D.6. Anticipándose a los cambios: análisis de la vulnerabilidad socioecológica

<p>Capacidad adaptativa</p>	<p>Se entiende como capacidad adaptativa (C) al grado en que un SSE puede moderar los daños potenciales, aprovechar las oportunidades o hacer frente a las consecuencias de reducciones en el flujo o a la pérdida de un dado SE. Conceptualmente, C es muy afín al concepto de resiliencia (Holling, 1973). Operativamente, C es aproximada a través de una serie de indicadores que dan cuenta de la habilidad del SSE para sostener su identidad (estructura y funciones esenciales) frente a distintas alteraciones o disturbios.</p>	<p>El análisis de capacidad adaptativa que se propone contempla siete componentes del SSE: presencia de sustitutos de SE, acceso al sustituto, factores conducentes al cambio de uso de suelo, nivel de dependencia de la sociedad del SE, existencia de servicios (capital construido) de apoyo, nivel organizacional y político de apoyo. Para dichos componentes se esbozaron posibles indicadores que fueron agrupados en tres factores como se muestra en la fórmula.</p> $C_i = Feco + Finst + Fsoc$	<p>Mar Chiquita Los factores específicos para cada SE no fueron fáciles de obtener como datos secundarios para el caso de Mar Chiquita, por lo que se utilizaron algunos indicadores generales (en lugar de indicadores específicos de acuerdo al tipo de SE). Como factor económico se utilizó el número de puestos de trabajo, como social el nivel de analfabetismo y como institucional los derechos de agua.</p> <p>Ancud Se utilizó una combinación de indicadores generales y específicos según el de tipo SE. Como factores económicos e institucionales la posibilidad de sustitución y acceso específica del tipo SE y como factor social el nivel educativo.</p>
<p>Coefficiente de inequidad</p>	<p>Tanto la exposición, la sensibilidad, como las capacidades para adaptarse no son uniformes dentro de la sociedad ni se distribuyen de forma normal. Por el contrario, la vulnerabilidad de los SSE generalmente se asocia a la distribución asimétrica o sesgada de la exposición, de la sensibilidad y/o de las capacidades de los individuos o de los grupos sociales que los componen. De tal forma, cuando se combinan valores de exposición y sensibilidad altos, niveles bajos de capacidad adaptativa determinan una mayor probabilidad de daño bajo distribuciones asimétricas que bajo distribuciones normales. En procura de introducir este fenómeno, este coeficiente incrementa el valor de la VSE a medida que aumenta la inequidad.</p>	<p>Este coeficiente puede calcularse como:</p> $I = 1 + G$ <p>Donde G es el Coeficiente de Inequidad de Gini, calculado en base a la distribución de ingresos de la población estudiada (G varía dentro del rango 0 - máxima equidad - y 1 -máxima inequidad). Este factor también puede estimarse mediante otras variables que reflejen esta situación, por ejemplo la distribución de ingresos.</p>	<p>Mar Chiquita Calculado sobre la distribución de las necesidades básicas insatisfechas entre la población.</p> <p>Ancud Calculado sobre la base de la distribución del ingreso entre las propiedades.</p>

Tabla D.6.1. Síntesis de los factores empleados en el cálculo de vulnerabilidad socioecológica.

D.6.4.4. Resultados

En el caso de Mar Chiquita, la distribución espacial de los *hotspots* de oferta de SE resultó no ser muy coincidente. La mayor parte de las áreas coincidentes se concentraron en las áreas no cultivadas de la pampa deprimida (Figura D.6.5, véase en el Anexo). En estas áreas, el control de la erosión, la retención de excesos de precipitación y la protección

de acuíferos por pasturas y pastizales representan un rol importante para ambos SE analizados (disponibilidad de agua subterránea limpia y amortiguación de inundaciones). La distribución espacial de los *hotspots* de VSE fueron más coincidentes entre los dos SE estudiados. Sin embargo, de acuerdo con la distribución espacial de los mapas y los coeficientes calculados (por ejemplo, índice de Jaccard), la congruencia espacial entre *hotspots* de oferta de SE y *hotspots* de VSE fue muy baja para ambos SE.

En el caso de Ancud, los *hotspots* del SE de oportunidades de recreación están asociados al Parque Nacional de Chiloé y su zona de influencia, y al principal río y humedal del municipio (humedal de Pudeto), ubicado al suroeste del área de estudio (Figura D.6.5, véase en el Anexo). Los *hotspots* de oferta de leña y agua subterránea coinciden con los bosques nativos concentrados en el sur del Parque Nacional de Chiloé. Estas son áreas con baja densidad de población y bajo desarrollo residencial. La distribución espacial de los *hotspots* de oferta de SE muestra poca similitud entre todas las comparaciones realizadas, al igual que al comparar con los *hotspots* de VSE.

Estos resultados ponen de manifiesto los recaudos que deberían tomarse a la hora de decidir qué criterios se utilizan en la zonificación de áreas para proteger con políticas de planificación. Los resultados de este trabajo indicarían que políticas públicas basadas únicamente en la oferta de SE no solo estarían fallando en detectar áreas prioritarias para la conservación para el bienestar de la sociedad local, sino que también podrían aumentar la vulnerabilidad al ignorar áreas de oferta de SE con valores intermedios o más bajos, pero de los cuales depende la población.

Sección E. Glosario

Daniela Gangi y José María Paruelo

1. Actores sociales (*stakeholders*) (véase Capítulos C.3, C.4, C.5 y C.6)

Los actores sociales pueden ser personas, grupos u organizaciones que muestran interés en algún tema, proyecto o programa y, por lo tanto, tienen algo que ganar o perder a partir de los resultados de una intervención en el territorio o de la acción de otros actores. La identificación y caracterización de los actores sociales de un socioecosistema determinado debe permitir reconocer sus creencias y puntos de vista, sus preocupaciones y necesidades, sus aspiraciones, sus intereses, las relaciones de poder existentes y sus responsabilidades por lo que ocurre en el territorio.

Los actores pueden ser considerados como afectadores y/o afectados. Los primeros pueden, a través de sus acciones, afectar o impactar (deliberadamente o no) la capacidad del socioecosistema para ofrecer servicios ecosistémicos (SE) (ya sea de manera negativa o positiva). Los segundos son aquellos que pueden verse afectados (de modo positivo o negativo, directo o indirecto) por el cambio en el flujo de SE que puede producirse como consecuencia, por ejemplo, de los cambios en el uso del suelo.

A su vez, los actores no son seres aislados, sino que están insertos en una trama de relaciones. Éstas pueden ser de cooperación o de conflicto y, asimismo, débiles o fuertes, según la intensidad con la que se desarrollen.

En los Capítulos C.4, C.5 y C.6 se presentan ejemplos de identificación, clasificación y mapeo de actores sociales.

2. Agriculturización (véase Introducción Sección A y Capítulo C.8)

Dentro de los cambios en el uso y coberturas del suelo (cucos) que pueden operar en un territorio, la agriculturización es el proceso de expansión de coberturas agrícolas (tanto cultivos anuales como pasturas implantadas) a expensas o en detrimento de coberturas de vegetación natural (bosques, humedales, pastizales, entre otras).

3. Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (AHPPN) (véase Capítulo D.2)

Es la fracción de la Productividad Primaria Neta (PPN) que es usada directa o indirectamente por los humanos. Puede considerarse como un descriptor integrador del impacto que las actividades antrópicas tienen sobre la cantidad y la partición de la energía disponible, para y entre los diferentes niveles tróficos.

Existen distintas maneras de calcular a la AHPPN según la definición exacta que se adopte (más o menos abarcadoras). Es así que, por ejemplo, según Haberl (1997), la AHPPN puede calcularse como la diferencia existente entre la cantidad de PPN que estaría disponible en un ecosistema en ausencia de las actividades antrópicas (PPN potencial: PPN_o) y la cantidad de PPN que permanece en el ecosistema, o en el ecosistema que lo reemplazó, bajo las actuales características de manejo (PPN remanente: PPN_{REM}) (Figura D.2.1).

4. Biodiversidad

Comprende múltiples jerarquías o niveles de organización biológica, como paisajes, ecosistemas, comunidades, especies, poblaciones, hasta el nivel genético. Cada uno de estos niveles se caracteriza por su composición, estructura y función (atributos) (Franklin *et al.*, 1981; Noss, 1990). La composición guarda relación con la identidad y variedad de elementos e incluye, por ejemplo, listas de especies, tipos de paisajes, etc. La estructura es la organización física o el patrón de un determinado sistema, tal como el patrón de parches a escala de paisaje o la estructura de edades y sexos de una población. La función implica procesos ecológicos y evolutivos, como el flujo de genes, las perturbaciones o el ciclo de los nutrientes, entre otros.

5. Cambios en el Uso y Coberturas del Suelo (CUCOS) (véase Introducción general y Sección A)

Los cambios de los patrones de cobertura del suelo (o sea, el tipo de cubierta biofísica observada en la superficie de la Tierra), son inherentes a la naturaleza. Estos patrones son el resultado de complejas interacciones

entre factores abióticos (como el clima o la topografía), bióticos (procesos sucesionales) y disturbios (Turner, 2006).

En los últimos 10.000 años, a los cambios intrínsecos de los sistemas naturales, se les han sumado aquellos que son producto de la actividad humana (Gupta, 2004), no sólo de cobertura sino también de uso del suelo (es decir, el conjunto de actividades que la sociedad realiza en un territorio, para producir, modificar o conservar su estado). En los últimos dos o tres siglos estos procesos aumentaron en intensidad y extensión, y es así que, en la actualidad, los cultivos y las pasturas en su conjunto se han convertido en los sistemas más extensos de la Tierra.

6. Capital social (cs) (véase Capítulo C.1)

Conjunto de normas, redes y organizaciones construidas sobre relaciones de confianza y reciprocidad, que contribuyen a la cohesión, el desarrollo y el bienestar de la sociedad, así como a la capacidad de sus miembros para actuar y satisfacer sus necesidades de forma coordinada en beneficio mutuo.

La propuesta del cs es de tipo relacional, debido a que se enfoca en el vínculo entre los actores sociales (las relaciones, no las personas) para conseguir, a través de la cooperación mutua, objetivos que de lo contrario serían difícilmente alcanzables. Aquellas comunidades con un gran cs podrían contar con una base mucho mejor para enfrentar la pobreza y la vulnerabilidad, solucionar conflictos y/o aprovechar nuevas oportunidades (Woolcock, 2001).

7. Conocimiento tradicional (véase Capítulo D.1)

El conocimiento tradicional (como el agrícola, el ambiental o de paisaje) es un conjunto de saberes, prácticas y creencias que se desarrolla mediante procesos de adaptación y que es transmitido culturalmente de generación en generación (Riedlinger y Berkes, 2001).

Es holístico y corresponde al conocimiento local de un grupo cultural o étnico y contrasta con el conocimiento universal, por lo general creado por departamentos de investigación en instituciones de educación superior (Bocco y Pulido, 2003).

En el Capítulo D.1 se describe la técnica de terraceo, basada en el conocimiento tradicional de comunidades campesinas e indígenas de América Latina.

8. ECOSER (véase Capítulo B.4 y, en particular, las Figuras B.4.5 y B.4.6)

ECOSER o “Protocolo Colaborativo de Evaluación y Mapeo de Servicios Ecosistémicos y de Vulnerabilidad Socioecológica (VSE) para el ordenamiento territorial” (Laterra *et al.*, 2016, www.eco-ser.com.ar) es una herramienta que ha sido desarrollada tanto para el soporte de la toma de decisiones sobre el uso de la tierra en el marco de procesos de ordenamiento territorial rural, como para la investigación e integración disciplinaria y la colaboración científica en torno a las funciones y servicios ecosistémicos (SE), su interacción y su “captura por la sociedad”, así como para el análisis de la vulnerabilidad socioecológica (VSE) bajo distintos escenarios de pérdida de SE.

Básicamente, esta herramienta consiste en un protocolo o conjunto de procedimientos que permiten evaluar y mapear SE (intermedios y finales) y estimar la VSE frente a la pérdida de éstos.

En el Capítulo B.4 se describen cuáles son los modelos conceptuales y los componentes del socioecosistema en los que se basa el protocolo, cuáles son los módulos que lo integran, los productos que pueden obtenerse (SE intermedios, finales y beneficios), así como la utilidad de éstos en procesos de gestión territorial.

9. Evaluación y Mapeo de Servicios Ecosistémicos (EMSE) (véase Capítulo B.4)

Las evaluaciones y mapeos de servicios ecosistémicos (SE) consisten en procesos estructurados de generación y análisis de información que buscan responder preguntas inspiradas por la interacción entre beneficiarios y proveedores de los SE y los ecosistemas que los soportan. Están dirigidos a incorporar a los SE en las políticas públicas a través de conocimientos y herramientas útiles para la toma de decisiones sobre usos de la tierra (como en procesos de ordenamiento territorial), en los que las evaluaciones de SE espacialmente explícitas (mapas) ofrecen un insumo fundamental para llevar adelante tales procesos (Burkhard y Maes, 2017).

Existen diversos enfoques y procedimientos de EMSE, los cuales son presentados en el Capítulo B.4 junto a sus alcances y limitaciones, y junto al componente del modelo de cascada de SE (o de escalera ascendente) con el cual se corresponden: Evaluación económica o social de beneficios; Evaluación ecológica; Evaluación Participativa o de Valor Social; Evaluación Mixta (Tabla B.4.1, Figura B.4.3).

10. Fenoteca (véase Capítulo A.1)

Es una biblioteca de firmas fenológicas⁵⁵ organizada en una base de datos espacial que reúne información georreferenciada de distintas coberturas del suelo y de su dinámica estacional. La generación y el mantenimiento de una fenoteca se basa en información obtenida a partir de muestreos exhaustivos a campo y en información provista por sensores remotos (Figura A.1.3). La construcción de una fenoteca permite la elaboración de mapas de uso/cobertura del suelo.

11. Fragmentación del paisaje (véase Capítulo A.2)

Proceso que ocurre por los cambios en los patrones de uso y cobertura del suelo, en el cual se evidencia: pérdida de superficie del sistema original, así como división de la superficie original en porciones o fragmentos (parches) más pequeños y aislados unos de otros por una matriz diferente al sistema original (Figura A.2.1). La fragmentación del paisaje es en general un proceso no aleatorio (Sharpe *et al.*, 1987; Usher, 1987; Pressey *et al.*, 1996; Kemper *et al.*, 2000; Baldi *et al.*, 2006), ya que la eliminación de la vegetación nativa ocurre usualmente con una base selectiva, por ejemplo, en áreas donde la agricultura o la ganadería son actividades rentables desde el punto de vista económico.

12. Funciones de impacto (FI) de servicios ecosistémicos (SE)

A través de las funciones de impacto (FI) o afectación (Capítulo B.3) se pretende determinar de qué manera y en qué medida (el sentido y la magnitud) un dado factor de estrés o perturbación asociado al uso del territorio, cambia o afecta la oferta de un determinado SE intermedio o de un “paquete” de SE (Figura B.3.1). Estas relaciones cuantitativas son aspectos claves para determinar el nivel de perturbación que puede soportar un territorio para que la oferta de un determinado SE no caiga por debajo de los niveles deseados o tolerados por la sociedad (Figura B.3.2).

Las FI deben describir de manera precisa cómo varía la oferta de un SE (variable dependiente) a través de un gradiente de intensidad del factor

⁵⁵ Véase Firma espectral y Firma fenológica en el Capítulo A.1 (y, en particular, las Figuras A.1.1 y A.1.2).

de estrés/perturbación (variable independiente), por lo que para generarlas e interpretarlas de manera correcta deben considerarse una serie de elementos conceptuales como: qué componentes se evaluarán y por qué (qué SE y factores de estrés/perturbación); la escala espacial a la que se debería plantear (paisaje / “Unidades Proveedoras de Servicios”); la forma de la curva o familias de curvas (lineal, logarítmica, exponencial, parabólica, etc.) que debería adoptar de acuerdo a la relación funcional existente entre los elementos que la componen (Figura B.3.1 y B.3.2); la existencia de umbrales (nivel crítico de perturbación o estrés ante el cual se manifiestan de manera acelerada los cambios en la oferta de SE); la existencia de retrocontroles positivos o negativos que aceleran o retardan la llegada al umbral; si existen estados alternativos (METS) del sistema reversibles o no; o la posible manifestación de fenómenos de histéresis –o cambios catastróficos, abruptos y no predecibles a través del tiempo y del espacio–, en los que ya no alcanza con revertir la intensidad de uso (el factor de perturbación o estrés) al nivel previo al colapso, para recuperar la función ecosistémica.

13. Funciones de producción de servicios ecosistémicos (SE) (véase Capítulo B.2 y Cajas B.2.1 a B.2.8)

Las funciones de producción (Capítulo B.2) son modelos que conectan aspectos biofísicos de los ecosistemas o paisajes con la producción de SE (Figura B.2.1). Son un tipo de indicador de evaluación y mapeo de SE (“tipo b”; Tabla B.1.1), que permite estimar el flujo de SE finales (como el control de la erosión) a partir de la estimación de SE intermedios (como el mantenimiento de la cobertura del suelo), basándose para ello en un profundo conocimiento de las relaciones entre los atributos de los ecosistemas, con determinadas funciones ecosistémicas y con el flujo de SE. La cantidad de aspectos ecosistémicos (estructurales y funcionales) a considerar para cuantificar los SE intermedios que más contribuyen a definir los SE finales puede parecer abrumadora, pero éstos pueden reducirse a una serie de SE intermedios ligados principalmente a la dinámica del C, del agua y del N, a la biodiversidad y al régimen de perturbaciones.

Un mismo tipo de SE final puede depender de múltiples funciones ecosistémicas y una misma función ecosistémica puede soportar múltiples tipos de SE finales. En el Capítulo B.2 se desarrollan ejemplos de esquemas de funciones de producción de SE finales como la producción de forraje (Figura B.2.2; Caja B.2.1) o el secuestro de C (Figura B.2.3), entre

otros. Asimismo, en las Cajas B.2.2 a B.2.8 se describen otros ejemplos de cuantificación de servicios intermedios y se presentan las funciones de producción que vinculan a esos procesos ecosistémicos con la oferta de servicios finales.

14. Gobernanza

La gobernanza de un sistema socioecológico (sse) es el proceso a través del cual diferentes actores sociales articulan entre sí con la finalidad de lograr determinados objetivos, como aquellos relacionados con la preservación del ambiente (Kofinas, 2009). La noción que subyace a este concepto es que los actores presentes en el territorio se reparten el poder y la responsabilidad en el manejo de los recursos naturales. Estos actores pueden ser individuales y/o colectivos (por ejemplo, agencias gubernamentales, organizaciones no gubernamentales, empresas y comunidades locales) (Vallejos *et al.*, 2014).

Los individuos, las instituciones, las organizaciones y las redes que los articulan son los elementos del sistema de gobernanza. Las instituciones son restricciones socialmente construidas que determinan el comportamiento de un grupo de individuos (North, 1990) o, en otras palabras, “las reglas de juego” que asignan los roles que deben asumir los individuos y organizaciones en la sociedad (Ostrom, 1990). Éstas pueden ser formales (leyes, contratos) o informales (costumbres, tabúes, códigos de conducta), dependiendo de si estas restricciones se hallan escritas o no. De ello se deduce que ciertas instituciones están siempre presentes más allá de que estén escritas o no. Las organizaciones son el marco en el cual muchas de estas instituciones toman forma e incluyen estructuras jerárquicas, como el gobierno, y otras descentralizadas, como las asociaciones barriales. Los individuos y las organizaciones interactúan dentro de redes sociales, que por medio de las instituciones formales e informales permiten distribuir información y recursos.

15. Inversión del paisaje (véase Capítulo A.3)

En ecología de paisajes, se denomina “inversión del paisaje” al proceso en el que la matriz del paisaje –elemento englobante o dominante–, por ejemplo, un tipo de vegetación natural (como áreas de bosque nativo), pasa a estar incluida dentro de otro elemento del paisaje que era considerado anteriormente como un parche o mancha, o elemento no domi-

nante (por ejemplo, áreas de uso agropecuario) que, por el proceso de expansión (en este caso, a expensas de desmonte), se transforman en la matriz de tal paisaje. Estos cambios, que incluyen transformaciones en la superficie y la configuración de los elementos de un determinado paisaje (parches y matriz), se producen en diferentes etapas las cuales fueron descritas por Forman (1995) y modificadas por Jaeger (2000) (Figura A.2.1). La inversión del paisaje en esta secuencia temporal se produciría al final de la etapa de disipación e inicio del encogimiento.

16. Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (IOSE) (véase Capítulo B.3)

Índice que describe la oferta de un conjunto o paquete de servicios ecosistémicos (SE) de regulación a partir de la estimación de dos atributos del funcionamiento de los ecosistemas: la cantidad total de biomasa que producen en un año (productividad) y la estacionalidad de esa producción (la diferencia entre los valores máximos y mínimos de producción de biomasa). Estos atributos funcionales pueden ser estimados a partir de la dinámica estacional del IVN (Índice de Vegetación Normalizado), un índice espectral que puede ser derivado de datos provistos por sensores remotos (Paruelo *et al.*, 2016).

17. Mapeo de actores (véase Capítulos C.3 a C.6)

Los actores sociales se identifican y definen en relación con una temática en particular, ya sea un problema (como la falta de agua o desalojo de tierras) o una intervención específica (por ejemplo, un proyecto, un programa o una ley). Los mapas de actores, también conocidos como mapas sociales o sociogramas, son utilizados para identificar a los actores que definen el territorio bajo estudio en un momento determinado, de manera de caracterizar sus interrelaciones, sus vínculos con los recursos, los conflictos de intereses o las alianzas eventuales que pudieran sostenerse entre ellos.

A través de un mapeo de actores es posible caracterizar el poder con que cuentan ciertos actores para generar determinados cambios en un territorio, o bien, la falta de poder en otros, mejorando así la comprensión sobre quiénes presionan sobre el uso del suelo o sobre los servicios ecosistémicos (SE), o quiénes tienen mayor capacidad de influenciar a otros actores o cuáles son los actores más vulnerables frente a los cambios en el socioecosistema (Tapella, 2007).

La información resultante del mapeo puede ser utilizada para facilitar la implementación de una acción específica o evaluar la viabilidad de planes futuros en un territorio, minimizar los conflictos por el uso de los recursos y mejorar la distribución de tales recursos entre los distintos actores sociales, aunque es necesario tener presente que éste es un proceso de carácter iterativo, dado que los tipos de actores, sus características e interrelaciones son componentes dinámicos/cambiantes en el tiempo.

Existen distintos tipos de mapeos en los que los actores pueden ser tabulados en una matriz de dos dimensiones: poder o influencia vs. nivel de afectación o dependencia (denominada también “matriz de priorización de actores sociales”), o bien, se puede generar una matriz de relacionamiento (o Diagrama de Venn) entre los actores, donde queden representadas las relaciones de cooperación/conflicto entre ellos. Asimismo, ambos tipos de mapeos pueden llevarse a cabo de manera conjunta. Para obtener estos productos, los investigadores recurren a diversas técnicas/metodologías, tales como la realización de grupos focales, entrevistas individuales a los actores, a otros investigadores o a informantes claves (se brindan ejemplos sobre distintos tipos de mapeos en los Capítulos C.4, C.5 y C.6).

18. Matriz de poder/dependencia (denominada también “matriz de priorización de actores sociales”) (véase Capítulo C.3)

Técnica de mapeo de actores sociales que se basa en la utilización de dos criterios: a) el grado de poder o influencia (por ejemplo, para generar cambios en el uso del suelo) en el espacio social que tienen determinados actores para afectar a través de sus acciones, el flujo de servicios ecosistémicos que puede ofrecer el socioecosistema (ya sea de manera negativa o positiva); y b) el nivel de afectación/dependencia al que pueden estar sometidos determinados actores (positiva o negativamente) por el cambio en el flujo de servicios ecosistémicos (SE).

Con este tipo de matriz se pueden categorizar a los actores en: a) actores muy influyentes y dependientes, b) muy influyentes y poco dependientes, c) poco influyentes y poco dependientes y d) actores a fortalecer o empoderar (por ejemplo, a través de procesos de ordenamiento territorial u otra estrategia de intervención), al ser actores poco influyentes o con bajo grado de poder, pero con un alto nivel de dependencia o afectación por el cambio en el flujo de SE (altamente vulnerables) (véanse ejemplos en los Capítulos C.4, C.5 y C.6).

19. Matriz de relacionamiento (o Diagrama de Venn) (véase Capítulo C.3)

Técnica de mapeo de actores que apunta a una rápida visualización de la trama y los tipos de relaciones existentes entre los actores sociales de un socioecosistema en un momento dado, permitiendo conocer cómo se establecen las relaciones de cooperación y conflicto, y cómo es la intensidad de éstas (débiles/fuertes), usando para su representación gráfica determinados códigos (tales como distintos colores, tramas, grosores o direcciones de las flechas que unen a los diferentes actores). Puede llevarse a cabo también de manera combinada con la técnica anterior (matriz de poder/dependencia) (véanse ejemplos en los Capítulos C.4, C.5 y C.6).

20. Modelos de Estados y Transiciones (METS) en comunidades vegetales (véase Capítulo D.5)

Los Modelos de Estados y Transiciones (METS) representan la dinámica (los cambios) de la vegetación como un conjunto de “estados” discretos que ocurren en determinada porción del territorio, y por las “transiciones” entre dichos estados. Las condiciones que establecen las transiciones entre estados están determinadas por una combinación de factores de estrés o perturbación (como el pastoreo por parte de herbívoros domésticos o el fuego) y también por variables climáticas. Las transiciones pueden ser continuas y reversibles manteniendo al sistema dentro del mismo dominio de atracción (múltiples estados estables alternativos), o bien, pueden ser discontinuas y eventualmente no reversibles, aun cuando se restablezcan todas las condiciones anteriores. El potencial para la reversibilidad depende de la extensión y de la duración de la modificación del ecosistema (Briske *et al.*, 2005), afectándose en mayor o menor medida la resiliencia de éste.

La construcción de un MET involucra la identificación y caracterización de los diferentes “estados” discretos de la vegetación, para lo cual se utilizan distintos atributos estructurales o funcionales de la vegetación que pueden ser indicadores de las transiciones de un estado a otro (riqueza de especies, productividad primaria neta aérea, altura de la vegetación y evapotranspiración, entre otros). Además, para la construcción de estos modelos, se requiere identificar y caracterizar a las transiciones entre los distintos estados, o sea, identificar qué combinación de medidas de ma-

nejo, nivel de perturbación y condiciones climáticas son las que promueven esas transiciones. Dicha caracterización puede establecerse desde distintas aproximaciones metodológicas: análisis retrospectivo/manejo adaptativo pasivo o análisis prospectivo/manejo adaptativo. En el Capítulo D.5 se presenta un ejemplo de un MET para los pastizales de Uruguay sujetos a distintas medidas de manejo (Figura D.5.2).

21. Oferta (flujo/generación) de servicios ecosistémicos (SE) (véase Capítulo B.1 y B.4)

La oferta (flujo/generación) de SE es la cantidad de determinados SE generada por unidad de tiempo y espacio a partir del capital natural de los ecosistemas, los cuales podrán ser utilizados, capturados o disfrutados por beneficiarios específicos.

El flujo de un dado SE depende de la integración de distintas funciones ecosistémicas (SE intermedios), dificultándose por ende su estimación directa. En cambio, los SE intermedios de los que depende ese SE pueden ser medidos a partir de distintos instrumentos (evapotranspiración, infiltración de agua en el suelo, polinización, etc.). Frente a esa restricción, los flujos de SE –su evaluación y su mapeo– se suelen representar mediante distintos tipos de variables sustitutas *proxys* o indicadores, que pueden ser más o menos complejos, poseer distinto grado de certidumbre, de generalidad, entre otras propiedades (Tablas B.1.1 y B.1.2).

Los beneficios pueden ser entendidos como aquellas proporciones de los flujos de SE que son efectivamente capturados para su uso o disfrute (Capítulo B.1), cuya condición básica es que el SE sea demandado y valorado por el beneficiario en virtud de la contribución de ese SE a su bienestar. Tal captura dependerá, entre otros factores, de cómo ese SE se “mueve” o se propaga en el espacio (el SE se ofrece en un lugar determinado, pero se captura en otro) (Figura B.1.2; Capítulo B.4).

22. Ordenamiento Territorial Rural (OTR) (véase Introducción general y Capítulo C.8)

Es un proceso político-técnico-administrativo orientado a la organización, planificación y gestión del uso y ocupación del territorio, en función de las características y restricciones biofísicas, culturales, socioeconómicas y político-institucionales. Debe ser un proceso participativo, interactivo e iterativo, y basarse en objetivos explícitos (socioeconómicos y

ambientales) que propicien el uso inteligente y justo del territorio, aprovechando oportunidades, reduciendo riesgos, protegiendo los recursos en el corto, mediano y largo plazo, y repartiendo de forma racional los costos y beneficios del uso territorial entre los usuarios (MAGYP, 2012; Paruelo *et al.*, 2014b)

El proceso de OTR puede estar impulsado desde el territorio propiamente dicho (a partir de un conflicto específico por el uso de un recurso), y en tal caso se denomina de “abajo hacia arriba” (actores de la sociedad civil que movilizan desde las bases el proceso), o desde los ámbitos de gobierno respondiendo a planes o directrices previas de orden nacional, regional o internacional, considerándose un proceso de “arriba hacia abajo” (Paruelo *et al.*, 2014b).

Los procesos de OTR deben partir de la definición del sistema socioecológico (SSE) sobre el cual se operará y deben poder evaluar las transformaciones de tal sistema en términos de cambios en la oferta de SE, nivel de apropiación de los beneficios que derivan de dichos servicios y los factores de control que determinan las dinámicas del SSE. Los cambios en el uso y coberturas del suelo (CUCOS) suelen ser un factor de control directo de estas dinámicas y responsables de la generación de conflictos por la modificación de la distribución de beneficios entre los actores.

23. Paisaje (véase Capítulos A.2, B.3 y D.1)

Es una porción heterogénea de territorio compuesta por un conjunto de elementos (ecosistemas naturales y/o antrópicos) que se repiten en el espacio y se articulan o interaccionan entre sí. Los ecólogos reconocen a los paisajes como un nivel de organización de los sistemas ecológicos superior al de ecosistema e inferior al de región. Es el nivel en donde los patrones espaciales influyen los procesos ecológicos, se ofrecen los servicios ecosistémicos (SE) y se produce la interacción entre los componentes humanos y biofísicos (Wiens y Moss, 2005).

La definición de paisaje puede aplicarse a una gama de escalas geográficas que van desde miles de hectáreas a cientos de kilómetros cuadrados (Burel y Baudry, 2002), y para tener una noción geográfica de esta definición, una aproximación interesante es la de visualizar una cuenca hidrográfica de mediana a pequeña magnitud. En esa cuenca, seguramente encontraremos componentes o elementos de diversa índole, como áreas de cultivos, o ambientes naturales de diferentes tipos y orígenes.

Los paisajes se pueden describir a través de su composición (superficie ocupada por cada elemento) y por su estructura, que hace referencia a la heterogeneidad espacial determinada por la disposición o el arreglo espacial de los mismos. Algunos de los elementos que conforman un paisaje son los parches y la matriz. Los primeros son áreas homogéneas no dominantes en términos de superficie, que difieren en apariencia y atributos de las áreas contiguas, mientras que la matriz es el elemento más conectado, extenso y con un papel dominante en el funcionamiento del paisaje. Distintas estructuras del paisaje determinarán que los parches estén más o menos conectados, por ejemplo, por medio de corredores biológicos. Los cambios en la composición y estructura de un paisaje pueden producirse como resultado de procesos bióticos y geomorfogénicos, aunque también pueden generarse a partir de las presiones antrópicas sobre los ecosistemas naturales (por ejemplo, a partir de determinados cambios en el uso y coberturas del suelo (CUCOS)).

24. Productividad Primaria Neta (PPN) (véase Capítulo B.3, Caja B.2.1 y Capítulo D.2)

La productividad primaria neta (PPN) es un aspecto clave de todos los ecosistemas, dado que representa la cantidad de energía que entra en ellos y que queda disponible para otros niveles tróficos (Lindeman, 1942; Odum, 1983). Se define como la diferencia entre lo fijado a través de la fotosíntesis y las pérdidas respiratorias de las plantas para la construcción de tejidos, mantenimiento y absorción de iones.

La PPN puede considerarse como un servicios ecosistémicos (SE) intermedio que determina SE finales claves, como la provisión de alimentos y fibras o el secuestro de C en el suelo. Es así que existen índices que estiman la oferta de diversos SE finales basándose en la estimación de la PPN y en su variabilidad intraanual (tales como el índice de oferta de servicios ecosistémicos (IOSE)). Además, así como para otros SE intermedios, podrían plantearse funciones de impacto (FI) de la oferta de este SE en función de un gradiente de estrés o perturbación (véase Capítulo B.3).

25. Resiliencia (véase Capítulos D.5 y D.6)

En términos ecológicos, la resiliencia puede definirse como la magnitud de las perturbaciones que pueden ser absorbidas por un sistema antes de que cambie drásticamente su estructura y funcionamiento. Algunos aspectos relacionados a este concepto son la latitud o cuánto puede modificarse un sistema antes de perder su capacidad de recuperación, la resistencia o la facilidad o dificultad para cambiar al sistema y la precariedad que se refiere a la trayectoria actual del sistema y la proximidad de éste a un límite o umbral (punto a partir del cual el sistema cambia de manera drástica).

En términos socioecológicos, algunos autores definen a la resiliencia como la capacidad subyacente de un dado socioecosistema de mantener el flujo de ciertos servicios ecosistémicos (SE) deseables (como la producción de alimentos, la purificación del agua o el disfrute estético) (MEA, 2005), frente al uso humano y a un ambiente fluctuante (Folke *et al.*, 2002).

26. Servicios ecosistémicos (SE) (véase Introducción general y Sección B)

Los SE pueden ser definidos como los beneficios que los humanos derivamos de los ecosistemas (Costanza *et al.*, 1997; MEA, 2005), y pueden clasificarse en: SE de provisión (por ejemplo, alimentos, fibras), SE de regulación (como la regulación de las inundaciones, las sequías, la degradación del suelo y las enfermedades), SE de soporte (como la producción primaria, la formación del suelo y los ciclos de los nutrientes) y SE culturales, (como los beneficios recreacionales, espirituales, religiosos y otros beneficios intangibles) (MEA, 2005). Otras definiciones, en cambio, hacen referencia a los SE como los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas utilizados (pasiva o activamente) para producir bienestar humano (Fisher *et al.*, 2009), separando con claridad al concepto de SE de los beneficios.

El modelo de cascada (propuesto por Boyd y Banzhaf, 2006 y Haynes-Young y Potchin, 2010) busca integrar a las definiciones citadas con anterioridad al relacionar o conectar a la estructura y funcionamiento de los ecosistemas con el bienestar humano. Según este marco conceptual, los beneficios derivados de los ecosistemas dependen de SE finales (los procesos que están asociados de manera directa a la generación de beneficios humanos), los que a su vez se sustentan en un conjunto de estructuras y procesos o funciones ecosistémicas (también denominados

“SE intermedios”). En la Figura B.1.1 se presenta un modelo de cascada modificado (“modelo de escalera ascendente”).

27. Sistema territorial (ST) - Sistema socioecológico (SSE) (véase Introducción general)

Un Territorio o sistema territorial (ST) es un espacio geográfico en donde la sociedad usa y se vincula con los servicios ecosistémicos (SE) que ofrece el ecosistema. El territorio incluye, además de la base biofísica, los aspectos culturales, históricos, políticos e institucionales en una perspectiva histórica. La comprensión del territorio requiere entonces no sólo la “foto” actual, sino también la trayectoria histórica de la dimensión humana y natural. El sistema territorial puede ser concebido como un sistema socioecológico (SSE) en el cual los humanos dependen de los recursos y servicios que ofrecen los ecosistemas y en donde la dinámica de los ecosistemas está influida por las actividades humanas (Berkes *et al.*, 2003; Ostrom, 2009). Anderies *et al.* (2004) definen a los SSE como sistemas sociales “en los cuales las relaciones de interdependencia entre humanos están mediadas por interacciones con componentes biofísicos y biológicos no humanos”.

28. Vulnerabilidad socioecológica (VSE) (véase Capítulos D.6 y B.4)

La VSE puede entenderse como el grado en que un sistema socioecológico es susceptible o incapaz de afrontar los efectos adversos de los cambios provocados por factores naturales o antrópicos (por ejemplo, cambios en el uso y coberturas del suelo (CUCOS)), lo que compromete de manera adversa el flujo de servicios ecosistémicos (SE), la captura y distribución de sus beneficios y, en última instancia, los componentes del bienestar, como salud y seguridad.

Anexo imágenes a color

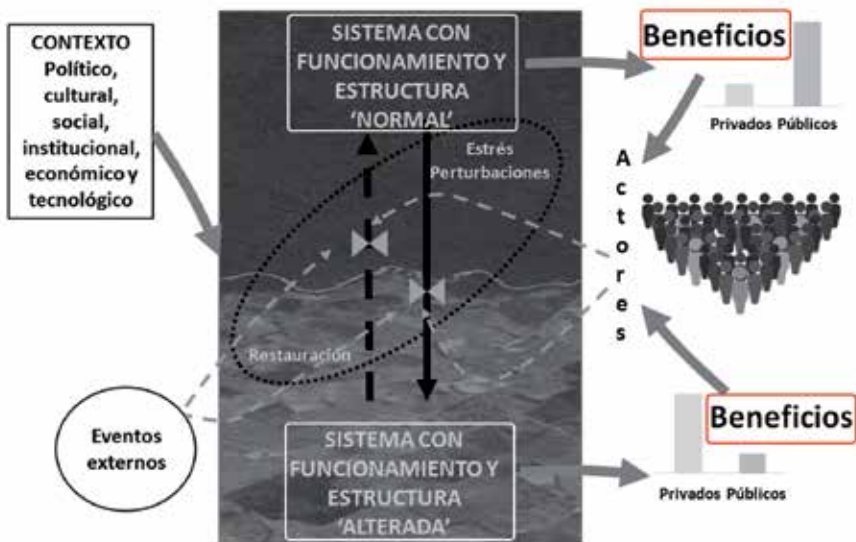


Figura 3. Transformación de un sse debido a acciones antrópicas que representan en términos genéricos un stress o una perturbación. Esas transformaciones son más o menos reversibles mediante terapias de restauración. Cada uno de los estados genera distintos tipos de beneficios para los actores e involucrados vinculado a variaciones en el nivel de oferta de servicios ecosistémicos (se). Las transiciones dependen de una serie de controles externos y ocurren en un determinado contexto ideológico, político, económico y cultural.

Véase Introducción general, p. 27 y además p. 30.

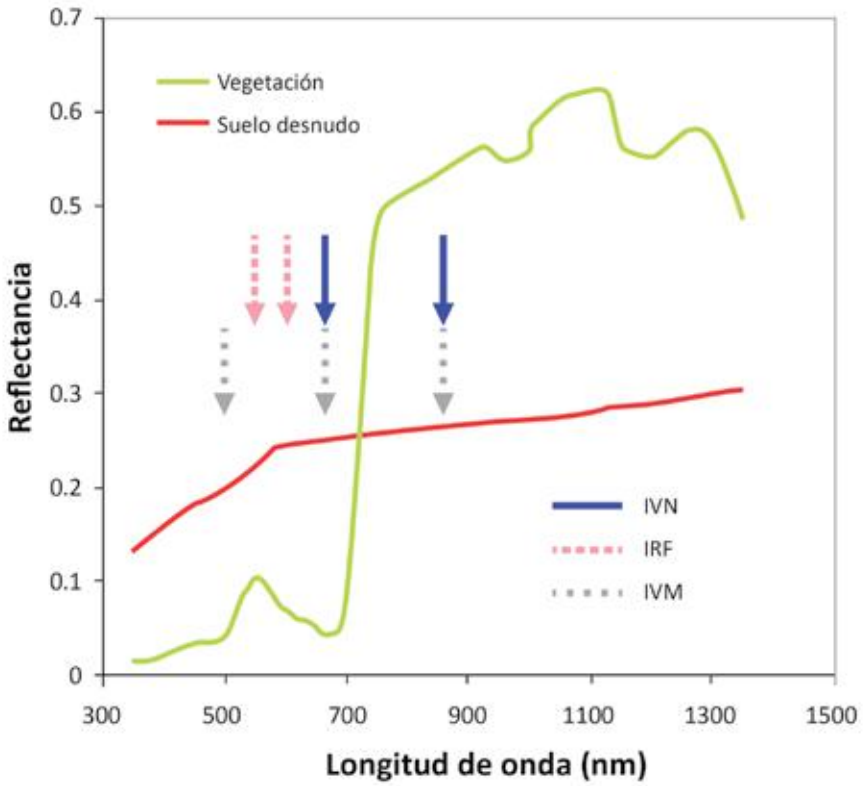


Figura A.1.1. Espectro de reflectancia de una superficie vegetada y de suelo desnudo. Se indican con flechas el centro de las bandas del sensor MODIS usadas para calcular distintos índices espectrales: *ivn*: Índice de Vegetación Normalizado; *ivm*: Índice de Vegetación Mejorado; *irf*: Índice de Reflectancia Fotoquímica. Fuente: Paruelo (2008). Véase Capítulo A.1, p. 47.

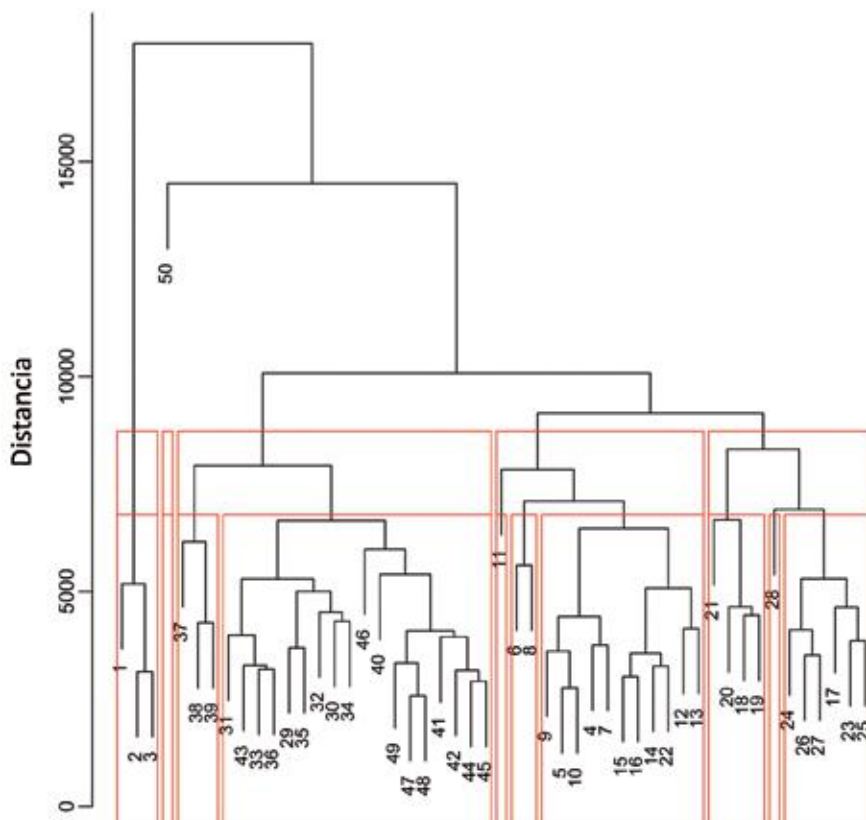


Figura Caja A.1.1.1. Dendrograma resultante del análisis jerárquico. Las 50 clases generadas por la clasificación no supervisada se agrupan en diez clases, según indican los rectángulos rojos.

Véase Capítulo A.1, (Caja A.1.1) p. 59.

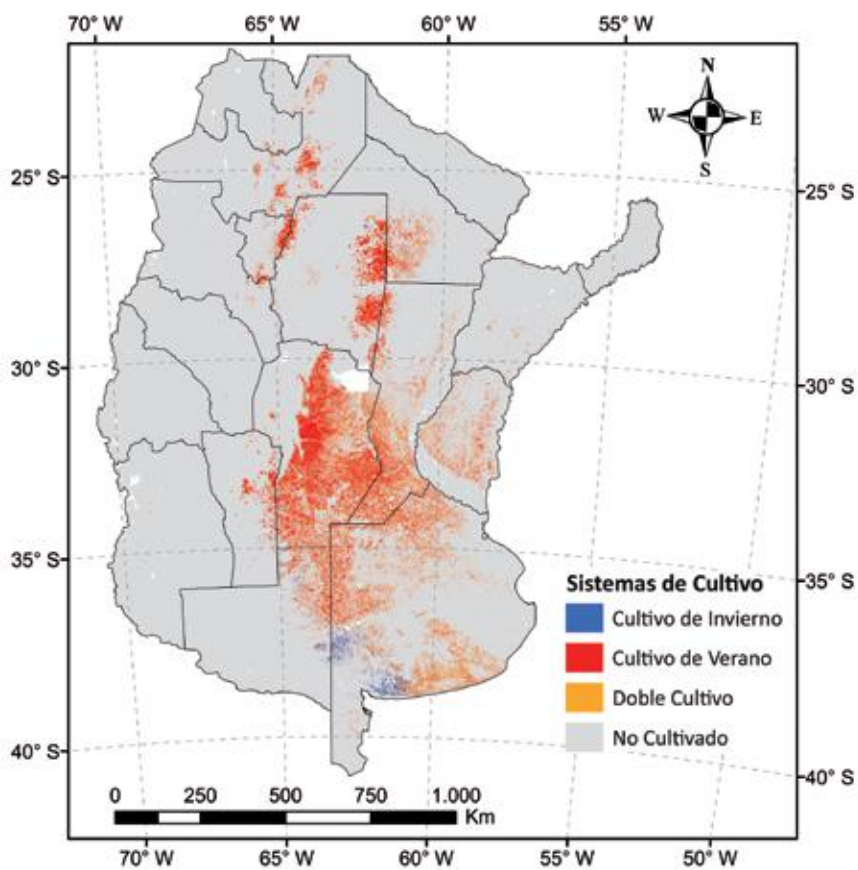


Figura Caja A.1.1.3. Mapa de sistemas de producción agrícola extensivos generado a partir de una clasificación no supervisada de firmas fenológicas de alta resolución temporal.

Véase Capítulo A.1, (Caja A.1.1) p. 60.

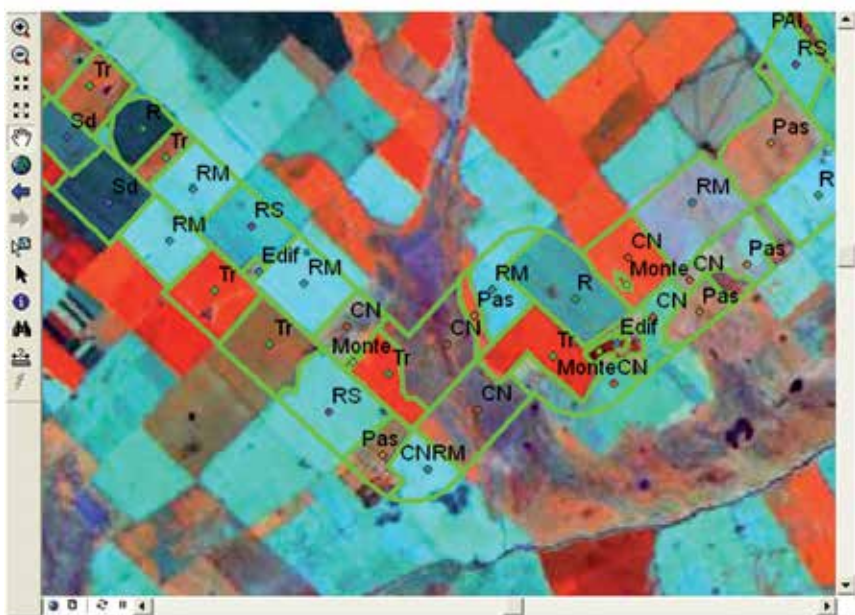


Figura Caja A.1.2.2. Vista del área de trabajo, en donde se observa la imagen Landsat de referencia, el vector de coberturas (puntos) y las etiquetas correspondientes, y el vector de lotes (polígonos) generado en el gabinete.

Véase Capítulo A.1, (Caja A.1.2) p. 62.

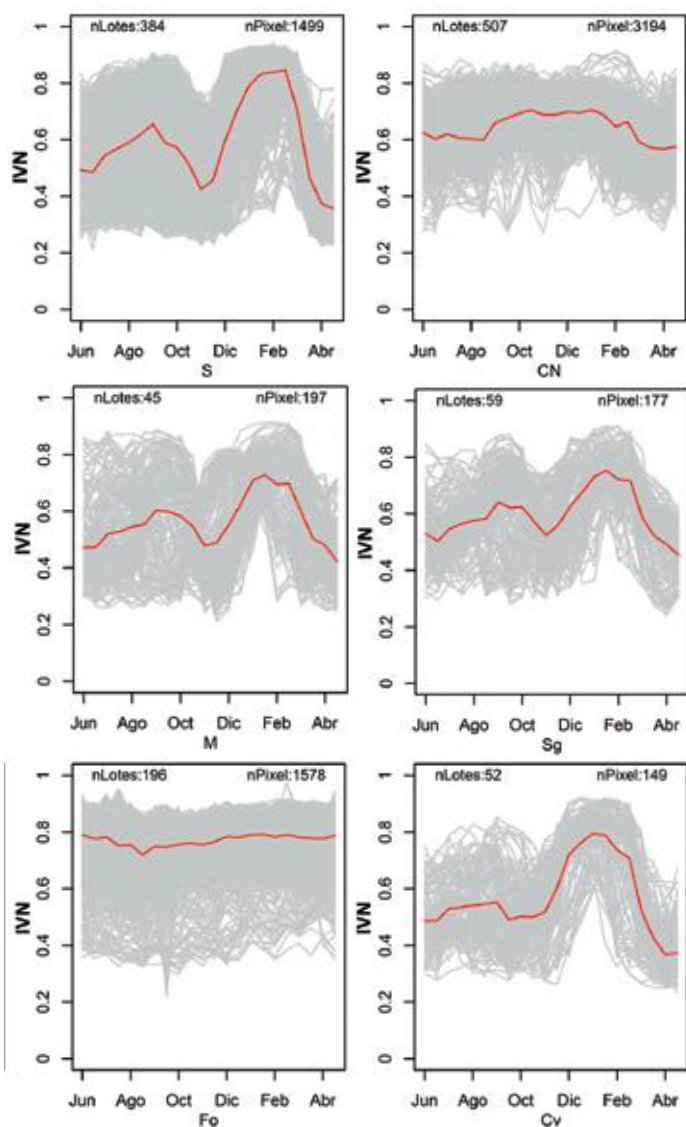


Figura Caja A.1.4.1. Firmas fenológicas de seis coberturas sistematizadas en la fenoteca a partir de relevamientos realizados durante el verano 2014-2015 (s: soja; cn: campo natural; m: maíz; sg: sorgo; fo: forestaciones; cv: cultivos de verano).

Véase Capítulo A.1, (Caja A.1.4) p. 69.

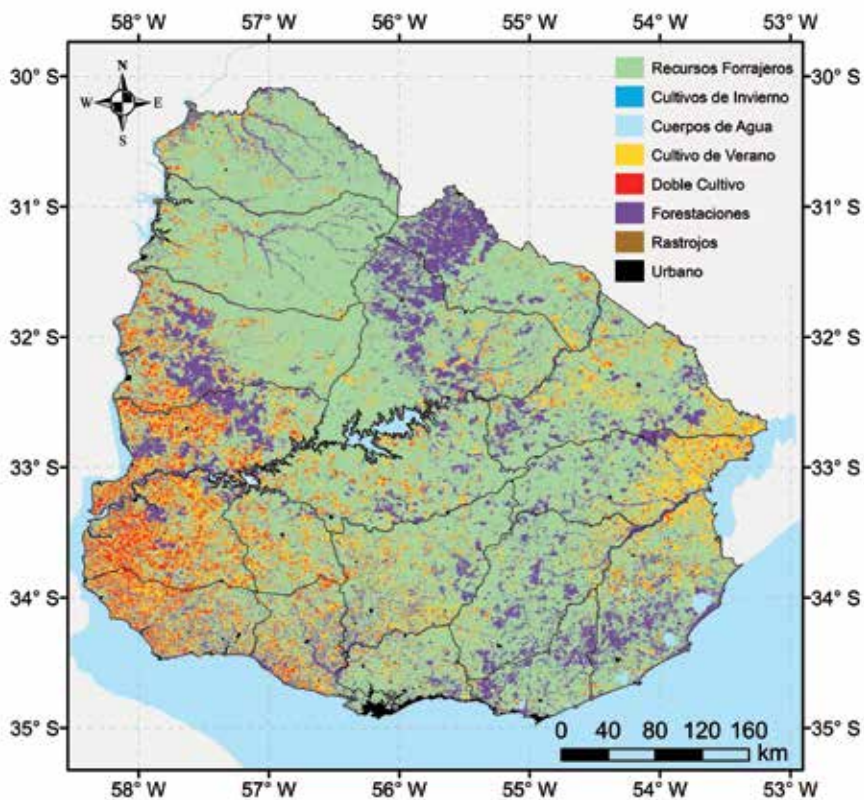


Figura Caja A.1.4.2. Coberturas del suelo de Uruguay para la campaña invierno-verano 2014-2015.

Véase Capítulo A.1, (Caja A.1.4) p. 72.

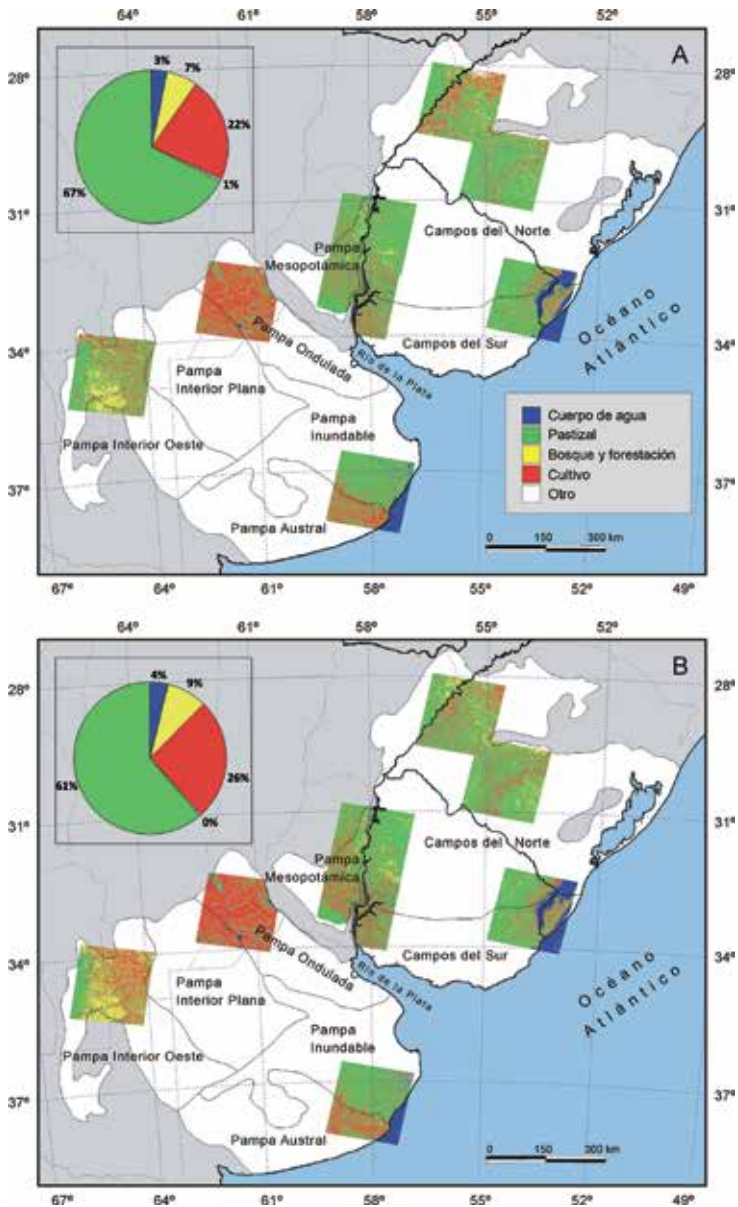


Figura A.2.2. Mapas de uso y cobertura del suelo para: (A) 1985-1989 y (B) 2002-2004. Las líneas grises indican los límites de las subunidades biogeográficas de los pastizales del Río de la Plata. Los gráficos de torta muestran los porcentajes de cada tipo de cobertura en cada período. Fuente: modificado de Baldi y Paruelo (2008).

Véase Capítulo A.2, p. 78.

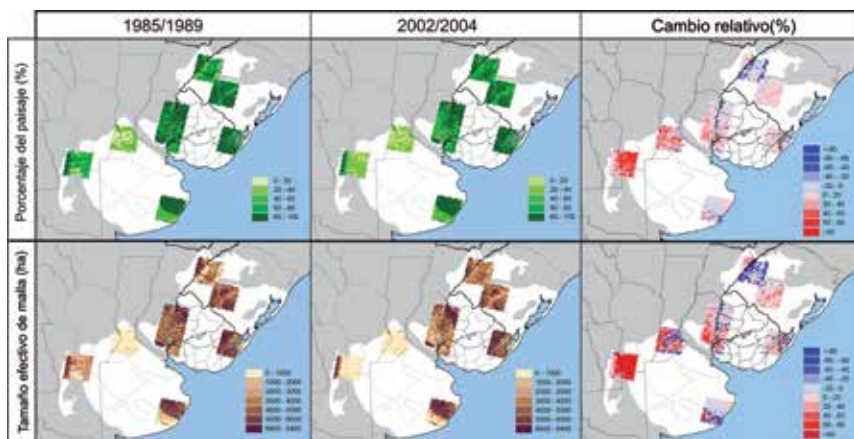


Figura A.2.3. Mapas de los índices de paisaje considerados en Baldi y Paruelo (2008) para el primer período de estudio (1985-1989), el segundo período de estudio (2002-2004) y su cambio relativo.

Véase Capítulo A.2, p. 81.

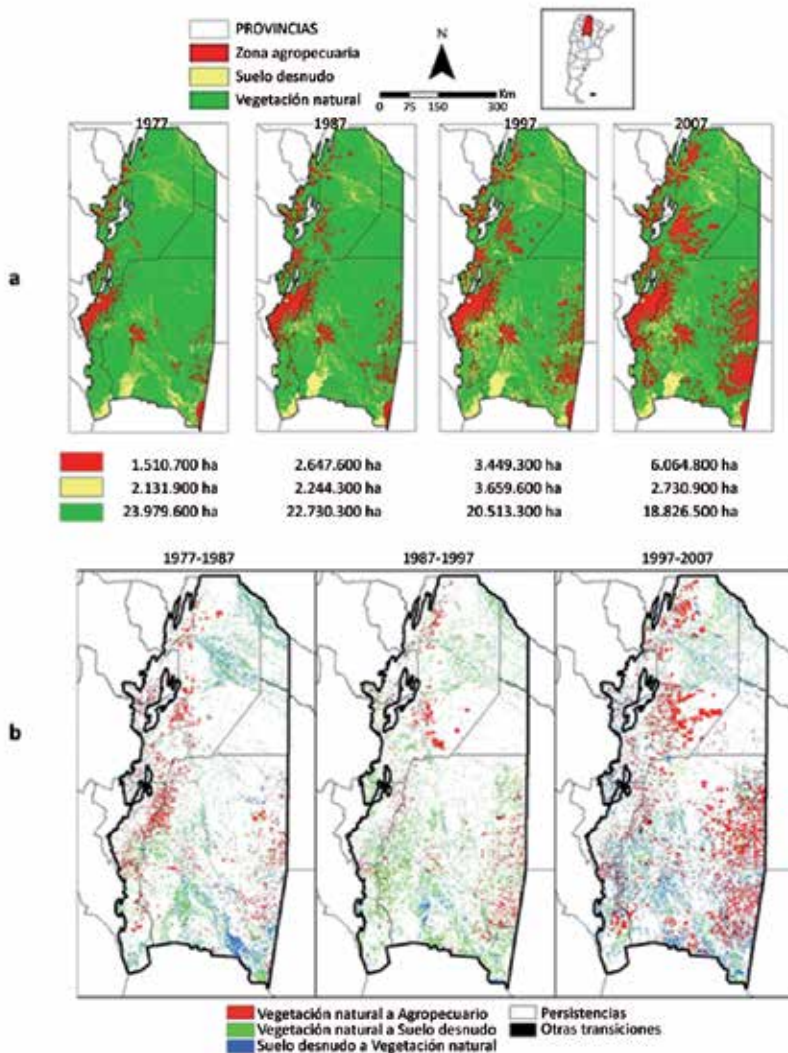


Figura A.2.4. a) Mapas e inventario de cobertura de suelo de los años 1977, 1987, 1997 y 2007. b) Mapas de las principales transiciones entre coberturas de suelo entre los años 1977, 1987, 1997 y 2007, obtenidos por superposición cartográfica y tabulación cruzada. Véase Capítulo A.2, p. 82.

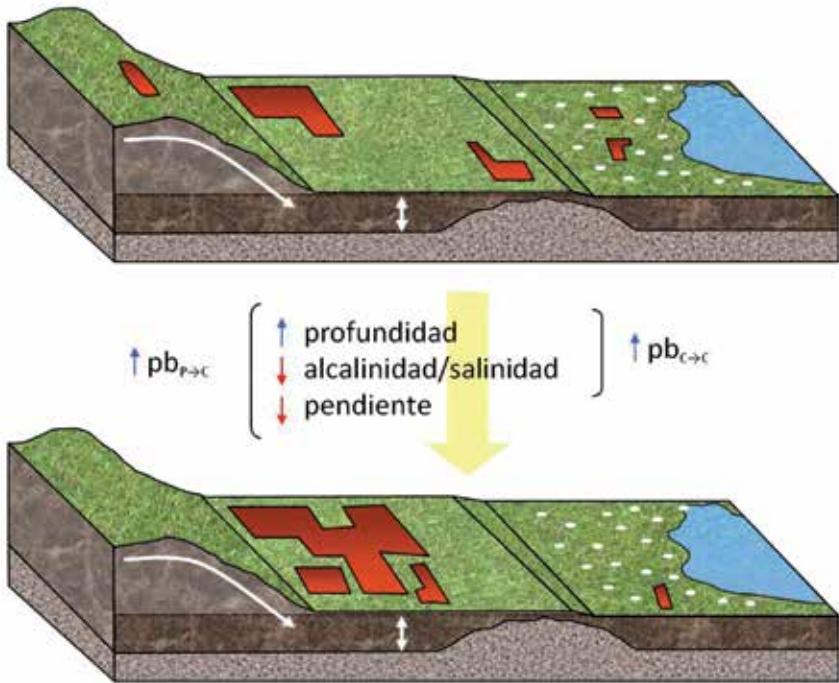


Figura A.4.2. Hipótesis de los factores determinantes de los cambios de los patrones de paisaje en los pastizales del Río de la Plata. Se muestra un paisaje que consta de tres secciones: una laguna con su planicie de inundación, un sector elevado de llanura (con suelos de diversa profundidad) y uno de áreas con pendiente elevada, en un tiempo inicial (panel superior) y en la actualidad (panel inferior). En verde se muestran los pastizales; en rojo, los cultivos, y en azul, la laguna. Los cambios son diferentes en cada una de las secciones del paisaje y dependen de la profundidad del suelo, de la pendiente del terreno y de los niveles de alcalinidad/salinidad en superficie. En las secciones con altas pendientes, con suelos superficiales y halomórficos, la probabilidad de que un pastizal sea transformado en cultivo o que un cultivo se mantenga como tal son bajas, mientras que en las áreas planas y con suelos profundos los cultivos se mantienen en el tiempo y se expanden en área.

Véase Capítulo A.4, p. 107.

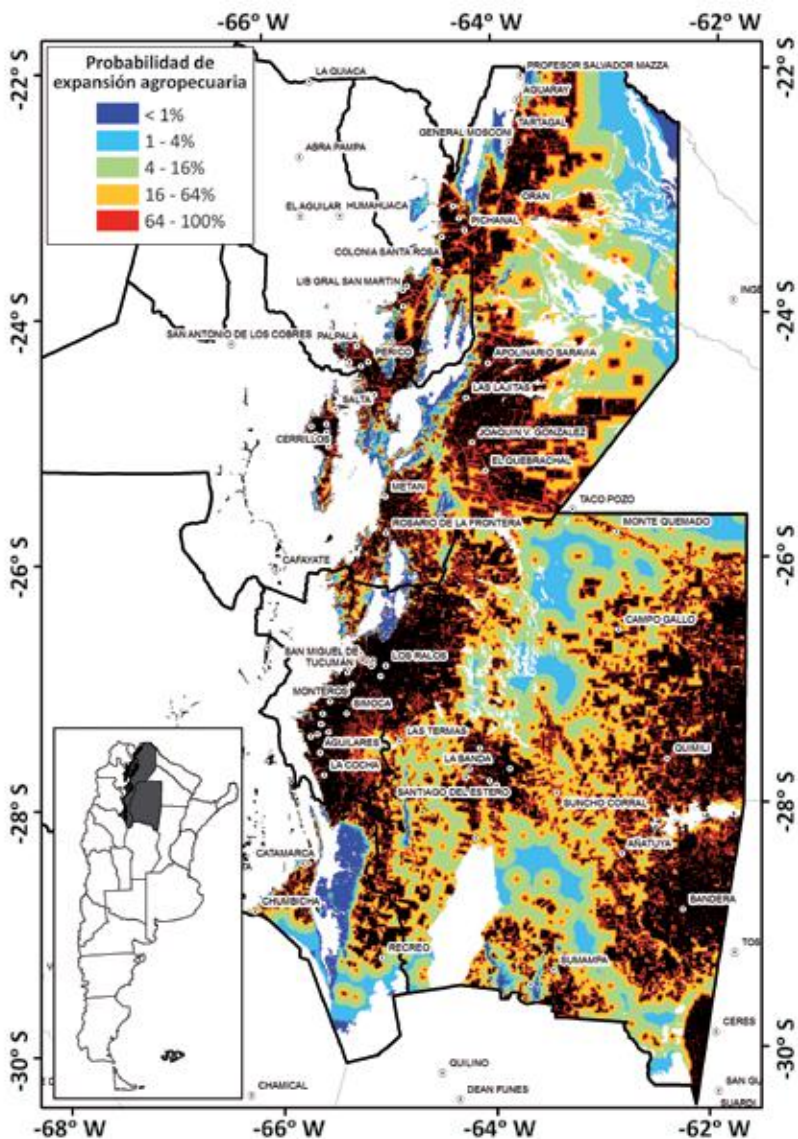
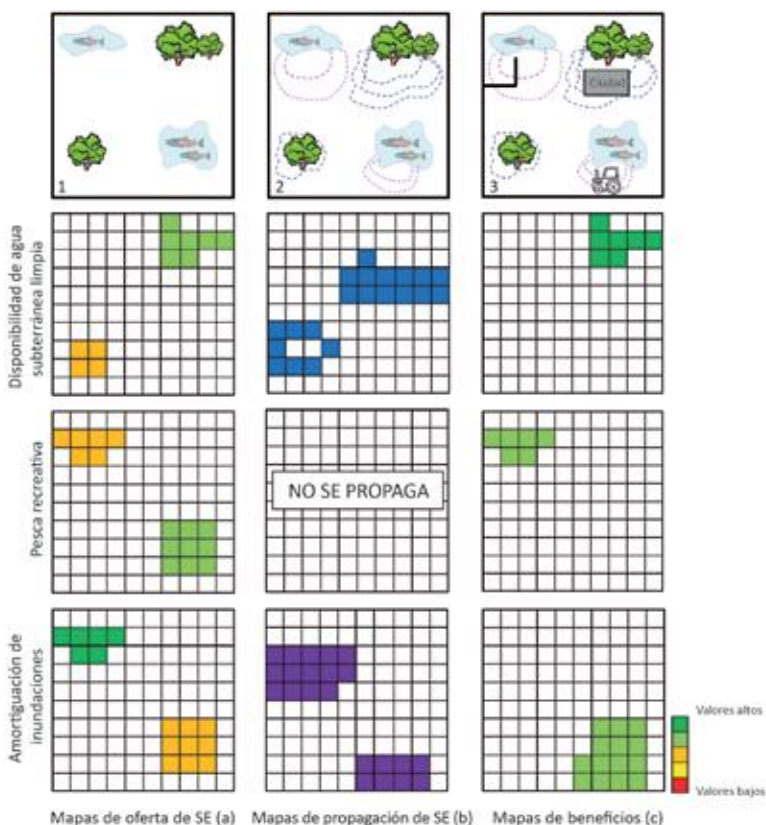


Figura A.4.5. Probabilidad espacial relativa de la expansión agrícola en el NOA. Se excluyeron del mapa las zonas de bañados, playas de ríos, salinas y salares, cuerpos de agua y cubiertas artificiales (ciudades, pueblos, etc.).

Véase Capítulo A.4, p. 114.



Referencias

- (1) Mapa de coberturas de la tierra
- (2) Mapa de coberturas y delimitación del alcance de la propagación:
 - SE disponibilidad de agua subterránea limpia
 - SE amortiguación de Inundaciones
- (3) Mapa (1) y (2) con la ubicación de los beneficiarios:




-  SE disponibilidad de agua subterránea limpia: habitantes de la ciudad
-  SE amortiguación de inundaciones: productores agropecuarios
-  SE pesca recreativa: acceso a la laguna

Figura B.1.2. Relaciones y diferencias entre mapas de oferta (o generación) de servicios ecosistémicos (a), su propagación (b) y sus beneficios (c). Nótese que los beneficios dependen no sólo de la oferta, sino también de las áreas de propagación (acceso en el caso de la pesca recreativa) y de la ubicación de los beneficiarios considerados.

Véase Capítulo B.1, p. 129.

	Fotos de campo	Imágenes Google	Consideraciones específicas
+ Gradiente de tecnificación -			Uso: consumo animal (directo) Área de captación: senderos de ganado Almacenaje: ~2.500 m ³ Los primeros se construyeron en 1880 Es el sistema más difundido en el sur de Chaco
			Uso: consumo animal (directo o indirecto) riego de cultivos hortícolas Área de captación: caminos de vehículo Almacenaje: ~2.000 m ³
			Uso: consumo animal (indirecto) riego de cultivos hortícolas riego de pasturas intensivas Área de captación: caminos de vehículo Almacenaje: ~4.000 m ³
			Uso: consumo animal (indirecto) riego de cultivos hortícolas riego de pasturas intensivas Área de captación: paleocaucas Almacenaje: muy variable
			Uso: riego de cultivos hortícolas riego de pasturas intensivas riego de cultivos extensivos industria Área de captación: áreas dedicadas Almacenaje: >4.000 m ³
			(Combinación de los anteriores en el campo) Uso: industria riego de cultivos extensivos Área de captación: áreas dedicadas camino de vehículo Almacenaje: ~100.000 m ³
			(Combinación de los anteriores en la ciudad) Uso: consumo doméstico industria Área de captación: calles urbanas Son complementados con cosecha de agua en techos de domicilios e industrias Foto: Filadelfia, Paraguay (15.646 hab en 2011) (Lat-Lon: -22.35, -60.04)

Figura Caja B.2.4.1. Sistemas de cosecha de agua de lluvia del Chaco ordenados desde los más simples y poco tecnificados (arriba) hasta los más complejos (abajo). Izquierda: fotografías tomadas en el campo. Centro: imágenes satelitales obtenidas de Google Earth; las flechas indican la dirección del movimiento superficial del agua, y la barra ubicada abajo y a la derecha de cada imagen representa 100 m. Derecha: breve explicación del uso, área de captación y capacidad de almacenaje de cada sistema de captación de agua.

Véase Capítulo B.2, (Caja B.2.4) p. 163.

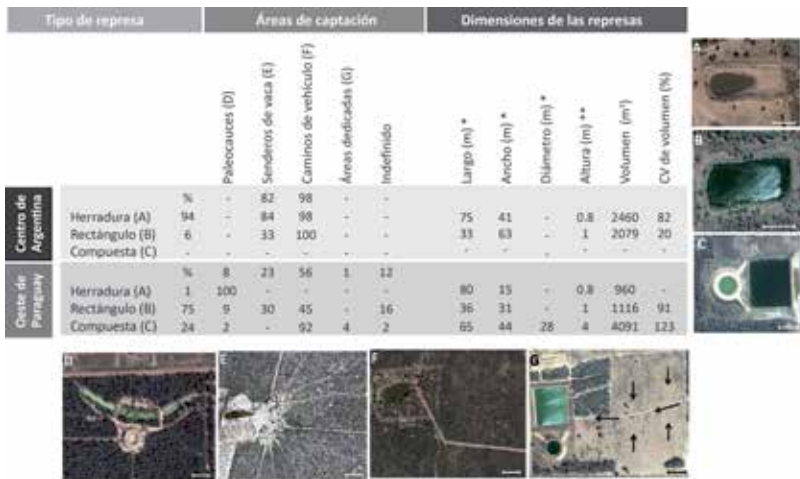


Figura Caja B.2.4.2. Tipos de represas, áreas de captación y transporte, y capacidad de almacenaje de las represas para las dos áreas estudiadas. Los valores de la primera columna indican el porcentaje que cada tipo de represa representa del total. Los valores correspondientes a las áreas de captación y transporte indican el porcentaje de ocurrencia de cada área para cada tipo de represa (puede haber más de un área de captación y transporte para una misma represa). Los valores correspondientes a la capacidad de almacenamiento indican las medidas de cada represa, su volumen de almacenaje medio y coeficiente de variación. *Valores obtenidos de datos satelitales. **Valores estimados a partir de relevamientos de campo.

Véase Capítulo B.2, (Caja B.2.4) p. 164.

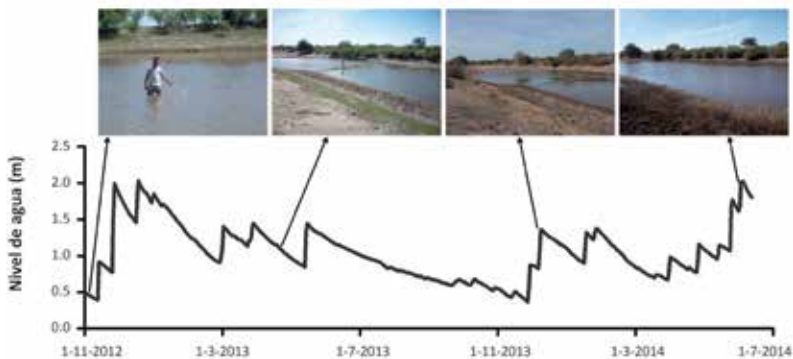


Figura Caja B.2.4.3. Nivel de agua de una represa típica del centro de Argentina (datos 2012-2014). Las fotografías ilustran distintos estados de llenado de la represa, desde la instalación del sensor (izquierda: 50 cm de agua) hasta el máximo nivel alcanzado (derecha: 208 cm de agua).

Véase Capítulo B.2, (Caja B.2.4) p. 167.

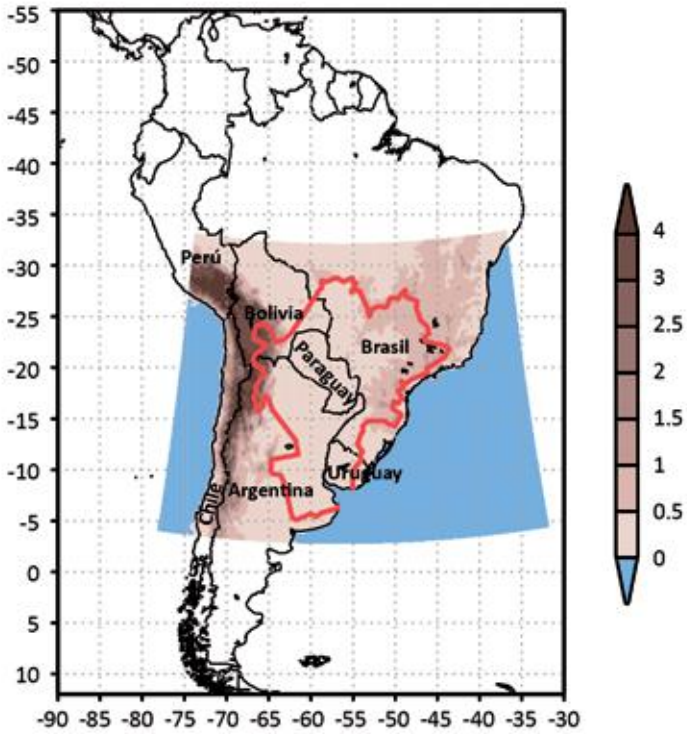


Figura Caja B.2.7.1. Área de cobertura del modelo Weather Research and Forecasting Model (WRF). La escala describe la altura sobre el nivel de mar (km). Véase Capítulo B.2, (Caja B.2.7) p. 173.

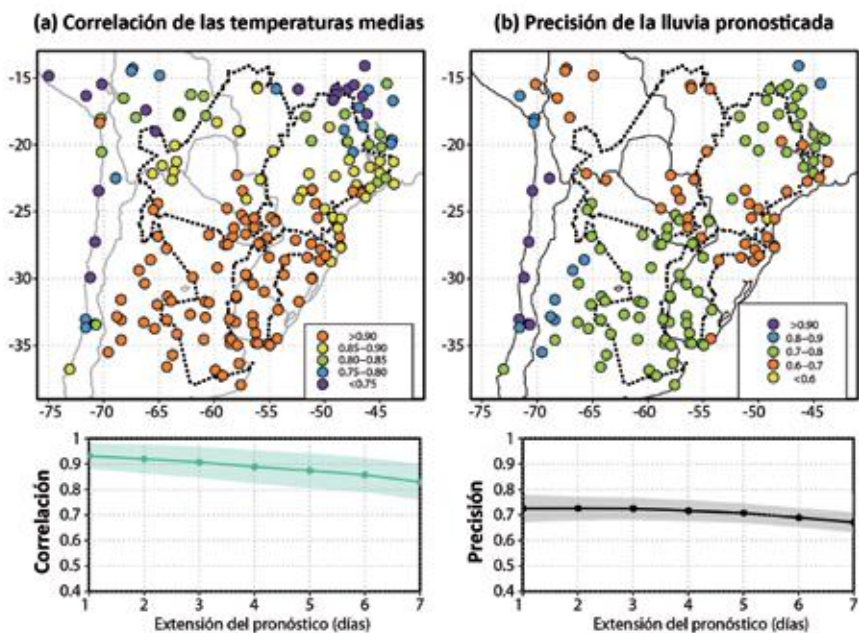


Figura Caja B.2.7.2 A. Correlación entre valores simulados con el modelo *wrf* y observados de temperaturas medias. B. Precisión del modelo (capacidad del modelo para detectar si un día puede ser calificado como “lluvioso” o “no lluvioso”).

Véase Capítulo B.2, (Caja B.2.7) p. 174.

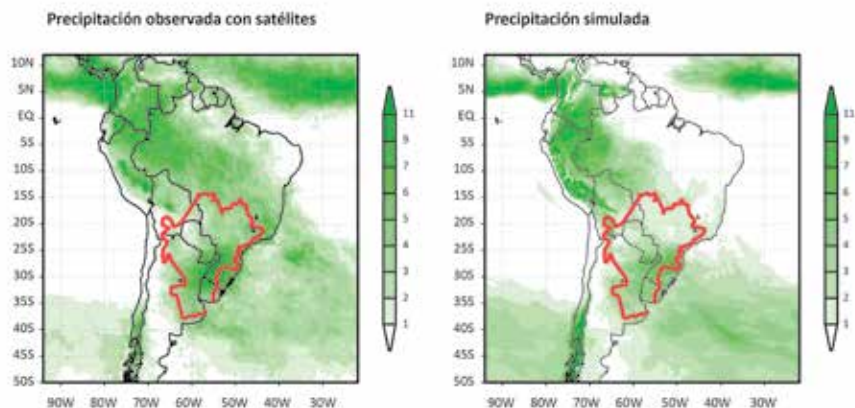


Figura Caja B.2.7.3. Precipitación observada con satélites (izquierda) y simulada con el modelo *wrf* (derecha).

Véase Capítulo B.2, (Caja B.2.7) p. 175.

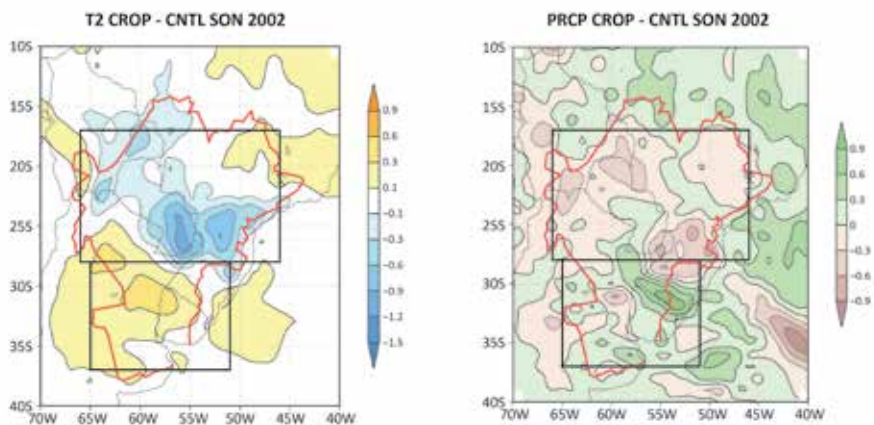


Figura Caja B.2.8.1. Diferencias en las temperaturas medias (izquierda) y en las precipitaciones (derecha) del trimestre septiembre-noviembre de 2002 entre simulaciones con el modelo WRF correspondientes a un escenario de expansión de la agricultura y otro relativo a las coberturas actuales del suelo. Fuente: modificado de Lee y Berbery (2012). Véase Capítulo B.2, (Caja B.2.8) p. 176.

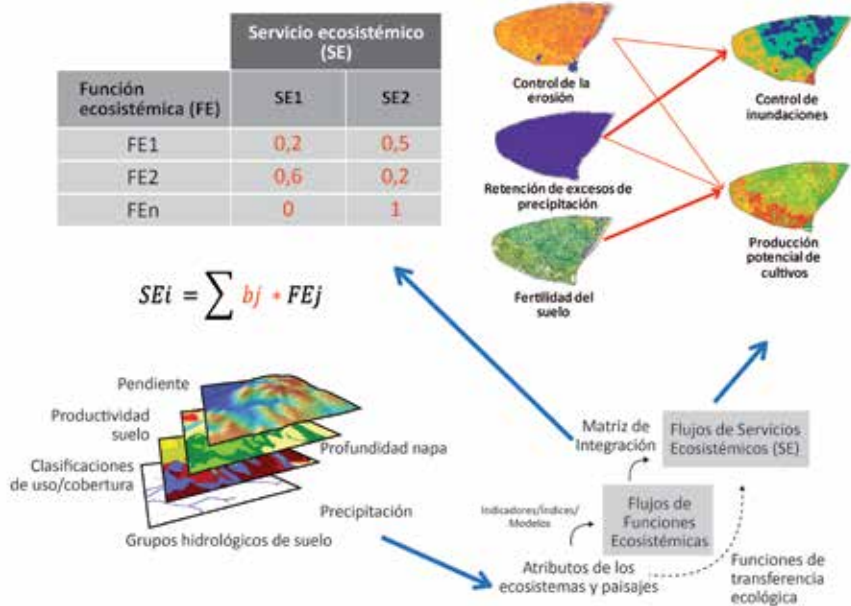


Figura B.4.6. Integración de los mapas de funciones ecosistémicas a mapas de servicios en el marco del protocolo ECOSER.

Véase Capítulo B.4, p. 207.

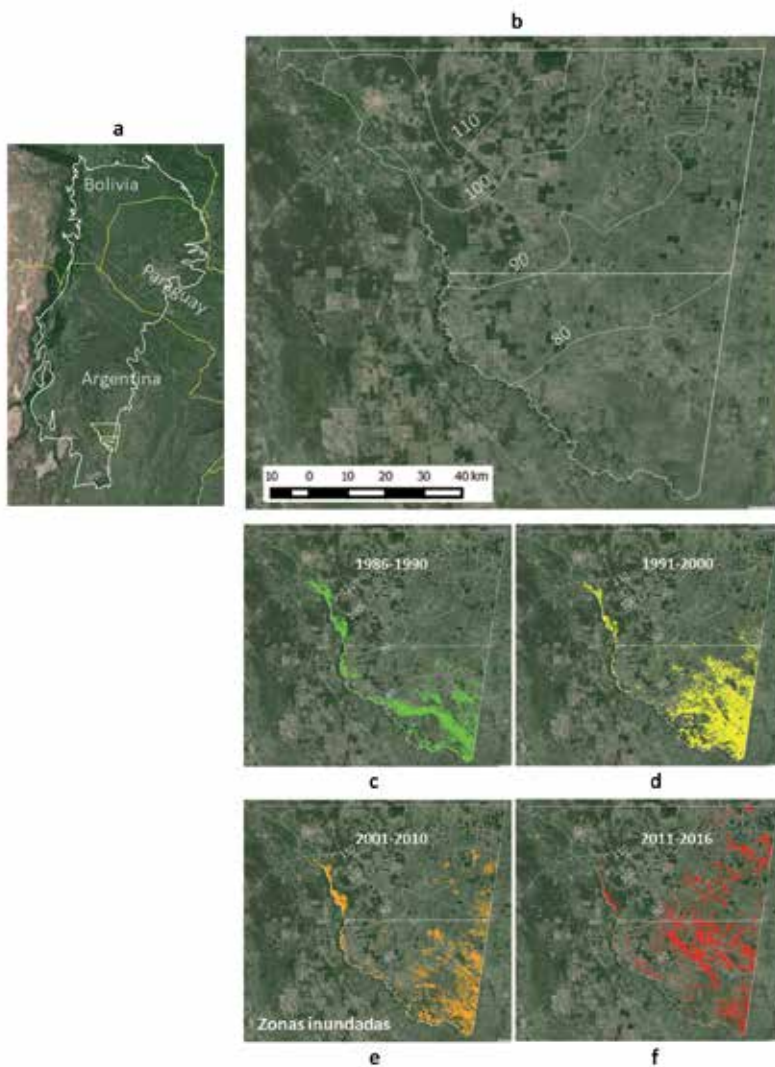


Figura B.5.2. Ubicación geográfica del Chaco seco. Se destaca la zona en la que se estudia la dinámica de las inundaciones recientes en las inmediaciones de Bandera, Santiago del Estero (paneles a y b). Los paneles c, d, e y f muestran la ubicación de zonas inundadas en cuatro períodos históricos, según pudo registrarse con imágenes Landsat. La zona de estudio corresponde a uno de los focos agrícolas más antiguos y de mayor deforestación del Chaco seco. Las curvas que se observan en los mapas indican isohipsas o puntos de igual altitud (msnm).

Véase Capítulo B.5, p. 214.

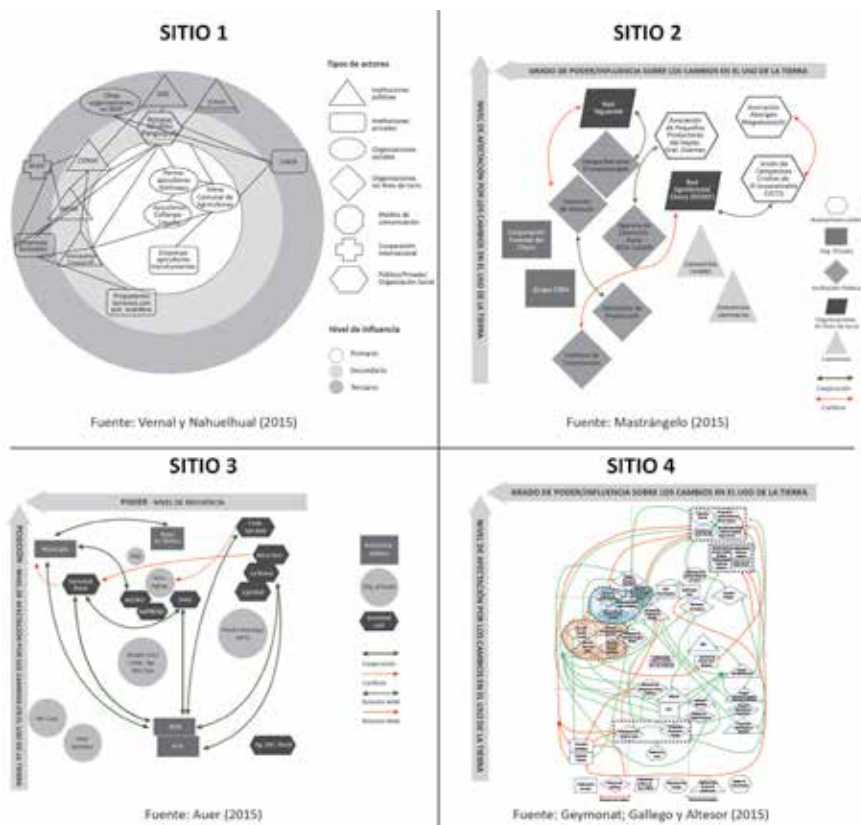


Figura C.6.1. Mapas de actores de los cuatro sitios estudiados.
Véase Capítulo C.6, p. 300.



Figura D.1.2. Terraza de valle en uso agrícola. Yanhuítlán, Mixteca Alta, Oaxaca, México. Fotografía de Bocco, G.
Véase Capítulo D.1, p. 349.



Figura D.1.3. Talud de roca en terraza de valle antigua, actualmente abandonada. Yanhuítlán, Mixteca Alta, Oaxaca, México. Fotografía de Bocco, G.
Véase Capítulo D.1, p. 349.



Figura D.1.4. Terraza moderna de valle, Fuerteventura, Islas Canarias, España. Fotografía de Bocco, G.
Véase Capítulo D.1, p. 349.



Figura D.1.5. Terrazas de laderas. Yanhuatlán, Mixteca Alta, Oaxaca, México. Fotografía de Bocco, G.
Véase Capítulo D.1, p. 349.



Figura D.1.6. A la izquierda, talud de terraza de valle, a la derecha y al fondo, taludes de terrazas de ladera, todo el sistema actualmente abandonado. Yanhuatlán, Mixteca Alta, Oaxaca, México. Fotografía de Bocco, G.

Véase Capítulo D.1, p. 349.



Figura D.1.7. A la derecha, terrazas de laderas, a la izquierda terrazas de valle actualmente en uso (pastoril en laderas, agrícola en valle), cuenca del lago Titicaca, Bolivia. Fotografía de Bocco, G.

Véase Capítulo D.1, p. 349.

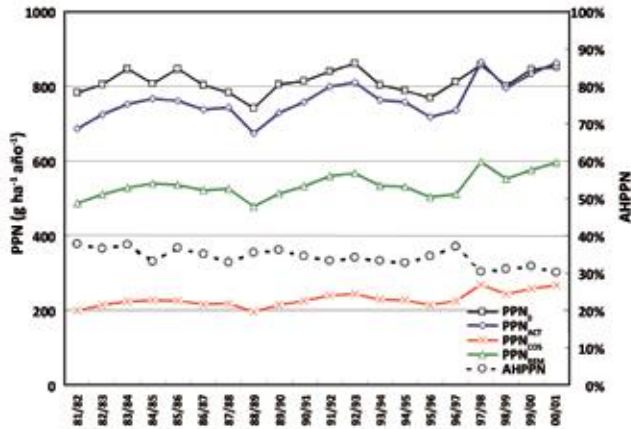


Figura D.2.3. Componentes de la productividad primaria neta aérea (eje y primario) y proporción de la PPN apropiada por los humanos (AHPPN, eje y secundario) en las pampas de Argentina entre 1981 y 2001. PPN_o = PPN de la vegetación original. PPN_{ACT} = PPN de la vegetación actual. PPN_{COS} = PPN cosechada. PPN_{REM} = PPN remanente luego de la cosecha. La PPN de las pasturas perennes y de los pastizales naturales se asumió igual a PPN_o . Véase Capítulo D.2, p. 367.

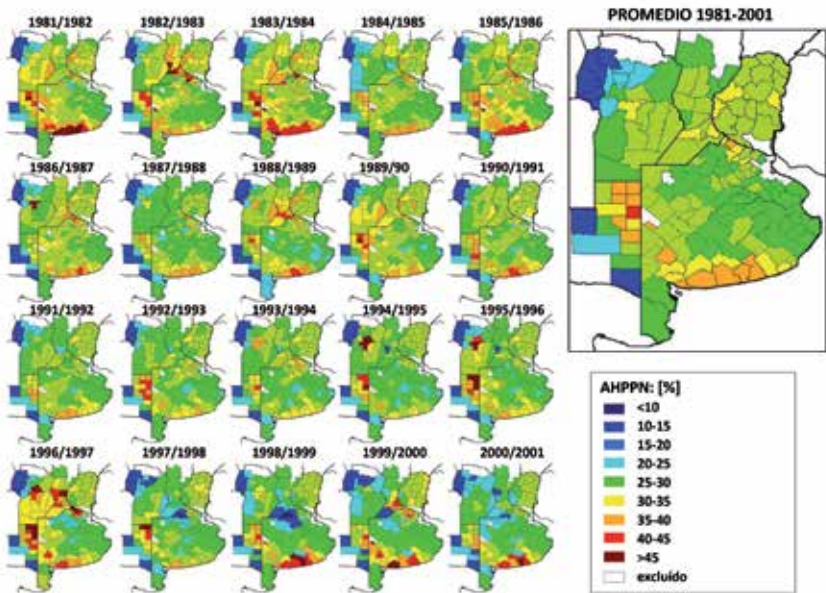


Figura D.2.4. Patrones espaciales de la AHPPN en la porción argentina de los PRP entre 1981 y 2001. Véase Capítulo D.2, p. 367.

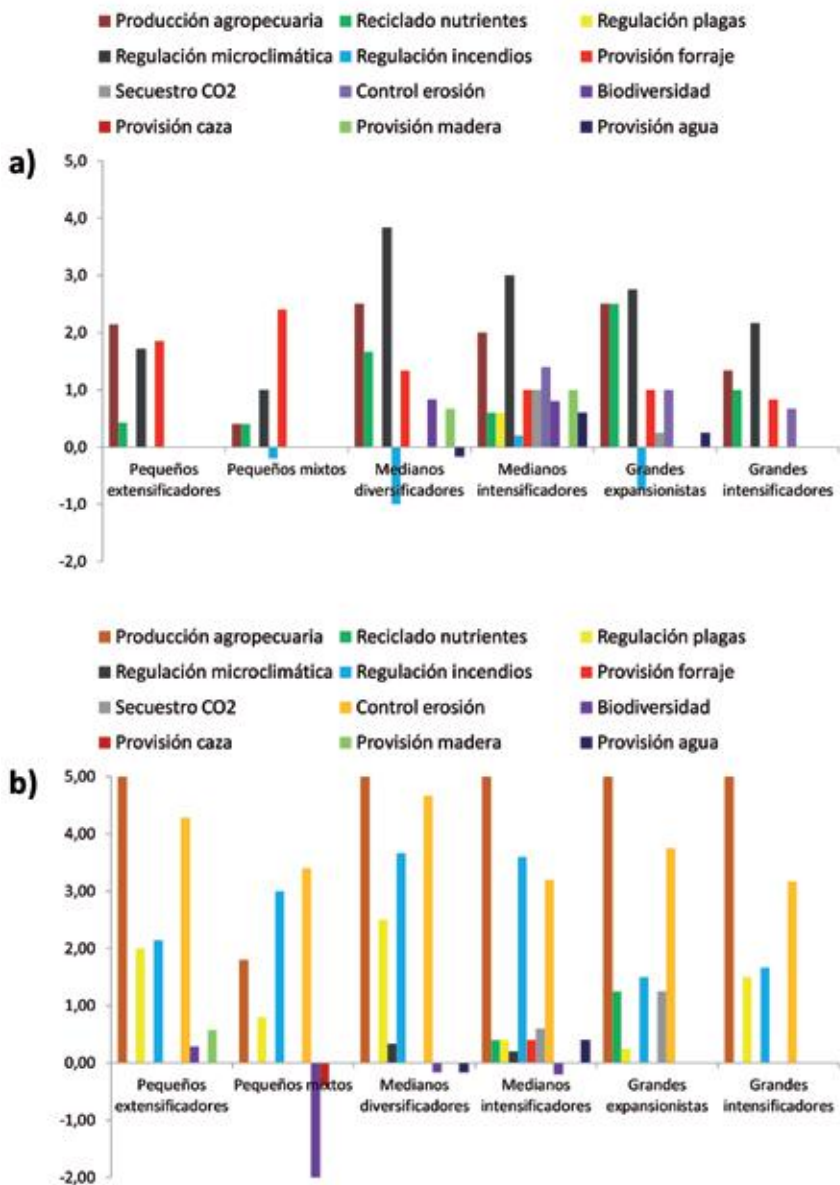


Figura D.3.2. Valores asignados por seis tipos de productores agropecuarios del Chaco seco argentino a un conjunto de 12 SE ofrecidos por un sistema de uso de la tierra integrado (a) e intensivo (b).

Véase Capítulo D.3, p. 381.

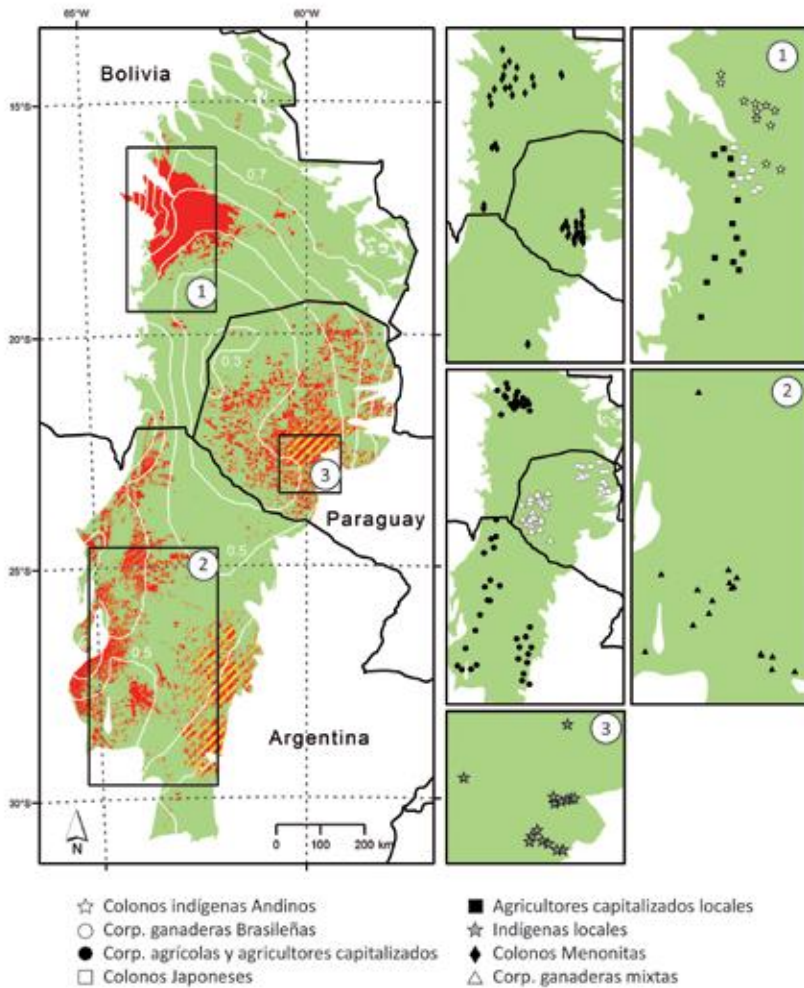


Figura D.4.1. En verde, la región del Chaco seco y la Chiquitania; en rojo, áreas cultivadas en 2013 (Guyra Paraguay, 2013; Vallejos et al., 2015); y en rojo y amarillo, las dos áreas focales. Los números y las líneas blancas representan el balance hídrico. En los mapas detallados, los sitios de muestreo identificados bajo cada uno de los usuarios. Véase Capítulo D.4, p. 393.

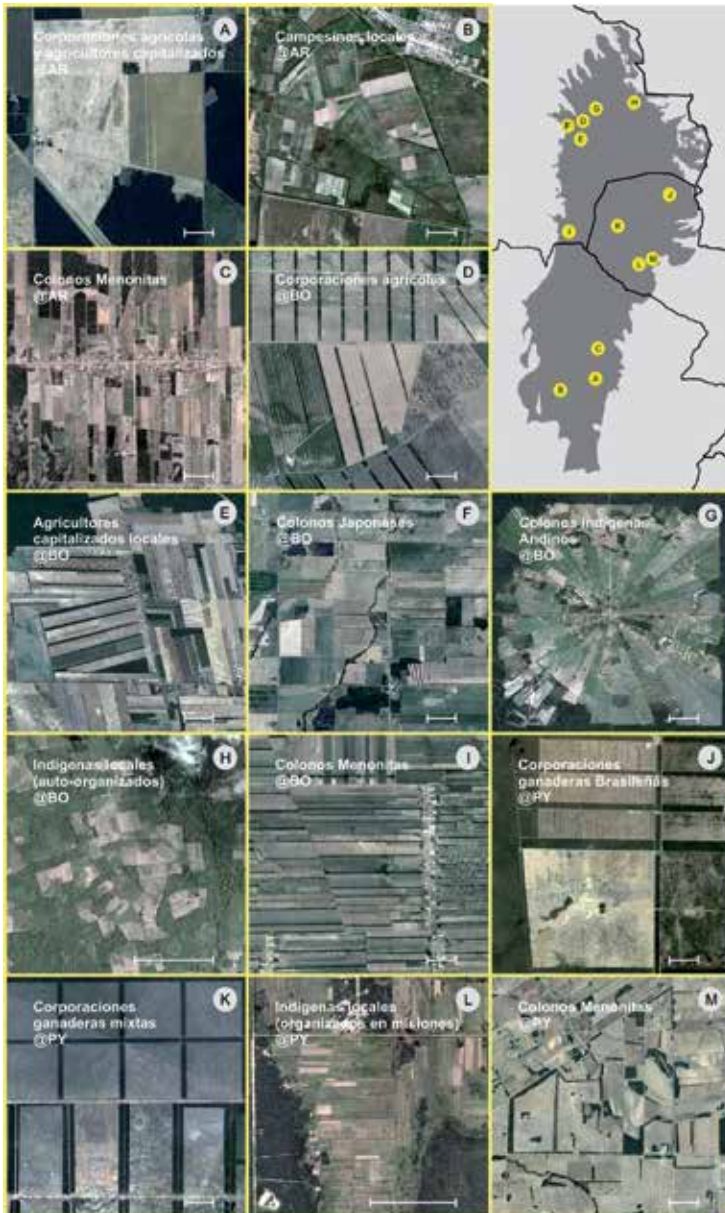


Figura D.4.2. Ejemplos de paisajes bajo distintos usuarios. Las barras blancas simbolizan 500 m. Las letras representan la ubicación en el territorio (mapa esquina superior derecha).

Véase Capítulo D.4, p. 394.

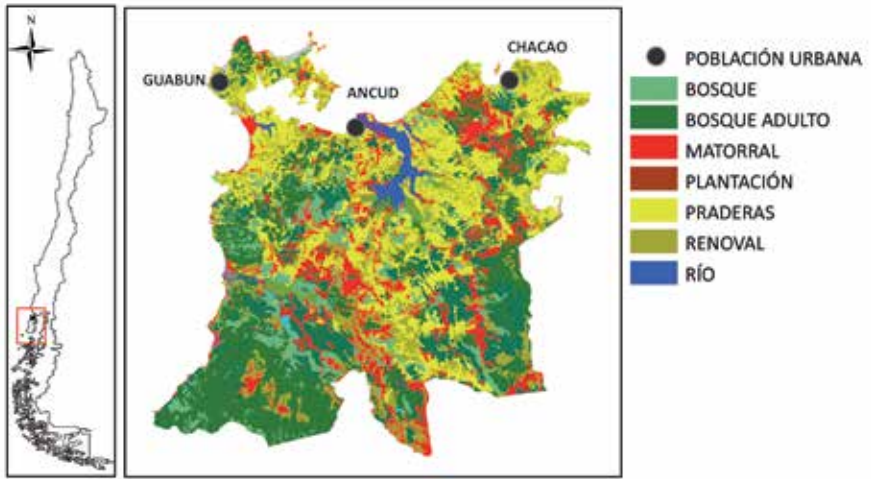


Figura D.6.4. Ubicación de la municipalidad de Ancud, en el sur de Chile y sus principales coberturas del suelo en 2007.

Véase Capítulo D.6, p. 420.

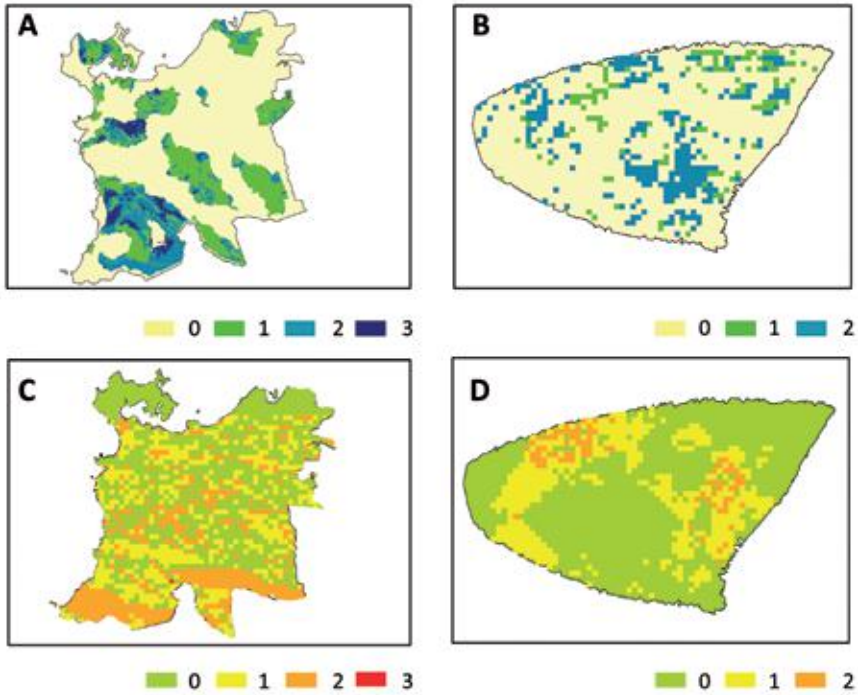


Figura D.6.5. Mapas de Ancud (izquierda) y Mar Chiquita (derecha). Hotspots de oferta de *se* (A y B) y hotspots de vulnerabilidad socioecológica (C y D). Las categorías 3, 2, 1 o 0 en los mapas A y B corresponden a la ocurrencia de 3, 2, 1 o ninguno de los hotspots de oferta de *se*, respectivamente. Las categorías 3, 2, 1 o 0 en los mapas C y D corresponden a la ocurrencia de 3, 2, 1 o ningún hotspot de vulnerabilidad socioecológica, respectivamente.

Véase Capítulo D.6, p. 422.

Bibliografía

- Adámoli, J., R. Ginzburg y S. Torrella** (2011), *Escenarios productivos y ambientales del Chaco Argentino: 1977-2010*, FCEN-UBA y Fundación Producir Conservando, Buenos Aires.
- Adámoli, J. et al.** (1990), "Stress and disturbance: vegetation dynamics in the dry Chaco region of Argentina", *Journal of Biogeography*, vol. 17, n° 4, pp. 491-500.
- Adger, W. N.** (2006), "Vulnerability", *Global Environmental Change*, vol. 16, n° 3, pp. 268-281.
- Agrawal, A. y C. C. Gibson** (1999), "Enchantment and disenchantment: The role of community in natural resource conservation", *World Development*, vol. 27, n° 4, pp. 629-649.
- Aguiar, S., G. Camba Sans y J. M. Paruelo** (2017), "Instrumentos económicos basados en mercados para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en Latinoamérica: ¿panacea o rueda cuadrada?", *Ecología Austral*, vol. 27, n° 2, pp. 146-161.
- Aguilera, M. O.** (2003), *Uso ganadero de los pastizales naturales de San Luis*, INTA, San Luis.
- Aguilera, M. O. et al.** (1998), "Estados y transiciones de los pastizales de *Sorghastrum pellitum* del área medanosa central de San Luis, Argentina", *Ecotropicos*, vol. 11, n° 2, pp. 107-120.
- Aizen, M. A. y P. Feinsinger** (1994), "Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina", *Ecology*, vol. 75, n° 2, pp. 330-351.
- Ajzen, I.** (1991), "The theory of planned behavior", *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, vol. 50, n° 2, pp. 179-211.
- Ajzen, I.** (2011), "The theory of planned behaviour: Reactions and reflections", *Psychology & Health*, vol. 26, n° 9, pp. 1113-1127.
- Alkire, S. y M. E. Santos** (2010), "Acute Multidimensional Poverty: A New Index for Developing Countries", Oxford Poverty and Human Development Initiative (OPHI), working paper n° 38.
- Allen, R. G. et al.** (1998), *Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements*, *FAO Irrigation and drainage paper n° 56*, FAO, Roma, 300.

- Allison, G. B., G. W. Gee y S. W. Tyler** (1994), "Vadose-zone techniques for estimating groundwater recharge in arid and semiarid regions", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 58, n° 1, pp. 6-14.
- Altesor, A.** (2011), "Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales", en Altesor, A., W. Ayala y J. M. Paruelo (eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales*, Serie técnica n° 26, INIA, Montevideo.
- Altesor, A. et al.** (1998), "Long-term species change in a Uruguayan grassland", *Journal of Vegetation Science*, vol. 9, n° 2, pp. 173-180.
- Altesor, A. et al.** (2005), "Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland", *Plant Ecology*, vol. 179, n° 1, pp. 83-91.
- Altesor, A. et al.** (2006), "Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands", *Journal of Vegetation Science*, vol. 17, n° 3, pp. 323-332.
- Altieri M. y P. Koohafkan** (2014), "SIPAM legado mundial de paisajes agrícolas notables", *Leisa revista de agroecología*, vol. 30, n° 3, pp. 6-10.
- Altieri M. y C. Nicholls** (2009), "Cambio climático y agricultura campesina: impactos y respuestas adaptativas", *Leisa revista de agroecología*, vol. 24, n° 4, pp. 5-8.
- Altimir, O.** (1979), "La dimensión de la pobreza en América Latina", Cuaderno de la CEPAL n° 27, Santiago de Chile.
- Alvarado, S. V., P. Botero Gómez y M. I. Gutiérrez** (2008), "Representaciones sociales. Una mirada a la teoría moscoviciana", en Botero Gómez, P. (ed.), *Representaciones y ciencias sociales. Una perspectiva epistemológica y metodológica*, Editorial Espacio, Buenos Aires, pp. 27-61.
- Alves, G. y M. Zerpa** (2010), *Análisis de las Condiciones de vida de los adolescentes en el medio rural uruguayo*, Instituto de Economía, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.
- Amdan, M. L. et al.** (2013), "Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina)", *Water Resources Research*, vol. 49, n° 10, pp. 6601-6612.
- Anderies, J. M., M. A. Janssen y E. Ostrom** (2004), "A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective", *Ecology and Society*, vol. 1, n° 9, 18 pp.
- Anderson, B. J. et al.** (2009), "Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities", *Journal of Applied Ecology*, vol. 46, n° 4, pp. 888-896.

- Antle, J., J. Stoorvogel y R. Valdivia** (2007), "Assessing the economic impacts of agricultural carbon sequestration: Terraces and agroforestry in the Peruvian Andes", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 122, n° 4, pp. 435-445.
- Arellano, J. y J. López** (2009), "Resiliencia y vulnerabilidad en las cuencas de la Sierra Madre de Chiapas, México", *Leisa revista de agroecología*, vol. 24, n° 4, pp. 17-19.
- Armitage, C. J. y M. Conner** (2001), "Efficacy of the Theory of Planned Behaviour: a meta-analytic review", *The British journal of social psychology / The British Psychological Society*, vol. 40, n° 4, pp. 471-499.
- Arriagada, I.** (2003), "Capital Social: potencialidades y limitaciones analíticas de un concepto", *Estudios sociológicos*, vol. 21, n° 63, pp. 557-584.
- Asociana, Tepeyac y Fundapaz** (2008), "Territorios Indígenas y Bosques Nativos en el Chaco Salteño. Delimitación de territorios indígenas a ser considerados en el proceso de Ordenamiento Territorial de la Provincia de Salta, Argentina" (Informe técnico).
- Ataide, S.** (2009), "Políticas de planificación regional y de desarrollo territorial rural y conflictos territoriales concomitantes. Estudios de caso en la provincia de Salta (1960-2008)" (Tesis de grado), Facultad de Filosofía y Letras, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Auer, A.** (2015), "*Mapa de actores de Partido Balcarce, Buenos Aires, Argentina*", Documento de trabajo del BEST-P.
- Auer, A.** (2017), "Servicios ecosistémicos culturales y agriculturización en el sudeste bonaerense - Cuenca de Mar Chiquita" (Tesis de doctorado), Facultad de Ciencias Agrarias, UNMDP, Balcarce, Argentina.
- Auer, A. y N. Maccerra** (2017), "¿Quién domina los procesos territoriales? Importancia de los diferentes capitales para un desarrollo sustentable. Caso de estudio: Partido de Balcarce, Argentina", *Revista Pampa* (Santa Fe), n° 15, fasc. 13, pp. 47-81.
- Auer, A., V. Filardo y V. Rossi** (2014), "Notas sobre mapeo de actores", Documento de trabajo del Taller BEST-P sobre Mapas de actores, 26 de julio de 2014, Facultad de Ciencias Sociales, UDELAR Montevideo [en línea], dirección URL <http://bestp.agro.uba.ar/wpcontent/uploads/2014/09/notas_para_seminario_mapeo_de_actores_alejandra_auer-1-1.docx> [fecha de consulta: junio de 2017].
- Baeza, S.** (2016), "El uso/cobertura del suelo en Uruguay y los pastizales del Río de la Plata: caracterización, análisis de sus cambios a lo largo del tiempo e impactos sobre el funcionamiento ecosistémico" (Tesis de doctorado), Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay.

Bibliografía

- Baeza, S. et al.** (2011), “Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas”, en Altesor, A., W. Ayala y J. M. Paruelo (eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales*, INIA, Serie FPTA, Montevideo, pp. 33-54.
- Baeza, S. et al.** (2010), “Spatial variability of above-ground net primary production in Uruguayan grasslands: a remote sensing approach”, *Applied Vegetation Science*, vol. 13, n° 1, pp. 72-85.
- Bagchi, S. et al.** (2012), “Empirical assessment of state-and-transition models with a long-term vegetation record from the Sonoran Desert”, *Ecological Applications* vol. 22, n° 2, pp. 400-411.
- Bagnato, C. et al.** (2015), “La fenoteca: una biblioteca espectral de firmas fenológicas y una propuesta metodológica para caracterizar el uso de la tierra”, IV Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos: de la investigación a la acción, Mar del Plata, Argentina.
- Bagstad, K. J. et al.** (2013), “Spatial dynamics of ecosystem service flows: a comprehensive approach to quantifying actual services”, *Ecosystem Services*, vol. 4, pp. 117-125.
- Bai, H., P. Carrasco y M. Colafranceschi** (2014), Aplicación del Índice de Carencias Críticas al censo y análisis del vínculo con NBI. IECON, Uruguay [en línea], dirección URL: <<http://dinem.mides.gub.uy/innovaportal/file/56386/1/aplicacion-del-indice-de-carencias-criticas-al-censo-y-analisis-del-vinculo-con-nbi.-2014.pdf>>.
- Bailey, D. W.** (2005), “Identification and creation of optimum habitat conditions for livestock”, *Rangeland Ecology and Management*, vol. 58, n° 2, pp. 109-118.
- Baldi, G.** (2007), *Cambios en la estructura del paisaje en la región de los Pastizales del Río de la Plata (período 1985-2005)* (Tesis doctoral), Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Baldi, G. y E. G. Jobbágy** (2012), “Land use in the dry subtropics: Vegetation composition and production across contrasting human contexts”, *Journal of Arid Environments*, vol. 76, n° 1, pp. 115-127.
- Baldi, G. y J. M. Paruelo** (2008), “Land use and land cover dynamics in South American temperate grasslands”, *Ecology and Society*, vol. 13, n° 2 [en línea], dirección URL: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art6/>>.
- Baldi, G., J. P. Guerschman y J. M. Paruelo** (2006), “Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 116, n° 3-4, pp. 197-208.
- Baldi, G., S. R. Verón y E. G. Jobbágy** (2013), “The imprint of humans on landscape patterns and vegetation functioning in the dry subtropics”, *Global Change Biology*, vol. 19, n° 2, pp. 441-458.

- Baldi, G. et al.** (2015), "Cultivating the dry forests of South America: Diversity of land users and imprints on ecosystem functioning", *Journal of Arid Environments*, vol. 123, pp. 47-59.
- Baldi, G. et al.** (2016), "Vegetation Productivity in Natural vs. Cultivated Systems along Water Availability Gradients in the Dry Subtropics", *PLOS ONE*, vol. 11, n° 12, e0168168.
- Baldocchi, D.** (2003), "Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future", *Global Change Biology*, vol. 9, n° 4, pp. 479-92.
- Balvanera, P. y H. Cotler** (2007), "Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos", *Gaceta Ecológica*, Instituto Nacional de Ecología, México, número especial 84-85, pp. 8-15.
- Balvanera, P. et al.** (2006), "Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services", *Ecology Letters*, vol. 9, n° 10, pp. 1146-1156.
- Bangash, R. F. et al.** (2013), "Ecosystem services in Mediterranean river basin: climate change impact on water provisioning and erosion control", *Science of the Total Environment*, vol. 458, pp. 246-255.
- Bardsley, W. E. et al.** (1999), "A significance test for empty corners in scatter diagrams", *Journal of Hydrology*, vol. 219, n° 1, pp. 1-6.
- Baret, F. y G. Guyot** (1991), "Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment", *Remote Sensing of Environment*, vol. 35, n° 2-3, pp. 161-173.
- Barley, S. C. y J. J. Meeuwig** (2017), "The power and the pitfalls of large-scale, unreplicated natural experiments", *Ecosystems*, vol. 20, n° 2, pp. 331-339.
- Baron, J. S. et al.** (1998), "Effects of land cover, water redistribution, and temperature on ecosystem processes in the South Platte Basin", *Ecological Applications*, vol. 8, n° 4, pp. 1037-1051.
- Baron, J. S. et al.** (2000), "Ecosystem responses to nitrogen deposition in the Colorado Front Range", *Ecosystems*, vol. 3, n° 4, pp. 352-368.
- Barral, M. P.** (s.f.), Tutorial for mapping ecosystem functions and ecosystem services. ECOSER Protocol. Module 1. 38 pp. Version 2.1. [en línea], dirección URL: <[www.http://ecosser.com.ar/uploads/tutoriales/tutorial_mapping_arcgis_en_dec2016.pdf](http://ecosser.com.ar/uploads/tutoriales/tutorial_mapping_arcgis_en_dec2016.pdf)> [fecha de consulta: 10/10/2016].
- Barral, M. P. y N. Maceira** (2011), "Evaluación ambiental estratégica del ordenamiento territorial. Un estudio de caso para el partido de Balcarce basado en el análisis de servicios ecosistémicos", en Laterra, P., E. G. Jobbágy y J. M. Paruelo (eds.), *Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, Ediciones INTA, Buenos Aires, pp. 443-460.

Bibliografía

- Barral, M. P. y N. Maceira** (2012), "Land-use planning based on ecosystem service assessment: a case study in the Southeast Pampas of Argentina", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, pp. 34-43.
- Barret, C., B. Place y F. Aboud** (2002), *Natural resources management in African agriculture. Understanding and improving current practices*, CABI Publishing, Nueva York.
- Barsky, O. y J. D. Gelman** (2009), *Historia del agro argentino: desde la Conquista hasta comienzos del siglo XXI*, Sudamericana, Buenos Aires.
- Basán Nickisch, M.** (2013), "Experiencias de captación de agua de lluvia para la recarga artificial de acuíferos someros en el chaco argentino, Seminario internacional sobre Aprovechamiento sustentable de los recursos hídricos para el sistema agropecuario en condiciones semiáridas", Agosto de 2013, Loma Plata, Paraguay.
- Beauchamp, E. G.** (1997), "Nitrous oxide emission from agricultural soils", *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 77, n° 2, pp. 113-123.
- Beisner, B. E., D. T. Haydon y K. Cuddington** (2003), "Alternative stable states in ecology", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 1, pp. 376-382.
- Bem, D. J.** (1972), "Self Perception Theory", *Advances in Experimental Social Psychology*, vol. 6, pp. 1-62.
- Bennett, N. J. et al.** (2016), "Communities and change in the anthropocene: understanding social-ecological vulnerability and planning adaptations to multiple interacting exposures", *Regional Environmental Change*, vol. 16, n° 4, pp. 907-926.
- Benstead, J. P., M. M. Douglas y C. M. Pringle** (2003), "Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar", *Ecological Applications*, vol. 13, n° 5, pp. 1473-1490.
- Bergerud, W. A.** (1996), "Displaying factor relationships in experiments", *The American Statistician*, vol. 50, n° 3, pp. 228-234.
- Berkes, F., J. Colding y C. Folke** (2000), "Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management", *Ecological Applications*, vol. 10, n° 5, pp. 1251-1262.
- Berkes, F., J. Colding y C. Folke** (2003), *Navigating social-ecological systems: Building resilience for complexity and change*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Bermúdez, R. y W. Ayala** (2005), "Producción de forraje de un campo natural de la zona de lomadas del este", Serie técnica INIA 151, Montevideo, Uruguay.
- Berretta, E. J.** (1996), "Campo natural: valor nutritivo y manejo", INIA Tacuarembó, Producción y manejo de pasturas, Serie técnica n° 80, pp. 113-127.

- Bertram, N. y S. Chiacchiera** (2013), "Reporte sobre la dinámica de la precipitación, el nivel freático y el uso de la tierra en el departamento Marcos Juárez" (Córdoba), INTA, Argentina.
- Bervejillo, J.** (2013), "Variabilidad regional de la productividad ganadera", *Anuario OPYPA*, Montevideo, Uruguay.
- Bestelmeyer, B. T. et al.** (2003), "Development and use of state-and-transition models for rangelands", *Journal of Range Management*, vol. 56, pp. 114-126.
- BID (Banco Interamericano de Desarrollo)** (2001), "Iniciativa Interamericana de Capital Social, Ética y Desarrollo", Ética y Desarrollo, <<http://www.iadb.org/etica/index.cfm>> [fecha de consulta: agosto de 2003].
- Blaikie, P. y H. C. Brookfield (eds.)** (1987), *Land degradation and society*, Methuen, Londres.
- Blaikie, P. et al.** (1994), *At Risk: Natural Hazards, People's Vulnerability and Disasters*, Routledge, Nueva York.
- Blanco, L. J. et al.** (2016), "Spatial and temporal patterns of herbaceous primary production in semi-arid shrublands: a remote sensing approach", *Journal of Vegetation Science*, vol. 27, n° 4, pp. 716-727.
- Blanco, P. et al.** (2013), "A land cover map of Latin America and the Caribbean in the framework of the SERENA project", *Remote Sensing of Environment*, vol. 132, pp. 13-31.
- Blanco-Canqui, H. et al.** (2015), "Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils", *Agronomy Journal*, vol. 107, n° 6, pp. 2449-2474, doi:10.2134/agronj15.0086.
- Bloom, B. S., B. B. Mesia y D. R. Krathwohl** (1964), *Taxonomy of Educational Objectives*, vol. 2: *The Affective Domain & The Cognitive Domain*, David McKay Company Incorporated, Nueva York.
- BM (Banco Mundial)** (s.f.), Grupo del 2000, Poverty Net, <www.world-bank.org/poverty/spanish/scapital/index.htm>.
- Bocco, G.** (1991), "Traditional knowledge for soil conservation in central Mexico", *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 46, n° 5, pp. 346-348.
- Bocco, G. y J. Pulido** (2003), "Geomorphological and landscape wisdom-using local knowledge to manage slopes", en Trudgill, S. y A. Roy (eds.), *Contemporary meanings in Physical Geography*, Arnold, Londres, pp. 199-209.
- Bocco, G. y A. Winklerprins** (2015), "General principles behind traditional environmental knowledge: the local dimension in land management", *The Geographical Journal*, vol. 182, n° 4, pp. 375-383.

Bibliografía

- Boer, B. y R. Castellón** (1996), “Lameo, un método indígena de conservación de suelos”, *Leisa revista de agroecología*, vol. 12, n° 1 [en línea], dirección URL: <<http://www.leisa-al.org/web/index.php/volumen-12-numero-1/2619-lameo-un-metodo-indigena-de-conservacion-de-suelos>>.
- Boers, T. M. y J. Ben-Asher** (1982), “A review of rainwater harvesting”, *Agricultural Water Management*, vol. 5, n° 2, pp. 145-158.
- Boggiano, P. et al.** (2016), “Response in structure vegetation of Campos to herbage allowance and nitrogen fertilization”, en Iwaasa, A. et al. (eds.), *The Future Management of Grazing and Wild Lands in a High-Tech World*, Proceedings 10th International Rangeland Congress, 263 pp.
- Boisier, S.** (1999), “El desarrollo territorial a partir de la construcción de capital sinérgico: una contribución al tema del capital intangible del desarrollo”, en *Instituciones y actores del desarrollo territorial en el marco de la globalización*, CEPAL/ILPES, Ediciones Universidad del Bío-Bío, Chile, pp. 273-298.
- Boisier, S.** (2005), “¿Hay espacio para el desarrollo local en la globalización?”, *Revista de la CEPAL*, n° 86, pp. 47-63.
- Boletta, P. E. et al.** (2006), “Assessing deforestation in the Argentine Chaco”, *Forest Ecology and Management*, vol. 228, n° 1, pp. 108-114.
- Bond, W. J. y J. E. Keeley** (2005), “Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems”, *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 20, n° 7, pp. 387-394.
- Bonnewitz, P.** (2006), *La sociología de Pierre Bourdieu*, Editorial Nueva Visión, Buenos Aires.
- Bonnie, R. et al.** (2000), “Counting the cost of deforestation”, *Science*, vol. 288, n° 5472, pp. 1763-1764.
- Borras, Jr. S. M. et al.** (2012), “Land grabbing in Latin America and the Caribbean”, *The Journal of Peasant Studies*, n° vol. 39, n° 3-4, pp. 845-872.
- Borrás, V.** (2015), “La multidimensionalidad de la pobreza en el Uruguay: ¿cómo afecta a los habitantes de distintos territorios? Análisis del período 2006-2013” (Tesis de Maestría en Sociología), Departamento de Sociología, Facultad de Ciencias Sociales, Universidad de la República, Uruguay.
- Borrás, V.** (2016), “Evolución de la pobreza rural en Uruguay y Argentina: un estudio comparado en base a los últimos dos censos de población”, ponencia presentada en la Mesa Temática 5: Transformaciones rurales, Cuestión agraria y Desarrollo Territorial de la XI Bienal del Coloquio Transformaciones Territoriales. Repensando políticas y estrategias, Salto, Uruguay.

- Borrás, V. et al.** (2014), “Avances para la medición multidimensional de la pobreza en Uruguay desde un enfoque de derechos”, en: *Multidimensionalidad de la pobreza. Propuestas para su definición y evaluación en América Latina y el Caribe*, CLACSO, Buenos Aires.
- Boserup, E.** (1965), *The conditions of agricultural growth*, Aldine, Chicago.
- Bourdieu, P.** (1979), “El espacio social y sus transformaciones”, en *La Distinción*. [traducido del francés de *La distinction*, Les editions de Minuit, París], Ruiz de Elvira, M. C. (1988, 1998), Grupo Santillana de Ediciones SA, España, pp. 97-168.
- Bourdieu, P.** (1980), “Le capital social”, *Actes de la recherche en sciences sociales*, vol. 31, pp. 2-3.
- Bourdieu, P.** (1985), “The forms of capital”, en Richardson, J. (ed.), *Handbook of Theory and Research for the Sociology of Education*, Greenwood, Nueva York, pp. 241-258.
- Bourdieu, P.** 1988 [1987], *Cosas dichas* [Traducción al español de *Choses dites*, Les editions de Minuit, París; Mizraji, M., Editorial Gedisa, Barcelona].
- Bourdieu, P.** (1997), *Capital cultura, escuela y espacio social*, Siglo xx, México.
- Bourdieu, P.** (2001), *Las estructuras sociales de la economía*, Manantial, Buenos Aires.
- Box, E. O., B. N. Holben y V. Kalb** (1989), “Accuracy of the AVHRR vegetation index as a predictor of biomass, primary productivity and net CO₂ flux”, *Plant Ecology*, vol. 80, n° 2, pp. 71-89.
- Boyd, J. y H. S. Banzhaf** (2007), “What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units”, *Ecological economics*, vol. 63, n° 2-3, pp. 616-626.
- Bradford, J. B., J. A. Hicke y W. K. Lauenroth** (2005), “The relative importance of light-use efficiency modifications from environmental conditions and cultivation for estimation of large-scale net primary productivity”, *Remote Sensing of Environment*, vol. 96, n° 2, pp. 246-255.
- Braimoh, A. K.** (2006), “Random and systematic land-cover transitions in northern Ghana”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 113, n° 1, pp. 254-263.
- Braimoh, A. K. y P. L. Vlek** (2004), “Land-cover dynamics in an urban area of Ghana”, *Earth Interactions*, vol. 8, n° 1, pp. 1-15.
- Brandão, A. S. P. et al.** (2005), “Crescimento agrícola no Brasil no período 1999-2004: explosão da soja e da pecuária bovina e seu impacto sobre o meio ambiente”, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea), Texto para discussão n° 1103, Rio de Janeiro, Brasil.

Bibliografía

- Brannstrom, C.** (2009), "South America's neoliberal agricultural frontiers: places of environmental sacrifice or conservation opportunity", *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, vol. 38, n° 3, pp. 141-149.
- Bravo, S. et al.** (2010), "Fire-rainfall relationships in Argentine Chaco savannas", *Journal of Arid Environments*, vol. 74, n° 10, pp. 1319-1323.
- Breiman, L.** (2001), "Random Forests", *Machine Learning*, vol. 45, n° 1, pp. 5-32.
- Bremner, J. M.** (1997), "Sources of nitrous oxide in soils", *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 46, n° 1 pp. 7-16, doi:10.1023/A:1009798022569.
- Briske, D. D. et al.** (2003), "Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms", *Journal of Applied Ecology*, vol. 40, n° 4, pp. 601-614.
- Briske, D. D. et al.** (2005), "State-and-Transition Models, Thresholds, and Rangeland Health: A Synthesis of Ecological Concepts and Perspectives", *Rangeland Ecological Management*, vol. 58, n° 1, pp. 1-10.
- Brookfield, H. C.** (1972), "Intensification and disintensification in Pacific agriculture: A theoretical approach", *Pacific Viewpoint*, vol. 13, n° 1, pp. 30-48.
- Brown, A. et al.** (2006), *La Situación Ambiental Argentina 2005*, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Brown, D. G. et al.** (2002), "Stochastic simulation of land-cover change using geostatistics and generalized additive models", *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, vol. 68, n° 10, pp. 1051-1061.
- Bryan, B. A. et al.** (2010), "Targeting the management of ecosystem services based on social values: Where, what, and how?", *Landscape and Urban Planning*, vol. 97, n° 2, pp. 111-122.
- Buckman, H. y N. Brady** (1993), *Naturaleza y propiedades de los suelos*, 5^{ta} ed. Limusa, México.
- Buliubasich, C. y A. González** (2006), *Los Pueblos Indígenas de la Provincia de Salta. La posesión y el dominio de sus tierras*. Departamento San Martín, Ministerio de Justicia, Seguridad y Derechos Humanos de la Nación, Secretaría de Derechos Humanos de la Nación, Universidad Nacional de Salta, Argentina.
- Buliubasich, C. y H. Rodríguez** (1999), "Demanda desde la Cultura: Los Indígenas del Pilcomayo", *Revista Andes*, Universidad Nacional de Salta, n° 10, pp. 215-229.
- Burel, F. y J. Baudry** (2002), *Ecología del paisaje: Conceptos, métodos y aplicaciones*, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid/Barcelona.

- Burges, C. J. C.** (1998), "A tutorial on support vector machines for pattern recognition", *Data Mining and Knowledge Discovery*, vol. 2, n° 2, pp. 121-167.
- Burke, I. et al.** (1989), "Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in us grassland soils", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 53, n° 3, pp. 800-805.
- Burkhard, B. y J. Maes** (2017), *Mapping Ecosystem Services*, Pensoft Publishers, Sofia.
- Burkhard, B. et al.** (2012), "Mapping ecosystem service supply, demand and budgets", *Ecological Indicators*, vol. 21, pp. 17-29.
- Burkhard, B. et al.** (2013), "Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice", *Ecosystem Services*, vol. 4, pp. 1-3.
- Burnham, K. P. y D. R. Anderson** (1998), *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*, Springer-Verlag, Nueva York.
- Burton, R. J.** (2004), "Reconceptualising the 'behavioural approach' in agricultural studies: a socio-psychological perspective", *Journal of Rural Studies*, vol. 20, n° 3, pp. 359-371.
- Burton, R. J. F. y G. A. Wilson** (2006), "Injecting social psychology theory into conceptualisations of agricultural agency: Towards a post-productivist farmer self-identity?", *Journal of Rural Studies*, vol. 22, n° 1, pp. 95-115.
- Butterbach-Bahl, K.** (2013), "Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls?", *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*, vol. 368, n° 1621, doi: 20130122.
- Cabell, J. y M. Oelofse** (2012), "An indicator framework for assessing agroecosystem resilience", *Ecology and Society*, vol. 17, n° 1, pp. 18.
- Cáceres, D. M.** (2015), "Accumulation by dispossession and socio-environmental conflicts caused by the expansion of agribusiness in Argentina", *Journal of Agrarian Change*, vol. 15, n° 1, pp. 116-147.
- Cade, D.** (1992), "Landscape, System and Identity in the Post-Conquest Andes", *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 82, n° 3, pp. 460-477.
- Cade, B. S. y B. R. Noon** (2003), "A gentle introduction to quantile regression for ecologists", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 1, n° 8, pp. 412-420.
- Cade, B. S., J. W. Terrell y R. L. Schroeder** (1999), "Estimating effects of limiting factors with regression quantiles", *Ecology*, 80, pp. 311-323.

Bibliografía

- Calvo, J.** (1999), “Las necesidades básicas insatisfechas en Montevideo de acuerdo al Censo de 1996”, Programa de Población, Facultad de Ciencias Sociales, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.
- Calvo, J.** (coord.) (2013), “Las necesidades básicas insatisfechas a partir de los Censos 2011”, *Atlas Sociodemográfico y de la Desigualdad del Uruguay*, Fascículo 1, Ediciones Trilce, Montevideo.
- Calzolari, C. et al.** (2016), “A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale”, *Geoderma*, 261, pp. 190-203.
- Cañás Bottos, L.** (2008), *Old Colony Mennonites in Argentina and Bolivia: Nation Making, Religious Conflict and Imagination of the Future*, Brill, Leiden, Boston.
- Carballo, C.** (2004), “Articulación de los pequeños productores con el mercado: limitantes y propuestas para superarlas”, Documento de PROINDER, Serie Estudios e Investigaciones n° 7, Ministerio de Economía, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación, Dirección de Desarrollo Agropecuario, Buenos Aires, Argentina.
- Cardoch, L., J. W. Day y C. Ibáñez** (2002), “Net primary productivity as an indicator of sustainability in the Ebro and Mississippi deltas”, *Ecological Applications*, vol. 12, n° 4, pp. 1044-1055.
- Cardozo, R. et al.** (2008), “Efecto residual de la fertilización nitrogenada y ofertas de forraje sobre la composición botánica de un campo natural”, XXII Reunión del grupo técnico en forrajeras del cono sur, Bioma Campos. Innovando para mantener su sustentabilidad y competitividad, INIA-FAO-Procisur, Minas, Uruguay.
- Caride, C., G. Piñeiro y J. M. Paruelo** (2012), “How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on soil C dynamics”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 154, pp. 23-33.
- Carlson, T. N., W. J. Capehart y R. R. Gillies** (1995), “A new look at the simplified method for remote sensing of daily evapotranspiration”, *Remote Sensing of Environment*, vol. 54, n° 2, pp. 161-167.
- Carmona, A. et al.** (2010), “Linking Farming Systems to Landscape Change: An Empirical and Spatially Explicit Study in Southern Chile”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 139, n° 1, pp. 40-50.
- Carpenter, S. R.** (1989), “Replication and treatment strength in whole-lake experiments”, *Ecology*, vol. 70, n° 2, pp. 453-463.
- Carreño, L., F. C. Frank y E. F. Viglizzo** (2012), “Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 154, pp. 68-77.

- Carruthers, D. y P. Rodríguez** (2009), “Mapuche Protest, Environmental Conflict, and Social Movement Linkage in Chile”, *Third World Quarterly*, vol. 30, n° 4, pp. 743-760.
- Casco Verna, G. E.** (2011), “Análisis del avance del uso agropecuario en el Dpto. de Alto Paraguay, entre los años 1997, 1999, 2002, 2004, 2005, 2008, 2009, 2010 y 2011”, Dirección General de Gestión Ambiental (DGGGA), Asunción, Paraguay.
- Castro, A. J.** (2013), “Missing gaps in the estimation of the carbon gains service from Light Use Efficiency models”, en Di Bella, C. *et al.*, *Earth Observation of Ecosystem Services*, CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, pp. 105-124.
- Cavender-Bares, J. et al.** (2015), “A sustainability framework for assessing trade-offs in ecosystem services”, *Ecology and Society*, vol. 20, n° 1, p. 17.
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe)** (2001), “Documento capital social y pobreza”, Santiago de Chile [en línea], dirección URL <<http://www.redel.cl/documentos/capitalsocial1.html>> [fecha de consulta: noviembre de 2005].
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe)** (2015), “Panorama social de América Latina. Santiago de Chile” [en línea], dirección URL: http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/39965/S1600175_es.pdf.
- Cerezo, A., M. C. Conde y S. L. Poggio** (2011), “Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland”, *Biodiversity and Conservation*, vol. 20, n° 12, pp. 2649-2667.
- Chacoff, N. P. et al.** (2004), “Effects of habitat fragmentation on the abortion and predation of seeds in Chaco Serrano”, *Biotropica*, vol. 36, n° 1, pp. 109-117.
- Chan, K. M., T. Satterfield y J. Goldstein** (2012), “Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values”, *Ecological economics*, vol. 74, pp. 8-18.
- Chan, K. et al.** (2006), “Conservation Planning for Ecosystem Services”, *PLOS Biology*, vol. 4, n° 11, pp. 2138-2152.
- Chan, K. M. A. et al.** (2016), “Opinion: Why protect nature? Rethinking values and the environment”, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, n° 6, pp. 1462-1465.
- Chaneton, E. J. et al.** (2002), “Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands”, *Biological Invasions*, vol. 4, n° 1-2, pp. 7-24.

Bibliografía

- Chapin, F. S. et al.** (2006), "Policy strategies to address sustainability of Alaskan boreal forests in response to a directionally changing climate", *PNAS*, vol. 103, n° 45, pp. 16637-16643.
- Chapin III, F. S., P. A. Matson y P. Vitousek** (2011), *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*, 2^{da} ed., Springer Science & Business Media, Nueva York / Londres.
- Chapin III, F. S. et al.** (2000), "Consequences of changing biodiversity", *Nature*, vol. 405, n° 6783, pp. 234-242.
- Chapin III, F. S. et al.** (2002), *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*, Springer-Verlag, Nueva York.
- Chayanov, A. V.** (1966), *The Theory of Peasant Economy*, Thorner, D., B. Kerblay y R. E. F. Smith (eds.), The American Economic Association, D. Irwin, Inc., Homewood.
- Chen, D. et al.** (2008), "N₂O emissions from agricultural lands: a synthesis of simulation approaches", *Plant Soil*, vol. 309, n° 1, pp. 169-189.
- Chen, X.** (2002), "Using remote sensing and GIS to analyse land cover change and its impacts on regional sustainable development", *International Journal of Remote Sensing*, vol. 23, n° 1, pp. 107-124.
- Chevan, A. y M. Sutherland** (1991), "Hierarchical partitioning", *The American Statistician*, vol. 45, n° 2, pp. 90-96.
- Chiarucci, A. et al.** (2010), "The concept of potential natural vegetation: an epitaph?", *Journal of Vegetation Science*, vol. 21, n° 6, pp. 1172-1178.
- Chidumayo, E. N. y D. J. Gumbo (eds.)** (2010), *The Dry Forests and Woodlands of Africa: Managing for Products and Services*, Earthscan, Londres.
- CICES (Common International Classification of Ecosystem Services)**, <<https://cices.eu/>>.
- Cingolani, A. M. et al.** (2008), "La ganadería extensiva: ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos?", *Ecología Austral*, vol. 18, n° 3, pp. 253-271.
- Clark, M. L., T. M. Aide y G. Riner** (2012), "Land change for all municipalities in Latin America and the Caribbean assessed from 250-m MODIS imagery (2001-2010)", *Remote Sensing of Environment*, vol. 126, pp. 84-103.
- Clark, D. B. et al.** (2004), "Application of 1-m and 4-m resolution satellite data to ecological studies of tropical rain forests", *Ecological Applications*, vol. 14, n° 1, pp. 61-74.
- Clements, F. E.** (1916), *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*, Carnegie Institution of Washington.

- CNA (Censo Nacional Agropecuario)** (1988), Argentina.
- CNA (Censo Nacional Agropecuario)** (2002), Argentina [en línea], dirección URL: <http://www.indec.mecon.gov.ar/agropecuario/cna_principal.asp>.
- Colafranceschi, M., E. Failache. y A. Vigorito** (2013), *Desigualdad Multidimensional y dinámica de la pobreza en Uruguay en los años recientes*, Instituto de Economía, Universidad de la República, PNUD, Uruguay.
- Coleman, J. S.** (1990), *Foundations of Social Theory*, Cambridge (Massachusetts), Belknap Press of Harvard University Press.
- Coleman, J. S.** (2000), "Social capital in the creation of human capital", en Dasgupta, P. e I. Serageldin (eds.), *Social capital, a multifaceted perspective*, The World Bank, Washington dc, pp. 13-39.
- Collins, S. L. et al.** (2011), "An integrated conceptual framework for long-term social-ecological research", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 9, n° 6, pp. 351-357.
- Comité DESC, de Derechos Económicos Sociales y Culturales** (1991), "Observaciones Generales adoptadas por el Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales", Naciones Unidas.
- Connell, J. H. y R. O. Slatyer** (1977), "Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization", *The American Naturalist*, vol. 111, n° 982, pp. 1119-1144.
- Contreras, S., C. Santoni y E. Jobbágy** (2013), "Abrupt watercourse formation in a semiarid sedimentary landscape of central Argentina: the roles of forest clearing, rainfall variability and seismic activity", *Ecohydrology*, vol. 6, n° 5, pp. 794-805.
- Cooke, I. R. et al.** (2009), "Integrating socio-economics and ecology: A taxonomy of quantitative methods and a review of their use in agro-ecology", *Journal of Applied Ecology*, vol.46, n° 2, pp. 269-277.
- Córdova, C.** (1997), "Landscape transformation in Aztec and Spanish colonial Texcoco, Mexico" (Tesis doctoral), Universidad de Texas, Austin, USA.
- Cornacchione, M. V.** (2009), *Estado actual de las pasturas zona sudoeste de Santiago del Estero*, Ediciones INTA, Santiago del Estero, Argentina.
- Costanza, R.** (2008), "Ecosystem Services: Multiple Classification Systems Are Needed", *Biological Conservation*, vol. 141, n° 2, pp. 350-352.
- Costanza, R. et al.** (1997), "The value of the world's ecosystem services and natural capital", *Nature*, vol. 387, n° 6630, pp. 253-260.
- Costanza, R. et al.** (1998), "The value of ecosystem services: putting the issues in perspective", *Ecological economics*, vol. 25, n° 1, pp. 67-72.

- Critchley, W., K. Siegert y C. Chapman** (1991), *Water Harvesting. A Manual Guide for the Design and Construction of Water Harvesting Schemes for Plant Production*, FAO, Roma.
- Crowther, J., L. Tett y V. Edwards** (2008), *Building connections, getting involved: measuring social capital outcomes of community learning and development*, The Scottish Government, Edimburgo, Escocia.
- Curran, P. J.** (1985), *Principles of remote sensing*, Longman Scientific & Technical, Londres.
- Cutter, S. L.** (1996), "Vulnerability to environmental hazards", *Progress in Human Geography*, vol. 20, n° 4, pp. 529-539.
- Cutter, S. L., B. J. Boruff y W. L. Shirley** (2003), "Social vulnerability to environmental hazards", *Social Science Quarterly*, vol. 84, n° 2, pp. 242-261.
- Da Silva, J., E. Gomez y S. Castañeda** (2009), *Boom agrícola y persistencia de la pobreza rural: Estudio de ocho casos*, FAO, Roma.
- Daily, G.** (1997), "Introduction: What are ecosystem services?", en Daily, G. (ed.), *Nature's services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington DC, pp. 1-10.
- Daily, G. C. y P. A. Matson** (2008), "Ecosystem services: from theory to implementation", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 105, n° 28, pp. 9455-9456.
- Daily, G. C. et al.** (2009), "Ecosystem services in decision making: time to deliver", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, n° 1, pp. 21-28.
- Daily, G. C. et al.** (2011), *Natural Capital: Theory & Practice of Mapping Ecosystem Services*, Oxford University Press.
- Damm, M.** (2010), "Mapping social-ecological vulnerability to flooding. A sub-national approach for Germany", Graduate Research Series, vol. 3, UNU-EHS, Bonn.
- Dasgupta, P. e I. Serageldin (eds.)** (2000), *Social Capital: A Multifaceted Perspective*, The World Bank, Washington DC.
- Daw, T. et al.** (2011), "Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: the need to disaggregate human well-being", *Environmental Conservation*, vol. 38, n° 4, pp. 370-379.
- DAYCENT: Daily Century Model, Colorado State University. Natural Resource Ecology Laboratory, and Ecosystem Science and Sustainability** [en línea] <<http://www.nrel.colostate.edu/projects/daycent/>>.

- DeFries, R. S. et al.** (1998), "Global land cover classifications at 8 km spatial resolution: The use of training data derived from Landsat imagery in decision tree classifiers", *International Journal of Remote Sensing*, vol. 19, n° 16, pp. 3141-3168.
- DeFries, R. S. et al.** (1999), "Combining satellite data and biogeochemical models to estimate global effects of human-induced land cover change on carbon emissions and primary productivity", *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 13, n° 3, pp. 803-815.
- de Groot, R. et al.** (2010), "Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making", *Ecological Complexity*, vol. 7, n° 3, pp. 260-272.
- de Hegedüs, P., H. Vela y V. Gravina** (2006b), "La metodología Q aplicada para la evaluación de proyectos de desarrollo", en Tommasino, H. y P. de Hegedüs (eds.), *Extensión; reflexiones para la intervención en el medio urbano y rural*, Facultad de Agronomía, Montevideo, Uruguay, pp. 197-210.
- de Hegedüs, P. et al.** (2004), "Capacitación; evaluación del nivel de impacto", *Dialoguemos Ediciones*, vol. 8, n° 14, pp. 24-26.
- de Hegedüs, P. et al.** (2006a), "La extensión en el Uruguay", en Tommasino, H. y P. de Hegedüs (eds.), *Extensión; reflexiones para la intervención en el medio urbano y rural*, Facultad de Agronomía, Montevideo, Uruguay, pp. 1-29.
- de Klein, C. A. M. y M. J. Harvey** (2012), *Nitrous oxide chamber methodology guidelines*, Version 1, Ministry for Primary Industries, Wellington, Nueva Zelanda.
- De la Fuente, E. B. y S. A. Suárez** (2008), "Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura", *Ecología Austral*, vol. 18, n° 3, pp. 239-252.
- Delgadillo, J. P. y F. B. Delgado** (2003), "Evaluación de la implementación de prácticas de conservación de suelos: el caso de la comunidad Chullpa K'asa, Bolivia", *Leisa revista de agroecología*, vol. 19, n° 0 [en línea], dirección URL: <<http://www.leisa-al.org/web/index.php/volumen-19-numero-0/2217-evaluacion-de-la-implementacion-de-practicas-de-conservacion-de-suelos-el-caso-de-la-comunidad-chullpa-k-asa-bolivia>>.
- Del Grosso, S. et al.** (2008), "Global potential net primary production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature", *Ecology*, vol. 89, n° 8, pp. 2117-2126.

- Del Pino, A., T. Rodriguez y J. Andion** (2016), "Production improvement through phosphorus fertilization and legume introduction in grazed native pastures of Uruguay", *The Journal of Agricultural Science*, vol. 154, n° 2, pp. 347-358.
- Denevan, W.** (1989), "The Geography of Fragile Lands in Latin America", en Browder, J. (ed.), *Fragile Lands of Latin America: Strategies for Sustainable Development*, Westview Press, Boulder, pp. 11-24.
- Denevan, W.** (1992), "The Pristine Myth: The Landscape of the Americas in 1492", *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 82, n° 3, pp. 369-385.
- Denison, J. A. y L. Wotshela** (2012), "An overview of indigenous, indigenised and contemporary water harvesting and conservation practices in south Africa", *Irrigation and Drainage*, vol. 61, pp. 7-23.
- Denman, K. L. et al.** (2007), "Coupling between changes in the climate system and biogeochemistry", en S. Solomon, et al. (eds.), *Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, / Nueva York, pp. 500-587.
- Denmead, O. T.** (2008), "Approaches to measure fluxes of trace gases between landscapes and atmosphere", *Plant and Soil*, vol. 309, pp. 5-24.
- Dennis, H. W. y E. C. Griffin** (1971), "Some effects of trincheras on small river basin hydrology", *Journal of Soils and Water Conservation*, vol. 26, n° 6, pp. 240-242.
- de Snoo, G. R. et al.** (2013), "Toward effective nature conservation on farmland: making farmers matter", *Conservation Letters*, vol. 6, n° 1, pp. 66-72.
- DGEC (Dirección General de Estadística y Censos)** (1990), "Las Necesidades Básicas en el Uruguay", DGEC, Montevideo, Uruguay.
- Diamond, J.** (2011), *Collapse: How Societies Choose to Fail or Succeed*, ed. revisada, Penguin Books, Nueva York.
- Díaz, S. y M. Cabido** (2001), "Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes", *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 16, n° 11, pp. 646-655.
- Díaz, G. et al.** (2006), "Productores con rodeo de cría: manejo y adopción tecnológica. Tesis Ingeniero Agrónomo", Facultad de Agronomía, Montevideo, Uruguay.
- Di Bella, C. M., C. Rebella y J. M. Paruelo** (2000), "Evapotranspiration estimates using NOAA AVHRR imagery in the Pampa Region", *International Journal of Remote Sensing*, vol. 21, n° 4, pp. 791-797.

- Di Bella, C. M. et al.** (2004), "Effect of senescent leaves on NDVI-based estimates of fAPAR: Experimental and modelling evidences", *International Journal of Remote Sensing*, vol. 25, n° 23, pp. 5415-5427.
- Di Bella, C. M. et al.** (2006), "Continental fire density patterns in South America", *Global Ecology and Biogeography*, vol. 15, n° 2, pp. 192-199.
- DIEA-MGAP (Dirección de Estadísticas Agropecuaria-Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Uruguay)** (2011) Online Database, <<http://www.mgap.gub.uy/unidad-ejecutora/oficina-de-programacion-y-politicas-agropecuarias/estadisticas>>.
- DIEA-MGAP (Dirección de Estadísticas Agropecuaria-Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Uruguay)** (2003a), "El cultivo de arroz en Uruguay: Contribución a su conocimiento", Montevideo, Uruguay.
- DIEA-MGAP (Dirección de Estadísticas Agropecuaria-Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Uruguay)** (2003b), "La actividad forestal a través del censo agropecuario", Montevideo, Uruguay.
- Dieguez, H., M. A. García Collazo y A. Panizza** (2014), "Experiencias de ordenamiento territorial rural en Argentina", en Paruelo, J. M. et al. (eds.), *Ordenamiento Territorial Rural: Conceptos, métodos y experiencias*, FAO, MAGYP y FAUBA, pp. 301-312.
- Dietzel, C. et al.** (2005), "Spatio-temporal dynamics in California's Central Valley: Empirical links to urban theory", *International Journal of Geographical Information Science*, vol. 19, n° 2, pp. 175-195.
- Digby, P. G. N. y R. A. Kempton** (1987), *Population and Community Biology Series: Multivariate Analysis of Ecological Communities*, Chapman and Hall, Londres.
- Dinesh Kumar, M. et al.** (2008), "Chasing a mirage: Water harvesting and artificial recharge in naturally water-scarce regions", *Economic and Political Weekly*, vol. 43, n° 35, pp. 61-71.
- Dirección de Bosques de la Nación** (2006), *Anuario de Estadística Forestal Especies Nativas 1999-2006*, Departamento de Estadística Forestal, Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Argentina.
- Dominati, E., M. Patterson y A. Mackay** (2010), "A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils", *Ecological Economics*, vol. 69, pp. 1858-1868.
- Donald, C. M.** (1962), "In search of yield", *Journal of Australian Institute of Agricultural Science*, vol. 28, n° 3, pp. 171-178.
- Donkin, R.** (1979), *Agricultural Terracing in the Aboriginal New World*, University of Arizona Press, Nueva York.

Bibliografía

- Dormann, C. F.** (2007), "Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data", *Global Ecology and Biogeography*, vol. 16, n° 2, pp. 129-138.
- Dormann, C. F. et al.** (2013), "Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance", *Ecography*, vol. 36, n° 1, pp. 27-46.
- Dros, J. M.** (2004), *Managing the Soy Boom: Two scenarios of soy production*, AIDEnvironment, Amsterdam.
- Drury, W. H. e I. C. Nisbet** (1973), "Succession", *Journal of the Arnold Arboretum*, vol. 54, n° 3, pp. 331-368.
- Duarte, C. M. et al.** (2006), "Cambio Global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra", csic (Consejo Superior de Investigaciones Científicas), Madrid, España.
- Duarte, G. et al.** (2003), "Estudio de alternativas de abastecimiento de agua para el Chaco Central" (Informe final de consultoría), Asunción, Paraguay.
- Duro, D. C. et al.** (2007), "Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing", *Progress in Physical Geography*, vol. 31, n° 3, pp. 235-260.
- Durston, J.** (1999a), "Construyendo Capital Social Comunitario", *Revista de la CEPAL*, n° 69, pp. 103-118.
- Durston, J.** (1999b), "¿Qué es capital social comunitario?", *Serie Políticas Sociales*, n° 38 División de Desarrollo Social, CEPAL.
- Durston, J.** (1999c), "Capital Social Campesino en Chile y Programas de Superación de la Pobreza. Análisis comparativo de seis comunidades rurales", CEPAL, División de Desarrollo Social.
- Durston, J.** (2000), "El Capital social en seis Comunidades campesinas de Chile: resumen de Investigación", Ponencia presentada para el Taller para Investigadores sobre capital social en Chile.
- Durston, J.** (2003), "Capital social: parte del problema, parte de la solución, su papel en la persistencia y en la superación de la pobreza en América Latina y el Caribe", en Atria, E. y M. Siles (eds.), *Capital social y reducción de la pobreza en América Latina y el Caribe: en busca de un nuevo paradigma*, CEPAL y Michigan State University, pp. 147-202.
- Durston, J.** (2005), "Superación de la pobreza, capital social y clientelismos locales", en Arriagada, I. (ed.), *Aprender de la experiencia. El capital social en la superación de la pobreza*, CEPAL, Santiago de Chile, pp. 47-57.
- Dye, D. G. y S. N. Goward** (1993), "Cover photosynthetically active radiation absorbed by global land vegetation in August 1984", *International Journal of Remote Sensing*, vol. 14, n° 18, pp. 3361-3364.

- Dyksterhuis, E. J.** (1949), "Condition and management of range land based on quantitative ecology", *Journal of Range Management*, vol. 2, n° 3, pp. 104-115.
- Eakin, H. y A. L. Luers** (2006), "Assessing the vulnerability of social-ecological systems", *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 31, pp. 365-394.
- Eastwood, R., M. Lipton y A. Newell** (2010), "Farm Size", en Pingali, P. L y R. E. Evenson (eds.), *Handbook of Agricultural Economics*, Elsevier, Amsterdam / Londres, pp. 3323-3397.
- Echeverría, C. et al.** (2008), "Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile", *Ecological Modelling*, vol. 212, n° 3, pp. 439-449.
- Echeverría, H., N. San Martín y R. Bergonzi** (2000), "Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos", *Ciencia del Suelo*, vol. 18, n° 1, pp. 9-16.
- ECOSER, Protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial**, <<http://www.eco-ser.com.ar/>>.
- Edwards-Jones, G.** (2006), "Modelling farmer decision-making: concepts, progress and challenges", *Animal Science*, vol. 82, n° 6, pp. 783-790.
- Egoh, B. et al.** (2009), "Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa", *Biological conservation*, vol. 142, n° 3, pp. 553-562.
- Egoh, B. et al.** (2012), *Indicators for mapping ecosystem services: a review*, Report EUR, 25456, Oficina de Publicaciones de la Unión Europea.
- Ehrlich, P. R. y A. H. Ehrlich** (1992), "The Value of Biodiversity", *Ambio*, vol. 21, n° 3, pp. 219-226.
- Ellis, E. C. et al.** (2010), "Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000", *Global Ecology and Biogeography*, n° 19, pp. 589-606.
- Engel, V. et al.** (2005), "Hydrological consequences of Eucalyptus afforestation in the Argentine Pampas", *Water Resources Research*, vol. 41, n° 10, pp. 1-14.
- Erb, K. H. et al.** (2009), "Analyzing the global human appropriation of net primary production-processes, trajectories, implications. An introduction", *Ecological Economics*, vol. 69, n° 2, pp. 250-259.
- Ernst, B. W.** (2014), "Quantifying connectivity using graph based connectivity response curves in complex landscapes under simulated forest management scenarios", *Forest Ecology and Management*, vol. 321, pp. 94-104.

Bibliografía

- Eva, H. D. et al.** (2004), "A land cover map of South America", *Global Change Biology*, vol. 10, n° 5, pp. 731-744.
- Evans, M.** (2003), *The Contribution of Social Capital in the Social Economy to Local Economic Development in Western Europe*, European Commission, Bruselas.
- Evans, M. y S. Syrett** (2007), "Generating social capital? The social economy and local economic development", *European Urban and Regional Studies*, vol. 14, n° 1, pp. 55-74.
- Evenari, M., L. Shanan y N. Tadmor** (1971), *The Negev: The challenge of a desert*, Harvard University Press, Cambridge.
- Facelli, J.** (1988), "Response to grazing after nine years of cattle exclusion in a Flooding Pampa grassland, Argentina", *Vegetatio*, vol. 78, pp. 21-25.
- Facelli, J. M. y S. T. A. Pickett** (1991), "Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure", *The Botanical Review*, vol. 57, pp. 1-32.
- Fahrig, L.** (2003), "Effects of habitat fragmentation on biodiversity", *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 34, n° 1, pp. 487-515.
- Fahrig, L.** (2011), "Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes", *Ecology Letters*, vol. 14, n° 2, pp. 101-112.
- Fahrig, L. y G. Merriam** (1994), "Conservation of fragmented populations", *Conservation Biology*, vol. 8, n° 1, pp. 50-59.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations)** (2004), "Sistemas de pagos por servicios ambientales en cuencas hidrográficas", Foro regional, 10-12 de junio de 2003, Arequipa, Perú, Land and Water Discussion paper n° 3.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations)** (2005), "Situación de los bosques del mundo 2005", Roma, Italia.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations)** (2007), "Situación de los bosques del mundo 2007", Roma, Italia.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations)** (2009), "Situación de los bosques del mundo 2009", Roma, Italia.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations)** (2011), "The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW). Managing systems at risk", FAO, Roma y Earthscan, Londres.
- FAOSTAT** (2013), "FAO Statistical Yearbook 2013. World Food and Agriculture", Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, 2013.

- Farley, J.** (2012), “Ecosystem services: The economics debate”, *Ecosystem Services*, vol. 1, n° 1, pp. 40-49.
- Farley, K. A., E. G. Jobbágy y R. B. Jackson** (2005), “Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy”, *Global Change Biology*, vol. 11, n° 10, pp. 1565-1576.
- Feres, J. y X. Mancero** (2001), “El método de las necesidades básicas insatisfechas (NBI) y su aplicación en América Latina”, Serie Estudios Estadísticos y Prospectivas n° 7, CEPAL, Santiago de Chile.
- Fernández, G.** (2011), “Efecto del arbusto *Eupatorium buniifolium* (Hook. y Arn.) en el desempeño y la distribución espacial de gramíneas nativas en un pastizal natural de Uruguay” (Tesis de Maestría), Facultad de Ciencias, UDELAR, Montevideo, Uruguay.
- Fernández, G., M. Teixeira y A. Altesor** (2014), “The small scale spatial pattern of C3 and C4 grasses depends on shrub distribution”, *Austral Ecology*, vol. 39, n° 5, pp. 532-539.
- Ferreira, I., E. Molina y V. Rossi** (2016), “Formación en extensión e intervención para el desarrollo; una forma de cooperación interinstitucional en Río Negro (Uruguay)”, ponencia presentada en el Tercer Congreso de Ciencias Sociales Agrarias, Facultad de Agronomía, UDELAR, Montevideo, Uruguay.
- Field, C.** (1966), “La agricultura de terrazas, una importante modificación en el potencial del uso de la tierra”, *Proceedings de la Conferencia Regional Latinoamericana, Unión Geográfica Internacional*, vol. II SMGE, México, pp. 343-349.
- Filardo, V.** (1999), “Capital social y acceso a la ocupación”, *Revista de Ciencias Sociales*, n° 15, pp. 101-119, Montevideo, Departamento de Sociología, Facultad de Ciencias Sociales, UDELAR.
- Filardo, V. y V. Rossi** (2014), “Notas sobre capital social”, Documento de trabajo del Taller BEST-P sobre Mapas de actores, 29-30 de mayo de 2014, Facultad de Ciencias Sociales, UDELAR, Montevideo, Uruguay [en línea], dirección URL: <http://bestp.agro.uba.ar/wp-content/uploads/2014/09/DOCUMENTO_DE_CAPITAL_SOCIAL_1_.pdf> [fecha de consulta: junio de 2017].
- Fisher, B., R. K. Turner y P. Morling** (2009), “Defining and classifying ecosystem services for decision making”, *Ecological Economics*, vol. 68, n° 3, pp. 643-653.
- Flamenco-Sandoval, A., M. M. Ramos y O. R. Masera** (2007), “Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest”, *Biological Conservation*, vol. 138, n° 1, pp. 131-145.

Bibliografía

- Florio, E. L., J. L. Mercau y M. D. Nosetto** (2016), “Factores que regulan la dinámica freática en dos ambientes de la Pampa Interior con distintos regímenes de humedad”, *Ciencia del Suelo*, vol. 33, n° 2, pp. 263-272.
- Flynn, D. F. et al.** (2009), “Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa”, *Ecology Letters*, vol. 12, n° 1, pp. 22-33.
- Foley, J. A. et al.** (2005), “Global consequences of land use”, *Science*, vol. 309, n° 5734, pp. 570-574.
- Foley, J. A. et al.** (2007), “Our share of the planetary pie”, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 104, n° 31, pp. 12585-12586.
- Foley, J. A. et al.** (2011), “Solutions for a cultivated planet”, *Nature*, vol. 478, n° 7369, pp. 337-342.
- Folke, C. et al.** (2002), “Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations”, *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, vol. 31, n° 5, pp. 437-440.
- Forman, R. T.** (1995), *Land mosaic: The Ecology of Landscapes and Regions*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Formoso, D.** (1987), “Efecto del pastoreo sobre el tapiz natural en campos de Basalto”, Secretariado Uruguayo de la Lana, *Boletín Técnico*, n° 16, pp. 53-62.
- Foster, J. B.** (1999), *Marx's ecology. Materialism and nature*, Monthly Review Press, Nueva York.
- Forster, P. et al.** (2007), “Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing” en Solomon, S. et al.(eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge / Nueva York, pp. 500-587.
- Fowler, D. et al.** (2009), “Atmospheric composition change: Ecosystems-Atmosphere interactions”, *Atmospheric Environment*, vol. 43, n° 33, pp. 5193-5267.
- Franklin, J. F. et al.** (1981), “Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests”, USDA Forest Service, General Technical Report PNW-118, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon.
- Friedl, M. A. et al.** (2010), “MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new dataset”, *Remote Sensing Environment*, vol. 114, n° 1, pp. 168-182.
- Fu, B. et al.** (2000), “The relationships between land use and soil conditions in the hilly area of the loess plateau in northern Shaanxi, China”, *Catena*, vol. 39, n° 1, pp. 69-78.

- Fu, B. J. et al.** (2005), "Eco-hydrological effects of landscape pattern change", *Landscape and Ecological Engineering*, vol. 1, n° 1, pp. 25-32.
- Fukami, T. y D. A. Wardle** (2005), "Long-term ecological dynamics: reciprocal insights from natural and anthropogenic gradients", *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, vol. 272, pp. 2105-2115.
- Gaignard, R.** (1989), *La pampa argentina: ocupación, poblamiento, explotación. De la conquista a la crisis mundial (1550-1930)*, Ediciones Solar, Buenos Aires.
- Galetto, L. et al.** (2007), "Fragmentación de hábitat, riqueza de polinizadores, polinización y reproducción de plantas nativas en el Bosque Chaqueño de Córdoba, Argentina", *Ecología Austral*, vol. 17, n° 1, pp. 67-80.
- Gallo, K. P., C. S. T. Daughtry y M. E. Bauer** (1985), "Spectral estimation of absorbed photosynthetically active radiation in corn canopies", *Remote Sensing Environment*, vol. 17, n° 3, pp. 221-232.
- Gallopín, G. C.** (2004), *La sostenibilidad ambiental del desarrollo en Argentina: tres futuros*, Serie Medio ambiente y desarrollo, n° 91, Naciones Unidas, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), Santiago de Chile, Chile.
- Gamon, J. A. et al.** (1995), "Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three Californian vegetation types", *Ecological Applications*, vol. 5, n° 1, pp. 28-41.
- Ganskopp, D. C. y D. W. Bohnert** (2009), "Landscape nutritional patterns and cattle distribution in rangeland pastures", *Applied Animal Behaviour Science*, vol. 116, n° 2-4, pp. 110-119.
- Ganskopp, D., R. Cruz y D. Johnson** (2000), "Least-effort pathways?: a GIS analysis of livestock trails in rugged terrain", *Applied Animal Behaviour Science*, vol. 68, pp. 179-190.
- Garbulsky, M. F. et al.** (2008), "Estimación de la eficiencia del uso de la radiación en bosques mediterráneos a partir de datos MODIS. Uso del Índice de Reflectancia Fotoquímica (PRI)", *Ecosistemas*, vol. 17, n° 3, pp. 89-97.
- Garbulsky, M. F. et al.** (2010), "Patterns and controls of the variability of radiation use efficiency and primary productivity across terrestrial ecosystems", *Global Ecology and Biogeography*, vol. 19, n° 2, pp. 253-267.
- García, P. E. et al.** (2018), "Land use as possible strategy for managing water table depth in flat basins with shallow groundwater", *International Journal of River Basin Management* (en prensa).

- García Collazo, M. A. y J. M. Paruelo** (2014), “Ordenamiento Territorial de bosques nativos: Resultados de la zonificación en la Argentina”, en Paruelo, J. M. *et al.* (eds.), *Ordenamiento Territorial Rural: Conceptos, métodos y experiencias*, FAO, Universidad de Buenos Aires y Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, pp. 323-362.
- García Cook A.** (1986.), “Control de la erosión en Tlaxcala: época prehispánica”, *Antropología Nueva Época*, INAH, México, n° 10, pp. 14-20.
- García-Nieto, A. P. et al.** (2013), “Mapping forest ecosystem services: from providing units to beneficiaries”, *Ecosystem Services*, vol. 4, pp. 126-138.
- Garrido, F. J.** (1996), “Redes de acción social en Bogotá y Caracas” (Tesis doctoral), Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Ciencias Políticas y Sociología, Madrid, España.
- Gasparri, N. I. y H. R. Grau** (2009), “Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007)”, *Forest Ecology and Management*, vol. 258, pp. 913-921.
- Gasparri, N. I., H. R. Grau y J. G. Angonese** (2013), “Linkages between soybean and neotropical deforestation: coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis”, *Global Environmental Change*, vol. 23, n° 6, pp. 1605-1614.
- 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*, vol 11, n° 8, pp. 1247-1261.
- Gavier Pizarro, G. et al.** (2014), “El método de construcción de escenarios aplicado al ordenamiento territorial”, en Paruelo, J. M. *et al.* (eds.), *Ordenamiento Territorial Rural: Conceptos, métodos y experiencias*, FAO, MAGYP y FAUBA, pp. 174-197.
- Geist H. J. y E. F. Lambin** (2001), “What Drives Tropical Deforestation? A Meta-Analysis of Proximate and Underlying Causes of Deforestation Based on Subnational Case Study Evidence”, Louvain-la-Neuve (Belgium): LUCC International Project Office, *LUCC Report Series* n° 4.
- Geist H. J. y E. F. Lambin** (2004), “Dynamic causal patterns of desertification”, *Bioscience*, vol. 54, n° 9, pp. 817-829.
- Geist, H. et al.** (2006), “Causes and trajectories of land-use/cover change”, en Lambin, E. F. y H. Geist (eds.), *Land-Use and Land-Cover Change. Global Change*, The IGBP Series, Springer, Berlín Heidelberg, pp. 41-70.
- Geoghegan, J. et al.** (2001), “Modeling tropical deforestation in the southern Yucatán peninsular region: comparing survey and satellite data”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 85, n° 1-3, pp. 25-46.

- George, R. J., D. J. McFarlane y B. Nulsen** (1997), "Salinity threatens the viability of agriculture and ecosystems in Western Australia", *Hydrogeology Journal*, vol. 5, n° 1, pp. 6-21.
- George, R. et al.** (1999), The effect of recharge management on the extent of dryland salinity, flood risk and biodiversity in Western Australia. Preliminary computer modelling, assessment and financial analysis. WA Salinity Council.
- Gerten, D. et al.** (2005), "Contemporary 'green' water flows: Simulations with a dynamic global vegetation and water balance model", *Physics and Chemistry of the Earth*, Parts A/B/C, vol. 30, n° 6-7, pp. 334-338.
- Geymonat, A., F. Gallego y A. Altesor** (2015), "Mapa de actores de la 4^{ta} y 5^{ta} sección policial, Departamento de Treinta y Tres, Uruguay", Grupo de Ecología de Pastizales, Facultad de Ciencias, UDELAR, Documento de trabajo del BEST-P.
- Giarracca, N.** (2001), ¿Una nueva ruralidad en América Latina?, CLACSO, Buenos Aires.
- Giglio, L. et al.** (2006), "Global estimation of burned area using MODIS active fire observations", *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 6, n° 4, pp. 957-974.
- Gill, R. A. et al.** (2002), "Using simple environmental variables to estimate below-ground productivity in grasslands", *Global Ecology and Biogeography*, vol. 11, n° 1, pp. 79-86.
- Giménez, R. et al.** (2015), "Balancing agricultural and hydrological risk in farming systems of the Chaco plains", *Journal of Arid Environments*, vol. 123, pp. 81-92.
- Giménez, R. et al.** (2016), "The ecohydrological imprint of deforestation in the semiarid Chaco: Insights from the last forest remnants of a highly cultivated landscape", *Hydrological Processes*, vol. 30, n° 15, pp. 2603-2616.
- Glatzle, A.** (2004), "Sistemas Productivos en el Chaco Central Paraguayo: Características, Particularidades", INTAS, Loma Plata, Paraguay.
- Glatzle, A. y A. J. N. Cabrera** (1996), "Potencial de las Pasturas Cultivadas en el Chaco Central Paraguayo", en CEA (ed.), *Memorias 3er congreso Internacional de Transferencia Tecnológica Agropecuaria*, Mariano Roque Alonso, pp. 155-168.
- Glatzle, A. y D. Stosiek** (2001), *Country Pasture/Forage Resource Profiles*, El Lector, Asunción.
- Glendenning, C. J. et al.** (2012), "Balancing watershed and local scale impacts of rain water harvesting in India-A review", *Agricultural Water Management*, 107, pp. 1-13.

Bibliografía

- Gobbi, J. A.** (2011) “Pago por servicios ambientales: ¿Qué son y cómo funcionan?”, en Laterra, P., E. G. Jobbágy y J. M. Paruelo (eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Godet, M. y P. Durance** (2009), “La prospectiva estratégica: Para las empresas y los territorios”, UNESCO y DUNOD.
- Golluscio, R.** (2009), “Receptividad ganadera: marco teórico y aplicaciones prácticas”, *Ecología Austral*, vol. 19, n° 3, pp. 215-232.
- Golluscio, R. A., V. A. Deregibus y J. M. Paruelo** (1998), “Sustainability and range management in the Patagonian steppes”, *Ecología Austral*, vol. 8, n° 2, pp. 265-284.
- Gomez Lobo, A.** (2005), “El consumo de leña en el sur de Chile: ¿por qué nos debe preocupar y qué se puede hacer?”, *Revista Ambiente y Desarrollo*, vol. 21, n° 3, pp. 43-47.
- Goulden, L. y D. Kennedy** (1997), “Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods”, en Daily, G. (ed.), *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington, pp. 237-252.
- Govender, M. y C. S. Everson** (2005), “Modelling streamflow from two small South African experimental catchments using the SWAT model”, *Hydrological Processes*, vol. 19, n° 3, pp. 683-692.
- Graesser, J. et al.** (2015), “Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America”, *Environmental Research Letters*, vol. 10, n° 3, pp. 1-10.
- Grau, H. R., I. N. Gasparri y T. M. Aide** (2005), Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina”, *Environmental Conservation*, vol. 32, n° 2, pp. 140-148.
- Grau, H. R., I. N. Gasparri y T. M. Aide** (2008), “Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina”, *Global Change Biology*, vol. 14, n° 5, pp. 985-997.
- Gravina, M. V.** (2010), “Metodología Q; un abordaje metodológico alternativo para la evaluación de proyectos de desarrollo” (Tesis de Maestría), Ciencias Agrarias. Montevideo, Departamento de Publicaciones, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.
- Grigera, G., M. Oesterheld y F. Pacín** (2007), “Monitoring forage production with MODIS data for farmers' decision making”, *Agricultural Systems*, vol. 94, n° 3, pp. 637-648.
- Grootaert, C. y T. Van Bastelaer** (2001), *Understanding and Measuring Social Capital: A Synthesis of Findings and Recommendations from the Social Capital Initiative*, The World Bank, Washington DC.

- Guardia, L. y L. Tornarolli** (2009), “Boom agrícola y persistencia de la pobreza rural en Argentina”, en *FAO. Boom Agrícola y persistencia de la pobreza rural. Estudio de ocho casos*, Roma, pp. 66-101.
- Guedes, E., M. Fabreau y H. Tommasino** (2006), “Mapeo de actores sociales: una metodología de visualización relacional y posicional. Introducción a un enfoque reticular en el marco del desarrollo local”, en Tommasino, H. y P. de Hegedüs (eds.), *Extensión: reflexiones para la intervención en el medio urbano y rural*, Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Montevideo, Uruguay, pp. 231-244.
- Guerschman, J. P.** (2005), “Análisis regional del impacto de los cambios del uso de la tierra sobre el funcionamiento de los ecosistemas de la región pampeana (Argentina)” (Tesis Doctoral), Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Guerschman, J. P., J. M. Paruelo e I. Burke** (2003a), “Land use impacts on the normalized difference vegetation index in temperate Argentina”, *Ecological Applications*, vol. 13, n° 3, pp. 616-628.
- Guerschman, J. P. et al.** (2003b), “Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal LANDSAT TM data”, *International Journal of Remote Sensing*, vol. 24, n° 17, pp. 3381-3402.
- Gunderson, L. H. y C. S. Holling (eds.)** (2002), *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*, Island Press, Washington DC.
- Gunton, R. M. et al.** (2017), “Beyond ecosystem services: valuing the invaluable”, *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 32, n° 4, pp. 249-257.
- Gupta, A. K.** (2004), “Origin of agriculture and domestication of plants and animals linked to early Holocene climate amelioration”, *Current Science*, vol. 87, n° 1, pp. 54-59.
- Gurvich, D. E., D. Renison y F. Barri** (2009), “El rol del ecólogo ante la crisis ambiental actual”, *Ecología Austral*, vol. 19, n° 3, pp. 233-238.
- Gutierrez, P. M.** (2001), “Mapas sociales: método y ejemplos prácticos”, *Diálogos: Educación y Formación de Personas Adultas*, n° 25, pp. 26-36.
- Guyot, G.** (1990), “Optical properties of vegetation canopies”, en Steven, M. D. y J. A. Clark (eds.), *Applications of Remote Sensing in Agriculture*, Butterworth-Heinemann, Londres, pp. 19-43.
- Guyra Paraguay** (2013), “Monitoreo de los cambios de uso de la tierra, incendios e inundaciones Gran Chaco Americano”, Guyra Paraguay, Asunción.
- Haberl, H.** (1997), “Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: implications for sustainable development”, *AMBIO Journal of the Human Environment*, vol. 26, n° 3, pp. 143-146.

- Haberl, H. et al.** (2004), "Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes. Agriculture", *Ecosystems & Environment*, vol. 102, n° 2, pp. 213-218.
- Haines-Young, R. y M. Potschin** (2010), "The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being", en Raffaelli, D. y C. Frid (eds.), *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 110-139.
- Haire, S. L. et al.** (2000), "The role of landscape and habitat characteristics in limiting abundance of grassland nesting songbirds in an urban open space", *Landscape and Urban Planning*, vol. 48, n° 1-2, pp. 65-82.
- Hall, A. J. et al.** (1992), "Field crop ecosystems: field-crop systems of the Pampas", en Pearson, C. J. (ed.), *Ecosystems of the World*, Elsevier, Amsterdam, pp. 413-450.
- 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*, vol. 4, n° 2, pp. 128-155.
- Hansen, M. C. et al.** (2000), "Global land cover classification at 1 km spatial resolution using a classification tree approach", *International Journal of Remote Sensing*, vol. 21, n° 6-7, pp. 1331-1364.
- Hansen, M. C. et al.** (2013), "High-resolution global maps of 21st-century forest cover change", *Science*, vol. 342, n° 6160, pp. 850-853.
- Hanski, I.** (1998), "Metapopulation dynamics", *Nature*, vol. 396, n° 6706, pp. 41-49.
- Harder, W.** (2013), "Provisión de Agua para la producción agropecuaria del Chaco Central", ponencia presentada en el Seminario Internacional "Uso sustentable de los recursos hídricos para la producción agropecuaria del Chaco Paraguayo", Servicio Agropecuario-Cooperativa CHORTITZER Ltda., Loma Plata, Paraguay.
- Hardin, G.** (1968), "The Tragedy of the Commons", *Science*, vol. 162, n° 3859, pp. 1243-1248.
- Harvey, D.** (2003), *The New Imperialism*, Oxford University Press, Oxford.
- Hathout, S.** (2002), "The use of GIS for monitoring and predicting urban growth in East and West St Paul, Winnipeg, Manitoba, Canada", *Journal of Environmental Management*, vol. 66, n° 3, pp. 229-238.
- Hauck, J. et al.** (2013), "'Maps have an air of authority': potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making", *Ecosystem Services*, vol. 4, n° 1, pp. 25-32.
- Heal, G.** (2000), "Valuing ecosystem services", *Ecosystems*, vol. 3, n° 1, pp. 24-30.

- Hellin, J. et al.** (2006), “Los kamayóq en el Perú: expertos campesinos para la extensión y la experimentación”, *Leisa revista de agroecología*, vol. 22, n° 3, pp. 22-25.
- Henry, D.** (2015), “Clustering Methods with Qualitative Data: a Mixed-Methods Approach for Prevention Research with Small Samples”, *Prevention Science*, vol. 16, n° 7, pp. 1007-1016.
- Herold, L.** (1966), “El control del manto por medio de terrazas primitivas en la Sierra Occidental de Chihuahua-Sonora, México”, *Proceedings de la Conferencia Regional Latinoamericana, Unión Geográfica Internacional*, vol. II SMGE, México, pp. 349-351.
- Herrera, L.** (2017b), “Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: An assessment of the grassland biome in Southern Pampa, Argentina”, *Biodiversity & Conservation*, vol. 26, n° 14, pp. 3465-3479.
- Herrera, L. et al.** (2017a), “Una propuesta para valorar el estado de conservación de los bordes de caminos rurales en el Sudeste Bonaerense”, *Ecología Austral*, vol. 27, n° 3, pp. 404-414.
- Hersperger, A. y M. Bürgi** (2007), “Driving forces of landscape change in the urbanizing Limmat valley, Switzerland”, en Koomen, E. (ed.), *Modelling Land-Use Change*, Springer, Netherlands, pp. 45-60.
- Heuperman, A.** (1999), “Hydraulic gradient reversal by trees in shallow water table areas and repercussions for the sustainability of tree-growing systems”, *Agricultural Water Management*, vol. 39, n° 2, pp. 153-167.
- Hicke, J. A. y D. B. Lobell** (2004), “Spatiotemporal patterns of cropland area and net primary production in the central United States estimated from USDA agricultural information”, *Geophysical Research Letters*, vol. 31, n° 20, pp. 1-5.
- Hilborn, R. y M. Mangel** (1997), *The Ecological Detective: confronting models with data*, Princeton University Press, Nueva Jersey.
- Hillerislambers, J. et al.** (2013), “Accidental experiments: ecological and evolutionary insights and opportunities derived from global change”, *Oikos*, vol. 122, n° 12, pp. 1649-1661.
- Hoekstra, J. M. et al.** (2005), “Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection”, *Ecology Letters*, vol. 8, n° 1, pp. 23-29.
- Hoff, H.** (2010), “Greening the global water system”, *Journal of Hydrology*, vol. 384, n° 3-4, pp. 177-186.
- Holland, R. A. et al.** (2011), “Spatial covariation between freshwater and terrestrial ecosystem services”, *Ecological Applications*, vol. 21, n° 6, pp. 2034-2048.

- Holling, C. S.** (1973), "Resilience and stability of ecological systems", *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 4, n° 1, pp. 1-23.
- Holt-Giménez, E.** (2001), "Ampliando el impacto de la agricultura sostenible: Lecciones del movimiento Campesino a Campesino", *Leisa revista de agroecología*, vol. 17, n° 3, pp. 23-25.
- Hoogenboom, G. et al.** (2012), *Decision Support System for Agrotechnology Transfer (DSSAT) Version 4.5.X.X*, University of Hawaii, Honolulu.
- Houghton, R. A.** (1994), "The worldwide extent of land-use change", *BioScience*, vol. 44, n° 5, pp. 305-313.
- Houghton, R. A.** (2001), "The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates", *Global Change Biology*, vol. 7, n° 7, pp. 731-746.
- Houghton, R. A. y J. L. Hackler** (1999), "Emissions of carbon from forestry and land-use change in tropical Asia", *Global Change Biology*, vol. 5, n° 4, pp. 481-492.
- Houspanossian, J. et al.** (2016), "Is aridity restricting deforestation and land uses in the South American Dry Chaco?", *Journal of Land Use Science*, vol. 11, n° 4, pp. 369-383.
- Hsu, L. T. y C. C. Cheng** (2000), "Modeling landscape changes using logit models", [en línea], dirección URL: <<https://www.gisdevelopment.net/aars/acrs/2000/ts6/fore0005.shtml>>.
- Hudson, N.** (1993), *Field Measurement of Soil Erosion and Runoff*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- Hufschmidt, G.** (2011), "A comparative analysis of several vulnerability concepts", *Natural Hazards*, vol. 58, n° 2, pp. 621-643.
- Hurlbert, S. H.** (1984), "Pseudoreplication and the design of ecological field experiments", *Ecological Monographs*, vol. 54, n° 2, pp. 187-211.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos Argentina)** (2001), Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas del año 2001 [en línea], dirección URL: <http://www.indec.gov.ar/micro_sitios/webcenso/>.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos Argentina)** (2002), Censo Nacional Agropecuario 2002 [en línea], dirección URL: <http://www.indec.gob.ar/index_agropecuario.asp>.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos Argentina)** (2010) [en línea], dirección URL: <<http://www.indec.gov.ar/censo2010/>>.
- INE (Instituto Nacional de Estadísticas de Uruguay)** (1996), [en línea], dirección URL: VII Censo General de Población, III de Hogares y V de viviendas, <<http://www.ine.gub.uy/censo-1996>>.

- INE (Instituto Nacional de Estadísticas de Uruguay)** (2011) Censo 2011 [en línea], dirección URL: <<http://www.ine.gub.uy/web/guest/censos-2011>>.
- INE (Instituto Nacional de Estadísticas de Uruguay)** (2016), “Estimación de la pobreza por el método del ingreso. Año 2015” [en línea], dirección URL: <http://observatoriosocial.mides.gub.uy/Nuevo_Test/midesv2/adjContenidos/adjcont383.pdf>.
- INIA (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Programa Nacional de Pasturas y Forrajes)** (2017), Jornada de divulgación sobre campo natural, INIA Tacuarembó, presentación de A. Altesor: “Caracterización de estados del campo natural en sistemas ganaderos de Uruguay: Definición y uso de indicadores de condición como herramientas de manejo”, Proyecto INIA-FPTA 305 [en línea], dirección URL: <<http://www.inia.uy/Paginas/Jornada-de-divulgacion-sobre-Campo-Natural-.aspx>>.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change)** (2007), “Cambio climático 2007: Informe de síntesis”, Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, Ginebra, Suiza.
- Jackson, R. D., R. J. Reginato y S. B. Idso** (1977), “Wheat canopy temperature: a practical tool for evaluating water requirements”, *Water Resources Research*, vol. 13, n° 3, pp. 651-656.
- Jaeger, J. A.** (2000), “Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation”, *Landscape Ecology*, vol. 15, n° 2, pp. 115-130.
- Jaeger, J. et al.** (2001), “Quantitative Analysis of Landscape Fragmentation in Baden-Württemberg”, *Naturschutz und Landschaftsplanung*, vol. 33, n° 10, pp. 305-315.
- Jaramillo, A.** (2014), “Modelación del servicio ecosistémico de provisión y regulación de hídrica bajo diferentes escenarios de uso del suelo: caso de estudio en el sur de Chile”, (Tesis de Maestría), Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile.
- Jaurena, M. et al.** (2016), “The Dilemma of Improving Native Grasslands by Overseeding Legumes: Production Intensification or Diversity Conservation”, *Rangeland Ecology & Management*, vol. 69, n° 1, pp. 35-42.
- Jayawickreme, D. H. et al.** (2011), “Changes in hydrology and salinity accompanying a century of agricultural conversion in Argentina”, *Ecological Applications*, vol. 21, n° 7, pp. 2367-2379.
- Jenkins, R. y E. Dussel Peters** (2009), *China and Latin America: Economic relations in the twenty-first century*, German Development Institute (DIE) / Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Bonn.

Bibliografía

- Jobbágy, E. G., A. M. Acosta y M. D. Noso** (2013), “Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las sierras de Córdoba (Argentina)”, *Ecología Austral*, vol. 23, n° 2, pp. 87-96.
- Jobbágy, E. G y R. B. Jackson** (2004), “Groundwater use and salinization with grassland afforestation”, *Global Change Biology*, vol. 10, n° 8, pp. 1299-1312.
- Jobbágy, E. G. et al.** (2006), “Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos”, *Agrociencia*, vol. 10, n° 2, pp. 109-124.
- Jobbágy, E. G. et al.** (2008), “El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana”, *Ecología Austral*, vol. 18, n° 3, pp. 305-322.
- Johnson, J. B. y K. S. Omland** (2004), “Model selection in ecology and evolution”, *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 19, n° 2, pp. 101-108.
- Jones, J. W. et al.** (2003), “DSSAT Cropping System Model”, *European Journal of Agronomy*, vol. 18, n° 3-4, pp. 235-265.
- Junker, M.** (1996), “Determinación de las características hidrogeológicas y evaluación de la recarga de agua subterránea en el área del Tajamar Serenidad, Filadelfia”, Informe Técnico n° 13, Coop. Hidrol. Parag. - Alem., Filadelfia, Paraguay.
- Kahneman, D.** (2003), “A perspective on judgment and choice: Mapping bounded rationality”, *American Psychologist*, vol. 58, n° 3, pp. 697-720.
- Kaimowitz, D. et al.** (2002), “Spatial regression analysis of deforestation in Santa Cruz, Bolivia”, en Wood, C. H. y R. Porro (eds.), *Land use and deforestation in the Amazon*, University of Florida Press, pp. 44-65.
- Kallis, G., E. Gómez-Baggethun y C. Zografos** (2013), “To value or not to value? That is not the question”, *Ecological Economics*, vol. 94, C, pp. 97-105.
- Karlin, M. S. et al.** (2013), *El Chaco Árido*, Universidad Nacional de Córdoba.
- Kasperson, J. X. et al.** (2003), “Vulnerability to Global Environmental Change”, en Diekmann, A. et al. (eds.), *The Human Dimensions of Global Environmental Change*, MIT, Cambridge.
- Kasperson, R. E. et al.** (1988), “The social amplification of risk: A conceptual framework”, *Risk analysis*, vol. 8, n° 2, pp. 177-187.
- Kates, R. W., J. H. Ausubel y M. Berberian (eds.)** (1985), *Climate Impact Assessment: Studies of the interaction of Climate and Society*, Wiley, Nueva York.

- Kay, C.** (2007), "Algunas reflexiones sobre los estudios rurales en América Latina", *Iconos. Revista de Ciencias Sociales*, n° 29, pp. 31-50.
- Kelman, I. et al.** (2016), "Learning from the history of disaster vulnerability and resilience research and practice for climate change", *Natural Hazards*, vol. 82, n° 1, pp. 129-143.
- Kemper, J. et al.** (2000), "Landscape fragmentation in South Coast Renosterveld, South Africa, in relation to rainfall and topography", *Austral Ecology*, vol. 25, n° 2, pp. 179-186.
- Killeen, T. J.** (2008), "Total historical land-use change in eastern Bolivia: Who, where, when, and how much?", *Ecology and Society*, vol. 13, n° 1 [en línea], dirección URL: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art36/>>.
- Kim, J. H., E. Jobbágy y R. B. Jackson** (2016), "Trade-offs in water and carbon ecosystem services with land-use changes in grasslands", *Ecological Applications*, 26, pp. 1633-1644.
- King, E. et al.** (2015), "Trade-offs in ecosystem services and varying stakeholder preferences: Evaluating conflicts, obstacles, and opportunities", *Ecology and Society*, vol. 20, n° 3 [en línea], dirección URL: <<https://www.ecologyandsociety.org/vol20/iss3/art25/>>.
- Klein, T., E. Celio y A. Grêt-Regamey** (2015), "Ecosystem services visualization and communication: A demand analysis approach for designing information and conceptualizing decision support systems", *Ecosystem Services*, vol. 13 C, pp. 173-183 [en línea], dirección URL: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.02.006>>.
- Kliksberg, B.** (1999), "Capital social y cultura, claves esenciales del desarrollo", *Revista de la CEPAL*, n° 69, pp. 85-102.
- Knapp, C. N. et al.** (2011), "Using participatory workshops to integrate State-and-Transition Models created with local knowledge and ecological data", *Rangeland Ecological Management*, vol. 64, n° 2, pp. 158-170.
- Koenker, R. y G. Bassett Jr.** (1978), "Regression quantiles", *Econometrica*, vol. 46, n° 1, pp. 33-50.
- Koenker, R. y J. A. F. Machado** (1999), "Goodness of fit and related inference processes for quantile regression", *Journal of the American Statistical Association*, vol. 94, n° 448, pp. 1296-1310.
- Kofinas, G. P.** (2009), *Adaptative co-management in social-ecological governance*, en Chapin, F. S., G. P. Kofinas y C. Folke (eds.), *Principles of ecosystem stewardship. Resilience-Based Natural Management in a Changing World*, Springer, Nueva York, pp. 77-101.

Bibliografía

- Koh, L. P. y J. Ghazoul** (2008), “Biofuels, biodiversity, and people: Understanding the conflicts and finding opportunities”, *Biological Conservation*, vol. 141, n° 10, pp. 2450-2460.
- Kok, K. y A. Veldkamp** (2001), “Evaluating impact of spatial scales on land use pattern analysis in Central America”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 85, n° 1, pp. 205-221.
- Kok, M. et al.** (2016), “A new method for analysing socio-ecological patterns of vulnerability”, *Regional Environmental Change*, vol. 16, n° 1, pp. 229-243.
- Koomen, E. y J. Stillwell** (2007), *Modelling land-use change*, en Koomen, E. et al. (eds.), *Modelling land-use change: Progress and Applications*, Springer, Dordrecht.
- Krapovickas, J. y F. Longhi** (2013), “Pobrezas, ruralidades y campesinos en el Chaco Argentino a comienzos del siglo XXI”, *Estudios Rurales*, vol. 3, n° 4, pp. 38-76.
- Kremen, C.** (2005), “Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?”, *Ecology Letters*, vol. 8, n° 5, pp. 468-479.
- Kruess, A. y T. Tscharntke** (1994), “Habitat Fragmentation, Species Loss, and Biological Control”, *Science*, vol. 264, n° 5165, pp.1581-1584.
- Kunst, C. et al.** (2007), “Gramíneas indicadores de condición en sitios de pastizal del sudoeste de Santiago del Estero”, *RIA, Revista de Investigaciones Agropecuarias*, vol. 36, n° 1, pp. 33-61.
- Kuppel, S.** (2015), “What does it take to flood the Pampas? Lessons from a decade of strong hydrological fluctuations”, *Water Resources Research*, vol. 51, n° 4, pp. 2937-2950.
- Lafren, J. M. et al.** (1997), “WEPP predicting water erosion using a process-based model”, *Journal of Soil Water Conservation*, vol. 52, n° 2, pp. 96-102.
- Lal, R.** (2004), “Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security”, *Science*, vol. 304, n° 5677, pp. 1623-1627.
- Lambin, E. F.** (1999), “Land-use and land-cover change (LUCC): Implementation strategy (n° 48)”, en Nunes, C. y J. I. Augé (eds.), *International Geosphere-Biosphere Programme*.
- Lambin, E. F. y H. J. Geist** (2006), *Land-use and land-cover change local processes and global impacts*, *Global Change*, The IGBP Series, Springer, Berlín, Heidelberg.
- Lambin, E. F. et al.** (2001), “The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths”, *Global Environmental Change*, vol. 11, n° 4, pp. 261-269.

- Lanzini, E.** (2006), “Capital social, una herramienta básica para el desarrollo local”, en III Seminario Internacional Desarrollo Económico Territorial y Empleo, 27 al 29 de noviembre de 2006, Montevideo, Uruguay.
- Laterra, P.** (1994), “Estados y transiciones en Pajonales de *Paspalum quadrifarium* en la depresión del Río Salado (Provincia Argentina)”, en XIV Reunión del grupo técnico regional del cono sur en mejoramiento y utilización de los recursos forrajeros del área tropical y subtropical, INIA Tacuarembó, Uruguay, pp. 237-240.
- Laterra, P. y L. A. Nahuelhual** (2014), “Internalización de los servicios ecosistémicos en el ordenamiento territorial rural: bases conceptuales y metodológicas”, en Paruelo, J. M. *et al.* (eds.), *Ordenamiento Territorial Rural. Conceptos, métodos y experiencias*, FAO Ediciones.
- Laterra, P., et al.** (2011a), *Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, INTA, Buenos Aires.
- Laterra, P. et al.** (2011b), “ECOSER: Un protocolo para la evaluación biofísica de servicios ecosistémicos y la integración con su valor social”, en Laterra, P., E. G. Jobbágy y J. M. Paruelo (eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, Ediciones INTA, Buenos Aires, pp. 359-390.
- Laterra, P. et al.** (2015), *ECOSER: protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial*, Ediciones INTA, Colección Investigación, Desarrollo e Innovación, Centro Regional La Pampa-San Luis.
- Laterra, P. et al.** (2016), “Focusing Conservation Efforts on Ecosystem Service Supply May Increase Vulnerability of Socio-Ecological Systems”, *PLOS ONE*, vol. 11, n° 5, e0155019.
- Lauenroth, W. K. y O. E. Sala** (1992), “Long-term forage production of North American shortgrass steppe”, *Ecological Applications*, vol. 2, n° 4, pp. 397-403.
- Lauenroth, W. K., I. C. Burke y J. M. Paruelo** (2000), “Patterns of production and precipitation-use efficiency of winter wheat and native grasslands in the central Great Plains of the United States”, *Ecosystems*, vol. 3, n° 4, pp. 344-351.
- Laurance, W. F.** (2008), “Theory meets reality in fragmented forests”, *Animal Conservation*, vol. 11, n° 5, pp. 364-365.
- Lavado, R. S.** (1983), “Evaluación de la relación entre composición química del agua de lluvia y el grado de salinidad y sodicidad de distintos suelos”, *Revista Facultad de Agronomía*, vol. 4, n° 2, pp. 135-139.

Bibliografía

- Lavado, R. S. y M. A. Taboada** (1987), "Soil salinization as an effect of grazing in a native grassland soil in the Flooding Pampa of Argentina", *Soil Use and Management*, vol. 3, n° 4, pp. 143-148.
- Leake, A. (coord.)** (2008), *Los pueblos indígenas cazadores-recolectores del Chaco salteño: población, economía y tierras*, Fundación ASOCIANA, Instituto Nacional de Asuntos Indígenas y Universidad Nacional de Salta.
- Leake, A y M. De Economo** (2008), *La deforestación de Salta 2004-2007*, Fundación Asociana, Editorial Milor, Salta.
- Leblanc, M. J. et al.** (2008), "Land clearance and hydrological change in the Sahel: SW Niger", *Global and Planetary Change*, vol. 61, n° 3, pp. 135-150.
- Lechner, N.** (2000), "Desafíos de un Desarrollo Humano: individualización y capital social", *Instituciones y Desarrollo*, n° 7 [en línea], dirección URL: <http://www.iigov.org/revista/?p=7_01>.
- Lee, S. J. y E. H. Berbery** (2012), "Land cover change effects on the climate of the La Plata basin", *Journal of Hydrometeorology*, vol. 13, n° 1, pp. 84-102.
- Lentile, L. B. et al.** (2006), "Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects", *International Journal of Wildland Fire*, vol. 15, n° 3, pp. 319-345.
- León, R.** (1991), "Geographic limits of the region, Geomorphology and geology, Regional subdivisions, Floristic aspects, Description of the vegetation", en Coupland, R. T. (ed.), *Natural Grasslands: Introduction and Western Hemisphere*, Elsevier, Ámsterdam, pp. 369-387.
- Leonard, S. et al.** (2013), "The role of culture and traditional knowledge in climate change adaptation: Insights from East Kimberley, Australia", *Global Environmental Change*, vol. 23, n° 3, pp. 623-632.
- le Polain de Waroux, Y. et al.** (2016), "Land-use policies and corporate investments in agriculture in the Gran Chaco and Chiquitano", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 113, n° 15, pp. 4021-4026.
- Lesschen, J. P., P. H. Verburg y S. J. Staal** (2005), *Statistical methods for analysing the spatial dimension of changes in land use and farming systems*, LUCC Report Series n° 7, International Livestock Research Institute, Nairobi, Kenya and LUCC Focus 3 Office, Wageningen University, The Netherlands.
- Levine, J., K. M. Chan y T. Satterfield** (2015), "From rational actor to efficient complexity manager: Exorcising the ghost of Homo economicus with a unified synthesis of cognition research", *Ecological Economics*, n° 114, pp. 22-32.

- Lezama, F. y J. M. Paruelo** (2016), "Disentangling grazing effects: trampling, defoliation and urine deposition", *Applied Vegetation Science*, vol. 19, n° 4, pp. 557-566.
- Lezama, F. et al.** (2014), "Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient", *Journal of Vegetation Science*, vol. 25, n° 1, pp. 8-21.
- Li, C., S. Frohling y T. A. Frohling** (1992), "A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity", *Journal of Geophysical Research*, vol. 97, n° 9, pp. 9759-9776.
- Li, Y.** (2007), "A spatially referenced water and nitrogen management model (WNMM) for (irrigated) intensive cropping systems in the North China Plain", *Ecological Modelling*, vol. 203, n° 3-4, pp. 395-423.
- Li, X. Y., Z. K. Xie y X. K. Yan** (2004), "Runoff characteristics of artificial catchment materials for rainwater harvesting in the semiarid regions of China", *Agricultural Water Management*, vol. 65, n° 3, pp. 211-224.
- Ligier, D.** (2011), Documento base del programa ecorregiones, INTA [en línea], dirección URL: <<http://inta.gob.ar/documentos/documento-base-del-programa-nacional-ecorregiones>>.
- Lindeman, R. L.** (1942), "The trophic-dynamic aspect of ecology", *Ecology*, vol. 23, n° 4, pp. 399-417.
- Liquete, C. et al.** (2011), "Securing water as a resource for society: an ecosystem services perspective", *Ecohydrology & Hydrobiology*, vol. 11, n° 3, pp. 247-259.
- Liverman, D. M. y S. Vilas** (2006), "Neoliberalism and the environment in Latin America", *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 31, n° 1, pp. 327-363.
- Lobell, D. B. et al.** (2002), "Satellite estimates of productivity and light use efficiency in United States agriculture, 1982-98", *Global Change Biology*, vol. 8, n° 8, pp. 722-735.
- Loheide, S. P, E. G. Jobbágy y R. Gimenez** (2016), "Developing flood resistance in the argentinian Chaco by surrounding fields with forest strips", *Geological Society of America-Annual Meeting*, Denver, Colorado, Paper: 310-13.
- Loidi, J. y F. Fernández-González** (2012), "Potential natural vegetation: reburying or reborning?", *Journal of Vegetation Science*, vol. 23, n° 3, pp. 596-604.
- Lokhorst, A. M.** (2011), "What's in it for Me? motivational differences between farmers' subsidised and non-subsidised conservation practices", *Applied Psychology*, 60, pp. 337-353.

Bibliografía

- Lokhorst, A. M. et al.** (2014), "There is an I in nature: The crucial role of the self in nature conservation", *Land Use Policy*, vol. 39, pp. 121-126.
- López Mársico, L. y A. Altesor** (2011), "Relación entre la riqueza de especies vegetales y la productividad en pastizales naturales", *Ecología Austral*, vol. 21, n° 1, pp. 101-109.
- Loreau, M.** (2000), "Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances", *Oikos*, vol. 91, n° 1, pp. 3-17.
- Loveland, P., J. Webb** (2003), "Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review", *Soil and Tillage Research*, vol. 70, n° 1, pp. 1-18.
- Lu, H.** (2003), "Decomposition of vegetation cover into woody and herbaceous components using AVHRR NDVI time series", *Remote Sensing of Environment*, vol. 86, n° 1, pp. 1-18.
- Luck, G. W., G. C. Daily y P. R. Ehrlich** (2003), "Population diversity and ecosystem services", *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 18, n° 7, pp. 331-336.
- Lüdeke, M. K., G. Petschel-Held y H. J. Schellhuber** (2004), "Syndromes of global change: the first panoramic view", *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society*, vol. 13, n° 1, pp. 42-49.
- Ludwig, J. A.** (2005), "Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes", *Ecology*, vol. 86, n° 2, pp. 288-297.
- Luers, A. L.** (2005), "The surface of vulnerability: An analytical framework for examining environmental change", *Global Environmental Change*, vol. 15, n° 3, pp. 214-223.
- Mac Nally, R.** (2000), "Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between-and reconciliation of-'predictive' and 'explanatory' models", *Biodiversity and Conservation*, vol. 9, n° 5, pp. 655-671.
- Mace, G. M., K. Norris y A. H. Fitter** (2012), "Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship", *Trends In Ecology & Evolution*, vol. 27, n° 1, pp. 19-26.
- Magliano, P. N. et al.** (2015), "Rainwater harvesting in Dry Chaco: Regional distribution and local water balance", *Journal of Arid Environments*, vol. 123, pp. 93-102.
- MAGYP (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación)** (2012), *Bases para el ordenamiento del territorio rural argentino*, Buenos Aires, Argentina.

- Manuel-Navarrete, D.** (2009), “Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas”, *Environment, Development and Sustainability*, vol. 11, n° 3, pp. 612-638.
- Manzanal, M.** (2009), “Desarrollo territorial en el norte argentino: una perspectiva crítica”, *Revista Eure*, vol. xxxv, n° 105, pp. 131-153.
- Marchesini, V. A., R. J. Fernández y E. G. Jobbágy** (2013), “Salt leaching leads to drier soils in disturbed semiarid woodlands of central Argentina”, *Oecologia*, 171, pp. 1003-1012.
- Marchesini, V. A. et al.** (2016), “Ecohydrological transformation in the Dry Chaco and the risk of dryland salinity: Following Australia’s footsteps?”, *Ecohydrology*, vol. 10, n° 4, e1822.
- Martin, J. F.** (2006), “Emergy evaluation of the performance and sustainability of three agricultural systems with different scales and management”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 115, n° 1, pp. 128-140.
- Martínez, F.** (2008), “Mapeo de actores en 10 pasos: lineamientos metodológicos” [en línea], dirección URL: <<http://studylib.es/doc/168061/mapeo-de-actores-metodolog%C3%ADa>> [fecha de consulta: 11/4/2017].
- Martínez, J.** (2007), “La descentralización agropecuaria”, *Anuario OPYP*, Montevideo, MGAP, Uruguay, pp. 253-258 [en línea], dirección URL: <<http://www.mgap.gub.uy/unidad-ejecutora/oficina-de-programacion-y-politicas-agropecuarias/publicaciones/anuarios-opypa/2007>> [fecha de consulta: junio de 2017].
- Martín-López, B., J. A. González y S. Vilardy (coords.)** (2012), *Guía Docente para la sustentabilidad*, Universidad del Magdalena, Instituto Humboldt y Universidad Autónoma de Madrid, Programa de Cooperación Interuniversitaria UAM-Grupo Santander con América Latina.
- Mastrangelo, M.** (2015), “Mapa de actores de los Departamentos Güemes y Almirante Brown, Provincia de Chaco, Argentina”, Documento de trabajo del BEST-P.
- Mastrangelo, M. E. y M. C. Gavin** (2012), “Trade-Offs between Cattle Production and Bird Conservation in an Agricultural Frontier of the Gran Chaco of Argentina”, *Conservation Biology*, vol. 26, n° 6, pp. 1040-1051.
- Mastrangelo, M. E. y M. C. Gavin** (2014), “Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests”, *Biological Conservation*, vol. 179, pp. 63-71.
- Mastrangelo, M. E. y P. Laterra** (2015), “From biophysical to social-ecological trade-offs: integrating biodiversity conservation and agricultural production in the Argentine Dry Chaco”, *Ecology and Society*, vol. 20, n° 1, pp. 20.

Bibliografía

- Mastrangelo, M. E. et al.** (2014a), “Psycho-Social Factors Influencing Forest Conservation Intentions on the Agricultural Frontier”, *Conservation Letters*, vol. 7, n° 2, pp. 103-110.
- Mastrangelo, M. E. et al.** (2014b), “Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services”, *Landscape Ecology*, vol. 29, n° 2, pp. 345-358.
- Mastrangelo, M. E. et al.** (2015), “Ecosystem services research in contrasting socio-ecological contexts of Argentina: Critical assessment and future directions”, *Ecosystem Services*, vol. 16, pp. 63-73.
- Matson, P. A. y P. M. Vitousek** (1990), “Ecosystem approach to a global nitrous oxide budget”, *Bioscience*, vol. 40, n° 9, pp. 667-672.
- Maynard, S., D. James y A. Davidson** (2010), “The development of an ecosystem services framework for South East Queensland”, *Environmental Management*, vol. 45, n° 5, pp. 881-895.
- Mazzilli, S. R. et al.** (2015), “Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops”, *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 85, pp. 22-30.
- McGarigal, K., S. A. Cushman y E. Ene** (2012), FRAGSTATS V4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps, Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst [en línea], dirección URL: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>.
- McNaughton, S. J.** (1989), “Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats”, *Nature*, vol. 341, n° 6238, pp. 142-144.
- McNaughton, S. J., O. E. Sala y M. Oesterheld** (1993), “Comparative ecology of African and South American arid to subhumid ecosystems”, en *Biological Relationships between Africa and South America*, Yale University Press, New Haven, pp. 548-567.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment)** (2005), *Ecosystems and human well-being: synthesis*, Island Press, Washington DC.
- Medán, D. et al.** (2011), “Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina”, *Biodiversity and Conservation*, vol. 20, n° 13, pp. 3077-3100.
- Mendes Malhado, A. C., G. Ferreira Pires y M. Heil Costa** (2010), “Cerrado conservation is essential to protect the Amazon rainforest”, *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, vol. 39, n° 8, pp. 580-584.
- Mercau J. L. et al.** (2013), “Sequía e inundación en la hiperllanura pampeana. Una mirada desde el lote al municipio”, *Revista Agronomía & Ambiente*, vol. 33, n° 1-2, pp. 71-77, FA-UBA, Buenos Aires.

- Mercau, J. L. et al.** (2016), "Shallow groundwater dynamics in the Pampas: Climate, landscape and crop choice effects", *Agricultural Water Management*, vol. 163, pp. 159-168.
- Mertens, B.** (2004), "Modeling deforestation at distinct geographic scales and time periods in Santa Cruz, Bolivia", *International Regional Science Review*, vol. 27, n° 3, pp. 271-296.
- Mertens, B. y E. F. Lambin** (2000), "Land-cover-change trajectories in southern Cameroon", *Annals of the association of American Geographers*, vol. 90, n° 3, pp. 467-494.
- Mertz, O.** (2007), "Ecosystem services and biodiversity in developing countries", *Biodiversity and Conservation*, vol. 16, n° 10, pp. 2729-2737.
- Metzger, M. J.** (2008), "A spatially explicit and quantitative vulnerability assessment of ecosystem service change in Europe", *Regional Environmental Change*, vol. 8, n° 3, pp. 91-107.
- Meyer, W. B. y B. L. Turner II (eds.)** (1994), *Changes in land use and land cover: a global perspective*, vol. 4, Cambridge University Press, Cambridge.
- Meyfroidt, P.** (2013), "Environmental cognitions, land change, and social-ecological feedbacks: An overview", *Journal of Land Use Science*, vol. 8, pp. 341-367.
- Meza, L. E.** (2009), "Mapuche struggles for land and the role of private protected areas in Chile", *Journal of Latin American Geography*, vol. 8, n° 1, pp. 149-163.
- MGAP (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca)** (2011), Censo General Agropecuario, Uruguay.
- Milchunas, D. T. y W. K. Lauenroth** (1995), "Inertia in Plant Community Structure: State Changes After Cessation of Nutrient-Enrichment Stress", *Ecological Applications*, vol. 5, n° 2, pp. 452-458.
- Millington, J. D., G. L. Perry y R. Romero-Calcerrada** (2007), "Regression techniques for examining land use/cover change: a case study of a Mediterranean landscape", *Ecosystems*, vol. 10, n° 4, pp. 562-578.
- Millot, J. C., D. Risso y R. Methol** (1987), "Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay", Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca y Comisión Honoraria del Plan Agropecuario.
- Modernel, P. et al.** (2016), "Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America", *Environmental Research Letters*, vol. 11, n° 11.

- Monfreda, C., N. Ramankutty y J. A. Foley** (2008), "Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000", *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 22, n° 1, pp. 1-19.
- Monteith, J.** (1972), "Solar Radiation and Productivity in Tropical Ecosystems", *Journal of Applied Ecology*, vol. 9, n° 3 pp. 747-766.
- Mooney, H. A. y P. R. Ehrlich** (1997), "Ecosystem services: a fragmentary history", en Daily, G. C. (ed.), *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington DC, pp. 11-19.
- Morello, J.** (1995), "Ecología y agricultura Sustentable en América Latina", en Solbrig, O., O. T. Halftter y J. Morello (eds.), *Development Styles and Biodiversity problems in Latin América*, Harvard University Press, Cambridge.
- Morello, J., W. Pengue y A. Rodríguez** (2005), "Etapas de uso de los recursos y desmantelamiento de la biota del Chaco", *Fronteras*, vol. 4, n° 4.
- Moreno, C. E.** (2001), *Métodos para Medir la Biodiversidad*, M & T Manuales y Tesis SEA, vol. 1, Zaragoza.
- Morton, D. C. et al.** (2006), "Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 103, n° 39, pp. 14637-14641.
- Mosier, A. R.** (1998), "Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle", *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 52, n° 2, pp. 225-248.
- Mosier, A. et al.** (1991), "Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands", *Nature*, vol. 350, n° 6316, pp. 330-332.
- Müller O. V.** (2014), "Regional Model Simulations of the 2008 Drought in Southern South America Using a Consistent Set of Land Surface Properties", *Journal of Climate*, vol. 27, n° 17, pp. 6754-6778.
- Müller, O. V., M. A. Lovino y E. H. Berbery** (2016), "Evaluation of WRF model forecasts and their use for hydroclimate monitoring over southern South America", *Weather and Forecasting*, vol. 31, n° 3, pp. 1001-1017.
- Müller, R.** (2011), "Spatiotemporal modeling of the expansion of mechanized agriculture in the Bolivian lowland forests", *Applied Geography*, vol. 31, n° 2, pp. 631-640.
- Müller, R. et al.** (2012), "Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: an analysis of spatial dynamics", *Regional Environmental Change*, vol. 12, n° 3, pp. 445-459.
- Mundia, C. N. y M. Aniya** (2005), "Analysis of land use/cover changes and urban expansion of Nairobi city using remote sensing and GIS", *International Journal of Remote Sensing*, vol. 26, n° 13, pp. 2831-2849.

- Murray, F.** (2018), “Interacción de controles humanos y ambientales sobre la ecología y socio-economía de sistemas productivos semiáridos del Chaco y Espinal” (Tesis de doctorado), Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina (en evaluación).
- Murray, F. et al.** (2016), “Productive performance of alternative land covers along aridity gradients: Ecological, agronomic and economic perspectives”, *Agricultural Systems*, vol. 149, pp. 20-29.
- Myers, N. y A. H. Knoll** (2001), “The biotic crisis and the future of evolution”, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 98, n° 10, pp. 5389-5392.
- Myneni, R. B., R. R. Nemani y S. W. Running** (1997), “Estimation of global leaf area index and absorbed par using radiative transfer models”, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 35, n° 6, pp. 1380-1393.
- Myneni, R. B. et al.** (1995), “The interpretation of spectral vegetation indexes”, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 33, n° 2, pp. 481-486.
- Myneni, R. B. et al.** (2002), “Global products of vegetation leaf area and fraction absorbed PAR from year one of MODIS data”, *Remote Sensing of Environment*, vol. 83, n° 1-2, pp. 214-231.
- Naef, F., S. Scherrer y M. Weiler** (2002), “A process based assessment of the potential to reduce flood runoff by land use change”, *Journal of Hydrology*, vol. 267, n° 1, pp. 74-79.
- Nagendra, H., D. K. Munroe y J. Southworth** (2004), “From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 101, n° 2, pp. 111-115.
- Nahuelhual, L. et al.** (2016a), “Mapping social values of ecosystem services: What is behind the map?”, *Ecology and Society*, vol. 21, n° 3, art. 24.
- Nahuelhual, L. et al.** (2016b), “Indicadores de Servicios Ecosistémicos. Una Revisión y Análisis de su Calidad”, Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile.
- Nahuelhual, L. et al.** (2015), “Mapping of ecosystem services: missing links among what, how and what for”, *Ecosystem Services*, vol. 13, pp. 162-172.
- Narayan, D.** (1999), “Bonds and Bridges, Social Capital and Poverty”, Washington, DC, The World Bank, Working Paper 2167.
- Narayan, D. y M. Woolcock** (2000), “Capital social; implicaciones para la teoría, la investigación y las políticas sobre desarrollo”, *World Bank Research Observer*, vol. 1, n° 2, pp. 225-249.

Bibliografía

- Nemani, R. y S. Running** (1997), "Land cover characterization using multitemporal red, near-IR, and thermal-IR data from NOAA/AVHRR", *Ecological Applications*, vol. 7, n° 1, pp. 79-90.
- Nepstad, D. C., C. M. Stickler y O. T. Almeida** (2006), "Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for conservation", *Conservation Biology*, vol. 20, n° 6, pp. 1595-1603.
- Nes, E. H. y M. Scheffer** (2005), "Implications of spatial heterogeneity for catastrophic regime shifts in ecosystems", *Ecology*, vol. 86, n° 7, pp. 1797-1807.
- Neuteleers, S. y B. Engelen** (2015), "Talking money: How market-based valuation can undermine environmental protection", *Ecological Economics*, vol. 117, C, pp. 253-260.
- Newbold, J.** (2004), "Balancing economic considerations and the rights of indigenous people. The Mapuche people of Chile", *Sustainable Development*, vol. 12, n° 3, pp. 175-182.
- Ngigi, S. N.** (2003), "What is the limit of up-scaling rainwater harvesting in a river basin?", *Physics and Chemistry of the Earth*, vol. 28, n° 20-27 pp. 943-956.
- NLWRA.** (2001), "Australian dryland salinity assessment 2000: extent, impacts, processes, monitoring and management options", National Land and Water Resources Audit, The Natural Heritage Trust, Commonwealth of Australia.
- North, D.** (1990), *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*, Cambridge University Press.
- 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*, vol. 11, n° 7, pp. 1101-1117.
- Nosetto, M. D. et al.** (2007), "The effects of tree establishment on water and salt dynamics in naturally salt-affected grasslands", *Oecologia*, vol. 152, n° 4, pp. 695-705.
- Nosetto, M. D. et al.** (2012), "The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 154, pp. 2-11.
- Nosetto, M. D. et al.** (2008), "Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient", *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 22, n° 2, pp. 1-12.

- Nosetto, M. D. et al.** (2015), "Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 206, pp. 60-70.
- Noss, R. F.** (1990), "Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach", *Conservation Biology*, vol. 4, n° 4, pp. 355-364.
- Nouwakpo, S. K. et al.** (2016), "A review of concentrated flow erosion processes on rangelands: Fundamental understanding and knowledge gaps", *International Soil and Water Conservation Research*, vol. 4, n° 2, pp. 75-86.
- Novelli, L. E., O. P. Caviglia y G. Piñeiro** (2017), "Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks", *Soil and Tillage Research*, vol. 165, pp. 128-136.
- Nyong, A., F. Adesina y B. O. Elasha** (2007), "The value of indigenous knowledge in climate change mitigation and adaptation strategies in the African Sahel", *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 12, n° 5, pp. 787-797.
- Obschatko, E. S., M. del P. Foti y M. E. Román** (2007), *Los pequeños productores en la República Argentina: importancia en la producción agropecuaria y en el empleo en base al censo nacional agropecuario 2002*, 2^{da} ed., Secretaría Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, Dirección de Desarrollo Agropecuario, PROINDER. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), Buenos Aires, Argentina.
- Odum, H. T.** (1983), *Systems Ecology: an introduction*, John Wiley & Sons, Inc., Nueva York.
- Odum, H. T.** (1996), *Environmental accounting: emergy and environmental decision making*, John Wiley & Sons, Inc., Nueva York.
- Oosterheld, M. y R. J. León** (1987), "The age of introduced pastures: its effect on primary production", *Turrialba*, vol. 37, n° 1, pp. 29-35.
- Oosterheld, M. y M. Semmartín** (2011), "Impact of grazing on species composition: Adding complexity to a generalized model", *Austral Ecology*, vol. 36, n° 8, pp. 881-890.
- Oosterheld, M., M. Oyarzabal y J. M. Paruelo** (2014), "Aplicación de la teledetección y los sistemas de información geográfica al estudio y seguimiento de los sistemas ganaderos", en: Paruelo, J. M., C. D. Di Bella y M. Milkovic (eds.), *Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica. Sus aplicaciones en Agronomía y Ciencias Ambientales*, Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires, pp. 283-301.

- Oesterheld, M., J. M. Paruelo y M. Oyarzabal** (2011), “Estimación de la productividad primaria neta aérea a partir de diferencias de biomasa y de integración de la radiación absorbida”, en Altesor, A. y J. M. Paruelo (eds.), *Pastizales naturales: Bases ecológicas para su manejo. Marcos conceptuales e investigaciones sobre la estructura y el funcionamiento de los pastizales naturales y de su aprovechamiento en sistemas ganaderos extensivos*, Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo, pp. 113-119.
- Oesterheld, M., O. E. Sala y S. J. McNaughton** (1992), “Effect of animal husbandry on herbivore-carrying capacity at a regional scale”, *Nature*, vol. 356, n° 6366, pp. 234-236.
- Ojima, D. S., K. A. Galvin y B. L. Turner** (1994), “The global impact of landuse change”, *Bioscience*, vol. 44, n° 5, pp. 300-304.
- Oliva, G. et al.** (2016), “A conceptual model for changes in floristic diversity under grazing in semi-arid Patagonia using the State and Transition framework”, *Journal of Arid Environments*, vol. 127, pp. 120-127.
- O’Neill, R. V.** (1997), “Monitoring environmental quality at the landscape scale”, *BioScience*, vol. 47, n° 8, pp. 513-519.
- O’Neill, R. V. et al.** (1986), *A hierarchical concept of ecosystems*, Princeton University Press, Nueva Jersey.
- O’Neill, R. V. et al.** (1988), “Indices of landscape pattern”, *Landscape Ecology*, vol. 1, n° 3, pp. 153-162.
- ONU, Framework Convention on Climate Change** (2014), “Report on the meeting on available tools for the use of indigenous and traditional knowledge and practices for adaptation, needs of local and indigenous communities and the application of gender-sensitive approaches and tools for adaptation”, Bonn, 23 pp. [en línea] dirección URL: <<http://unfccc.int/resource/docs/2014/sbsta/eng/inf11.pdf>>.
- Ortiz-Solorio, C. A. y M. C. Gutiérrez Castorena** (1999), “Evaluación taxonómica de sistemas locales de clasificación de tierras”, *Terra Latinoamericana*, vol. 17, n° 4, pp. 277-286.
- Ostrom, E.** (1990), *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge, University Press.
- Ostrom, E.** (2009), “A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems”, *Science*, vol. 325, n° 5939, pp. 419-422.
- Overmars, K. P., W. T. de Groot y M. G. Huigen** (2007), “Comparing inductive and deductive modeling of land use decisions: Principles, a model and an illustration from the Philippines”, *Human Ecology*, vol. 35, n° 4, pp. 439-452.

- Oweis, T. y A. Hachum** (2009), "Water Harvesting for Improved Rainfed Agriculture in the Dry Environments", en Wani, S. P. (ed.), *Rainfed Agriculture: Unlocking the Potential*, CAB International, Oxford / Cambridge.
- Oyarzabal M., M. Oosterheld y G. Grigera** (2011), "¿Cómo estimar la eficiencia en el uso de la radiación mediante sensores remotos y cosechas de biomasa?", en Altesor, A., W. Ayala y J. M. Paruelo (eds.), *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales*, Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo, pp. 121-133.
- Palm, C.** (2007), "Soils: A Contemporary Perspective", *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 32, n° 1, pp. 99-129.
- Palomo, I.** (2014), "Deliberative mapping of ecosystem services within and around Doñana National Park (sw Spain) in relation to land use change", *Regional Environmental Change*, vol. 14, n° 1, pp. 237-251.
- Palomo, I., et al.** (2018), "Practical solutions for bottlenecks in ecosystem services mapping", *One Ecosystem*, 3:e20713 [en línea], dirección URL: <<https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e20713>>.
- Pan, D. et al.** (1999), "Temporal (1958-1993) and spatial patterns of land use changes in Haut-Saint-Laurent (Quebec, Canada) and their relation to landscape physical attributes", *Landscape Ecology*, vol. 14, n° 1, pp. 35-52.
- Panario, D. H. y H. May** (1994), "Estudio comparativo de la sucesión ecológica de la flora pratense en dos sitios de la región basáltica, suelo superficial y suelo profundo, en condiciones de exclusión y pastoreo. Contribución de los estudios edafológicos al conocimiento de la vegetación en la República Oriental del Uruguay", MGAP, Dirección de Suelos y Aguas, Montevideo, Uruguay.
- Pandey, D. N., A. K. Gupta y D. M. Anderson** (2003), "Rainwater harvesting as an adaptation to climate change", *Current Science*, vol. 85, n° 1, pp. 46-59.
- Paolasso, P. et al.** (2012), "La pobreza en el nordeste argentino: cambios y persistencias durante la primera década del siglo xxi", en Maeder, E. J. A., M. A. Fantín y M. L. Salinas (eds.), *Estudios y contribuciones en homenaje a la doctora Norma Cristina Meichtry*, Editorial Con Texto, Resistencia, pp. 111-136.
- Paredes, C.** (2008), "Los yachachiq: una experiencia de desarrollo inclusivo y sostenible", *Leisa revista de agroecología*, vol. 24, n° 3, pp. 39-41.
- Parish, R. M. y J. L. Dillon** (1955), "Recent applications of the production function in farm management research", *Review of Marketing and Agricultural Economics*, vol. 23, n° 4, pp. 215-236.
- Parkin, T. B. A. y R. T. Venterea** (2010), "Sampling Protocols. Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements", en Follett, R. F. (ed.), *Sampling Protocols*, Chapter 3, pp. 1-39.

- Parton, W. J.** (1994), “A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management”, en Bryant, R. B. y R. W. Arnoldm (eds.), *Quantitative Modeling of Soil Forming Processes*, Soil Science Society of America, Madison, pp. 147-167.
- Parton W. J.** (1998). “DAYCENT and its land surface submodel: description and testing”, *Global and Planetary Change*, vol. 19, n° 1, pp. 35-48.
- Parton W. J.** (2001), “Generalized model for NO_x and N₂O emissions from soils”, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 106, n° D15, pp. 17403-17419.
- Parton, W. J. y P. E. Rasmussen** (1994), “Long-term effects of crop management in wheat-fallow. II CENTURY model simulations”, *Soil Science Society of America Journal*, vol. 58, n° 2, pp. 530-536.
- Parton, W. J. et al.** (1987), “Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands”, *Soil Science Society of America Journal*, vol. 51, pp. 1173-1179.
- Parton, W. J. et al.** (1989), “Simulating regional patterns of soil C, N, and P dynamics in the U.S. central grasslands region”, en Clarholm, M. y L. Bergstrom (eds.), *Ecology of Arable Lan-Perspectives and Challenges, Developments in Plant and Soil Sciences*, Kluwer Academic Publishers, vol. 39, pp. 99-108, Springer, Dordrecht.
- Parton, W. J. et al.** (1993), “Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide”, *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 7, n° 4, pp. 785-809.
- Paruelo, J. M.** (1997), “ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of the United States”, *Ecology*, vol. 78, n° 3, pp. 953-958.
- Paruelo, J. M.** (2008), “La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos”, *Ecosistemas*, vol. 17, n° 3, pp. 4-22.
- Paruelo, J. M.** (2011), “Valoración de Servicios Ecosistémicos y Planificación del Uso del Territorio ¿Es necesario hablar de dinero?”, capítulo 5, en Latterra, P., E.G. Jobbágy y J. M. Paruelo (eds.), *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, Ediciones INTA, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Argentina.
- Paruelo, J. M.** (2012), “Ecosystem services and tree plantations in Uruguay: A reply to Vihervaara et al.”, *Forest Policy and Economics*, vol. 22, pp. 85-88.
- Paruelo, J. M.** (2016), “El papel de la Ciencia en el proceso de Ordenamiento Territorial (y en otras cuestiones vinculadas con problemas ambientales)”, *Ecología Austral*, vol. 26, n° 1, pp. 51-58.

- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman y S. R. Verón** (2005), “Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo”, *Ciencia Hoy*, vol. 15, n° 87, pp. 14-23.
- Paruelo, J. M. y M. Vallejos** (2013), “Ecosystem services related to carbon dynamics: its evaluation using remote sensing techniques”, en Alcaraz-Segura, D., C. M. Di Bella y J. V. Straschnoy (eds.), *Earth observation of ecosystem services*, CRC Press Group, Boca Raton, pp. 17-32.
- Paruelo J. M. et al.** (1999), “Grassland Precipitation-Use Efficiency Varies Across a Resource Gradient”, *Ecosystems*, vol. 2, n° 1, pp. 64-68.
- Paruelo, J. M. et al.** (2000), “Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data”, *Applied Vegetation Science*, vol. 3, n° 2, pp. 189-195.
- Paruelo J. M. et al.** (2001a), “Land use impact on ecosystem functioning in eastern Colorado (USA)”, *Global Change Biology*, vol.7, n° 6, pp. 631-639.
- Paruelo, J. M. et al.** (2001b), “Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America”, *Ecosystems*, vol. 4, n° 7, pp. 693-698.
- Paruelo, J. M. et al.** (2006), “Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis”, *Agrociencia*, vol. 10, n° 2, pp. 47-61.
- Paruelo, J. M. et al.** (2010), “Carbon stocks and fluxes in rangelands of the Rio de la Plata basin”, *Rangeland Ecology and Management*, vol. 63, n° 1, pp. 94-108.
- Paruelo, J. M. et al.** (2011a), “El seguimiento del nivel de provisión de los servicios ecosistémicos”, en Laterra, P., E. G. Jobbágy y J. M. Paruelo (eds.), *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina, pp. 141-162.
- Paruelo, J. M. et al.** (2011b), “El Seguimiento de los recursos forrajeros mediante sensores remotos: bases y aplicaciones”, en Altesor, A. W. Ayala y J. M. Paruelo (eds.), *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales*, Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo, pp. 135-145.
- Paruelo, J. M. et al.** (2011c), “Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAC) en bosques subtropicales: El caso del este de Salta, Argentina”, *Ecología Austral*, vol. 21, n° 2, pp. 163-178.
- Paruelo J. M. et al.** (2014a), *Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica. Sus aplicaciones en Agronomía y Ciencias Ambientales*, Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires.

- Paruelo, J. M. et al.** (eds.) (2014b), *Ordenamiento Territorial Rural: Conceptos, métodos y experiencias*, FAO, MAGYP y FAUBA [en línea], dirección URL: <<http://www.fao.org/3/a-i4195s.pdf>>.
- Paruelo, J. M. et al.** (2014c), “Un plan operativo para incorporar los servicios ecosistémicos en el proceso de ordenamiento territorial”, capítulo 10, en Paruelo, J. M., E et al. (eds.), *Ordenamiento Territorial Rural. Conceptos, métodos y experiencias*, FAO-MINAGRI-FAUBA, pp. 159-72 [en línea], dirección URL: <<http://www.fao.org/3/a-i4195s.pdf>>.
- Paruelo, J. M. et al.** (2016), “An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data”, *Ecological Indicators*, vol. 71, pp. 145-154.
- Pascual, U. et al.** (2017), “Valuing nature’s contributions to people: The IPBES approach”, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 26-27, pp. 7-16.
- Peluso, N. L. y C. Lund** (2011), “New frontiers of land control: Introduction”, *Journal of Peasant Studies*, vol. 38, n° 4, pp. 667-681.
- Pengue, W. A.** (2005), “Transgenic Crops in Argentina: The Ecological and Social Debt”, *Bulletin of Science, Technology & Society*, vol. 25, n° 4, pp. 314-322.
- Pérez-Sánchez, J. M. y J. I. Juan-Pérez** (2013), “Caracterización y análisis de los sistemas de terrazas agrícolas en el Valle de Toluca, México”, *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, vol. 10, n° 4, pp. 397-418.
- Petit, C., T. Scudder y E. Lambin** (2001), “Quantifying processes of land-cover change by remote sensing: resettlement and rapid land-cover changes in south-eastern Zambia”, *International Journal of Remote Sensing*, vol. 22, n° 17, pp. 3435-3456.
- Pezzani, F., S. Baeza y J. M. Paruelo** (2011), *Efecto de los arbustos sobre el estrato herbáceo de pastizales*, en Altesor, A., W. Ayala y J. M. Paruelo (eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales*, Serie FPTA, n° 26, Montevideo, Uruguay, pp. 195-208.
- Pickett, S. T. A. et al.** (1989), “The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels”, *Oikos*, vol. 54, n° 2, pp. 129-136.
- Pickett, S. T., J. Wu y M. L. Cadenasso** (1999), “Patch dynamics and the ecology of disturbed ground: a framework for synthesis”, en Walker, L. R. (ed.), *Ecosystems of Disturbed Ground*, Elsevier, Amsterdam, pp. 707-722.
- Pierce, S. et al.** (2005), “Systematic conservation assessment products for land-use planning: Interpretation for implementation”, *Biological Conservation*, vol. 125, n° 4, pp. 441-458.

- Pijanowski, B. C. et al.** (2002), "Using neural networks and GIS to forecast land use changes: a land transformation model", *Computers, Environment and Urban Systems*, vol. 26, n° 6, pp. 553-575.
- Pimm, S. L. et al.** (1995), "The future of biodiversity", *Science*, vol. 269, n° 5222, pp. 347-350.
- Piñeiro, G.** (2011), "Impactos de la ganadería sobre la dinámica del C y N en los pastizales del Río de la Plata", en Altesor, A., W. Ayala y J. M. Paruelo (eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales*, Serie FPTA n° 26, INIA, pp.79-96.
- Piñeiro, G., M. Oesterheld y J. M. Paruelo** (2006), "Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing", *Ecosystems*, vol. 9, n° 3, pp. 357-373.
- Piñeiro, G. et al.** (2010), "Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen", *Rangeland Ecology & Management*, vol. 63, n° 1, pp. 109-119.
- Piquer-Rodríguez, M. et al.** (2015), "Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco", *Landscape Ecology*, vol. 30, n° 5, pp. 817-833.
- Platero, H. et al.** (2001), "Caracterización de la producción de mejoramientos extensivos con Lotus Rincón en campos de Basalto", en SUL (ed.), *Utilización y Manejo de mejoramientos extensivos con ovinos*, Montevideo, Uruguay, pp. 42-56.
- Plieninger, T. et al.** (2013), "Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level", *Land Use Policy*, vol. 33, pp. 118-129.
- Ploton, P. et al.** (2012), "Assessing aboveground tropical forest biomass using Google Earth canopy images", *Ecological Applications*, vol. 22, n° 3, pp. 993-1003.
- PNUD (Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo)** (2000), *Desarrollo Humano en Chile. Más sociedad para gobernar el futuro*, Santiago de Chile, PNUD.
- Poggio, S. L., E. J. Chaneton y C. M. Ghersa** (2010), "Landscape complexity differentially affects alpha, beta, and gamma diversities of plants occurring in fencerows and crop fields", *Biological Conservation*, vol. 143, n° 11, pp. 2477-2486.
- Polasky, S. et al.** (2008), "Where to put things? Spatial land management to sustain biodiversity and economic returns", *Biological Conservation*, vol. 141, n° 6, pp. 1505-1524.

- Pontius, R. G., J. D. Cornell y C. A. Hall** (2001), “Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2: application and validation for Costa Rica”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 85, n° 1, pp. 191-203.
- Pontius, R. G., E. Shusas y M. McEachern** (2004), “Detecting important categorical land changes while accounting for persistence”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 101, n° 2, pp. 251-268.
- Poppenborg, P. y T. Koellner** (2013), “Do attitudes toward ecosystem services determine agricultural land use practices? An analysis of farmers’ decision-making in a South Korean watershed”, *Land Use Policy*, vol. 31, pp. 422-429.
- Portes, A.** (1998), “Social capital: its origins and applications in modern sociology”, *Annual Review of Sociology*, vol. 24, n° 1, pp. 1-24.
- Posner, S. M., E. McKenzie y T. H. Ricketts** (2016), “Policy impacts of ecosystem services knowledge”, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, n° 7, pp.1760-1765 [en línea], dirección URL: <<https://doi.org/10.1073/pnas.1502452113>>.
- Potter, D. U. y P. L. Ford** (2004), “Grassland Sustainability”, en Finch, D. M. (ed.), *Assessment of grassland ecosystem conditions in the southwestern United States*, USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, pp. 130-141.
- Poudevigne, I. y D. Alard** (1997), “Landscape and agricultural patterns in rural areas: a case study in the Brionne Basin, Normandy, France”, *Journal of Environmental Management*, vol. 50, n° 4, pp. 335-349.
- Powelson, D. S. et al.** (2011), “Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services”, *Food Policy*, vol. 36, Suplemento 1, pp. 72-87.
- Pressey, R. L.** (1996), “How well protected are the forests of north-eastern New South Wales?—Analyses of forest environments in relation to formal protection measures, land tenure, and vulnerability to clearing”, *Forest Ecology and Management*, vol. 85, n° 1, pp. 311-333.
- Prince, S. D.** (1991a), “Satellite remote sensing of primary production: comparison of results for Sahelian grasslands 1981-1988”, *International Journal of Remote Sensing*, vol. 12, n° 6, pp. 1301-1311.
- Prince, S. D.** (1991b), “A model of regional primary production for use with coarse resolution satellite data”, *International Journal of Remote Sensing*, vol. 12, n° 6, pp. 1313-1330.
- Prince, S. D. et al.** (2001), “Net primary production of us Midwest croplands from agricultural harvest yield data”, *Ecological Applications*, vol. 11, n° 4, pp. 1194-1205.

- Prudkin, N.** (1986), "Expansión de la frontera agropecuaria y cambios ecológicos en el sudeste salteño. Argentina. Documento de trabajo Anexo 1 del CENEP, CIID y PISPAL, en Prudkin, N. (1994), *Base Ecológica para el manejo integrado de Recursos Naturales*, Publicaciones de la Maestría GADU. CIAM/FAUD/UNMDP, Mar del Plata, pp. 67-89.
- Pucheta, E.** (1997), "Modelo de estados y transiciones para los pastizales de altura de las sierras de Córdoba, Argentina", *Ecotrópicos*, vol. 10, n° 2, pp. 151-160.
- Pulido, J. y G. Bocco** (2003), "The traditional farming system of a Mexican indigenous community", *Geoderma*, vol. 111, n° 3-4, pp. 249-265.
- Putnam, R.** (1993), "The Prosperous Community: Social Capital and Public Life", *American Prospect*, vol. 4, n° 13, pp. 35-42.
- Putnam, R., R. Leonardo y R. Y. Manetti** (1993), *Making democracy work: civic traditions in Modern Italy*, Princeton University Press.
- Raju, N. J., T. V. K. Reddy y P. Munirathnam** (2006), "Subsurface dams to harvest rainwater-A case study of the Swarnamukhi River basin, Southern India", *Hydrogeology Journal*, vol. 14, n° 4, pp. 526-531.
- Ralph C. et al.** (1996), "Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. General Technical Reports, PSW-GTR 159", Albany, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, us Department of Agriculture.
- Ramankutty, N. y J. A. Foley** (1999), "Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992", *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 13, n° 4, pp. 997-1027.
- Ramankutty, N. et al.** (2008), "Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000", *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 22, pp. 1-19.
- Ramírez Plascencia, J.** (2005), "Tres visiones sobre capital social: Bourdieu, Coleman y Putnam", *Acta republicana: política y sociedad*, vol. 4, n° 4, pp. 21-36.
- Ravishankara, A. R., J. S. Daniel y R. W. Portmann** (2009), "Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century", *Science*, vol. 326, n° 5949, pp. 123-125.
- Raymond, C. M., G. Brown y D. Weber** (2010), "The measurement of place attachment: Personal, community, and environmental connections", *Journal of Environmental Psychology*, vol. 30, n° 4, pp. 422-434.
- Raymond, C. M. et al.** (2009), "Mapping community values for natural capital and ecosystem services", *Ecological Economics*, vol. 68, n° 5, pp. 1301-1315.

- Reboratti, C.** (1989), “La frontera agraria en el umbral al Chaco: Desarrollo, balance y perspectivas”, Instituto de Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Reboratti, C.** (2006), “La Argentina rural entre la modernización y la exclusión”, en Geraiges de Lemos, A. I., M. Arroyo y M. L. Silveira (eds.), *América Latina: Cidade, campo e turismo*, CLACSO, Universidad de San Pablo, Brasil, pp. 175-187.
- REDAF (Red Agroforestal Chaco Argentina)** (2012), “Conflictos sobre tenencia de tierra y ambientales en la región del Chaco argentino. 3° Informe, Datos relevados hasta agosto 2011” [en línea], dirección URL: <<http://redaf.org.ar/wp-content/uploads/2012/12/3%C2%BA-Informe-Conflictos-Tierra-y-Ambiente.pdf>>.
- REDAF (Red Agroforestal Chaco Argentina)** (2013), “Monitoreo de Deforestación en los Bosques Nativos de la Región Chaqueña Argentina. Informe n° 1 Bosque Nativo en Salta: Ley de Bosques, análisis de deforestación y situación del Bosque chaqueño en la provincia” [en línea], dirección URL: <http://redaf.org.ar/wp-content/uploads/2013/08/redaf_informe_deforestacion_1_salta_dic2012.pdf>
- Redman, C. L.** (1999), *Human Impact on Ancient Environments*, University of Arizona Press, Tucson.
- Redo, D., A. C. Millington y D. Hindery** (2011), “Deforestation dynamics and policy changes in Bolivia’s post-neoliberal era”, *Land Use Policy*, vol. 28, n° 1, pp. 227-241.
- Reed, M. S. et al.** (2009), “Who’s in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management”, *Journal of Environmental Management*, vol. 90, n° 5, pp. 1933-1949.
- Renard, K. G.** (1991), “RUSLE: Revised universal soil loss equation”, *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 46, n° 1, pp. 30-33.
- Reussi Calvo, N. I. et al.** (2014), “Nitrógeno incubado en anaerobiosis y carbono orgánico en suelos agrícolas de Buenos Aires”, *Ciencia del Suelo*, 32, pp. 189-196.
- Riedlinger, D. y F. Berkes** (2001), “Contribution of traditional knowledge to understanding climate change in the Canadian Arctic”, *Polar Record*, vol. 37, n° 203, pp. 315-328.
- Riella, A. y P. Mascheroni** (2015), *Asalariados Rurales en América Latina*, CLACSO, Departamento de Sociología, Facultad de Ciencias Sociales, Universidad de la República, Uruguay.
- Riitters, K. H. et al.** (1995), “A factor analysis of landscape pattern and structure metrics”, *Landscape Ecology*, vol. 10, n° 1, pp. 23-39.
- Rochette, P. y N. S. Eriksen-Hamel** (2008), “Chamber Measurements of Soil Nitrous Oxide Flux: Are Absolute Values Reliable?”, *Soil Science Society of America Journal*, vol. 72, n° 2, pp. 331-342.

- Rodríguez, C. et al.** (2003), "Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay", *Journal of Vegetation Science*, vol. 14, n° 3, pp. 433-440.
- Rodríguez-Iturbe, I.** (2000), "Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics", *Water Resources Research*, vol. 36, n° 1, pp. 3-9.
- Rodríguez Mir, J.** (2007), "Estrategias políticas de los pueblos indígenas en el contexto de la globalización. El caso de Argentina", en Calavia, Ó., J. C. Gimeno y M. E. Rodríguez (eds.), *Neoliberalismo, ONGS y pueblos indígenas en América Latina*, SEPHA, Madrid, pp. 153-175.
- Rojas Rabiela, T.** (2013), "Técnicas, métodos y estrategias agrícolas", *Arqueología Mexicana*, vol. 21, n° 120, pp. 48-53.
- Rojstaczer, S., S. M. Sterling y N. J. Moore** (2001), "Human appropriation of photosynthesis products", *Science*, vol. 294, pp. 2549-2552.
- Rosengurtt, B.** (1943), *Estudio sobre praderas naturales del Uruguay. Tercera contribución*, Barreiro y Ramos, Montevideo.
- Rosengurtt, B.** (1946), *Estudio sobre praderas naturales del Uruguay. Quinta contribución*, Rosgal, Montevideo.
- Rossado, A.** (2011), "Efecto del arbusto *Eupatorium buniifolium* sobre la composición florística del estrato herbáceo en un pastizal natural" (Tesis de grado), Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay.
- Rossi, V.** (2007), "Los proyectos de extensión universitaria y la construcción de Capital Social en la Zona Guichón" (Tesis de Maestría Ciencias Agrarias), Montevideo, Departamento de Publicaciones, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay [en línea], dirección URL: <<http://biblioteca.fagro.edu.uy/iah/tesisposgrado/textostesis/2007/0011ros.pdf>>.
- Rossi, V. y V. Filardo** (2014), "Seminario sobre Mapeo de Actores", Proyecto BEST-P, Facultad de Ciencias Sociales, Montevideo, Uruguay [en línea], dirección URL: <http://bestp.agro.uba.ar/wp-content/uploads/2014/09/Seminario_Mapa_de_actores_16-7-2014.pdf> [fecha de acceso: junio de 2017].
- Rossi, V., V. Gravina y P. de Hegedüs** (2008), "Aplicación de la metodología Q como herramienta para evaluar capital social en proyectos de extensión universitaria", *Agrociencia*, vol. 12, n° 1, pp. 80-89.
- Rowntree, B.** (1901), *Poverty: A study of Town Life*, Macmillan, Londres.
- Roy Chowdhury, R. y B. L. Turner** (2006), "Reconciling agency and structure in empirical analysis: smallholder land use in the southern Yucatán, Mexico", *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 96, n° 2, pp. 302-322.

Bibliografía

- Rudel, T. K.** (2005), *Tropical forests: regional paths of destruction and regeneration in the late 20th Century*, Columbia University Press, Nueva York.
- Rueda, C. V. et al.** (2013), “Apropiación humana de la producción primaria en el Chaco Seco”, *Ecología Austral*, vol. 23, n° 1, pp. 44-54.
- Ruhl, J. B., S. E. Kraft y C. L. Lant** (2007), *The law and policy of ecosystem services*. Island Press, Washington DC.
- Rulli, M. C., A. Saviori y P. D’Odorico** (2013), “Global land and water grabbing”, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, n°3, pp. 892-897.
- Rumpff, L. et al.** (2011), “State-and-transition modelling for Adaptive Management of native woodlands”, *Biological Conservation*, vol. 144, n° 4, pp. 1244-1235.
- Running, S. W.** (2000), “Why the Earth Observing System matters to all of us”, *The Earth Observer*, vol. 12, n° 1, pp. 9-10.
- Running, S. W. et al.** (2000), “Global terrestrial gross and net primary productivity from the Earth Observing System”, en Sala, O. E. et al. (eds.), *Methods in ecosystem science*, Springer-Verlag, Inc., Nueva York, pp. 44-57.
- Rusch, G. M. y M. Oesterheld** (1997), “Relationship between productivity, and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grassland”, *Oikos*, vol. 78, n° 3, pp. 519-526.
- Sagarin, R. y A. Pauchard** (2010), “Observational approaches in ecology open new ground in a changing world”, *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 8, pp. 7, pp. 379-386.
- Sagarin, R. y A. Pauchard** (2012), *Observation and ecology: broadening the scope of science to understand a complex world*, Island Press, Washington DC.
- Sala, O. E. y A. T. Austin** (2000), “Methods of estimating aboveground net primary productivity”, en Sala, O. E. et al. (eds.), *Methods in Ecosystem Science*. Springer, Nueva York, pp. 31-43.
- Sala, O. y J. M. Paruelo** (1997), “Ecosystem services in grasslands”, en Daiky, G. C. (ed.), *Nature’s Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington, pp. 237-252.
- Sala, O. E. et al.** (1986), “Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina”, *Vegetatio*, vol. 67, n° 1, pp. 27-32.
- Sala, O. E. et al.** (1988), “Primary production of the central grassland region of the United States”, *Ecology*, vol. 69, n° 1, pp. 40-45.
- Sala, O. E. et al.** (2000), “Global biodiversity scenarios for the year 2100”, *Science*, vol. 287, n° 5459, pp. 1770-1774.

- Sampson, A. W.** (1917), *Important range plants: their life history and forage value*, Department of Agriculture, USA.
- Sanderson, E. W. et al.** (2002), "The human footprint and the last of the wild", *BioScience*, vol. 52, n° 10, pp. 891-904.
- Sandor, J. A. y N. S. Eash** (1995), "Ancient Agricultural Soils in the Andes of Southern Peru", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 59, n° 1, pp. 170-179.
- Santoni, C. S., E. G. Jobbágy y S. Contreras** (2010), "Vadose zone transport in dry forests of central Argentina: role of land use", *Water Resources Research*, vol. 46, n° 10, pp. 1-12.
- Sapanov, M. K.** (2000), "Water uptake by trees on different soils in the Northern Caspian region", *Pochvovedenie*, n° 11, pp. 1318-1327.
- Sarli Canedo, V. P.** (2004), "Impacto del cambio en el uso del suelo sobre el funcionamiento ecosistémico: Departamentos de Paysandú y Río Negro, Uruguay" (Tesis Maestría en Ciencias Ambientales), Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay, n° 631.4 SAR.
- Satragno, V.** (2004), "Variación de la productividad primaria de pasturas en relación con la edad y el suelo. Trabajo de intensificación" (Tesis de grado), Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs y C. R. Margules** (1991), "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review", *Conservation Biology*, vol. 5, n° 1, pp. 18-32.
- Saura, S.** (2002), "Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition", *International Journal of Remote Sensing*, vol. 23, n° 22, pp. 4853-4880.
- Saxton, K. E. y W. J. Rawls** (2006), "Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 70, n° 5, pp. 1569-1578.
- SAYDS, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación** (2007), "Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos: Informe Nacional", Buenos Aires, Argentina.
- Scanlon, B. R. y R. S. Goldsmith** (1997), "Field study of spatial variability in unsaturated flow beneath and adjacent to playas", *Water Resources Research*, vol. 33, n° 10, pp. 2239-2252.
- Scanlon, B. R. et al.** (2005), "Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern us", *Global Change Biology*, vol. 11, n° 10, pp. 1577-1593.
- Scanlon, B. R. et al.** (2006), "Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions", *Hydrological Processes*, vol. 20, n° 15, pp. 3335-3370 doi:10.1002/hyp.6335.

Bibliografía

- Scheffer, M.** (2001), "Catastrophic shifts in ecosystems", *Nature*, vol. 413, n° 6856, pp. 591-596.
- Scheffer, M., W. Brock y F. Westley** (2000), "Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: an interdisciplinary theoretical analysis", *Ecosystems*, vol. 3, n° 5, pp. 451-471.
- Schimel, D. et al.** (2000), "Contribution of increasing CO₂ and climate to carbon storage by ecosystems in the United States", *Science*, vol. 287, n° 5460, pp. 2004-2006.
- Schindler, D. W.** (1998), "Whole-ecosystem experiments: replication versus realism: the need for ecosystem-scale experiments", *Ecosystems*, vol. 1, n° 4, pp. 323-334.
- Schmidt, M. A.** (2012), "Situación de la tierra en la provincia de Salta. Una aproximación al contexto previo al Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos", Centro de Estudios de la Argentina Rural, Universidad Nacional de Quilmes, n° 1, vol. 3, pp. 75-103.
- Schmidt, M. A.** (2014), "(Des)ordenamientos territoriales salteños. Una aproximación al contexto previo al Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos en la provincia de Salta. Argentina", *Mundo Agrario*, vol. 15, n° 28, pp. 1-26.
- Schneider, L. C. y R. G. Pontius Jr.** (2001), "Modeling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts usa", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 85, n° 1-3, pp. 83-94.
- Schneiders, A. et al.** (2012), "Biodiversity and ecosystem services: Complementary approaches for ecosystem management?", *Ecological Indicators*, vol. 21, pp. 123-133.
- Schofield, N. J.** (1992), "Tree planting for dryland salinity control in Australia", en Prinsley, R. S. (ed.), *The Role of Trees in Sustainable Agriculture*, Springer, Netherlands, pp. 1-23.
- Schuller, T., S. Baron y J. Field** (2000), "Social Capital: a Review and Critique", en Baron, S., J. Field, y T. Schuller (eds.), *Social Capital-Critical Perspectives*, Oxford University Press, Oxford.
- Schultz, P. W.** (2001), "The structure of environmental concern: Concern for self, other people, and the biosphere", *Journal of Environmental Psychology*, vol. 21, n° 4, pp. 327-339.
- Schultz, P. W. y L. Zelezny** (1999), "Values as predictors of environmental attitudes: Evidence for consistency across 14 countries", *Journal of Environmental Psychology*, vol. 19, n° 3, pp. 255-265.
- Schwartz, S. H.** (1977), "Normative Influences on Altruism", *Advances in Experimental Social Psychology*, vol. 10, pp. 221-279.

- Scurlock, J. M. O., K. Johnson y R. J. Olson** (2002), "Estimating net primary productivity from grassland biomass dynamics measurements", *Global Change Biology*, 8, pp. 736-753.
- Seghezzo, L. et al.** (2011), "Native Forests and Agriculture in Salta (Argentina) Conflicting Visions of *Development*", *Journal of Environment & Development*, vol. 20, n° 3, pp. 251-277.
- Sellers, P. J. et al.** (1992), "Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration Scheme", *Remote Sensing of Environment*, vol. 42, n° 3, pp. 187-216.
- Sellers, P. J. et al.** (1997), "Modeling the exchanges of energy, water and carbon between continents and the atmosphere", *Science*, vol. 275, n° 5299, pp. 502-509.
- Sen, A.** (1992), "Sobre conceptos y medidas de pobreza", *Comercio Exterior*, vol. 42, n° 4, pp. 310-322.
- Serneels, S. y E. F. Lambin** (2001), "Proximate causes of land use change in Narok district Kenya: a spatial statistical model", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 85, n° 1-3, pp. 65-81.
- Sharpe, D. M. et al.** (1987), "Vegetation dynamics in a southern Wisconsin agricultural landscape", en Turner, M. C. (ed.), *Landscape heterogeneity and disturbance*, Springer, Nueva York, pp. 137-155.
- Sherrouse, B. C., J. M. Clement y D. J. Semmens** (2011), "A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services", *Applied Geography*, vol. 31, n° 2, pp. 748-760.
- Sherrouse, B. C., D. J. Semmens y J. M. Clement** (2014), "An application of Social Values for Ecosystem Services (SOLVES) to three national forests in Colorado and Wyoming", *Ecological Indicators*, vol. 36, pp. 68-79.
- SIIA (Sistema Integrado de Información Agropecuaria)** (2013), Estadísticas Agrícolas. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Presidencia de la Nación, Argentina [en línea], dirección URL: <http://www.siia.gov.ar/_apps/siia/buscador/mostrar.php>.
- SIIA (Sistema Integrado de Información Agropecuaria)** (2014), Estadísticas Agrícolas. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Presidencia de la Nación, Argentina [en línea], dirección URL: <http://www.siia.gov.ar/_apps/siia/buscador/mostrar.php>.
- Sili, M.** (2005), *La Argentina rural: de la crisis de la modernización agraria a la construcción de un nuevo paradigma de desarrollo de los territorios rurales*. Ediciones INTA, Buenos Aires.

- Sili, M. y L. Soumoulou** (2011), *La problemática de la tierra en Argentina. Conflictos y dinámicas de uso, tenencia y concentración*, FIDA-Cooperación Italiana- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de Argentina.
- Silvertown, J.** (2015), “Have ecosystem services been oversold?”, *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 30, n° 11, pp. 641-648.
- Slutzky, D.** (2005), “Los conflictos por la tierra en el área de expansión agropecuaria del NOA con especial referencia a la situación de los pequeños productores y a los pueblos originarios”, *Revista Interdisciplinaria de Estudios Agrarios*, n° 23, pp. 59-100.
- Smith, F. P. et al.** (2012), “Biodiversity and agriculture: Production frontiers as a framework for exploring trade-offs and evaluating policy”, *Environmental Science and Policy*, vol. 23, pp. 85-94.
- Snyder, F. W. y G. E. Carlso** (1984), “Selecting for partitioning of photosynthetic products in crops”, *Advances in Agronomy*, vol. 37, pp. 47-72.
- Soille, P. y P. Vogt** (2009), “Morphological segmentation of binary patterns”, *Pattern Recognition Letters*, vol. 30, n° 4, pp. 456-459.
- Solbrig, O. T. y E. Viglizzo** (2000), *Sustainable Farming in the Argentine Pampas: History, Society, Economy, and Ecology*, David Rockefeller Center for Latin American Studies.
- Soriano, A.** (1991), “Rio de la Plata Grasslands”, en Copeland, R.T. (ed.), *Ecosystems of the World. Natural Grasslands, Introduction and Western Hemisphere*, Elsevier, Nueva York, pp. 367-407.
- Soriano, A. y J. M. Paruelo** (1990), “El manejo de campos de pastoreo en Patagonia: Aplicación de principios ecológicos”, *Ciencia Hoy*, vol. 2, pp. 44-53.
- Soriano, A. et al.** (1991), “Rio de la Plata grasslands”, en Coupland, R. (ed.), *Natural grasslands: introduction and western hemisphere*, Elsevier, Amsterdam, pp. 367-407.
- Sotomayor, D. y C. W. Rice** (1996), “Denitrification in soil profiles beneath grasslands and cultivated soils”, *Soil Science Society of America Journal*, vol. 60, pp. 1822-1828.
- Spores, R.** (1969), “Settlement, farming technology, and environment in the Nochixtlan Valley”, *Science*, vol. 166, n° 3905, pp. 557-569.
- Srinivasan, V. et al.** (2012), “The nature and causes of the global water crisis: Syndromes from a meta-analysis of coupled human-water studies”, *Water Resources Research*, vol. 48, n° 10, doi:10.1029/2011WRO11087.
- Steffen, W. A et al.** (2011), “The Anthropocene: From global change to planetary stewardship”, *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, vol. 40, n° 7, pp. 739-761.

- Steg, L. y C. Vlek** (2009), "Encouraging pro-environmental behaviour: An integrative review and research agenda", *Journal of Environmental Psychology*, vol. 29, n° 3, pp. 309-317.
- Steininger, M. K. et al.** (2001), "Tropical deforestation in the Bolivian Amazon", *Environmental Conservation*, vol. 28, n° 2, pp. 127-134.
- St John, F. A., G. Edwards-Jones y J. P. Jones** (2010), "Conservation and human behaviour: lessons from social psychology", *Wildlife Research*, vol. 37, n° 8, pp. 658-667.
- Stocks, A.** (2005), "Too much for too few: problems of indigenous land rights in Latin America", *Annual Review of Anthropology*, vol. 34, pp. 85-104.
- Stringham, T. K., W. C. Krueger y P. L. Shaver** (2003), "State and transition modeling: an ecological process approach", *Journal of Range Management*, vol. 56, n° 2, pp. 106-113.
- Stryker, S. y R. T. Serpe** (1994), "Identity salience and psychological centrality: Equivalent, overlapping, or complementary concepts?", *Social Psychology Quarterly*, vol. 57, n° 1, pp. 16-35.
- Subsecretaría de Planificación Territorial de la Inversión Pública** (2004), "Argentina 2016-Política y Estrategia Nacional de Desarrollo y Ordenamiento Territorial. Construyendo una Argentina equilibrada, integrada, sustentable y socialmente justa", Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios.
- Swift, M. J., A. M. Izac y M. van Noordwijk** (2004), "Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions?", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 104, n° 1, pp. 113-134.
- Syakila, A. y C. Kroeze** (2011), "The global nitrous oxide budget revisited", *Greenhouse Gas Measurement and Management*, vol. 1, n° 1, pp. 17-26.
- Tabachnick, B. G. y L. S. Fidell** (1996), *Using Multivariate Statistics*, Harper Collins, Nueva York.
- Tadeo, N.** (2010), "Los espacios rurales en la Argentina actual: nuevos enfoques y perspectivas de análisis desde la geografía rural", *Mundo Agrario*, vol. 10, n° 20, pp. 1-14.
- Tafteh, A. et al.** (2013), "Evaluation and improvement of crop production functions for simulation winter wheat yields with two types of yield response factors", *Journal of Agricultural Science*, vol. 5, n° 3, pp. 111-122.
- Takada, T., A. Miyamoto y S. F. Hasegawa** (2010), "Derivation of a yearly transition probability matrix for land-use dynamics and its applications", *Landscape Ecology*, vol. 25, n° 4, pp. 561-572.

- Tallis, H. T. et al.** (2008), *INVEST 1.0 Beta User's Guide. The Natural Capital Project*, Woods Institute for the Environment, Stanford University.
- Tapella, E.** (2007), "El mapeo de Actores Claves", Documento de trabajo del Proyecto: Efectos de la biodiversidad funcional sobre procesos ecosistémicos, servicios ecosistémicos y sustentabilidad en las Américas: un abordaje interdisciplinario, Universidad Nacional de Córdoba, Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) [en línea], dirección URL: <<https://planificacionsocialunsj.files.wordpress.com/2011/09/quc3a9-es-el-mapeo-de-actores-tapella1.pdf>> [fecha de consulta: junio de 2017].
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity)** (2010), *Mainstreaming the economics of nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*, Progress Press, Suiza.
- Tewksbury, J. J. et al.** (2002), "Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 99, n° 20, pp. 12923-12926.
- Theobald, D. M. y N. T. Hobbs** (1998), "Forecasting rural land-use change: a comparison of regression-and spatial transition-based models", *Geographical and Environmental Modelling*, vol. 2, n° 1, pp. 65-82.
- Tilman, D. y C. Lehman** (2001), "Human-caused environmental change: impacts on plant diversity and evolution", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 98, n° 10, pp. 5433-5440.
- Tilman, D. et al.** (2001), "Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change", *Science*, vol. 292, n° 5515, pp. 281-284.
- Tischendorf, L.** (2001), "Can landscape indices predict ecological processes consistently?", *Landscape Ecology*, vol. 16, n° 3, pp. 235-254.
- Thomson, J. D. et al.** (1996), "Untangling multiple factors in spatial distributions: Lilies, gophers, and rocks", *Ecology*, vol. 77, n° 6, pp. 1698-1715.
- Thornton, P. E. y S. W. Running** (1999), "An improved algorithm for estimating incident daily solar radiation from measurements of temperature, humidity, and precipitation", *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 93, n° 4, pp. 211-228.
- Townsend, P.** (1979), *Poverty in the United Kingdom. A survey of household resources and standards of living*, Allen Lane and Penguin Books, Londres.
- Townshend, J. R. G. et al.** (1991), "Global land cover classification by remote sensing: present capabilities and future possibilities", *Remote Sensing of Environment*, vol. 35, n° 2-3, pp. 243-255.
- Treacy, J. M.** (1989), "Agricultural Terraces in Peru's Colca Valley: Promises and Problems of an Ancient Technology", en Browder, J. (ed.), *Fragile Lands of Latin America: Strategies for Sustainable Development*, Westview Press, Boulder, pp. 209-229.

- Trinco, F. D.** (2015), "Impacto de la expansión agrícola sobre la ganadería de cría de la provincia de Buenos Aires: un estudio de caso en el partido de Tapalqué" (Tesis de licenciatura), Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Tso, B. y P. Mather** (2003), *Classification Methods for Remotely Sensed Data*, CRC Press, Boca Raton.
- Tucker, C. J., J. R. Towshend y T. E. Goff** (1985), "African land-cover classification using satellite data", *Science*, vol. 227, n° 4685, pp. 369-375.
- Turner, M. G.** (2006), "Landscape Ecology: What Is the State of the Science?", *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, n° 36, pp. 319-344.
- Turner, R. K. y G. C. Daily** (2008), "The ecosystem services framework and natural capital conservation", *Environmental and Resource Economics*, vol. 39, n° 1, pp. 25-35.
- Turner, M. G., R. H. Gardner y R. V. O'Neill** (2001), *Landscape Ecology in Theory and Practice*, Springer-Verlag, Nueva York.
- Turner, B. L., G. Hyden y R.W. Kates** (1993), "Population growth and agricultural change in Africa", University Press of Florida, Gainesville.
- Turner, B. L. et al.** (2003), "A framework for vulnerability analysis in sustainability science", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 100, n° 14, pp. 8074-8079.
- Turner, D. P. et al.** (2003), "A cross-biome comparison of daily use efficiency for gross primary production", *Global Change Biology*, vol. 9, n° 3, pp. 383-395.
- UNEP (United Nations Environment Programme)** (2009), "Rainwater harvesting: a lifeline for human well-being", United Nations Environment Programme, [en línea], dirección URL: <<https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/7762>>.
- Ungaro, F., I. Zasada y A. Piorr** (2014), "Mapping landscape services, spatial synergies and trade-offs. A case study using variogram models and geostatistical simulations in an agrarian landscape in North-East Germany", *Ecological Indicators*, vol. 46, pp. 367-378.
- Urcola, H. A. et al.** (2015), "Land tenancy, soybean, actors and transformations in the pampas: A district balance", *Journal of Rural Studies*, vol. 39, pp. 32-40.
- USDA (US Department of Agriculture)** (1975), *Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*, us Government Printing Office, Washington.

- Usher, M. B.** (1987), "Effects of fragmentation on communities and populations: a review with applications to wildlife conservation", en Saunders, D. A. (ed.), *Nature conservation, the role of remnants of native vegetation*, Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia, pp. 103-121.
- Valbuena, D., P. H. Verburg y A. K. Bregt** (2008), "A method to define a typology for agent-based analysis in regional land-use research", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 128, pp. 27-36.
- Valdivia, R. O.** (2002), "The Economics of Terraces in the Peruvian Andes: An Application of Sensitivity Analysis in an Integrated Assessment Model" (Tesis de Maestría), Montana State University, Bozeman, USA.
- Valentine, K.** (1947), "Distance from water as a factor in grazing capacity of rangeland", *Journal of Forestry*, vol. 45, n° 10, pp. 749-754.
- Vallejos, M. et al.** (2014), "Análisis Social para el Ordenamiento Territorial Rural", en Paruelo, J. M. et al. (eds.), *Ordenamiento Territorial Rural. Conceptos, métodos y experiencias*, FAO / MINAGRI / FAUBA, [en línea], dirección URL: <<http://www.fao.org/3/a-i4195s.pdf>>.
- Vallejos, M. et al.** (2015), "Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012", *Journal of Arid Environments*, vol. 123, pp. 3-11.
- Van Schrojenstein Lantman, J. et al.** (2011), "Core principles and concepts in land-use modelling: A literature review", en Koomen, E. y J. Borsboomvan Beurden (eds.), *Land-use modelling in planning practice*, Springer, Dordrecht, pp. 35-57.
- Vapnik, V. N.** (1995), *The Nature of Statistical Learning Theory*, Springer, Nueva York.
- Vapnik, V. N.** (1998), *Statistical learning theory*, Wiley, Nueva York.
- Varela, C., R. Pollero y A. Fostik** (2007), "La fecundidad: evolución y diferenciales en el comportamiento reproductivo", en Varela, C. (coord.), *Demografía de una sociedad en transición. La población uruguaya a inicios del siglo XXI*, Editorial Trilce, Montevideo, pp. 35-69.
- Vaux, H. J. y W. O. Pruitt** (1983), "Crop-water production functions", *Advances in Irrigation*, vol. 2, n° 1, pp. 61-95.
- Vega, E., et al.** (2009), "Land use change patterns in the Río de la Plata grasslands: the influence of phytogeographic and political boundaries", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 134, n° 3-4, pp. 287-292.
- Veldkamp, A. y L. O. Fresco** (1996), "CLUE: a conceptual model to study the conversion of land use and its effects", *Ecological Modelling*, vol. 85, n° 2-3, pp. 253-270.
- Veldkamp, A. y E. F. Lambin** (2001), "Predicting land-use change", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 85, n° 1-3, pp. 1-6.

- Venencia, C. D. et al.** (2012), “Conflictos de tenencia de la tierra y sustentabilidad del uso del territorio del Chaco salteño”, *Energías Renovables y Medio Ambiente (ERMA)*, 30, pp. 29-35.
- Venter, O. et al.** (2016), “Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation”, *Nature Communications*, vol. 7, art. 12558.
- Venterea, R.** (2010), “Simplified Method for Quantifying Theoretical Underestimation of Chamber-Based Trace Gas Fluxes”, *Journal of Environmental Quality*, vol. 39, n° 1, pp. 126-135.
- Verburg, P. H. e Y. Chen** (2000), “Spatial explorations of land use change and grain production in China”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 82, n° 1, pp. 333-354.
- Verburg, P. H. et al.** (1999), “A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use”, *Ecological Modelling*, vol. 116, n° 1, pp. 45-61.
- Verburg, P. H. et al.** (2002), “Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model”, *Environmental Management*, vol. 30, n° 3, pp. 391-405.
- Verburg, P. H. et al.** (2006), “Modeling Land-Use and Land cover change”, en Lambin E. F. y H. Geist (eds.), *Land-Use and Land-Cover Change. Global Change-The IGBP Series*, Springer, Berlín / Heidelberg, pp. 117-135.
- Verburg, P. S. J. et al.** (2004), “Net ecosystem carbon exchange in two experimental grassland ecosystems”, *Global Change Biology*, vol. 10, n° 4, pp. 498-508.
- Verna, P. y L. Nahuelhual** (2015), “Mapa de Actores Caso de Estudio Panguipulli, Región de los Ríos, Chile”, Documento de trabajo del BEST-P.
- Verón, S. R. et al.** (2011), “Complejidad de los servicios ecosistémicos y estrategias para abordarla”, en Laterra, P. E., G. Jobaggy y J. M. Paruelo (eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, Ediciones INTA, Buenos Aires, pp. 659-672.
- Verón, S. R., et al.** (2012), “Assessing the potential of wildfires as a sustainable bioenergy opportunity”, *Global Change Biology Bioenergy*, vol. 4, n° 6, pp. 634-641.
- Vertessy, R. et al.** (2000), Sustainable hardwood production in shallow *watertable areas*, RIRDC publication 00-163, Rural Industries Research and Development Corporation, Barton.
- Videla, C. y A. Ambrusculo (compils.)** (2016), *Aprendiendo juntos a valorar nuestro ambiente. Balcarce y sus recursos naturales*, Universidad Nacional de Mar del Plata.

Bibliografía

- Viglizzo, E. F.** (2009), “The dynamics of cultivation and floods in arable lands of Central Argentina”, *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 13, n° 4, pp. 491-502.
- Viglizzo, E. F. y F. C. Frank** (2006), “Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision”, *Ecological Economics*, vol. 57, n° 1, pp. 140-151.
- Viglizzo, E. F. et al.** (2001), “Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 83, n° 1, pp. 65-81.
- Viglizzo, E. F. et al.** (2012), “Ecosystem service evaluation to support land-use policy”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 154, pp. 78-84.
- Villa, F. et al.** (2014), “A methodology for adaptable and robust ecosystem services assessment”, *PLOS one*, vol. 9, n° 3, e91001.
- Villamagna, A. M., P. L. Angermeier y E. M. Bennett** (2013), “Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery”, *Ecological Complexity*, vol. 15, pp. 114-121.
- Villarino, S. H.** (2017), “Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina”, *Science of The Total Environment*, vol. 575, pp. 1056-1065.
- Villarino, S. H. et al.** (2014), “Agricultural impact on soil organic carbon content: Testing the IPCC carbon accounting method for evaluations at county scale”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 185, pp. 118-132.
- Vitousek, P. M.** (1994), “Beyond global warming: ecology and global change”, *Ecology*, vol. 75, n° 7, pp. 1861-1876.
- Vitousek, P. M. et al.** (1986), “Human appropriation of the products of photosynthesis”, *BioScience*, vol. 36, n° 6, pp. 368-373.
- Vogt, P. et al.** (2007), “Mapping spatial patterns with morphological image processing”, *Landscape Ecology*, vol. 22, n° 2, pp. 171-177.
- Volante, J. N.** (2014), “Dinámica y consecuencias del cambio en la cobertura y el uso del suelo en el Chaco Semi-Árido” (Tesis Doctoral), Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Volante, J. N. y J. M. Paruelo** (2015), “Is forest or Ecological Transition taking place? Evidence for the Semiarid Chaco in Argentina”, *Journal of Arid Environments*, vol. 123, pp. 21-30.
- Volante, J. N. et al.** (2012), “Ecosystem functional changes associated with land clearing in nw Argentina”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 154, pp. 12-22.

- Volante, J. N. et al.** (2015), "Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010: Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetación", *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, vol. 41, n° 2, pp. 179-191.
- Volante, J. N. et al.** (2016), "Agricultural expansion in the Semi-arid Chaco: Poorly selective contagious advance", *Land Use Policy*, vol. 55, pp. 154-165.
- Von Braun, J.** (2009), "Addressing the food crisis: governance, market functioning, and investment in public goods", *Food Security*, vol. 1, n° 1, pp. 9-15.
- Von Hoyer, M. et al.** (2000), "Sustained water supply by artificial groundwater recharge in the chaco of Paraguay", *Zeitschrift für angewandte Geologie*, SH1, pp. 207-215.
- Walker G. R.** (1998), *Using soil water tracers to estimate recharge*, Part 7 of the basics of recharge and discharge, Series Editors Lu Zhang y Glen Walker, CSIRO publishing Australia.
- Walker, B. et al.** (2002), "Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach", *Conservation Ecology*, vol. 6, n° 1, art. 14.
- Walker, J. W. y R. Heitschmidt** (1986), "Effect of various grazing systems on type and density of cattle trails", *Journal of Range Management*, vol. 39, n° 5, pp. 428-431.
- Walker, G. R., I. D. Jolly y P. G. Cook.** (1991), "A new chloride leaching approach to the estimation of diffuse recharge following a change in land use", *Journal of Hydrology*, vol. 128, n° 1-4, pp. 49-67.
- Wallace, K. J.** (2007), "Classification of ecosystem services: problems and solutions", *Biological Conservation*, vol. 139, n° 3, pp. 235-246.
- Wang, X., F. G. Blanchet y N. Koper** (2014), "Measuring habitat fragmentation: an evaluation of landscape pattern metrics", *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 5, n° 7, pp. 634-646.
- Westoby, M., B. Walke y I. Noy-Meir** (1989), "Opportunistic management for rangelands not at equilibrium", *Journal of Range Management*, vol. 42, n° 4, pp. 266-274.
- Weyland, F., M. P. Barral y P. Laterra** (2017), "Assessing the relationship between ecosystem functions and services: Importance of local ecological conditions", *Ecological Indicators*, vol. 81, pp. 201-213.
- Weyland, F., J. Baudry y C. M. Ghera** (2012), "A fuzzy logic method to assess the relationship between landscape patterns and bird richness of the Rolling Pampas", *Landscape Ecology*, vol. 27, n° 6, pp. 869-885.

Bibliografía

- Weyland, F., J. Baudry y C. M. Ghera** (2014), "Rolling Pampas agro-ecosystem: which landscape attributes are relevant for determining bird distributions?", *Revista Chilena de Historia Natural*, vol. 87, n° 1, pp. 1-12.
- White, R. y G. Engelen** (2000), "High-resolution integrated modelling of the spatial dynamics of urban and regional systems", *Computers, Environment and Urban Systems*, vol. 24, n° 5, pp. 383-400.
- Whitmore, T. y B. Turner** (1992), "Landscapes of Cultivation in Mesoamerica on the Eve of the Conquest", *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 82, n° 3, pp. 402-425.
- Wiens, J. A. y M. R. Moss (eds.)** (2005), *Issues and perspectives in landscape ecology*, Cambridge University Press.
- Wilbanks, T. J. y R. W. Kates** (1999), "Global change in local places: how scale matters", *Climatic Change*, vol. 43, n° 3, pp. 601-628.
- Wilby, A. y M. B. Thomas** (2002), "Natural enemy diversity and natural pest control: patterns of pest emergence with agricultural intensification", *Ecology Letters*, 5, 353-360.
- Wilken, G.** (1987), *Good farmers: Traditional Agricultural Resource Management in Mexico and Central America*, University of California Press, Oxford.
- Williams M. R., T. R. Fisher, y J. M. Melack** (1997), "Solute dynamics in soil water and groundwater in a central Amazon catchment undergoing deforestation", *Biogeochemistry*, vol. 38, n° 3, pp. 303-335.
- Wischmeier, W. H.** (1976), "Use and misuse of the universal soil loss equation. Soil Conservation Society of America", *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 31, n° 1, pp. 5-9.
- Wischmeier, W. H. y D. D. Smith** (1960), "A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning", *7th International Congress of Soil Sciences*, vol. 1, pp. 418-425.
- Wisner B. et al.** (2004), *At risk. Natural hazards, people's vulnerability and disasters*, Routledge, Londres.
- WMO (World Meteorological Organization)** (2012), *Greenhouse Gas Bulletin n° 8: The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2011*.
- Wolff S., C. J. E. Schulp y P. H. Verburg** (2015), "Mapping ecosystem services demand: a review of current research and future perspectives", *Ecological Indicators*, vol. 55, pp. 159-171.
- Wong, C. P. et al.** (2015), "Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy", *Ecology Letters*, vol. 18, n° 1, pp. 108-118.

- Woolcock, M.** (1998), "Social Capital and Economic Development: Toward a Theoretical Synthesis and Policy Framework", *Theory and Society*, vol. 27, n° 2, pp. 151-208.
- Woolcock, M.** (2001), *La importancia del capital social para comprender los resultados económicos y sociales*, Development Research Group, The World Bank, Washington dc.
- Wright, D. H.** (1990), "Human impacts on energy flow through natural ecosystems, and implications for species endangerment", *AMBIO A Journal of the Human Environment*, vol. 19, n°4, pp. 189-194.
- Wright, W. C. C., F. V. Eppink y S. Greenhalgh** (2017), "Are ecosystem service studies presenting the right information for decision making?", *Ecosystem Services*, vol. 25, pp. 128-139 [en línea], dirección URL: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.002>>.
- Yang, L. y Z. Cai** (2005), "The effect of growing soybean (*Glycine max L.*) on N₂O emission from soil", *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 37, n°6, pp. 1205-1209.
- Zaffaroni, C.** (1997), *Marco de desarrollo de base. La construcción de un sistema participativo para analizar resultados de proyectos sociales*, Trilce, Montevideo.
- Zak, M. R. y M. Cabido** (2002), "Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology", *Applied Vegetation Science*, vol. 5, n° 2, pp. 213-226.
- Zak, M. R., M. Cabido y J. G. Hodgson** (2004), "Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future?", *Biological Conservation*, vol. 120, n° 4, pp. 589-598.
- Zhang, S., G. Carmi y P. Berlinera** (2013), "Efficiency of rainwater harvesting of microcatchments and the role of their design", *Journal of Arid Environments*, vol. 95, pp. 22-29.
- Zhang, L., W. R. Dawes y G. R. Walker** (2001), "Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale", *Water Resources Research*, vol. 37, n° 3, pp. 701-708.
- Zhou, G. y A. M. Liebhold** (1995), "Forecasting the spatial dynamics of gypsy moth outbreaks using cellular transition models", *Landscape Ecology*, vol. 10, n° 3, pp. 177-189.
- Ziegler, A. D. et al.** (2004), "Hydrological consequences of landscape fragmentation in mountainous northern Vietnam: evidence of accelerated overland flow generation", *Journal of Hydrology*, vol. 287, n° 1, pp. 124-146.
- Zimmerer, K.** (1995), "The Origin of Andean Irrigation", *Nature*, vol. 378, pp. 481-483.

Existe otro mundo mejor y está en este

Somos optimistas bien informados. Los que integramos CICCUS sabemos que, en gran medida, el desencuentro humano obedece a la inequidad en la distribución y disfrute de los bienes tanto materiales como intangibles. Y no pecamos de ingenuos cuando creemos que esto se debe y se puede corregir.

Nuestros cuidados libros divulgan textos de reconocidos especialistas e investigadores que animan valores tales como la cooperación, la solidaridad, el respeto a la naturaleza y la adhesión gozosa de lo diverso desde la propia identidad.

Crisis: oportunidad y/o conflicto. Siempre depende de nosotros elegir, decidir. Nosotros y nuestros autores ya lo hicimos.

El libro como creación cultural es una aventura que se recrea con los lectores, necesita de su complicidad.

Para leer, sentir, pensar y actuar situados.

CONSEJO DE ADMINISTRACIÓN:

Juan Carlos Manoukian, Mariano Garreta,
Elina Dabas, Enrique Manson, Federico Giménez,
Diana Braceras, Héctor Olmos.

EDICIONES
ciccus

CENTRO DE INTEGRACIÓN
COMUNICACIÓN, CULTURA Y SOCIEDAD

Medrano 288 - (C1179AAD) Ciudad Autónoma de Buenos Aires
(011) 4981-6318 / 4958-0991 - www.ciccus.org.ar

La presente edición está impresa
en papel obra de 70 grs. de producción nacional.
Se utilizó tipografía
Georgia cuerpo 10 con interlínea 13.

Se terminó de imprimir en octubre de 2019
Al Sur Producciones Gráficas S.R.L.
Wenceslao Villafañe 468,
Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
alsur@speedy.com.ar